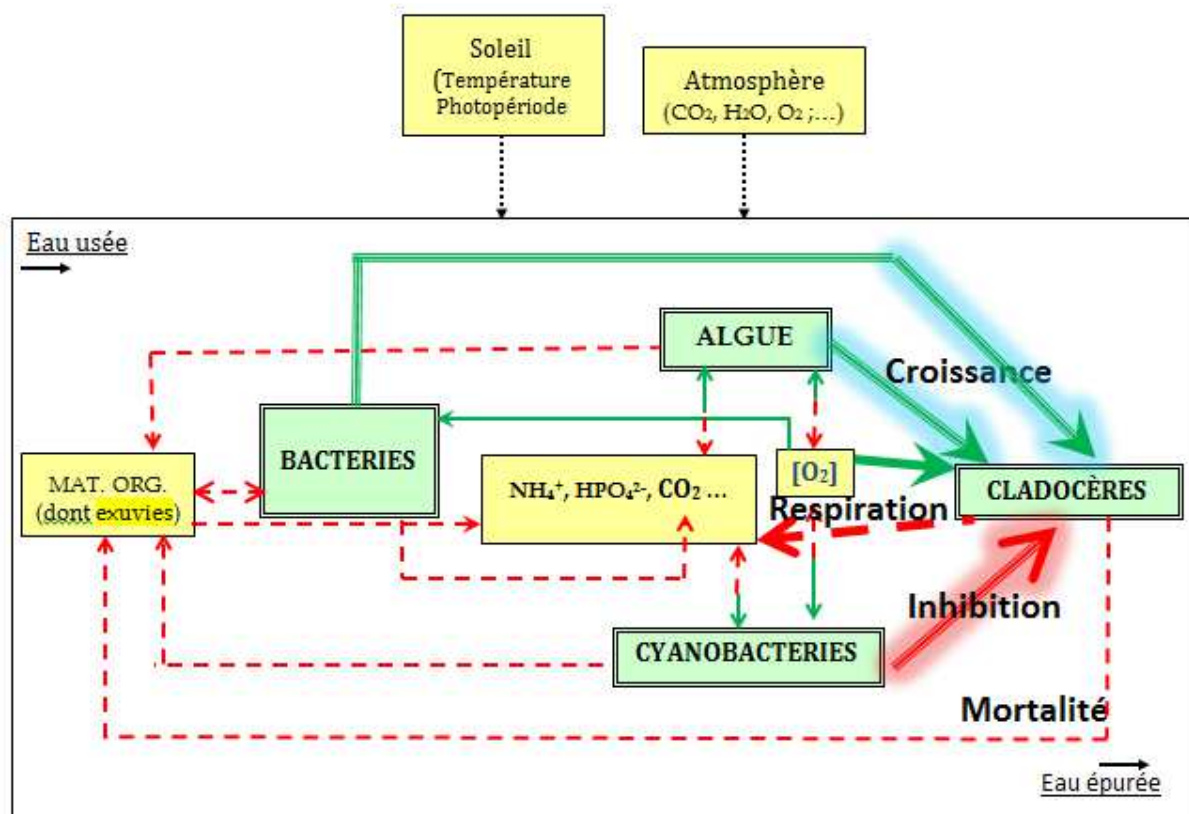


## PRODUCTION DES CLADOCERES DANS LES BASSINS DE LAGUNAGE: MODELISATION ET ANALYSE DE RENTABILITE DE LEUR VALORISATION



Dissertation présentée par  
**Mouhamadou Nourou Dine LIADY**  
en vue de l'obtention du grade de  
Docteur en Sciences

Composition du jury :

Dr Célia JOAQUIM JUSTO: Présidente (ULg, Belgique)  
Dr Henry-Michel CAUCHIE: Secrétaire (ULg, Belgique)  
Prof. Philippe ANDRE: Promoteur (ULg, Belgique)  
Prof. Emile Didier FIOGBE: Co-Promoteur (UAC, Bénin)  
Prof. Diederik ROUSSEAU: Membre (UGhent, Belgique)  
Prof. Jean- Luc VASEL: Membre (Belgique)

Année académique 2014-2015

## REMERCIEMENTS

---

S'il est une chose merveilleuse que j'ai apprise durant ces années de thèse, c'est ta présence en moi. J'ai appris à réaliser que tu es toujours là, dans cette place secrète qui est en moi, que tu me vois, tu m'entends, et tu exauces toujours mes prières ; que tu me guides dans mes choix, dans mes décisions et dans mes entreprises ; et que tu me protèges, en tous temps, en tous lieux et en toutes circonstances. C'est ta présence qui m'a fourni les ressources nécessaires pour arriver au bout de cette épreuve qui m'a tant secoué, quand j'ignorais encore ta présence en moi. Je n'ai pas de mots pour te rendre grâce pour la confiance que tu m'as désormais permis de cultiver en ta personne en moi.

Beaucoup de personnes morales ou physiques, ont contribué à la réalisation de ce travail. Je ne saurai citer tous les noms, mais qu'ils sachent que je leur serai toujours reconnaissant. Je voudrais remercier nommément :

L'Etat belge et l'Etat béninois, qui m'ont donné les moyens de réaliser mon rêve de préparer une thèse de doctorat ;

Le Professeur Jean-Luc Vassel, qui m'a accepté dans son unité de recherche en Belgique, et m'a toujours accompagné et encadré durant mon apprentissage. Je lui suis particulièrement reconnaissant pour sa disponibilité et la patience avec laquelle il a toujours discuté avec moi, lu et corrigé les écrits que je lui ai soumis ;

Le Professeur Emile Didier Fiogbé pour m'avoir accueilli dans son unité de recherche au Bénin, et pour son soutien scientifique et moral au cours de cette épreuve. Les nombreuses visites qu'il m'a rendues, à Arlon, pour suivre l'évolution de mon travail m'ont beaucoup réconforté.

Le Dr. Henry-Michel Cauchie et le Dr. Célia Joaquim Justo pour leurs contributions à ce travail ;

Le Professeur Jacques Nicolas qui, m'a enseigné les méthodes de collecte et de traitement de données ;

Le Professeur Philippe André et le Professeur Diederik Rousseau qui me font l'honneur de participer au jury de cette thèse ;

Le Professeur Francis Rosillon, le Professeur Franck Fabrice et le Dr. Vincent Debbaut, pour le soutien matériel qu'ils m'ont toujours apporté ;

Monsieur Hugues Jupsin, pour sa contribution à ma formation ;

Les membres de l'unité "Assainissement et Environnement", notamment: Dr. Fouad Zouhir, Dr. Baya Trésor, Jean-philippe Nalannes, Corine Antoine, David Wagner, Thierry T. Tangou, Gaston Nsavimana, Patrice Bigumandondera, Alex Lina, Léonard Mindélé, Emilienne L. Ngahanne, pour la collaboration durant ces années.

Ma profonde gratitude va à l'endroit de: Dr. Louis Amani, Dr. Farid Traoré, Dr. Guy-Eric Kouassi, Dr. Djaby Bakari et le Professeur Christophe Gandonou, pour leurs collaborations scientifiques.

Je n'oublierai jamais l'aimable attention du personnel du campus d'Arlon, à mon égard.

*À mes enfants, Faisath et Ihmaddine  
et à toute ma famille,  
je dédie cette thèse*

*À la mémoire de ma mère, rappelée à Dieu pendant que je  
préparais cette thèse ; puisse son âme reposer en paix.*

## Résumé

---

Face à l'urgence exprimée par la communauté internationale de trouver des solutions efficaces et durables à la crise sanitaire, due au manque d'accès à l'assainissement dans les pays du sud, la présente thèse s'est intéressée à l'étude de la possibilité de promouvoir ce secteur à travers l'intégration, dans les projets d'assainissement, d'incitants financiers tels que la valorisation des cladocères qui se développent dans les bassins de lagunage. Pour ce faire, une approche méthodologique basée sur la modélisation (qui permet d'intégrer tous les processus et les variables qui concourent au fonctionnement des bassins de lagunage) a été adoptée pour non seulement améliorer les connaissances sur le fonctionnement de ces bassins, mais aussi estimer les productions des cladocères et leurs impacts sur l'épuration des eaux dans ces bassins. Ensuite, la rentabilité d'un avant-projet de valorisation des cladocères a été étudiée dans le contexte socio-économique du Bénin.

Le travail a débuté par une revue de la littérature, s'est poursuivi par les calibrations des techniques utilisées pour estimer les biomasses de *Daphnia pulex* et des différents substrats utilisés. Les études de cinétiques et de stœchiométries des différents processus de conversion biochimique impliquant les cladocères, ainsi que l'étude de rentabilité de deux variantes de valorisation des cladocères, ont complété le travail. La stœchiométrie de chacun des différents processus de conversion biochimique a été décrite en commençant par démontrer que les biomoles appliquées dans le modèle "ModLag" et dans le RWQM1 sont bien applicables aux organismes étudiés dans la présente thèse puis, à défaut des équipements requis pour mesurer les paramètres stœchiométriques, en utilisant les valeurs proposées dans le RWQM1. Toutefois, des commentaires importants sur les mesures de ces paramètres, ont été effectués aux regards non seulement des pratiques en vigueur en hydrobiologie d'une part et en biotechnologies (sur les cultures en continue sur chémostat notamment) d'autre part, vis-à-vis des besoins pour la modélisation. Des démarches méthodologiques ont été proposées.

Les résultats obtenus des études cinétiques montrent que :

- la cinétique de la croissance des cladocères sur les bactéries est décrite par un modèle de type Monod qui traduit une augmentation du taux de croissance en fonction des teneurs en bactéries, jusqu'à une certaine teneur en bactéries à partir de laquelle on observe une saturation de la croissance,
- la cinétique de leur croissance sur les algues est décrite par un modèle qui traduit une inhibition de la croissance par de fortes teneurs en algues,
- la cinétique globale de la croissance de *D. pulex* simultanément sur *Scenedesmus sp.* et *E. coli* est mieux décrite par le modèle de cinétique avec paramètre d'interaction, que par le modèle sans interaction.
- les teneurs en cyanobactéries influencent la cinétique de la mortalité des cladocères. Ce travail est le premier, à notre connaissance à prendre en compte, en modélisation, la mortalité des cladocères du fait de la toxicité des cyanobactéries.

Les résultats des analyses de stœchiométrie révèlent que :

- Pour produire 1 g d'équivalent DCO de *D. pulex*, 5 g d'équivalent DCO de *Scenedesmus sp.*, (ou d'*E. coli*) sont oxydés dont 0,77 sont convertis en matières organiques particulaires et, le reste (soit 3,23 équivalent DCO ou 65%) est oxydé (pour la production de l'énergie nécessaire au métabolisme) sous forme de CO<sub>2</sub>.
- En conditions de respiration endogène (observée dans les bassins de lagunage, en période de surpopulation de cladocères par rapport aux ressources alimentaires disponibles), on assiste à un abattement de la DCO des daphnies exclusivement au profit de la production d'énergie pour le catabolisme.
- Lorsque l'équivalent en DCO de 1 g de *D. pulex* meurt, 1,2 g de DCO de matières organiques particulaires sont produites dont 79% sont biodégradable.

L'impact des cladocères sur l'épuration des eaux dans les bassins de lagunage peut ainsi être analysé de manière approfondie, à la fois au plan cinétique et stœchiométrique, à l'aide de la modélisation globale du système "bassin de lagunage" en complétant le "sous-modèle cladocère" proposé dans la présente thèse, au modèle de lagunage "ModLag" de l'unité "Assainissement et Environnement" et, en réalisant des simulations à l'aide du logiciel "WEST". L'essentiel du travail nécessaire pour la réalisation des simulations a été effectué et présenté dans le chapitre VIII; par contre, les simulations n'ont pas pu être finalisées avant le dépôt de la présente thèse dans les délais exigés, en raison d'un problème survenu sur "WEST". Elles le seront avant la défense publique de cette thèse et, les résultats pourront alors être présentés. En attendant, les analyses de cinétiques et de stœchiométries montrent que dans des conditions non limitantes en substrats et en absence de cyanobactéries, la vitesse de croissance des cladocères étant supérieure à la somme des vitesses de leur respiration et de leur mortalité, on assisterait plus à un abattement de la DCO essentiellement algale et bactérienne. Cela révèle que s'il est bien géré avec des récoltes périodiques, un étage trophique constitué de cladocères peut contribuer à accroître le rendement épuratoire en réduisant les biomasses d'algues et de bactéries en fin de traitement. Ces récoltes périodiques de biomasses de cladocères, permettront de maintenir un bon état de fonctionnement du système en évitant de trop réduire les biomasses d'algues et de bactéries qui assurent respectivement, l'oxygénation de l'eau et la minéralisation de la pollution organique dissoute avec un effet détoxifiant notamment à travers la nitrification de l'ammoniac.

L'étude de rentabilité de l'avant-projet de valorisation des cladocères produits dans les bassins de lagunage révèle que, dans le contexte socio-économique du Bénin, avec une production journalière estimée à 1,19 g poids sec/m<sup>3</sup>.j :

- la variante 1 consistant en une vente des récoltes de cladocères sous la forme de surgelés (ou de produits secs) est rentable et permet de réaliser un bénéfice annuel de l'ordre de 15.000 €/ha.an (si l'on considère la surface totale de l'exploitation), même en prenant en compte le remboursement sur une durée de dix ans des investissements dédiés à l'achat de terrains et à l'aménagement de la station d'épuration.

- la variante 2 consistant en une valorisation sur place de la biomasse de cladocères, dans la production de poissons est également rentable mais seulement si les investissements pour l'achat de terres et les aménagements, n'étaient pas remboursés. Dans ces conditions, elle permettrait de réaliser un bénéfice annuel de 1629 €/ha.an (si l'on considère la surface totale de l'exploitation) ou 6803 €/ha.an (si l'on considère uniquement la surface du bassin de production).

Cette étude a permis de :

- mettre en exergue les insuffisances des modèles de la littérature, pour décrire la croissance des cladocères dans les bassins de lagunage,
- bien cerner les substrats (algues et bactéries) qui contribuent à la croissance des cladocères ainsi que l'influence des teneurs de ces substrats sur la cinétique de leur croissance;
- prendre en compte l'influence des cyanobactéries sur la cinétique de la mortalité des cladocères ;
- apporter une importante contribution à la modélisation du fonctionnement des bassins de lagunage, en spécifiant clairement les modèles qui décrivent les cinétiques de croissance des cladocères sur les algues et les bactéries, et la cinétique de la mortalité des cladocères, en présence des cyanobactéries ;
- proposer un sous-modèle qui traduit les processus de conversion biochimiques impliquant les cladocères ;
- montrer que les récoltes raisonnables de cladocères contribuent à optimiser l'équilibre du système et ses performances épuratoires ; leur valorisation est financièrement rentable pour la gestion d'une station d'épuration, voire du secteur de l'assainissement.
- montrer qu'il est possible de réaliser des marges bénéficiaires importantes à travers la valorisation des cladocères, et par conséquent, d'intégrer dans la conception des projets d'assainissements destinés aux pays du sud, des incitants financiers. Cela pourrait motiver les investisseurs à promouvoir ce secteur, et, accroître l'accès des populations à l'assainissement.

Mots clés: Cladocères, Valorisation, Rentabilité, Lagunage, Assainissement, Pays du sud, Modélisation.

## Publications réalisées dans le cadre de la présente thèse

---

Liady M. N. D., Fiogbe E. D., Cauchie H. M., Vasel J. L. 2013. About the interest of a zooplankton compartment in pond systems: Methodology to study the growth of *D. pulex*. Oral communication in the 10th International Water Association Specialist Group Conference on Ponds Technology: Advances and Innovations in Pond Treatment Technology. 19-22 August 2013 Cartagena, Colombia.

L'article est attendu de publication dans la revue «Water Science and Technology».

Liady M. N. D., Fiogbe E. D., Vasel J. L. 2009. Contribution to the modeling of shellfish zooplankton production in wastewater stabilization ponds (WSP). Daniel Thevenot. 8th World Wide Workshop for Young Environmental Scientists WWW-YES 2009: Urban waters: resource or risks? Jun 2009, Arcueil, France. WWW-YES-2009-Fr (20), WWW-YES. <hal-00593127>.

Publié en ligne sur: <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00593127/document>

Tangou T. T., Baya D. T., Liady M. N. D., Musibono E. D., Vasel, J. L. 2013. Apport du traitement d'images dans le suivi de l'influence des teneurs en nutriments sur la croissance des lentilles d'eau (*Lemna minor*). Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 18 (1): 37-48.

## Table des matières

|  |              |
|--|--------------|
| <b>INTRODUCTION GENERALE.....</b>  | <b>- 1 -</b> |
| I. Contexte et justification .....   | - 1 -        |
| I.1 Le contexte strategique mondial .....  | - 1 -        |
| I.2 Le contexte scientifique axe sur la modelisation .....   | - 2 -        |
| II. Objectifs.....   | - 4 -        |
| III. Plan de presentation du travail .....   | - 5 -        |
| IV. Références .....   | - 6 -        |
| <b>Chapitre I: ETAT DES CONNAISSANCES SUR LES SYSTEMES DE LAGUNAGE, LEUR ECOLOGIE, LA<br/>MODELISATION DE LA PRODUCTION DES CLADOCERES ET LES INTERACTIONS DES<br/>SUBSTRATS SUR LA CROISSANCE DES CLADOCÈRES.....</b> | <b>- 9 -</b> |
| I. Introduction.....   | - 9 -        |
| II. Les differents systemes de lagunage et leur ecologie.....  | - 10 -       |
| II.1 Les systemes de lagunage.....   | - 10 -       |
| II.2 Ecologie des bassins de lagunage .....  | - 23 -       |
| III. Productions de zooplancton dans les bassins de lagunage.....  | - 29 -       |
| IV. Travaux de modélisations des bassins de lagunage ayant pris en compte le zooplancton-<br>30 -  |              |
| IV.1 Le modèle de Hathaway et Stefan (1995).....   | - 31 -       |
| IV.2 Le modèle de Moreno-Grau <i>et al.</i> (1996) .....   | - 32 -       |
| IV.3 Le River Water Quality Model n°1 (Reichert <i>et al.</i> , 2001).....   | - 34 -       |
| V. Les interactions des substrats sur la croissance des cladocères.....  | - 37 -       |
| VI. Conclusion .....   | - 39 -       |
| VII. Références.....   | - 40 -       |
| <b>Chapitre II: COMPTAGE ET ESTIMATION DE BIOMASSE DE <i>D. pulex</i> PAR TRAITEMENT D'IMAGE-</b>  | <b>46 -</b>  |
| I. Introduction.....   | - 46 -       |
| II. Matériel et méthodes .....   | - 47 -       |
| II.1 Capture d'image .....   | - 47 -       |
| II.2 Traitement d'image.....   | - 48 -       |
| II.3 Mesure des dimensions des individus au microscope .....   | - 49 -       |
| II.4 Calibration des mesures des dimensions par traitement d'image.....  | - 49 -       |
| II.5 Mesure de poids sec des individus .....   | - 50 -       |
| II.6 Regression taille-poids .....   | - 50 -       |
| II.7 Traitement des données .....  | - 51 -       |
| III. Resultats et discussion.....  | - 51 -       |
| III.1 Calibration du comptage par traitement d'image.....  | - 51 -       |
| III.2 Relations entre les longueurs des axes d'un individu .....   | - 52 -       |
| III.3 Calibration des mesures de dimension par traitement d'image.....   | - 56 -       |



|  |               |
|--|---------------|
| III.4 Relation poids sec - taille des individus .....  | - 61 -        |
| IV. Conclusion .....   | - 65 -        |
| V. Références .....  | - 66 -        |
| <b>Chapitre III : ÉTALONNAGE DES MESURES DE BIOMASSE DE SUBSTRAT PAR<br/>SPECTROPHOTOMETRIE, ETUDES DE FACTEURS DE CONVERSION ENTRE UNITÉS ET<br/>APPLICABILITE DES BIOMOLES PROPOSEES DANS LE MODELE DE LAGUNAGE AUX<br/>SUBSTRATS ETUDIES.....</b> | <b>- 67 -</b> |
| I. Introduction.....   | - 67 -        |
| II. Matériels et Méthodes .....  | - 68 -        |
| II.1 Origines des souches de substrat .....  | - 68 -        |
| II.2 Milieux de culture.....   | - 68 -        |
| II.3 Etalonnage des mesures de biomasse de substrat par spectrophotométrie.....  | - 68 -        |
| II.4 Etudes de facteurs de conversion entre différentes unités.....  | - 73 -        |
| II.5 Applicabilité des biomoles proposées dans le modèle "ModLag" aux substrats<br>étudiés.....  | - 73 -        |
| III. Résultats et discussions .....  | - 75 -        |
| III.1 Etalonnage des estimations de biomasse de <i>scenedesmus sp.</i> par mesures<br>d'absorbance a 760 nm et établissement de facteurs de conversion entre les différentes<br>unités .....   | - 75 -        |
| III.2 Etalonnage des estimations de biomasse de <i>M. aeruginosa</i> par mesure d'absorbance<br>a 760 nm et Etablissement de facteurs de conversion entre les différentes unités.....  | - 82 -        |
| III.3 Calibration des estimations de biomasse d' <i>E. coli</i> .....  | - 85 -        |
| IV. Conclusion .....   | - 87 -        |
| V. Références .....  | - 88 -        |
| <b>Chapitre IV: CARACTERISATION DE LA CINETIQUE DE CROISSANCE DE <i>D. pulex</i> SUR <i>Scenedesmus<br/>sp., E. coli, et M. aeruginosa</i>.....</b>  | <b>- 89 -</b> |
| I. Introduction.....   | - 89 -        |
| II. Matériels et méthodes .....  | - 90 -        |
| II.1 Justification du plan expérimental.....   | - 90 -        |
| II.2 Mise en œuvre des cultures .....  | - 97 -        |
| II.3 Estimation et suivi des biomasses .....   | - 101 -       |
| II.4 Cinétique de croissance de <i>D. pulex</i> dans le milieu combo sans substrat .....   | - 101 -       |
| III. Résultats .....   | - 101 -       |
| III.1 Détermination des teneurs en substrats utilisées dans nos expérimentations....   | - 101 -       |
| III.2 Cinétique de croissance de <i>D. pulex</i> sur <i>Scenedesmus sp.</i> .....  | - 107 -       |
| III.3 Cinétique de croissance de <i>D. pulex</i> sur <i>E. coli</i> .....  | - 118 -       |
| III.4 Cinétique de mortalité de <i>D. pulex</i> sur <i>M. aeruginosa</i> .....   | - 123 -       |
| III.5 Cinétique de croissance de <i>D. pulex</i> dans le milieu combo sans substrat.....   | - 129 -       |
| III.6 Cinétique globale de croissance de <i>D. pulex</i> sur ses substrats.....  | - 131 -       |
| IV. Conclusions.....   | - 133 -       |

|  |                |
|--|----------------|
| V. Références .....  | - 134 -        |
| <b>Chapitre V: DESCRIPTION CONCEPTUELLE DU SOUS - MODELE "PRODUCTION DES CLADOCERES<br/>DANS LES BASSINS DE LAGUNAGE"</b>                                | <b>- 137 -</b> |
| I. Introduction.....   | - 137 -        |
| II. Sous-modèle conceptuel proposé .....   | - 137 -        |
| II.1 Les processus de conversion biochimique.....  | - 140 -        |
| II.2 Les variables du sous-modèle : origines et devenir .....  | - 142 -        |
| III. Expression du sous modèle dans le formalisme de matrice des processus .....   | - 145 -        |
| IV. Conclusion .....   | - 149 -        |
| V. Références .....  | - 150 -        |
| <b>Chapitre VI : STOECHIOMETRIE DES CONVERSIONS BIOCHIMIQUES IMPLIQUANT LES CLADOCERES<br/>DANS LES BASSINS DE LAGUNAGE: Cas de <i>D. pulex</i>.....</b> | <b>- 151 -</b> |
| I. Introduction.....   | - 151 -        |
| II. Considérations simplificatrices.....   | - 152 -        |
| III. Matériels et méthodes.....  | - 154 -        |
| II.1 Applicabilité de la biomole proposée pour le zooplancton dans le RWQM1 à notre<br>contexte .....  | - 154 -        |
| II.2 Stœchiométrie du processus de croissance et sa présentation dans la matrice de<br>petersen.....   | - 156 -        |
| II.3 Stœchiométrie du processus de respiration des daphnies .....  | - 164 -        |
| II.4 Stœchiométrie du processus de mortalité des daphnies due ou non aux<br>cyanobactéries .....   | - 165 -        |
| IV. Résultats et discussions .....   | - 167 -        |
| IV.1 Applicabilité de la biomole proposé pour le zooplancton dans le RWQM1 à notre<br>contexte .....   | - 167 -        |
| IV.2 Biomoles et équivalents DCO considérés dans ce travail.....   | - 170 -        |
| IV.3 Stœchiométrie du processus de croissance .....  | - 171 -        |
| IV.4 Stœchiométrie du processus de respiration .....   | - 173 -        |
| IV.5 Stœchiométrie du processus de mortalité due ou non aux cyanobactéries .....   | - 174 -        |
| V. Synthèse de la stœchiométrie des processus de conversion biochimique impliquant les<br>cladocères .....   | - 175 -        |
| VI. Conclusion .....   | - 176 -        |
| VII. Références.....   | - 177 -        |
| <b>Chapitre VII : ANALYSE DE RENTABILITE D'UN AVANT-PROJET DE VALORISATION DES CLADOCERES<br/>PRODUITS DANS LES BASSINS DE LAGUNAGE AU BENIN.....</b>    | <b>- 180 -</b> |
| I. Introduction.....   | - 180 -        |
| I.1 Contexte et justification .....  | - 180 -        |
| I.2 Objectifs de l'avant-projet .....  | - 182 -        |
| II. Description de l'avant- projet et des données de base.....   | - 182 -        |
| II.1 Description de l'avant-projet .....   | - 182 -        |

|  |                |
|--|----------------|
| II.2 Données de base .....   | - 184 -        |
| III. Méthode.....  | - 192 -        |
| III.1 Analyse de filière .....   | - 192 -        |
| III.2 Analyse de rentabilité financière.....   | - 193 -        |
| IV. Résultats et discussions .....   | - 193 -        |
| IV.1 Variante 1: Valorisation indirecte des cladocères en pisciculture .....   | - 193 -        |
| IV.2 Variante 2: Valorisation directe des cladocères en pisciculture .....   | - 202 -        |
| V. Conclusions .....   | - 208 -        |
| VI. Références .....   | - 209 -        |
| <b>Chapitre VIII: EBAUCHE POUR L'ETUDE APPRONFONDIE DE LA COHERENCE DU MODELE ET DE<br/>L'IMPACT DES CLADOCERES SUR L'EPURATION DES EAUX DANS LES BASSINS DE<br/>LAGUNAGE.....</b> | <b>- 212 -</b> |
| I. Introduction.....   | - 212 -        |
| II. Matériel et méthodes .....   | - 213 -        |
| II.1 Analyse de cohérence .....  | - 213 -        |
| II.2 Analyse de l'impact des cladocères sur les performances épuratoires.....  | - 214 -        |
| II.3 Choix du type de bassin de lagunage.....  | - 214 -        |
| II.4 Sources des données expérimentales .....  | - 214 -        |
| II.5 Conversion des valeurs dans les unités appropriées pour notre application.....  | - 215 -        |
| II.6 Approche générale basée sur les bilans de matières.....   | - 216 -        |
| II.7 Simulation dans WEST .....  | - 219 -        |
| III. Résultats et discussions .....  | - 222 -        |
| III.1. Les données de Cauchie (2000) .....   | - 223 -        |
| III.2 Les données de Pizay-Parenty (1985) .....  | - 225 -        |
| III.3 les données de Moreno-Clavel <i>et al.</i> (1990) cités par Moreno-Grau <i>et al.</i> (1996) .....   | - 230 -        |
| III.4 Les données de Kawai <i>et al.</i> (1987) .....  | - 233 -        |
| III.5 Les données de Sunarsih <i>et al.</i> (2013).....  | - 235 -        |
| IV. Conclusion .....   | - 238 -        |
| V. Références .....  | - 238 -        |
| <b>CONCLUSIONS – RECOMMANDATIONS – PERSPECTIVES.....</b>   | <b>- 241 -</b> |
| Références .....   | - 245 -        |

Liste des figures

---

- Figure I.1:** Schéma de fonctionnement d'un bassin facultatif (Tchobanoglous *et al.*, 1985 ; cités par Shilton, 2001)
- Figure I.2:** Schéma synthétique de description des différents bassins de lagunage
- Figure I.3:** Vue microscopique de quelques protozoaires (Leclercq et Maquet, 2001)
- Figure I.4:** Vue microscopique de quelques rotifères (Leclercq et Maquet, 2001)
- Figure I.5:** Vue de quelques copépodes (Leclercq et Maquet, 2001)
- Figure I.6:** Photographie d'un individu de *D. pulex* portant des œufs dans sa cavité incubatrice
- Figure II.1:** Photographie du dispositif d'observation et de capture d'image
- Figure II.2:** Deux photos successives du même lot de 115 *D. pulex*, capturées à quelques secondes d'intervalles
- Figure II.3:** Image résultante de la soustraction entre les deux images successives précédentes.
- Figure II.4:** Image segmentée sur fond transparent
- Figure II.5:** Image segmentée (les individus répondant aux valeurs de pixel comprises entre 26 et 255 sont sélectionnées ici en noir) sur fond blanc
- Figure II.6:** Photographie de la balance Mettler Toledo MX5
- Figure II.7:** Boite à moustaches des résultats des deux modes de comptage
- Figure II.8:** Corrélation entre les deux modes de comptage
- Figure II.9:** Boite à moustache des mesures de dimensions
- Figure II.10:** Test de normalité des données brutes relatives à l'axe min. dors. ( $\mu\text{m}$ )
- Figure II.11:** Test de normalité de  $\ln(\text{axe mineur latéral})$
- Figure II.12:** Tracé de Moyennes de Axe majeur IPP ( $\mu\text{m}$ ) groupé par Axe majeur microscope ( $\mu\text{m}$ )
- Figure II.13:** Tracé de Moyennes de Axe mineur dorsale IPP ( $\mu\text{m}$ ) groupé par Axe mineur dorsale microscope ( $\mu\text{m}$ )
- Figure II.14:** Test de normalité de la distribution des biais relatifs des mesures d'axe majeur par traitement d'image par rapport aux mesures effectuées au microscope

## Liste des figures

- Figure II.15:** Corrélation entre Axe majeur mesuré au microscope et Axe majeur estimé par le modèle
- Figure II.16:** Test de normalité de la distribution des biais relatifs (%)
- Figure II.17:** Relation entre poids sec et Axe majeur de *D. pulex*
- Figure II.18:** Relation entre poids sec et biovolume de *D. pulex* assimilé à un ellipsoïde simple
- Figure II.19:** Comparaison des poids secs mesurés aux poids secs estimés par chacun des modèles
- Figure II.20:** Test de normalité des biais relatifs aux estimations de poids sec de *D. pulex* par traitement d'image
- Figure III.1:** Photographie du pectrophotomètre UV-3100PC
- Figure III.2:** Cellule de numération Bürker-Türk
- Figure III.3:** Photographie du compteur de colonies IUL
- Figure III.4:** Photographie de la Balance BP 301 Sartorius
- Figure III.5:** Droite d'étalonnage pour l'estimation de [*Scenedesmus sp.*] ( $\cdot 10^5$  Cel/ml) en fonction de  $Abs_{760nm}$
- Figure III.6:** Test de normalité des biais relatif des estimations de densité cellulaire de *Scenedesmus sp.* par spectrophotométrie (%)
- Figure III.7:** Droite d'étalonnage pour l'estimation de  $MES_{Scenedesmus sp}$  ou  $MVS_{Scenedesmus sp}$  en fonction de  $Abs_{760nm}$
- Figure III.8:** Droite d'étalonnage  $DCO_{Scenedesmus sp.} = f(Abs_{760nm})$
- Figure III.9:** Analyse de corrélation entre MES estimé via DCO estimé et MES mesurées
- Figure III.10:** Droite d'étalonnage [*M. aeruginosa*] en fonction de  $Abs_{760nm}$
- Figure III.11:** Droite d'étalonnage  $MES_{M. aeruginosa}$  en fonction de  $Abs_{760nm}$
- Figure III.12:** Droite d'étalonnage  $DCO_{M. aeruginosa}$  (mg d'O<sub>2</sub>/l) en fonction de  $Abs_{760nm}$
- Figure III.13:** Nuage de Points de [*E. coli*] (UFC/ml) en fonction de  $Abs_{600nm}$
- Figure IV.1:** Vue d'ensemble du dispositif expérimental
- Figure IV.2:** Photographie du système employé pour la culture en continu de *Scenedesmus sp.* et *M. aeruginosa*
- Figure IV.3:** Photographie du dispositif de culture de *D. pulex*

## Liste des figures

- Figure IV.4:** Photographie du dispositif de cultures d'*E. coli* destinées à l'alimentation des daphnies
- Figure IV.5:** Evolution de  $\ln(N/N_0)$  de *D. excisum* pour [*S. acuminatus*]= $5E5$  cel/ml
- Figure IV.6:** Taux de croissance ( $r$ ) de *D. Excisum* pour [*S. acuminatus*]= $5E5$  cel/ml
- Figure IV.7:** Ajustement des données de Ovie et Ovie (2008) au modèle de Monod
- Figure IV.8:** Ajustement des données de Ovie et Ovie (2008) au modèle de Andrews
- Figure IV.9:** Ajustement des données de Ovie et Ovie (2008) au modèle de Haldane
- Figure IV.10:** Ajustement des données de Ovie et Ovie (2008) au modèle d'Edwards
- Figure IV.11:** Comparaison des données expérimentales et des données simulées en fonction de [*S. acumunatus*]
- Figure IV.12:** Cinétiques comparées de la croissance de *Scenedesmus sp.* à partir de deux différentes concentrations cellulaires au départ
- Figure IV.13:** Synthèse de l'évolution des taux spécifiques de croissance démographique de *D. pulex* sur les différents teneurs en *Scenedesmus sp.*
- Figure IV.14:** Détermination du taux de croissance pondérale pour [*Scenedesmus sp.*]= $0,18\text{mg/l}$  ou  $9,42 \cdot 10^3 \text{cel/ml}$
- Figure IV.15:** Détermination du taux de croissance pondérale pour [*Scenedesmus sp.*]= $4,32\text{mg/l}$  ou  $2,22 \cdot 10^5 \text{cel/ml}$
- Figure IV.16:** Détermination du taux de croissance pondérale pour [*Scenedesmus sp.*]= $21,60\text{mg/l}$  ou  $1,11 \cdot 10^6 \text{cel/ml}$
- Figure IV.17:** Détermination du taux de croissance pondérale pour [*Scenedesmus sp.*]= $43,20\text{mg/l}$  ou  $2,22 \cdot 10^6 \text{cel/ml}$
- Figure IV.18:** Détermination du taux de croissance pondérale pour [*Scenedesmus sp.*]= $78,55\text{mg/l}$  ou  $4,04 \cdot 10^6 \text{cel/ml}$
- Figure IV.19:** Détermination du taux de croissance pondérale pour [*Scenedesmus sp.*]= $235,64\text{mg/l}$  ou  $1,21 \cdot 10^7 \text{cel/ml}$
- Figure IV.20:** Ajustement des données expérimentales au modèle d'Edwards
- Figure IV.21:** Ajustement des données expérimentales au modèle de Haldane
- Figure IV.22:** Ajustement des données expérimentales au modèle d'Andrews
- Figure IV.23:** Ajustement des données expérimentales au modèle de Monod

## Liste des figures

- Figure IV.24:** Evolution des moyennes de teneurs en oxygène dans les cultures de *D. pulex* sur *Scenedesmus sp.*
- Figure IV.25:** Evolution des pH moyens dans les cultures de *D. pulex* sur *Scenedesmus sp.*
- Figure IV.26:** Estimation du taux spécifique de croissance d'*E. coli* sur le milieu minimum glucosé
- Figure IV.27:** Synthèse de l'évolution des taux spécifiques de croissance démographique de *D. pulex* sur les différentes teneurs en *E. coli*
- Figure IV.28:** Nuage de Points de  $r_{\text{graphique}} (j^{-1})$  en fonction de  $\text{Ln}(\text{MES}_{E. coli})$
- Figure VI.29:** Evolution des pH moyens dans les cultures de *D. pulex* sur *E. coli*
- Figure IV.30:** Evolution des teneurs moyennes en oxygène dans les cultures de *D. pulex* sur *E. coli*
- Figure IV.31:** Droite d'estimation du taux spécifique de croissance de *M. aeruginosa* dans nos conditions de culture
- Figure VI.32:** Evolution des taux spécifiques de mortalité de *D. pulex* sur les différentes teneurs en *M. aeruginosa*.
- Figure VI.33:** Evolution de  $\text{Ln}(X/X_0)$  en fonction du temps pour *D. pulex* sur *M. aeruginosa*
- Figure VI.34:** Evolution  $\text{Ln}(X/X_0)$  pour  $[M. aeruginosa]=2E6$  cel/ml soit 44,91 mg/l
- Figure IV.35:** Taux de mortalité de *D. pulex* (poids sec) pour  $[M. aeruginosa]= 2E6$  cel/ml soit 44,91 mg/l
- Figure IV.36:** Evolution  $\text{Ln}(X/X_0)$  pour  $[M. aeruginosa]= 1,1E5$  cel/ml
- Figure IV.37:** Taux de mortalité de *D. pulex* (poids sec) pour  $[M. aeruginosa]= 2E6$  cel/ml soit 2,47 mg/l
- Figure IV.38:** Evolution de  $\text{Ln}(X/X_0)$  pour  $[M. aeruginosa]=1,1E6$  cel/ml
- Figure IV.39:** Taux de mortalité de *D. pulex* (poids sec) pour  $[M. aeruginosa] = 1,1E6$  cel/ml
- Figure IV.40:** Evolution de  $\text{Ln}(X/X_0)$  pour  $[M. aeruginosa]=5,5E5$  cel/ml
- Figure IV.41:** Taux de mortalité de *D. pulex* (poids sec) pour  $[M. aeruginosa]= 5,5E5$  cel/ml
- Figure IV.42:** Analyse de régression entre taux de mortalité dû à la toxicité, et la teneur en *M. aeruginosa*
- Figure IV.43:** Taux de croissance démographique de *D. pulex* cultivé dans le milieu Combo sans substrat

**Figure IV.44:** Taux de croissance pondérale de *D. pulex* cultivé sur le milieu Combo sans substrat

**Figure V.1:** Description schématique du modèle proposé

**Figure VII.1:** Photographie du conditionnement des daphnies tel que proposé par la société Europrix (France)

**Figure VII.2:** Série de bassins adaptés dans la variante 1

**Figure VII.3:** Schéma de principe d'un canal de mesure type Venturi (Pronost *et al.*, 2002)

**Figure VIII.1:** Configuration du système d'épuration des eaux usées axé sur le bassin de maturation dans WEST

**Figure VIII.2:** Exemple de représentation structurelle du bassin de maturation considéré dans la configuration présentée sur la figure VIII.1.

**Figures VIII.3:** Evolution de la biomasse algale (Cauchie, 2000)

**Figures VIII.4:** Evolution des biomasses de crustacés zooplanctonique (Cauchie, 2000)

**Figure VIII.5:** Plan de la lagune et localisation des quatre points de prélèvement (1, 3, 7 et 9 ; Pizay-Parenty, 1985)

**Figure VIII.7:** Charge superficielle du bassin de tête (serpentine + bassin 1 ; Source : Pizay-Parenty, 1985)

**Figure VIII.8:** Evolution des biomasses de zooplancton à l'entrée du bassin 3 (Pizay-Parenty, 1985)

**Figure VIII.9:** Evolution des biomasses d'algues et de bactéries à l'entrée du bassin 3 (Pizay-Parenty, 1985)

**Figure VIII.10:** Evolution des variables physico-chimiques à la sortie du bassin 3 (Pizay-Parenty, 1985)

**Figure VIII.11:** Caractéristiques des bassins expérimentaux de Kawai *et al.* (1987)

**Figure VIII.12:** Disposition des bassins de la station d'épuration de Sewon avec présentation des points d'échantillonnage à l'entrée et à la sortie des bassins (Sunarsih *et al.*, 2013)



Liste des tableaux

---

Tableau I.1: Quelques modèles empiriques de dimensionnement du bassin facultatif

Tableau I.2: Conception et dimensionnement des principaux types de stations d'épuration par lagunage à travers le monde (d'après Vassel et VanderBorgh, 1998 ; Mara, 1995; Mendes *et al.*, 1995 cités par Cauchie, 2000).

Tableau I.3 : Valeurs caractéristiques d'abattelements des matières en suspensions, DBO<sub>5</sub>, DCO, ammonium et orthophosphates dans les principaux types de bassin de lagunage et dans les principales combinaisons de bassins au sein des station (Cauchie, 2000)

Tableau I.4: Caractéristiques des eaux usées européennes (Vassel, 2006)

Tableau I.5 : Quelques ordres de grandeur de production et de taux de production

Tableau II.1 : Statistiques descriptives sur les dimensions des trois axes de *D. pulex*

Tableau II.2: Comparaison de l'axe mineur dorsal et de l'axe mineur latéral de *D. pulex*

Tableau II.3: Matrice des corrélations entre les dimensions des trois axes de *D. pulex*

Tableau II.4 : Comparaison des modèles de régression pour l'axe mineur latéral de *D. pulex*

Tableau II.5: Comparaison des coefficients des régressions pour l'axe mineur latéral de *D. pulex*

Tableau II.6: Analyse des coefficients des régressions pour l'axe mineur dorsal de *D. pulex*

Tableau II.7: Analyse comparative des modèles de régression pour l'axe mineur dorsal

Tableau II.8 : Analyse des coefficients des modèles de régression: Axe mineur latéral – axe mineur dorsal de *D. pulex*

Tableau II.9: Comparaison des modèles de régression : Axe mineur latéral – axe mineur dorsal de *D. pulex*

Tableau II.10 : Analyse des corrélations entre les (résultats des) deux modes de mesure

Tableau II.11: Comparaison des modèles d'estimation de taille par traitement d'image

Tableau II.12: Analyse des coefficients des modèles d'estimation de taille par traitement d'image

Tableau II.13: Test de significativité du biais relatifs entre valeurs d'axe majeur mesurées par traitement d'image et valeurs mesurées au microscope

Tableau II.14: Test de significativité du biais relatifs entre valeurs d'axe majeur estimées (à l'aide du modèle) et mesurées (au microscope)

Tableau II.15 : Analyse des corrélations entre le poids secs et les différentes dimensions des individus

## Liste des tableaux

Tableau II.16: Comparaison des modèles d'estimation du poids sec à partir des tailles mesurées au microscope

Tableau II.17: Analyses des coefficients des régressions poids sec-taille mesurée au microscope

Tableau II.18: Expressions de poids sec relevées dans la littérature pour *D. pulex*

Tableau II.19: Comparaison de nos mesures et estimations de poids sec à ceux de la littérature

Tableau II.20: Significativité du biais relatif de l'estimation du poids sec par traitement d'image

Tableau III.1: Les cinq étapes suivies pour déterminer une biomole à partir des données sur la composition élémentaire.

Tableau III.2: Résultats du test du modèle complet [*Scenedesmus sp.*]=f(Abs<sub>760nm</sub>)

Tableau III.3: Paramètres Estimés du modèle complet [*Scenedesmus sp.*]=f(Abs<sub>760nm</sub>)

Tableau III.4: Comparaison par rapport à 0 du biais relatif moyen des estimations de densité cellulaire de *Scenedesmus sp.* par mesure d'absorbance (%)

Tableau III.5 : Test du Modèle Complet  $MES_{Scenedesmus sp} = Abs_{760nm}$

Tableau III.6 : Paramètres Estimés du Modèle Complet  $MES_{Scenedesmus sp} = Abs_{760nm}$

Tableau III.7: Test du Modèle Complet  $MVS_{Scenedesmus sp} = Abs_{760nm}$

Tableau III.8: Paramètres Estimés du Modèle Complet  $MVS_{Scenedesmus sp} = Abs_{760nm}$

Tableau III.9: Analyse des paramètres du Modèle Complet  $DCO_{Scenedesmus sp} = f(Abs_{760nm})$

Tableau III.10 : Test du Modèle Complet  $DCO_{Scenedesmus sp} = f(Abs_{760nm})$

Tableau III.11: Equivalents DCO (iDCO) déterminés expérimentalement

Tableau III.12: Comparaison de la moyenne des équivalents DCO déterminés expérimentalement à la valeur déterminée par le modèle  $MES_{Scenedesmus sp}$ . (mg/l)=0,698\* $DCO_{Scenedesmus sp}$ . (mg d'O<sub>2</sub>/l).

Tableau III.13 : Composition élémentaire du phytoplancton (Reichert *et al.*, 2001)

Tableau III.14: Comparaison de la moyenne des équivalents-DCO déterminés expérimentalement à la valeur théorique déterminée à partir de la composition élémentaire des algues proposée dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001)

Tableau III.15: Paramètres estimés du modèle [*M. aeruginosa*]= f(Abs<sub>760nm</sub>)

Tableau III.16: Test du modèle complet [*M. aeruginosa*]= f(Abs<sub>760nm</sub>)

## Liste des tableaux

Tableau III.17: Analyse de significativité du biais relatif moyen par rapport à 0, des estimations de la densité cellulaire de *M. aeruginosa* par spectrophotométrie

Tableau III.18: Test du modèle complet  $MES_{M. aeruginosa} = f(Abs_{760nm})$

Tableau III.19: Paramètres estimés du modèle  $MES_{M. aeruginosa} = f(Abs_{760nm})$

Tableau III.20: Comparaison par rapport à 0, du biais relatif moyen des estimations de  $MES_{M. aeruginosa}$  par mesure d'absorbance à 760 nm

Tableau III.21: Test du modèle complet  $DCO_{M. aeruginosa} = f(Abs_{760nm})$

Tableau III.22: Paramètres estimés  $DCO_{M. aeruginosa} = f(Abs_{760nm})$

Tableau III.23 : Comparaison par rapport à 0, du biais relatif moyen des estimations de  $MES_{M. aeruginosa}$  par l'équation de conversion proposée

Tableau III.24: Analyse de la qualité de la régression  $[E. coli] = f(Abs_{600nm})$

Tableau III.25: Analyse du coefficient de la régression  $[E. coli] = f(Abs_{600nm})$

Tableau III.26: Composition élémentaire des bactéries (Reichert *et al.*, 2001)

Tableau III.27: Equations des droites de calibration utilisées pour les estimations des biomasses de substrats (*Scenedesmus sp.*, *M. aeruginosa* et *E. coli*) par spectrophotométrie

Tableau III.28: Facteurs de conversion

Tableau III.29: Biomoles

Tableau IV.1: Quelques modèles de cinétique de croissance utilisés en biotechnologie

Tableau IV.2 : Tableur des calculs de gestion du chémostat

Tableau IV.3:  $\ln(N/N_0)$  de la densité de *D. excisum* (ind/l) en fonction des teneurs en *S. acuminatus* (en cel/ml) calculés d'après les données de Ovie et Ovie (2008)

Tableau IV.4 : Synthèse des taux de croissance de *D. excisum* déterminés graphiquement pour chaque teneur en *S. acuminatus*

Tableau IV.5: Comparaison des ajustements des taux de croissance de *D. excisum* à divers modèles de cinétique de croissance

Tableau IV.6: Analyse des paramètres estimés par ajustement des taux de croissance de *D. excisum* à divers modèles de cinétique de croissance

Tableau IV.7: Synthèse des taux de croissance observés et simulés de *D. excisum* déterminés graphiquement pour chaque teneur en *S. acuminatus*

## Liste des tableaux

Tableau IV.8 : Les teneurs *Scenedesmus sp* considérées pour l'étude de la cinétique de croissance de *D. pulex*

Tableau IV.9: Synthèse des taux spécifiques de croissance pondérale de *D. pulex* pour chaque teneur en *Scenedesmus sp*.

Tableau IV.10: Comparaison des ajustements des données expérimentales relatives à la croissance de *D. pulex* sur *Scenedesmus sp*. à divers modèles de cinétique de croissance

Tableau IV.11: Analyse des paramètres estimés par ajustement des taux de croissance de *D. pulex* sur *Scenedesmus sp*. à divers modèles de cinétique de croissance

Tableau IV.12 : Teneurs en *E. coli* et facteur de conversion utilisés dans ce travail

Tableau IV.13: Synthèse des taux spécifiques de croissance pondérale de *D. pulex* déterminés graphiquement pour chaque teneur en *E. coli*

Tableau IV.14: Analyse des paramètres estimés par ajustement des taux de croissance de *D. pulex* sur *E. coli* au modèle de Monod

Tableau IV.15: Résultats d'ANOVA de l'ajustement au modèle de Monod des données expérimentales relatives à la croissance de *D. pulex* sur *E. coli*

Tableau IV.16: Teneurs en *M. aeruginosa* utilisées dans ce travail

Tableau IV.17: Synthèse des taux spécifiques de mortalité de *D. pulex* déterminés graphiquement pour chaque teneur en *M. aeruginosa*

Tableau IV.18: Comparaison des modèles de régression taux de mortalité de  $D. pulex=f([M. aeruginosa])$

Tableau IV.19: Analyse des coefficients des modèles taux de mortalité de  $D. pulex=f([M. aeruginosa])$

Tableau IV.20: Synthèse des taux spécifiques de croissance pondérale de *D. pulex* déterminés graphiquement pour chaque mixture de substrat (*Scenedesmus sp*. et *E. coli*)

Tableau IV.21: Résultats de l'ajustement des données expérimentales relatives à la croissance de *D. pulex* sur *Scenedesmus sp*. et *E. coli*, au modèle de cinétique avec paramètres d'interactions

Tableau IV.22: Résultats de l'estimation des paramètres d'interaction

Tableau IV.23: Taux de croissance pondérale mesuré et estimé

Tableau IV.24: Comparaison des ajustements des données expérimentales aux deux modèles de cinétique de croissance sur substrat mixte

## Liste des tableaux

Tableau V.1: Format de présentation de la matrice des processus en cours d'élaboration pour le sous-modèle relatif aux cladocères

Tableau V.2: Les paramètres cinétiques

Tableau V.3: les paramètres stœchiométriques

Tableau VI.1: Composition des composés organiques (Reichert *et al.*, 2001)

Tableau VI.3: Analyse de l'influence de la température de séchage sur la valeur de la fraction inorganique

Tableau VI.4: Analyse de l'influence de la température de séchage sur la valeur de la fraction organique

Tableau VI.5: Composition élémentaire de *D. pulex* (Birge et Juday, 1922; cités par Baudouin et Ravera, 1972)

Tableau VI.6: Estimation théorique d'une biomole de *D. pulex* à partir des données de Birge et Juday (1922) cités par Baudouin et Ravera (1972)

Tableau VI.7: Résultats des mesures expérimentales de DCO

Tableau VI.8: Statistiques descriptives des mesures expérimentales de DCO

Tableau VI.9: Données expérimentales et données de la littérature sur la composition élémentaire des daphnies

Tableau VI.10 : Comparaison de la DCO expérimentale à la théorique calculée d'après les données de Birge et Juday (1922) cités par Baudouin et Ravera (1972)

Tableau VI.11 : Comparaison de la DCO expérimentale à la DCO théorique calculée d'après les données de Reichert *et al.* (2001)

Tableau VI.12: Synthèse des formules chimiques établies à partir des données du tableau VI.1

Tableau VI.13: Valeurs des paramètres stœchiométriques pour le processus de croissance (Reichert *et al.*, 2001)

Tableau VI.14 : Vérification des bilans des atomes, des charges et de la DCO dans l'équation "é.7"

Tableau VI.15 : Matrice partielle de Petersen relative à la croissance de *D. pulex* sur *Scenedesmus sp.* avec production de matière particulaire

Tableau VI.16 : Vérification des bilans des atomes, des charges et de la DCO

Tableau VI.17 : Matrice partielle de Petersen relative à la croissance de *D. pulex* sur *E. coli* avec production de matière particulaire

Liste des tableaux

Tableau VI.18 : Vérification des bilans des atomes, des charges et de la DCO de l'équation de réaction traduisant le processus de respiration

Tableau VI.19: Matrice partielle de Petersen relative à la respiration de *D. pulex*

Tableau VI.20: Valeurs des paramètres stœchiométriques utilisés pour décrire le processus de mortalité de *D. pulex*

Tableau VI.21: Vérification des bilans des atomes, des charges et de la DCO de l'équation de réaction traduisant le processus de respiration

Tableau VI.22 : Matrice partielle de Petersen relative à la mortalité de *D. pulex*

Tableau VI.23: Stœchiométrie globale des processus de conversion biochimique relatifs aux cladocères (DCO)

Tableau VII.1: Synthèse des caractéristiques des bassins

Tableau VII.2: Estimation de la production journalière moyenne de cladocères (dans le bassin 3 d'après les données de Pizay-Parenty, 1985)

Tableau VII.3: Besoins de financements identifiés pour la sous variante 1 du projet

Tableau VII.4 : Estimation détaillée du prix de revient d'un appareil- collecteur

Tableau VII.5: Besoins de financement et prix de revient du kilogramme frais de cladocère

Tableau VII.6: Besoin de financement et prix de revient du kilogramme sec de cladocères

Tableau VII.7: Les appellations de *A. baremoze* dans quelques langues locales béninoises

Tableau VII.8: Besoins de financements identifiés pour la variante 2 du projet

Tableau VII.9 : Estimations des besoins de financement pour la récolte des poissons

Tableau VII.10: Estimation des besoins de financement pour le conditionnement des poissons

Tableau VII.11: Besoins de financement et prix de revient du poisson

Tableau VIII.1: Matrice de Petersen du sous-modèle "cladocères" en unité DCO

Tableau VIII.2: Valeur des paramètres cinétiques

Tableau VIII.3: Valeurs des paramètres stœchiométriques (Reichert *et al.*, 2001)

Tableau VIII.4: Caractéristiques du bassin de lagunage aéré étudié par Cauchie (2000)

Tableau VIII.5: Synthèse des variables suivies et des différents points des mesures

Tableau VIII.6: Caractéristiques des bassins de lagunage d'Aniche-auberchicourt (Nord)  
(Source : Pizay-Parenty, 1985)

Liste des tableaux

Tableau VIII.7: Caractéristiques du bassin

Tableau VIII.8: Evolution de la DCO expérimentale de Moreno *et al.* (1996)

Tableau VIII.9: Evolution des valeurs expérimentales de l'oxygène dissous Moreno *et al.* (1996)

Tableau VIII.10: Evolution de la biomasse algale Moreno *et al.* (1996) converties par mes soins

Tableau VIII.11: Estimation des charges appliquées et vérification des fonctions des bassins  
(Source: Kawai *et al.* 1987)

Tableau VIII.12: Les données mobilisées dans Kawai *et al.* (1987)

Tableau VIII.13: Caractéristiques du bassin facultatif considéré par Sunarsih *et al.* (2013)

Tableau VIII.14: Mesures à l'entrée de la station Sewon (Sunarsih *et al.*, 2013)

Tableau VIII.15: Mesures à la sortie de la station Sewon (Sunarsih *et al.*, 2013)

## INTRODUCTION GENERALE

---

### I. Contexte et justification

Le présent travail s'inscrit dans un double contexte: d'une part, un contexte stratégique mondial visant à réduire de moitié d'ici à 2015 le nombre de personnes n'ayant pas accès à l'eau potable et à l'assainissement, et d'autre part un contexte scientifique orienté vers la modélisation du fonctionnement des bassins de lagunage pour améliorer les critères de leurs dimensionnements et leurs performances.

#### I.1 Le contexte stratégique mondial

Les questions de santé publique ont depuis toujours été préoccupantes dans les pays du Sud. Elles sont principalement dues à la mauvaise gestion des déchets dont les productions croissent, rapidement, au rythme de la poussée démographique alors que les politiques et infrastructures demeurent inadaptées à leur gestion. Ainsi, dans leur rapport d'évaluation à mi-parcours publié en 2004 sur la réalisation des Objectifs du Millénaire pour le Développement (O.M.D) concernant l'eau potable et l'assainissement, l'OMS et l'UNICEF ont estimé qu'en 2002, plus de 2,6 milliards d'individus (plus de 40% de la population mondiale) ne disposaient pas d'assainissement de base, et plus d'un milliard d'individus utilisaient encore de l'eau insalubre (W. H. O. et UNICEF, 2004). En cette même année, l'évaluation du taux de couverture en infrastructures sanitaires et l'évaluation de son évolution depuis 1999, ont clairement montré que les problèmes continuent de se poser avec acuité en Afrique sub-saharienne (respectivement 36% et +4%) et en Asie du Sud (respectivement, 37% et +17%) avec moins de la moitié de la population ayant accès à une infrastructure sanitaire. Les conséquences de telles insuffisances de couverture en assainissement de base sont telles que, UN-Water (2005) a estimé que dans les pays en développement, plus de la moitié des lits d'hôpitaux sont occupés par des personnes souffrant de maladies dues à l'eau insalubre et un assainissement déficient ; elle a en outre relevé que plus de 90% des eaux d'égout et 70% des eaux usées industrielles sont déversées dans les eaux de surface sans avoir été traitées.

Cette tragédie humaine a amené la communauté internationale à faire de l'accès à l'eau potable et à l'assainissement pour tous, une préoccupation majeure qu'elle a inscrite au nombre des huit Objectifs du Millénaire pour le Développement (OMD) en s'engageant à diviser par deux d'ici à 2015, le nombre de personnes n'ayant pas accès à l'eau potable et à l'assainissement. Le dernier rapport commun de l'OMS et l'UNICEF révèle que : « 2,4 milliards de personnes, soit un tiers de la population mondiale, n'auront toujours pas accès à des services d'assainissement amélioré en 2015» (W. H. O. et UNICEF, 2013). Le présent travail de recherche s'inscrit dans ce cadre stratégique international et  **vise à contribuer à promouvoir le secteur de l'assainissement à travers la valorisation des produits des stations d'épurations.**

En effet, le problème de l'assainissement dans les pays du sud est complexe mais l'une de ses causes principales est l'absence de rentabilité financière qui n'en fait pas un secteur attractif, ni pour les pouvoirs publics préoccupés par d'autres problèmes plus urgents face à leurs ressources financières limitées (faible PIB), ni pour le secteur privé.



Aussi, afin d'intégrer cette lutte pour l'accès à l'assainissement pour tous, dans le cadre global du développement durable, la réflexion porte-t-elle sur les moyens de combiner la gestion des déchets à la valorisation de certains de ses produits.

En effet, après le remarquable essor qu'elles ont connu avec les déchets solides (plastiques, métaux, ...), les filières de valorisation (matière et/ou énergie) s'intéressent désormais aux déchets liquides et feront l'objet d'un intérêt particulier pour les pays du Sud (si elles sont bien maîtrisées) qui pourront alors promouvoir l'aménagement de stations d'épuration capables d'atténuer leurs charges financières, à travers la création de richesses et d'emplois. Il serait alors possible d'intéresser les différents acteurs et de contribuer au développement du secteur de l'assainissement dans les pays du Sud, en intégrant des attractions financières dans les projets d'assainissement. Dans cette perspective, les systèmes d'épuration par lagunage en plus d'être performants (Middlebrooks *et al.* (1982) cité par Hathaway et Stefan (1995)) et adaptés aux conditions socio-économiques et climatiques de la plupart de ces pays du Sud (Srivastava *et al.*, 1986 ; Mara, 1987 cités par Hathaway et Stefan, 1995), offrent bien cet espoir en présentant outre les algues et l'eau épurée, un zooplancton intervenant dans la désinfection des eaux vis-à-vis des germes pathogènes (Schallenberg *et al.*, 2005) et valorisable en pisciculture (Barnabé, 1979 ; Myrand et de la Noue, 1982 ; Barnabé, 1983) et en pharmacie (Cauchie, 2000) ou en production de biocarburant (Kring *et al.* (2013)).

## I.2 Le contexte scientifique axe sur la modélisation

L'application de la modélisation se généralise de plus en plus à tous les domaines du génie des procédés, avec pour objectif de **décrire mathématiquement**, le **déroulement d'un processus** (exemple : croissance des algues) ou le **fonctionnement d'un système complexe formé de plusieurs processus** (exemple: un bassin de lagunage) afin de faciliter sa gestion. Un système complexe peut ainsi être décrit à travers un modèle, par les **variables d'état** qui le caractérisent et les **processus** qui s'y déroulent et qui font intervenir ces variables d'état. L'évolution de chacune des variables peut être décrite, mathématiquement, sur la base d'un bilan de matière tenant compte des différents processus dans lesquels intervient respectivement chacune des variables ; chaque **processus** étant décrit par sa **cinétique** et sa **stœchiométrie** dont les connaissances sont généralement construites à partir d'observations réalisées au laboratoire. En définitive, le modèle décrivant un système se présente généralement sous la forme d'un ensemble d'équations mathématiques traduisant les interactions entre ses différentes variables d'état.

Bien **calibré**, le modèle ainsi obtenu, peut permettre de **réaliser** (à partir de la résolution d'un ensemble d'équations différentielles) **des simulations** pour prédire l'évolution des variables du système ou pour servir à optimiser le dimensionnement d'ouvrages (réacteurs) à partir des caractéristiques connues d'une part des intrants au système (exemple : l'eau usée brute) et d'autre part, de ses extrants (l'eau usée traitée).

La **calibration** du modèle consiste à rechercher les meilleures valeurs des **paramètres cinétiques et stœchiométriques** pour des conditions opératoires données, qui permettent d'obtenir les meilleures prédictions des valeurs mesurées de ces variables. Elle est généralement réalisée sur la base des mesures effectuées sur le terrain.

Les modèles décrivant les systèmes aquatiques comprennent généralement plusieurs modules (sous-modèles) portant chacun sur un aspect particulier de leurs fonctionnements tels que: le comportement thermique, le comportement hydraulique et, les processus de conversions physiques et biochimiques. Plusieurs modèles que l'on peut qualifier de "standards" existent, aujourd'hui, concernant les systèmes aquatiques : QUAL1, QUAL2 (US EPA ; Brown et Barnwell, 1987 cité par Reichert *et al.*, 2001) ; AQUASIM (EAWAG ; Reichert, 1984 cité par Reichert *et al.*, 2001), ATV Model (ATV, 1996 cité par Reichert *et al.*, 2001), MINLAKE (Riley et Stefan, 1987 cité dans Hathaway, 1995), RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) et les stations d'épuration d'eaux usées : ASM1 (Henze *et al.*, 1987), ASM2 (Henze *et al.*, 1995), ASM3 (Gujer, *et al.*, 1999), ADM1 (Batstone *et al.*, 2002), RWQM1 (Reichert, 2001). Ces modèles diffèrent essentiellement selon leurs objectifs et par conséquent, les processus et les variables qu'ils prennent en compte et parfois les formalismes dans lesquels ils sont exprimés.

A notre connaissance, plusieurs travaux de modélisation ont porté soit sur **l'extension de l'un de ces modèles "standards" existants**, par l'intégration de nouveaux processus (Hathaway et Stefan, 1995 ; Effebi, 2009 ; Harerimana, 2011), soit sur **l'adaptation de l'un de ces modèles à une situation fonctionnelle donnée** (Omlin *et al.*, 2001) à l'aide de calibration permettant de définir les valeurs des paramètres cinétiques et stœchiométriques correspondant à cette situation précise. Notre démarche dans ce travail est relativement différente par rapport aux deux démarches de modélisation précédemment citées car, elle vise à contribuer à l'amélioration du modèle "standard" (RWQM1) que nous utilisons et qui avait déjà prévu le compartiment lié au zooplancton, **en réévaluant les processus liés au zooplancton au regard des connaissances sur leur nutrition et leur physiologie. En particulier, la cinétique et la stœchiométrie de la croissance ont été réévaluées au regard des connaissances sur l'effet de la nature et de la concentration alimentaire sur le taux de croissance.**

Ainsi que cela est développé au chapitre IV relatif à la caractérisation de la cinétique de la croissance des cladocères, alors que des travaux (Ryther, 1954 ; Ovie et Egbore, 2002 ; Ovie et Ovie, 2008) évoquent l'inhibition de la croissance par les fortes teneurs en algues d'une part et que d'autre part (ainsi que développé au chapitre 1 relatif à l'état des connaissances), l'inhibition de leur croissance par les cyanobactéries est connue (Tezuka, 1971; Rohrlack *et al.*, 2004 ; Alva-Martínez *et al.*, 2004), les travaux de modélisation ayant pris en compte les daphnies assimilent leur cinétique à des modèles de saturation de croissance (Monod) et ne prennent pas en compte les cyanobactéries. Nous avons dans ce travail testé, d'une part pour les algues, la possibilité de décrire cette cinétique de croissance par des modèles utilisés en biotechnologie et qui prennent en compte l'inhibition de la croissance par les fortes teneurs en substrats; et d'autre part, nous avons tenté de prendre en compte les cyanobactéries et leur effet létal, dans la mortalité des cladocères.

Le présent travail s'inscrit donc également dans ce contexte scientifique, et **visé spécifiquement à améliorer la modélisation de la production du zooplancton dans les bassins de lagunage**. Il vient en complément à un modèle de connaissance relatif aux bassins de lagunage qui est en développement dans notre unité de formation et de recherche "Assainissement et Environnement" de l'université de Liège et qui comprend déjà des sous-modèles relatifs aux bactéries (hétérotrophes, autotrophes, sulfato-réductrices) et aux algues.

## II. Objectifs

Les deux objectifs généraux du présent travail sont, de contribuer à la modélisation du fonctionnement des bassins de lagunage et, à la recherche de solutions efficaces pour promouvoir le secteur de l'assainissement dans les pays du sud en **faisant des stations d'épuration, dans ces pays, des sources de création de richesses**.

De façon spécifique, cinq objectifs sont visés:

- Caractériser la cinétique de croissance d'un cladocère, en l'occurrence *D. pulex*, sur chacun de ses substrats potentiels,
- Proposer un sous-modèle de conversion biochimique relatif aux cladocères pour étendre le modèle de lagunage "ModLag" de l'unité "Assainissement et Environnement",
- Décrire la stœchiométrie des processus régulant les biomasses d'un cladocère, en l'occurrence *D. pulex*, dans les bassins de lagunage,
- Estimer la rentabilité financière d'un avant-projet de valorisation des cladocères produits dans les bassins de lagunage,
- Evaluer l'impact de *D. pulex* sur l'épuration des eaux usées.

Le sous-modèle proposé dans ce travail devrait permettre de faire des prévisions concernant les productions de biomasses de daphnies pour des fins de valorisation, tout en garantissant les performances épuratoires des bassins de lagunage.

L'accent a volontairement été mis sur le groupe des cladocères dans nos descriptions, pour plusieurs raisons :

- Dès qu'ils sont présents, ils constituent les organismes les plus actifs (taux d'ingestion et de filtration plus importants) ;
- Leur spectre alimentaire est plus grand (bactéries, levures, algues, détritus) avec des tailles d'aliments comprises entre 0,6 et 40  $\mu\text{m}$  ;
- Le déplacement des essaims de daphnie augmente la turbulence de l'eau et favorise notamment son aération ;
- Ils constituent généralement la plus grande partie de la biomasse totale de zooplancton, vu leur taille ;
- ils sont facilement récoltables en vue de maintenir leurs biomasses à des niveaux raisonnables dans les bassins de lagunage ;
- Leurs biomasses récoltées peuvent être valorisées dans de nombreuses applications ;
- Les copépodes sont très rarement mentionnés dans la littérature concernant les étangs d'oxydation.

### III. Plan de présentation du travail

Outre la présente introduction, ce travail se structure en huit chapitres.

Le chapitre I fait un état général de la situation, vis-à-vis des objectifs de l'étude, et permet de mieux cerner les approches d'investigations mises en oeuvre. Cet état des lieux général, a porté sur quatre aspects :

- le premier, concerne les bassins de lagunage à travers leurs classifications, leur écologie, les modèles utilisés pour les dimensionner et, les modèles plus détaillés représentant leur fonctionnement;
- le deuxième concerne les productions de zooplancton dans les bassins de lagunage ;
- le troisième concerne quelques modèles de lagunage ayant pris en compte le zooplancton
- le quatrième concerne les interactions des substrats sur la croissance des cladocères.

Des états des lieux approfondis ont été faits par la suite, spécifiquement aux questions abordées, dans chacun des chapitres.

Dans le chapitre II, l'applicabilité de la méthode de comptage et d'estimation de biomasse par traitement d'image à des cladocères aussi petits que *D. pulex* a été testée et calibrée pour être appliquée, dans cette thèse, à l'étude de la cinétique de la croissance de *D. pulex*.

Le chapitre III expose les méthodes employées pour nos estimations routinières des biomasses de nos cultures de substrats ainsi que, les facteurs de conversion établis pour exprimer ces biomasses dans les unités requises pour le modèle de lagunage existant dans l'unité "Assainissement et Environnement". L'applicabilité des biomoles déjà utilisées dans le modèle existant, aux substrats utilisés dans cette thèse a également été étudiée.

Le chapitre IV porte sur l'étude et la description mathématique, de l'influence de la nature et des teneurs de trois substrats potentiels (*Scenedesmus sp.*, *E. coli* et *M. aeruginosa*), sur la vitesse de croissance (production) de *D. pulex*. Les substrats ont d'abord été considérés séparément puis en combinaison. Cette étude a contribué à la définition des processus de conversion biochimique pris en compte dans le sous-modèle (relatif aux cladocères) proposé.

Le chapitre V présente, conceptuellement, le sous-modèle envisagé (au regard des fonctions définies d'après le chapitre IV, pour les substrats) pour les cladocères. Ladite présentation est faite à travers les processus pris en compte et les variables impliquées. Le format de présentation dans le formalisme de la matrice des processus, du sous-modèle en construction, est également présenté.

Dans le chapitre VI, la stoechiométrie (les rapports de proportions dans lesquelles interviennent les substrats pour générer les différentes quantités de produits biomasses et métabolites) de chacun des processus de conversion biochimique retenus dans le sous-modèle est étudié.

Dans le chapitre VII, la rentabilité financière d'un avant-projet portant sur la valorisation des cladocères produits dans des bassins de lagunage a été étudiée dans le contexte du Bénin. Cette étude a démarré par une présentation du contexte général incluant les pratiques existantes de valorisation du plancton produit dans les bassins de lagunage. L'avant projet est étudié sous la forme de deux variantes, dont la première est subdivisée en deux sous variantes. Les analyses financières ont été orientées par trois questions:

- La valorisation indirecte des cladocères sous forme de produits congelés ou de produits séchés serait-elle financièrement rentable ?
- Leur valorisation directe à travers la production de poissons serait-elle financièrement rentable,
- Que représentent les prix de vente des congelés de cladocères, par les vendeurs d'aliments pour poissons d'aquarium, par rapport aux coûts de leur production ?

Après avoir mis en exergue les insuffisances relevées dans les modèles de la littérature, pour décrire la croissance du zooplancton en général et des cladocères en particulier dans les bassins de lagunage (chapitre I), l'approche expérimentale mise en œuvre pour étudier les processus impliqués a permis d'apporter des corrections (chapitre IV à VI). Dans le chapitre VIII, l'étude approfondie de la cohérence du sous-modèle proposé a été ébauchée en vue de le valider définitivement ; l'impact de la présence des cladocères, sur les rendements épuratoires de ces bassins pourra ensuite être évalué.

Cette thèse se clôture sur des conclusions, recommandations et perspectives.

#### **IV. Références**

Alva-Martínez A. F., Sarma S. S. S. et Nandini S. 2004. Population growth of *Daphnia pulex* (cladocera) on a mixed diet (*Microcystis aeruginosa* with chlorella or scenedesmus). *Crustaceana* 77(8), 973-988.

Barnabé G. 1979. Utilisation des chaînes alimentaires naturelles et du recyclage des eaux usées dans la production à grande échelle de juvéniles pour l'aquaculture. Actes de Colloque n° 7, CNEXO, Paris : 221-238.

Barnabé G. 1983. Les chaînes alimentaires naturelles et l'aquaculture. Bases biologiques de l'aquaculture. IFREMER. Actes de Colloques n. 1, pages 515 - 524

Beal C. M., Stillwell A. S., King C. W., Cohen S. M., Berberoglu H., Bhattarai R. P., Connelly R. L., Webbe M. E., Hebner, R. E. 2012. Energy return on investment for algal biofuel production coupled with wastewater treatment. *Water Environment Research*. 84(9), 672-710.

Canovas S., Cassellas C., Picot B., Pena G. et Bontoux J. 1991. Evolution annuelle du peuplement zooplanctonique dans un lagunage à haut rendement et incidence du temps de séjour. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*. 4 (2), 269-289.

Cauchie H-M. 2000. Production de *Daphnia magna* (crustacea, Anomopoda) dans un bassin de lagunage : impacts sur les processus d'épuration des eaux et valorisation comme source de chitine, Université de Liège, Faculté des sciences, thèse de doctorat.

Effebe K. R. 2009. Lagunage anaérobie: Modélisation combinant la décantation primaire et la dégradation anaérobie. Thèse de Doctorat, Université de Liège, 162p.

Guelda D. L., Koch R. W. Jack J. D. et Bukaveckas P. A. 2005. Experimental evidence for density-dependent effects and the importance of algal production in determining population growth rates of riverine zooplankton. *River Res. Applic.* 21: 595-608

Gujer W., Henze M., Mino T. et van Loosdrecht M. C. M. 1999. Activated Sludge Model No. 3. *Wat. Sci. Technol.* 39 (1), 183-193.

Harerimana C. 2011. Modélisation de l'activité des bactéries du soufre en lagunage Thèse de Doctorat, Université de Liège, 217p.

Hathaway C. J. et Stefan H. G. 1995. Model of daphnia populations for wastewater stabilization ponds, *Water Res.* 29 (1): 195-208.

Henze M., Grady C.P.L. Jr Gujer W., Marais G.v.R. et Matsuo T. 1987. Activated Sludge Model No. 1. (IAWPRC Scientific and Technical Report No. 1.) London: IAWPRC.

Henze M., Gujer W., Mino T., Matsuo T., Wentzel M. C. et Marais G.v.R. 1995. Activated Sludge Model No. 2. (IAWQ Scientific and Technical Report No. 3.) London: IAWQ.

Kring S. A., Xia X., Powers S. E. et Twiss M. R. 2013. Crustacean zooplankton in aerated wastewater treatment lagoons as a potential feedstock for biofuel. *Environmental Technology*. 34 (13), 1973-1981.

Myrand B. et de la Noue J. 1982. Croissance individuelle et dynamique de population de *Daphnia magna* en culture dans les eaux usées traitées. *Hydrobiologia*. 97: 167-177.

Omlin M., Reichert P., Forster R. 2001. Biogeochemical model of Lake Zurich: Model equations and results. *Ecological Modelling*. 141: 77-103

OMS, Journée mondiale de l'eau: Eau et catastrophes, Le rôle de l'Organisation mondiale de la Santé, consulté le 10/07/2006, sur le site :  
[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/wwd2004fs/fr/](http://www.who.int/water_sanitation_health/wwd2004fs/fr/)

Ovie S. I. et Egbore A. B. M. 2002. The effect of different algal densities of *Scenedesmus acuminatus* on the population growth of *Moina micrura* Kurz (Crustacea: Anomopoda, Moinidae). *Hydrobiologia*. 477: 41-45.

Ovie S. I. et Ovie S. O. 2008. Population growth of the freshwater cladoceran, *Diaphanosoma excisum*, fed different densities of the alga, *Scenedesmus acuminatus*. *The Israeli Journal of Aquaculture - Bamidgeh*. 60 (2), 107-112.

Reichert P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Shanahan P., Somlyódy L., et Vanrolleghem P. 2001. River Water Quality Model No.1 Scientific and Technical report n°12. IWA publishing, 136p. ISBN 1 900222 82 5.

Rohrlack T., Christoffersen K., Kaebnick M. and Neilan B. A. 2004. Cyanobacterial Protease inhibitor Microviridin J causes a Lethal Molting disruption in *Daphnia pulicaria*. Applied and environmental microbiology. 70(8), 5047-5050.

Ryther J. H., 1954. Inhibitory Effects of Phytoplankton upon the Feeding of *Daphnia magna* with Reference to Growth, Reproduction, and Survival. Ecology. 35 (4), 522-533.

Schallenberg M., Bremer P. J. Henkel S., Launhardt A., et Burns C. W. 2005. Survival of *Campylobacter jejuni* in Water: Effect of Grazing by the Freshwater Crustacean *Daphnia carinata* (Cladocera). Applied and Environmental Microbiology. 5085-5088

Sevrin-Reyssac J. Combres C. Laux S. Texier C. 1994. Applications des techniques du lagunage au recyclage du lisier de porc. Journées Rech. Porcine en France, 26, 123-134. Consulté le 03/12/12 sur le site :

<http://www.journees-recherche-porcine.com/texte/1994/94txtEnv/En9406.pdf>

Tezuka Y. 1971. Feeding of *Daphnia* on planktonic bacteria. Jpn J.Ecol. 21(3-4): 127-134

UN-Water. 2005. L'eau, source de vie, Département de l'information de l'ONU, DPI/2378, consulté le 15/07/2006, sur le site :

[http://www.un.org/french/waterforlifedecade/waterforlife\\_fr.pdf](http://www.un.org/french/waterforlifedecade/waterforlife_fr.pdf)

W.H.O et UNICEF. 2005. Water for life making it happen, bibliothèque de l'OMS, ISBN 92 4 156293 5 consulté, le 10/07/2006 sur le site:

[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/waterforlife.pdf](http://www.who.int/water_sanitation_health/waterforlife.pdf)

W.H.O et UNICEF. 2004. Meeting the MDG drinking water and sanitation target: a mid-term assessment of progress, ISBN 92 4 156278 1, (NLM classification: WA 675), consulté 15/07/2006, sur le site: <http://www.unicef.org/french/videoaudio/PDFs/watsan.pdf>

W.H.O et UNICEF. 2013. Progress on sanitation and drinking-water 2013 update: Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation. ISBN: 978 92 4 150539 0. 40p. Consulté le 02/02/2014, sur le site:

[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/2013/jmp\\_report/en/index.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2013/jmp_report/en/index.html).

## Chapitre I: ETAT DES CONNAISSANCES SUR LES SYSTEMES DE LAGUNAGE, LEUR ECOLOGIE, LA MODELISATION DE LA PRODUCTION DES CLADOCERES ET LES INTERACTIONS DES SUBSTRATS SUR LA CROISSANCE DES CLADOCÈRES

---

### I. Introduction

Avant de développer ce chapitre, rappelons tout d'abord l'origine et le but de l'assainissement et situons les systèmes de lagunage dans le contexte général du traitement des eaux usées. L'histoire révèle qu'au XIX<sup>ème</sup> siècle, l'Europe était marquée par les eaux stagnantes, le manque de propreté et d'infrastructure, qui constituaient des facteurs favorables au développement de maladies liées à l'insalubrité, dont le choléra qui fit en 1823, 13000 victimes dans la seule ville de Paris. La maîtrise de la qualité sanitaire de l'eau devint alors un enjeu de santé publique au point où le baron Haussmann décida en 1854 de la construction du **réseau de distribution d'eau et d'évacuation des eaux usées de Paris**. A la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle Louis Pasteur déclarait d'ailleurs: "Nous buvons 90 % de nos maladies". **Le développement des recherches scientifiques et techniques dans le domaine du traitement de l'eau ont permis, depuis déjà quelques décennies, de contredire cette affirmation de Louis Pasteur dans les pays développés alors qu'elle reste encore d'actualité dans les pays en développement.**

Deux composantes importantes constituent, dès lors, la clé d'une maîtrise de la qualité sanitaire de l'eau: la potabilisation des eaux destinées à la consommation et l'assainissement qui concerne les eaux usées. L'assainissement dont fait partie le lagunage, peut se définir comme l'ensemble des mesures visant à préserver la santé publique et l'environnement à travers la collecte, le transport, le traitement et le rejet des eaux usées dans le milieu naturel.

Le traitement collectif des eaux usées domestiques et urbaines comprend, en fonction des contraintes juridiques et des objectifs de qualité visés, les étapes suivantes:

- Le **prétraitement**, pour débarrasser, les eaux usées des particules grossières décantables (sables, graviers, limons) ou flottants (plastiques, papiers) et des corps gras (huiles et graisses) ;
- Le **traitement primaire**, qui vise l'abattement des charges de matières en suspension (M.E.S) par des procédés gravitaires (exemple: décantation) ou physico-chimique (exemple : floculation, coagulation) ;
- Le **traitement secondaire biologique**, permettant d'abattre les charges de matières organiques dissoutes dans les eaux usées ;
- Le **traitement tertiaire**, visant à réduire principalement les charges en phosphore, en azote et/ou en bactéries.

Le traitement secondaire biologique des eaux usées domestiques et urbaines est généralement réalisé en recourant aux micro-organismes et en optimisant les conditions de leurs activités. Deux grandes familles de procédés de traitement secondaire biologique des eaux usées peuvent être distinguées :

- Les procédés intensifs (boues activées, lits bactériens, disques biologiques)
- Les procédés extensifs (lagunage, filtres plantés, ...)



Les procédés intensifs requièrent des coûts élevés en investissement et frais de fonctionnement ainsi qu'un personnel qualifié pour leur suivi et leur entretien (Pearson, 1995). Ils apparaissent à plusieurs égards très peu adaptés au contexte socio-économique des pays du sud.

Par contre, comme la plupart des procédés extensifs, le lagunage est une technique de traitement secondaire des eaux usées à faible technologie (Hathaway et Stefan, 1992), à faible coût d'exploitation et de maintenance et qui apparaît, à plusieurs égards, très bien adapté au contexte socio-économique des pays du sud. L'épuration y est réalisée par les effets conjugués d'un ensemble de processus physiques et biochimiques pouvant être relativement stables (du fait du climat dans les pays tropicaux) garantissant de ce fait, non seulement une stabilité des performances épuratoires, mais également une stabilité dans la génération de sous-produits valorisables tels que le zooplancton (dans le cas de ce travail). La maintenance des bassins de lagunage se limite essentiellement au curage tous les 4 à 10 ans, au désherbage de ses bordures et à son écumage (Ouano, 1981). Le coût de son investissement est essentiellement lié au foncier et peut-être relativement élevé.

Ce chapitre présente :

- Les bassins de lagunage à travers leurs classifications, leur écologie, les modèles utilisés pour les dimensionner et, les modèles plus détaillés tenant compte de leur fonctionnement ;
- Les productions de zooplancton dans les bassins de lagunage ;
- Quelques modèles de lagunage ayant pris en compte le zooplancton ;
- Les interactions des substrats sur la croissance des cladocères.

## II. Les différents systèmes de lagunage et leur écologie

### II.1 Les systèmes de lagunage

#### II.1.1 Définition et Classification

Un bassin de lagunage peut être "conceptuellement" défini au sens de Ouano (1981), comme : « *un bassin aménagé dans la terre, et dans lequel les eaux usées sont stockées afin de laisser se dérouler l'épuration naturelle qui est réalisée par l'activité bactérienne avec les actions symbiotiques des algues et d'autres organismes* ».

L'O.M.S le définit comme: « *un bassin aménagé dans lequel l'eau usée est retenue pendant un temps sous l'influence des organismes et des forces de la nature afin d'être convertie en un effluent satisfaisant les normes établies pour rejeter ou réutiliser l'eau* » (W.H.O, 1987).

Derrière cette définition "conceptuelle", on distingue (en fonction de leurs caractéristiques techniques) plusieurs types de bassins de lagunage. Leurs classifications varient dans la littérature en fonction des auteurs :

Pietrasanta et Bondon (1994) distingue :

- Le lagunage naturel,
- Le lagunage aéré,
- Le lagunage anaérobie,
- Le chenal algal à haut rendement

Varon et Mara (2004) distinguent, en plus, **le bassin de maturation** qui même si sa fonction principale est l'abattement des germes pathogènes, permet une amélioration de l'abattement de la charge organique.

Ouano (1981) distingue cinq types de bassins de lagunage :

- Le bassin aérobie
- Le bassin facultatif
- Le bassin anaérobie
- Le bassin de maturation
- Le bassin aéré

### II.1.2 Principales caractéristiques

Les différents types de bassins de lagunage se distinguent, les uns par rapport aux autres, par des caractéristiques particulières.

#### II.1.2.1 Le bassin facultatif ou naturel

Le lagunage naturel continue encore souvent à tort, d'être assimilé à un réacteur strictement algo-bactérien alors qu'on sait depuis Mc Kinney (1962) et Edeline (1979) cités par El Ouarghi (2003), que cela n'est pas juste. El Ouarghi (2003) a illustré, à l'aide de bilans sur la D.C.O (Demande Chimique en Oxygène) et sur les M.E.S (matières en suspensions) que: « ... **si le lagunage naturel fonctionnait comme un réacteur strictement algo-bactérien, le rendement sur la DCO biodégradable serait nul ...**, les normes sur la DCO et les MES ne pourraient en aucun cas, être respectées».

Du fait de sa profondeur comprise entre celle du bassin aérobie et celle du bassin anaérobie, le lagunage naturel se caractérise par sa diversité biologique (algues et/ou macrophytes, bactéries, protozoaires, champignons, insectes, ...) comprenant aussi bien des organismes aérobies que des organismes anaérobies. Il y coexiste trois zones différentes par leurs conditions d'oxygénation (aérobie, anoxie, anaérobie). L'épuration est réalisée naturellement par un mécanisme faisant intervenir au sens de Shammass *et al.*, 2009) cité par Harerimana (2011) toute ou partie des cinq (5) processus que sont:

- la sédimentation ;
- la décomposition aérobie et/ou anoxique
- La fermentation anaérobie,
- Les échanges gazeux à travers la surface d'eau,
- l'évaporation,

La zone anaérobie étant le siège des trois processus principaux :

- L'action des bactéries du soufre,
- La digestion anaérobie,
- La sédimentation des matières décantables.

Ce mécanisme complexe de fonctionnement peut être illustré par le schéma proposé par Tchobanoglous *et al.* (1985), cités dans Shilton, (2001) et repris sur la figure I.1.

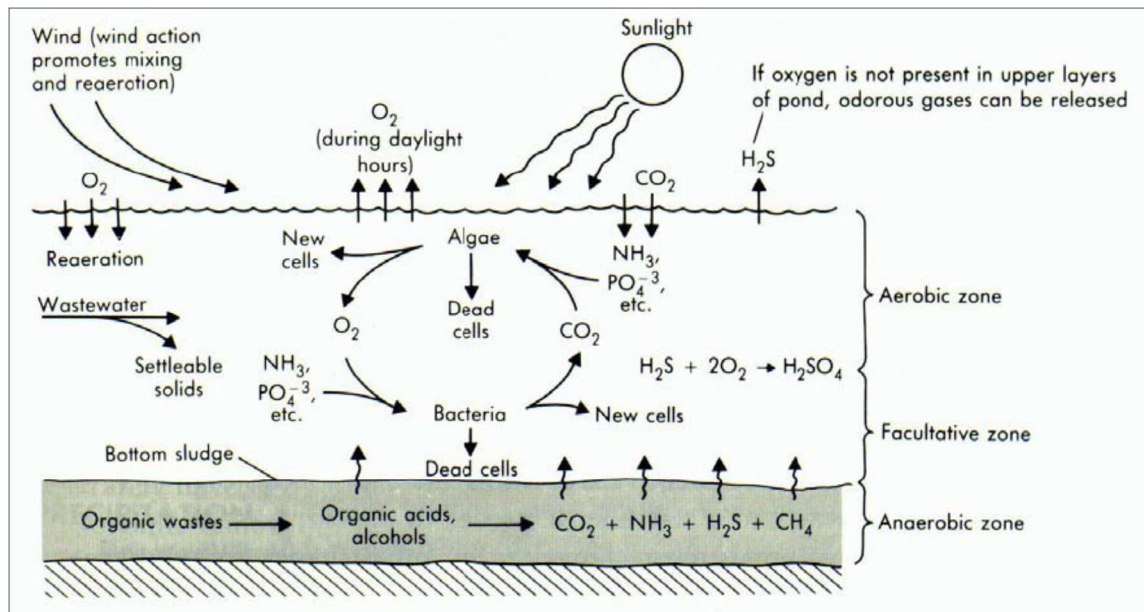


Figure I.1: Schéma de fonctionnement d'un bassin facultatif (Tchobanoglous *et al.*, 1985), cités dans Shilton (2001)

Dans la couche supérieure, l'oxygène apporté, d'une part par la diffusion à partir de l'atmosphère, mais surtout en présence de lumière par la photosynthèse des algues, permet le développement et le maintien des bactéries aérobies qui dégradent alors la matière organique libérant du gaz carbonique et des sels minéraux dont se servent les algues pour leur croissance.

Dans les sédiments, les conditions anaérobies favorisent les bactéries anaérobies qui s'y développent dégageant après digestion, les gaz carbonique et le méthane.

Entre les deux limites, les conditions peuvent être anoxiques dans une zone dont l'épaisseur peut varier en fonction des conditions d'oxygénation et de l'accumulation des sédiments. Lorsque l'oxygène est présent sur toute la hauteur de la phase liquide, les zones aérobie, anoxique et anaérobique seront alors présentes au niveau des sédiments.

Différents groupes de zooplancton interviennent aussi dans l'épuration des eaux (Loedolf, 1965; Pizay-Parenty, 1985; Canova, 1991; Pietrasanta et Boudon, 1994; Angeli, 1979 cités par Khattabi, 2002). Ils participent à l'abattement des charges algales et bactériennes ainsi qu'à de nombreuses interactions inter- et intra-spécifiques.

Les macrophytes comme *Eichornia*, *Typha* et *Phragmites* peuvent améliorer significativement la qualité de l'effluent de plusieurs manières: extraction des éléments nutritifs de la colonne d'eau, fixation des microorganismes épurateurs sur leurs racines et feuilles, limitation du développement d'algues microscopiques difficiles à décantier, diminution de l'évaporation de l'eau traitée (Reddy *et al.*, 1987; Brix *et al.*, 1989; Sekiranda *et al.*, 1998 ; Oron *et al.*, 1987 cités par Seidl *et al.*, 2003). Cependant, ils diminuent la ré-aération de la colonne d'eau et l'efficacité épuratoire vis-à-vis des espèces pathogènes indicatrices (coliformes et streptocoques) du fait de l'ombrage (Seidl *et al.*, 2003).

### II.1.2.2 Lagunage aérobie

Les bassins aérobies se caractérisent essentiellement par leur faible profondeur 0,2 à 0,6 m qui assure une forte production algale et une bonne oxygénation. Ils permettent une élimination de 80 à 95% de pollution organique dissoute exprimée en DBO (Ouano, 1981).

### II.1.2.3 Lagunage aéré

Il se caractérise par la présence d'aérateurs mécaniques de surface ou de systèmes d'insufflation d'air qui assurent l'essentiel de l'oxygénation et du brassage de la masse d'eau usée. Il est adapté aux situations où l'espace n'est pas disponible; il est cependant grand consommateur d'énergie.

Deux variantes de bassins aérés peuvent être distinguées en fonction essentiellement de leur profondeur (Ouano, 1981 ; Crites *et al.*, 2006):

- l'une partiellement mélangée peut atteindre 6m (Ouano, 1981) c'est-à-dire, plus profond que les équipements.
- l'autre, complètement mélangé a généralement une profondeur variant entre 3 et 4 m (Ouano, 1981).

Dans les deux cas, l'abattement de la DBO est estimé en considérant une hydrodynamique de type mélange complet et une cinétique d'ordre 1.

### II.1.2.4 Lagunage anaérobie

Ni algues, ni oxygène dissous, n'interviennent dans ce système où les lagunes fonctionnent comme des fosses septiques dans lesquelles se déroulent des processus de fermentation les bactéries méthanogènes n'interviennent qu'à la fin du processus, la conversion des matières biodégradables en acides organiques puis en CO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub> (Pescod, 1996 cité par Cauchie, 2000). Le premier effet d'épuration intervenant dans ces bassins est cependant dû à la décantation des matières en suspension présentes dans l'influent.

### II.1.2.5 Le bassin de maturation

Intervenant après l'abattement de la pollution organique dissoute dans les bassins précédents, le bassin de maturation est généralement dédié à l'abattement des charges en germes pathogènes, qui peuvent atteindre 10<sup>7</sup> NPP/100ml (Ouano, 1981) jusqu'à des niveaux acceptables pour le rejet dans le milieu naturel. Il peut atteindre 5 m de profondeur Ouano (1981). La tendance étant plutôt à l'adoption d'une hauteur de l'ordre de 1 m à 1,5 m.

### II.1.2.6 Chenal algal à haut rendement

Ce système de lagunage fait intervenir un ou plusieurs bassins en forme de chenaux de faible profondeur (30 à 60 cm), avec des temps de séjour allant de 2 à 12 jours. L'eau y est brassée en continu ou par intermittence et les boues n'y sont pas accumulées (Fallowfield et Garrett, 1985 ; cités dans Deviller, 2003). Ce brassage modifie le cycle lumière - obscurité, favorable aux algues qui profitent de la succession de flashes lumineux pour croître (Richmond *et al.*, 1980; Bosca et Dauta, 1991, cités dans Deviller, 2003).

Les stations d'épuration par le procédé du lagunage font généralement intervenir une ou plusieurs séries des bassins anaérobies, des bassins facultatifs suivis généralement des bassins de maturation en fonction de la qualité visée pour l'eau épurée (Varon et Mara, 2004).

### II.1.3 Dimensionnement et performance

#### II.1.3.1 Modèles empiriques et rationnels (modèles boîtes noires)

Malgré la multitude de processus concourant à l'épuration dans les bassins de lagunage, le dimensionnement de ces bassins a longtemps reposé (et continue de l'être encore aujourd'hui) sur des modèles empiriques et rationnels essentiellement basés sur le critère de l'abattement de la DBO (Demande Biochimique en Oxygène). Au sens de ces modèles, le lagunage est considéré comme une "boîte noire" dont seules, l'entrée et la sortie sont prises en compte.

##### II.1.3.1.1 Bassin facultatif

Malgré le critère commun de dimensionnement basé sur l'abattement de la DBO, Middlebrooks (1987) cité par Crites *et al.* (2005) a relevé dans la littérature au moins vingt-trois différents modèles utilisés pour dimensionner les bassins de facultatifs. Nous rappelons dans le tableau I.1, quelques-uns de ces modèles.

Tableau I.1: Quelques modèles empiriques de dimensionnement du bassin facultatif

| Effet   | Modèle  | Définition des symboles  | Référence   |
|---|---|--|---|
| Charge surfacique   | $A_L = \frac{Q * C}{S}$                             | $A_L$ : Charge surfacique (kgDBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> )  | Mara (1976) cité par Mara et Pearson (1998)                                       |
| Effet température sur la charge surfacique                                  | $A_{L,max} = 40,35 * (1,099)^T$                     | Q : Débit (m <sup>3</sup> /j)  | McGarry et Pescod (1970) cité par Ouano (1981)                                    |
|   | $A_L = 20T - 120$                                   | C : Concentration en DBO <sub>5</sub> (en kg/m <sup>3</sup> )<br>S : Surface du bassin (en m <sup>2</sup> )              |   |
| Effet de l'altitude   | $A_L = 375 - 6,15^\circ L$                          | $A_{L,max}$ : Charge surfacique maximale (kgDBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> )   | Indian Central Public Health Engineering Research Institute cité par Ouano (1981) |
|   |   | T : Température en °C<br>°L latitude en degré  |   |
| Taux d'abattement surfacique en fonction du taux de charge organique en DBO | $\frac{C_0 - C_e}{C_0} = 0,725 + \frac{10,75}{A_L}$ | $A_L$ : charge surfacique (à 30°C)<br>$C_0$ : [DBO] <sub>entrant</sub> (mg/l)<br>$C_e$ : [DBO] <sub>sortant</sub> (mg/l) | McGarry et Pescod (1970) cité par Ouano (1981)                                    |
| Equations basées sur des cinétiques biochimiques                            | $C_e = \frac{C_0}{1 + \frac{kV}{Q}}$                | $C_0$ : [DBO] <sub>entrant</sub><br>$C_e$ : [DBO] <sub>sortant</sub><br>V: Volume du bassin<br>Q: Débit du bassin        |   |
|   | $C_e = \frac{C_0}{(1 + \frac{kV}{nQ})^n}$           | Avec: $k_T = k_{20} * (1,05)^{T-20}$<br>constante de dégradation compris entre 0,2 et 0,4j <sup>-1</sup> à 20°C          |   |

Ainsi que relevé par Fritz *et al.* (1979) ces types de modèles ne décrivent pas les variations biochimiques diurnes qui se produisent sous l'effet de la photosynthèse. Il ressort tout de même de l'analyse des modèles présentés dans ce tableau que **les bassins facultatifs sont dans la plupart des cas dimensionnés sur la base de la "charge surfacique"**.

La charge surfacique désigne la quantité de matières organiques, exprimées en Kg DBO<sub>5</sub>, appliquée à chaque hectare de la surface du bassin facultatif.

Ouano (1981) a par ailleurs montré que les valeurs de références considérées pour la charge surfacique, varient selon les localités. Varon et Mara (2004) montrent qu'elle peut varier entre **80 et 400 kg DBO<sub>5</sub>/ha.j**, en fonction de la température utilisée pour le dimensionnement.

Le temps de rétention hydraulique ou temps de séjour varie également considérablement selon les localités Ouano (1981) et peut atteindre 60 jours.

### II.1.3.1.2 Lagunage aéré

Le lagunage aéré **peut supporter des charges organiques surfaciques nettement plus élevées de 40 à 100g DBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>.j** (Varon et Mara, 2004) que le lagunage naturel. Les **charges organiques biologiques appliquées peuvent varier** entre 0,2 à 1,0 kg DCO/kgMVS.j (Edeline, 1993). **Il se caractérise également par un plus faible temps de séjour.** Ouano (1981) suggère des temps de séjour d'au moins 1,5 jours en climat tropical et 3 jours en climat tempéré afin d'éviter le lessivage de la biomasse présente. Il est généralement dimensionné sur la base de l'équation obtenue à partir du bilan de matières à l'état d'équilibre et en considérant, une cinétique de 1<sup>er</sup> ordre, pour le taux de stabilisation de la pollution organique soit  $\frac{dC}{dt} = -k'C$  ;

Ainsi, à partir de l'équation de bilan de matière, à l'état d'équilibre :

$$V \frac{dC}{dt} = QC_0 - QC - k'CV = 0, \text{ on obtient : } C = \frac{C_0}{(1 + k'\theta)}$$

Où :

C<sub>0</sub>: Concentration en matières organiques dissoutes entrant dans le bassin (en DBO/l)

C<sub>e</sub> : concentration en matières organiques dissoutes sortant du bassin (en DBO/l)

k': paramètre cinétique  $k'_T = k'_{20^\circ C} * (1,035)^{(T-20)}$  et  $k'_{20^\circ C} = 5j^{-1}$

V : volume du bassin (m<sup>3</sup>)

Q : débit (m<sup>3</sup>.j<sup>-1</sup>)

$\theta = \frac{V}{Q}$  : Temps de rétention hydraulique

Pour dimensionner une série de n bassins aérés, la formule utilisée est :  $C = \frac{C_0}{(1 + k'\theta)^n}$

Les besoins en oxygène sont estimés selon Ouano (1981) à l'aide de la formule :

$$O_r (kgO_2 / j) = 0,0015QC_0 \frac{k'\theta(1 + k_b\theta - 0,95Y)}{(1 + k'\theta) * (1 + k_b\theta)}, \text{ avec :}$$

O<sub>r</sub> : Besoin en oxygène (kg d'O<sub>2</sub>/j)

Q: Débit (m<sup>3</sup>/j)

C<sub>0</sub>: Concentration de l'affluent (mg DBO/l)

C: Concentration de l'effluent (mg DBO/l)

k': Constante de dégradation du substrat (j<sup>-1</sup>)

Θ: Temps de rétention hydraulique

Y : Rendement de conversion (mg bactérie/mg DBO consommé)

k<sub>b</sub> : Coefficient de respiration de la biomasse microbienne (j<sup>-1</sup>)

#### II.1.3.1.3 Bassin anaérobies

Ils sont **préférentiellement dimensionnés sur la base de la charge organique volumique** (Crites *et al.*, 2006). D'une profondeur pouvant atteindre 7 m, ces bassins admettent des charges organiques volumiques variant selon les auteurs: 42 à 400g DBO<sub>5</sub>/(m<sup>3</sup>.j) selon Saquar et Pescod (1995) cité dans Effebi (2009) ou 100 à 350 g DBO<sub>5</sub>/(m<sup>3</sup>.j) en fonction de la température considérée par Varon et Mara (2004). Ce système est particulièrement adapté aux pays tropicaux (températures moyennes supérieures à 25°C (Pietrasanta et Bondon, 1994).

Selon Meiring *et al.* (1968) cités par Shilton (2001), les mauvaises odeurs susceptibles d'être générées dans ces lagunes peuvent être réduites au minimum, si la concentration en SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> de l'affluent est inférieure à 400 mg/l. Marais (1970) cité par Ouano (1981) a démontré que dans les conditions de l'Afrique du Sud, des charges organiques volumiques inférieures à 400mg DBO/m<sup>3</sup>.j, permettent de minimiser les problèmes d'odeur. Harerimana (2011) a cependant démontré qu'il s'agit là de critères trop simplistes et qu'il convient de quantifier le bilan en Soufre sur les installations pour gérer les problèmes d'odeurs.

Pour l'OMS (1987) cité par Crites *et al.* (2006), dans les régions chaudes à températures supérieures à 22°C, les bassins anaérobies peuvent permettre un abattement de la charge organique supérieur à 50% si les critères suivants sont respectés pour leur dimensionnement :

- Charge volumique inférieure à 300g DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.j
- Temps de rétention hydraulique d'environ 5 jours
- Profondeur comprise entre 2,5 et 5m.

Dans les régions froides, un temps de rétention allant jusqu'à 50 jours et une charge organique volumique aussi faible que 40g DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.j, permettent d'obtenir un rendement de 50% d'abattement de charge organique.

#### II.1.3.1.4 Bassin aérobie

Leur conception est identique à celle des bassins facultatifs à la différence que les bassins aérobie ont une faible profondeur (0,2 à 0,6m) et de faibles temps de séjour (0,8 à 2 jours). Des **charges surfaciques atteignant 450 kg DBO/ha.j**, ont été utilisées dans les régions tropicales (Ouano, 1981). Ce type de bassin est cependant peu utilisé jusqu'à présent.

#### II.1.3.1.5 Bassin de maturation

Les critères majeurs de dimensionnement du bassin de maturation sont le **temps de rétention hydraulique** (5 à 10 jours selon Ouano, 1981) et, une **concentration finale en coliformes fécaux inférieure à 1000/100ml**, conformément aux recommandations de l'OMS (Mara, 1993).

L'efficacité de l'abattement de la charge bactérienne est estimée à partir de l'équation

$$C = \frac{C_o}{(1 + k_b \theta)}$$

dérivée du bilan réalisée sur les concentrations en bactéries dans l'influent, et en décrivant la mortalité des bactéries par une cinétique de 1<sup>er</sup> ordre, dans un réacteur complètement mélangé.

En considérant une série de bassins complètement mélangés, et où le coefficient cinétique reste identique, l'efficacité de l'abattement de la charge bactérienne est estimée à partir de l'équation de Marais (1974) cité par Mara (1993) qui prend ainsi en compte l'abattement de la charge en coliformes survenant dans les bassins précédents. Cette équation se présente comme suit :

$$C_e = \frac{C_0}{(1 + k_b \theta_1)(1 + k_b \theta_2)(1 + k_b \theta_3) \dots (1 + k_b \theta_n)} ;$$

Avec :

$C_0$  : la concentration en coliforme fécaux dans l'influent (UFC/ml)

$C_e$  : la concentration en coliforme fécaux dans l'effluent (UFC/ml)

$\theta_1, \theta_2, \theta_3, \dots, \theta_n$  : Les temps de rétention hydraulique respectifs dans les bassins facultatifs, anaérobies et, de maturation constituant la station d'épuration.

$k_b$  : Constante d'abattement de la charge en coliforme fécaux ( $j^{-1}$ )

L'effet de la température sur le paramètre cinétique  $k_b$  est pris en compte à l'aide du modèle exponentielle proposé par Marais (1974) cité par Mara (1993):

$$k_{b(T)} = 2,6(1,19)^{(T-20)}$$

Cependant, les études récentes (Brissaud *et al.*, 2005) ont permis de mieux cerner les mécanismes de désinfection et les cinétiques associées. Nous n'aborderons par cet aspect dans cette étude, mais les règles de dimensionnement des bassins de maturation sont appelées à changer dans les prochaines années.

Le tableau I.2 montre la diversité de modèles empiriques de dimensionnement selon les pays.

**Tableau I.2:** Conception et dimensionnement des principaux types de stations d'épuration par lagunage à travers le monde (d'après Vassel et VanderBorgh, 1998 ; Mara, 1995; Mendes *et al.*, 1995 cités par Cauchie, 2000).

| Pays             | Type de bassin | Surface nécessaire (m <sup>2</sup> /EH*) | Profondeur (m) | Volume (m <sup>3</sup> /EH) | Temps de séjour (j) |
|------------------|----------------|--|----------------|-----------------------------|---------------------|
| France           | Facultatif     | 5,0                                      | 1,5            | 7,5                         | 30                  |
|                  | Aérobic        | 5,0                                      | 1,0            | 5,0                         | 20                  |
|                  | Total          | 10,0                                     |                | 12,5                        | 50                  |
| Allemagne        | Anaérobic      | 0,5                                      | 2,0            | 1                           | 2                   |
|                  | Facultatif     | 2,5                                      | 1,0            | 2,5                         | 10                  |
|                  | Aérobic        | 2,5                                      | 1,0            | 2,5                         | 10                  |
|                  | Total          | 5,5                                      |                | 6,0                         | 22                  |
| Nouvelle-Zelande | Facultatif     | 8,3                                      | 1,5            | 12,45                       | 50                  |
|                  | Aérobic        | 5,0                                      | 1,0            | 5,0                         | 20                  |
|                  | Total          | 13,3                                     |                | 17,45                       | 70                  |
| Portugal         | Anaérobic      | 0,2                                      | 3              | 0,6                         | 5                   |
|                  | Facultatif     | 2,5                                      | 1,5            | 3,75                        | 20-75               |
|                  | Aérobic        | 10                                       | 1,0            | 10                          | 5-20                |
|                  | Total          | 12,7                                     |                | 14,35                       | 30-100              |

\* : Equivalent Habitant



**Tableau I.3** : Valeurs caractéristiques d'abattements des matières en suspensions, DBO<sub>5</sub>, DCO, ammonium et orthophosphates dans les principaux types de bassin de lagunage et dans les principales combinaisons de bassins au sein des station (source : Cauchie, 2000)

|   | Abattement (% de la concentration entrante) |                  |       |                              |                               |                   | Références                   |
|---|---|------------------|-------|------------------------------|-------------------------------|-------------------|------------------------------|
|   | MES   | DBO <sub>5</sub> | DCO   | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> | PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> | Coliformes fécaux |                              |
| <b>PERFORMANCES DES BASSINS PRIS ISOLEMENT</b>                |   |                  |       |                              |                               |                   |                              |
| Bassins anaérobies  | 60-85                                       | 60-85            | 50-65 | <15                          | nég                           | >70               | [1,2,3,4,5,6,7,21,34]        |
| Bassins facultatifs et aérobies naturels                      | 15-75                                       | 40-90            | 25-60 | 50-80                        | nég-80                        | >80               | [2,4,5,6,8,9,10,11,12,28,32] |
| Bassins aérés   | >80   | >80              | >90   | 50-70                        | nég-50                        | >99               | [1,13,14,15,33]              |
| Bassins à haut rendement algal                                | 10-90                                       | >90              | 15-85 | 60-97                        | 35-99                         | >80               | [16,17,18,19,20]             |
| Bassins à macrophytes   | 40-95                                       | >70              | 60-85 | 20-70                        | 10-55                         | >95               | [9,25,30]                    |
| <b>PERFORMANCES DES STATIONS ENTIERES</b>                     |   |                  |       |                              |                               |                   |                              |
| Stations à bassins facultatifs et/ou aérobies naturels        | 30-85                                       | 65-90            | 40-80 | 30-70                        | 20-65                         | >99               | [10, 24, 28, 29,31]          |
| Stations à bassins facultatifs partiellement aérés            | >90   | >85              | >80   | 25                           | nég                           | -                 | [23]                         |
| Stations à bassins facultatifs avec bassin anaérobies de tête | >80   | >90              | 35-85 | 66-92                        | 50-75                         | >99               | [4,5,6,22]                   |
| "Advanced Integrated Waste Stabilisation Pond"                | >80   | >90              | >90   | 90 <sup>(1)</sup>            | 65 <sup>(2)</sup>             | >99               | [26,27]                      |

nég. = valeurs négatives; (1) abattement de l'azote total; (2) abattement du phosphore total  
 1=EPS, 1978 ; 2 = Nie et *al.*, 1991 ; 3 = Oliveira et *al.*, 1996 ; 5 = Johanson et *al.*, 1996; 6 = Pearson et *al.*, 1996a ; 7 = Pearson et *al.*, 1996b; 8 = Pano et Middlebrooks, 1982; 9 = Mandi et *al.*, 1993; 10 = Mara, 1996; 11 = Mason, 1997; 12 = Muttamara et Puetpaiboon, 1996; 13 = Lecomte, 1984 ; 14 = USEPA, 1974 ; 15 = CTGREF, 1978; 16 = El Halouani et *al.*, 17 = Nurdogan et Oswald,1995; 18 = Canovas et *al.*, 1996; 19 = Rose et *al.*, 1996; 20 = Cromar et Fallowfield, 1997 ; 21 = Mara et *al.*, 1996; 22 = Soares et *al.*, 1996; 23 = Naméche, 1998; 24 = Hodgson et Paspaliaris, 1996 ; 25 = O'Brien, 1981 ; 26 = Oswald, 1991 ; 27 = Green et *al.*, 1996; 28 = Ouazzani et *al.*, 1997; 29 = Marecos Do Monte, 1988; 30 = Thomas et Phelps, 1987; 31 = Alexandre et *al.*, 1995; 32 = Drakides, 1988; 33 = Garcia et *al.*, 1999; 34 = Silva et *al.*, 1999.

Comme l'a souligné Cauchie (2000), au plan individuel, les variations significatives des performances des différents types de bassins peuvent être dues à l'un ou la conjugaison des différents facteurs que sont : les caractéristiques de l'effluent traité, les conditions climatiques et les critères de dimensionnement appliqués. Cependant, en plus des épurations primaire et secondaire et de la désinfection qui présentent de bonne performances dans la plupart des types de bassins comme il l'a également mentionné, il convient de faire remarquer les performances non négligeables d'abattement de teneurs en nutriments qui sont observées dans les bassins à macrophytes et plus encore dans les chenaux algaux à haut rendement.

De même au plan collectif ainsi que l'a souligné Cauchie (2000), la combinaison des différents types de bassins améliore encore les performances épuratoires, même en ce qui concerne les nutriments comme le phosphore.

Pour résumer, on peut retenir que le dimensionnement des bassins de lagunage suivant les modèles empiriques et rationnels se fait généralement sur la base d'une part, des **caractéristiques de l'eau usée** arrivant dans le bassin (en provenance de l'égout ou d'un bassin précédent), et d'autre part, des caractéristiques spécifiques de chaque bassin.

Les caractéristiques des eaux usées arrivant dans le bassin comprennent:

- Le débit  $Q$  à l'entrée de la station ;  
Le débit provenant d'un bassin précédent peut être estimé en tenant compte des pertes par évaporation dans ledit bassin précédent.
- La concentration en polluant ( $DBO_5$  ou  $N$  ou coliformes fécaux) à l'entrée de la station ;  
La concentration en polluant ( $DBO_5$  ou  $N$  ou coliformes fécaux) en provenance d'un bassin précédent peut être estimée en tenant compte du rendement de son abattement, généralement observé par expérience, dans ledit bassin précédent.
- La température

Les caractéristiques moyennes des eaux usées d'un pays donné, sont généralement exprimées sous la formes d'équivalent-habitant c'est-à-dire la quantité de pollution générée par un habitant. Leur connaissance combinée à la connaissance de l'effectif de la population ciblée par un projet d'assainissement, peuvent être exploitées pour dimensionner les différents bassins. À titre d'illustration nous présentons, dans le tableau I.4, les caractéristiques des eaux usées européennes :

Tableau I.4: Caractéristiques des eaux usées européennes (Vasel, 2006)

| Volume d'eau : 180 l/habitant .j |                |                                     |
|----------------------------------|----------------|-------------------------------------|
| Polluant                         | Concentration  | Charge polluante $g.EH^{-1}.j^{-1}$ |
| $DBO_5$                          | 300 mg $O_2/l$ | 54                                  |
| DCO                              | 750 mg $O_2/l$ | 135                                 |
| N Kjeldahl                       | 55 mg $N/l$    | 9,9                                 |
| Matières en suspension           | 500 mg/l       | 90                                  |
| Phosphore total                  | 22 mg $P/l$    | 4                                   |

Les caractéristiques spécifiques des bassins comprennent généralement :

- Le temps de séjour :  $t_s$
- La profondeur :  $p$
- La charge volumique maximale ( $L_v$ ) ou la charge surfacique maximale ( $L_s$ ) applicables.

Malgré la multitude de modèles existant pour dimensionner chacun de ces bassins, on peut les décrire comme sur la figure I.2:

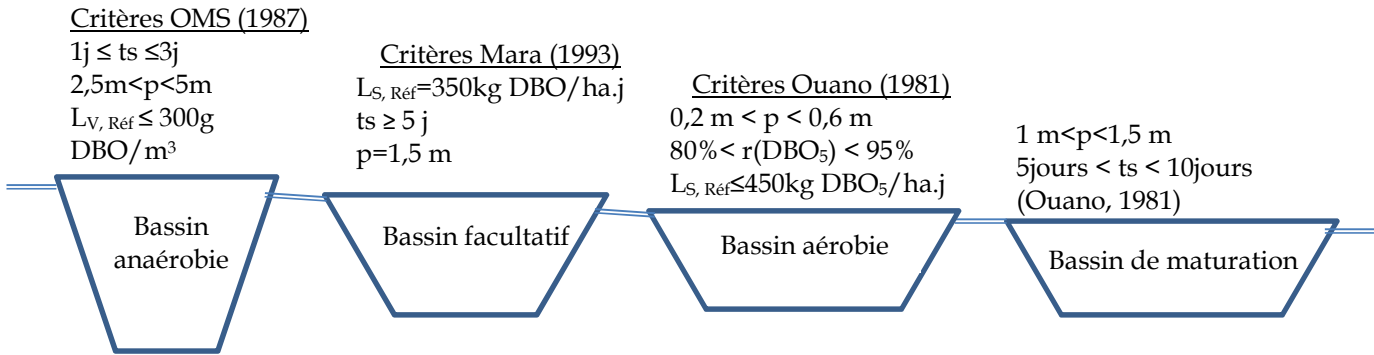


Figure I.2: Schéma synthétique de description des différents bassins de lagunage

### II.1.3.2 Modèles détaillés "boîtes grises"

Une nouvelle génération de modèles, plus détaillés, est apparue au fil du développement des connaissances sur les processus concourant à l'épuration des eaux dans les bassins de lagunage. Ces modèles prennent en compte non plus seulement la DBO ou la DCO, comme la plupart des modèles empiriques et rationnels, mais également de nombreuses autres variables abiotiques (phosphates, ammonium, nitrate, matières organique dégradables et inertes, oxygène, sulfates, ...) et biotiques (microphytes et/ou macrophytes, bactéries hétérotrophes, bactéries nitritantes, bactéries nitrifiantes, bactéries anaérobies, zooplancton...). Ce sont des modèles **boîtes grises** (appelés à tordre vers des **modèles de connaissance**) du fait qu'ils s'intéressent non seulement à l'état des affluents et des effluents des bassins de lagunage, mais également aux processus agissant sur les affluents pour produire les effluents.

Dans ces modèles, le bassin de lagunage est décrit par les **variables** (physico-chimiques et biologiques) qui le caractérisent et les **processus** qui s'y déroulent. L'évolution de chacune des variables est décrite, mathématiquement, sur la base de bilans de matière tenant compte des différents processus dans lesquels intervient ladite variable. Chaque **processus** est généralement décrit par sa **cinétique** et par sa **stœchiométrie** dont les connaissances sont généralement construites à partir d'observations réalisées au laboratoire. Par ailleurs, ils comportent souvent, plusieurs **sous-modèles** pour décrire les conversions biochimiques, les comportements thermique et hydraulique du bassin de lagunage. De ce fait, ces nouveaux modèles décrivant le bassin de lagunage se présentent généralement sous la forme d'ensembles d'équations mathématiques traduisant les interactions entre ses différentes variables.

Ce sont généralement des "modèles de prédiction" en ce sens qu'ils sont utilisés en parallèle avec les processus dont ils sont les modèles. Ils prédisent la sortie des processus à une échelle de temps courte devant les constantes de temps des processus. Ils peuvent être intégrés dans des modèles de simulation (tel que WEST) afin de permettre d'explorer (par simulation) des conditions hypothétiques de travail, pour en choisir la meilleure, dans le cadre de dimensionnement de nouveaux bassins, mais également pour optimiser la gestion de bassins existants.

Bien **calibré**, le modèle ainsi obtenu, permet de **réaliser** (à partir de la résolution d'un ensemble d'équations différentielles) **des simulations** pour prédire l'évolution des variables du système ou pour servir à optimiser le dimensionnement d'ouvrages à partir des caractéristiques connues des intrants (charges organiques, nutriments, oxygène, température ...). La **calibration** du modèle consistant à rechercher les valeurs des **paramètres cinétiques et, en principe stœchiométriques**, pour des conditions opératoires données, qui permettent d'obtenir les meilleures prédictions des valeurs mesurées de ces variables. Elle est donc forcément réalisée sur la base des mesures effectuées sur le terrain. Il convient de rappeler que l'un des avantages de ces types de modèles, est le fait de rendre possible d'explorer (par simulation) des conditions hypothétiques de travail, pour en choisir la meilleure et pour évaluer les conséquences d'éventuelles modifications des intrants ou des conditions opératoires. A titre d'exemple, on peut citer le modèle de Moreno-Grau *et al.* (1996); le River Water Quality Modèle N°1 (Reichert *et al.*, 2001), le modèle de lagunage "ModLag" de l'unité "Assainissement et Environnement" (Université de Liège, campus d'Arlon).

Initié par Juspin *et al.* (2003), à travers la description d'un chenal algal à haut rendement, le modèle "ModLag" de l'unité "Assainissement et Environnement" a déjà fait l'objet d'extension à travers la thèse de Effebi (2009) qui a porté sur le lagunage anaérobie combinant décantation primaire et dégradation anaérobie, et la thèse de Harerimana (2012) qui a porté sur l'activité des bactéries du soufre en lagunage anaérobie. "ModLag" vise ainsi à décrire une filière de lagunage.

En gardant à l'esprit un bassin de lagunage naturel dans lequel la quasi-totalité des conditions observables distinctement dans les différents types spécifiques de bassins peuvent être retrouvés aux différentes profondeurs, on peut dire qu'à ce jour, le modèle global de lagunage de l'unité "Assainissement et Environnement", peut être ramené sous la forme d'un modèle général de bassin de lagunage et décrit sous la forme conceptuelle d'une colonne composé de trois parties :

- une phase liquide où ont lieu d'une part, des processus physiques de désagrégation et de **transferts de particules** vers les sédiments et d'autre part, des processus de conversions biochimiques;
- une zone de transition qui permet le transfert des matières solubles ;
- une phase de sédiments, où se déroule la dégradation des matières décantées (y compris les bactéries) lors de l'hydrolyse et de l'acidogénèse qui entraînent la conversion de la DCO particulaire en DCO soluble.

A ces trois parties, il convient de compléter l'interface air-eau où se produisent les **échanges gazeux**.

Du fait de cette structure et, des processus et variables prises en compte, ce modèle est adaptable à tous les types de bassins moyennant une sélection judicieuse des processus et des variables à prendre en compte en fonction des spécificités de chaque type de bassin.

**Au total 18 variables y sont prises en compte.** Il s'agit de :

- Phytoplancton
- Bactéries hétérotrophes
- Bactéries nitrifiantes ;
- Bactéries acétogènes ;
- Bactéries méthanogènes ;
- Bactéries acétoclastes;
- Bactéries méthanogènes hydrogénoclastes;
- Bactéries hydrogénoclastes ;
- Bactéries phototrophes sulfo-oxydantes
- Matières dégradables particulaires (Xs)
- Matières dégradables solubles (Ss)
- Matières inertes particulaire (Xs)
- Matières inertes solubles (Ss)
- les formes réduites non organiques de l'azote ( $\text{NH}_3$  et/ou  $\text{NH}_4^+$ )
- les formes oxydées de l'azote ( $\text{NO}_2^-$  et  $\text{NO}_3^-$ ),
- les formes non organiques du phosphore ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ,  $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ ,  $\text{HPO}_4^{2-}$ )
- l'Oxygène
- l'eau (qui intervient dans l'équilibre de certaines réactions biochimiques).

**Cinq processus physico-chimiques sont décrits par des sous modèles spécifiques:**

- les transferts gazeux à l'**interface air-eau**, (décrits par l'équation d'Adeney)
- l'intensité lumineuse à la surface de l'eau
- l'hydrodynamique du système
- la désagrégation dans les couches aérobies et anoxiques de la phase liquide
- la décantation

**Vingt et deux (22) processus de conversion biochimiques sont décrits:**

- Dans les couches aérobies et anoxiques :
  - o l'hydrolyse qui est un processus enzymatique extracellulaire
  - o 15 processus de conversion biochimiques que sont :
    - la croissance du phytoplancton sur l'ammonium, les nitrates et les nitrites
    - la mortalité du phytoplancton
    - la croissance en aérobie des bactéries hétérotrophes avec les nitrates et l'ammonium
    - la respiration en aérobie des bactéries hétérotrophes,
    - la croissance en anoxie des hétérotrophes avec les nitrates et les nitrites ;
    - la respiration en anoxie des bactéries hétérotrophes
    - la croissance des organismes nitrifiants
    - la respiration des organismes nitrifiants.
- Dans les couches anaérobies six (6) processus de conversion biochimiques et six (6) populations bactériennes sont pris en compte. Il s'agit de :
  - o la consommation du substrat ( $S_c$ ) complexe par les acétogènes ( $X_c$ ),
  - o la consommation des AGV ( $S_{ac}$ ) par les méthanogènes ( $X_{ac}$ ),
  - o la consommation des AGV ( $S_{ac}$ ) par les BSR acétoclastes ( $X_{ac,SO_4}$ ),

- la consommation de l' $H_2$  ( $S_{H_2}$ ) par les méthanogènes hydrogénoclastes ( $X_{H_2}$ ),
- la consommation de l' $H_2$  ( $S_{H_2}$ ) par les B<sub>SR</sub> hydrogénoclastes ( $X_{H_2}$ ,  $SO_4$ )
- l'oxydation des sulfures  $S_{H_2S}$  par les phototrophes sulfo-oxydantes  $X_{SOB}$ .

Chacun des processus de conversion biochimique est décrit par rapport à sa cinétique et sa stœchiométrie.

En prenant en compte l'activité des bactéries du soufre, le modèle proposé offre une alternative à la gestion du problème de production des odeurs qui résulte du processus de réduction des sulfates par les bactéries sulfato-réductrices (BSR) qui produisent les sulfures. Cette alternative se base sur l'activité des bactéries sulfo-oxydantes phototrophes (BSO) qui oxydent les sulfures en soufre élémentaire ou en sulfates.

Le modèle de décantation proposé en complément aux processus de conversion biochimiques offre l'opportunité de bien prendre en compte la contribution de ce processus physique à l'épuration globale des eaux, dans les bassins de lagunage.

Notre travail vise à étendre ce modèle en prenant en compte les cladocères en particulier dont l'impact sur l'épuration des eaux n'est pas à négliger du fait qu'il se nourrit de la biomasse épuratrice, mais qui jusqu'ici n'a pas été correctement pris en compte dans les modèles de lagunage proposés, particulièrement en ce qui concerne la cinétique de leur croissance sur les algues et, leur sensibilité à la toxicité des cyanobactéries.

## II.2 Ecologie des bassins de lagunage

### II.2.1 Le zooplancton des bassins de lagunage et son écologie

#### II.2.1.1 Le zooplancton des bassins de lagunage

Du fait des similitudes des conditions régnant en leur sein, avec celles de certains milieux aquatiques naturels, les bassins de lagunage sont naturellement colonisés par un zooplancton qui participe à l'épuration aux côtés du phytoplancton et des bactéries (Pagaud, 1939 cité par Tifnouti et Pourriot, 1989).

Dussart (1966) cité par Koné (1996) le définit comme : « ... l'ensemble des animaux microscopiques vivant en pleine eau et dont la nage ne permet pas de s'opposer aux mouvements de la masse d'eau ».

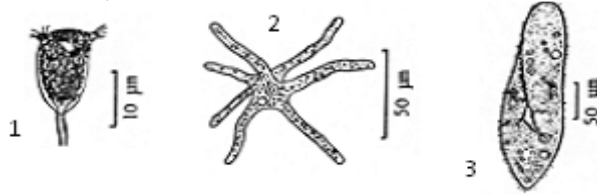
Pietrasanta et Boudon (1994) rapportent que quatre principaux groupes composent l'essentiel du zooplancton des bassins de lagunage: les protozoaires, les rotifères, les copépodes et les cladocères.

#### II.2.1.2 L'écologie du zooplancton des bassins de lagunage

L'évolution des peuplements zooplanctoniques dans les bassins de lagunage et au fil de ceux-ci, dépend de plusieurs facteurs : la nature des algues, les conditions physico-chimiques, la charge organique et la physiologie du taxon. Ces différents facteurs caractérisent l'écologie de chaque groupe zooplanctonique, et sont brièvement décrits ci-dessous :

### II.2.1.2.1 Les protozoaires

**Principaux prédateurs des bactéries**, leur taille varie généralement de 20 à 50  $\mu\text{m}$  comme indiqué sur la figure I.3. Ils sont présents toute l'année sans évolution majeure de leur population. Leur plus grande résistance (que les rotifères, par exemple) aux basses températures leur confère une prédominance dans les derniers bassins en hivers ; mais on les retrouve également dans les premiers bassins à la belle saison (Pietrasanta et Boudon, 1994).



1: *Vorticella* sp. ; 2: *Polychaos* sp. ; 3: *Paramecium* sp.

Figure I.3: Vue microscopique de quelques protozoaires (Leclercq et Maquet, 2001)

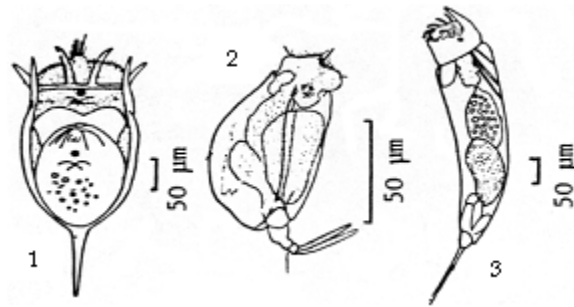
### II.2.1.2.2 Les rotifères

Ce sont des vermidiens microscopiques (40 à 80  $\mu\text{m}$ ) de forme très hétérogène comme l'indique la figure I.4. Grâce à leur mode de nutrition dominant (la microphagie), ils permettent une bonne clarification des eaux mais leur impact par unité de masse est moins important que celui des gros herbivores (copépodes et cladocères), qui consomment une plus large plage de tailles et de formes de particules (Burns, 1968 ; Gliwicz, 1980; cités par Angeli, 1979). De même, leur taux d'excrétion étant supérieur à celui des grandes formes, ils participent intensément au recyclage des nutriments (Peters, 1983; cité par Angeli, 1979). Leur aptitude à **supporter des eaux très peu oxygénées et de très grandes variations de la qualité du milieu** leur permet de s'adapter aux conditions prévalant dans les **premiers bassins** (Pietrasanta et Boudon, 1994). **Mais de façon générale, leur densité varie en fonction l'état trophique de l'écosystème : elle est faible dans les milieux oligotrophes, et élevée dans les eaux eutrophes** (Pourriot, 1965; Pourriot *et al.*, 1982 ; cité par Khatloubi, 2002).

Ils ont un **mode de reproduction essentiellement parthénogénétique** avec une population dominée numériquement par les **femelles ovovivipares** produisant entre 3 et 20 œufs tous les 3 ou 4 jours. Au cours de sa durée de vie moyenne de 45 jours, elle peut avoir une douzaine de portées.

Les mâles ont une courte durée de vie et ne sont produits que lorsque les conditions sont défavorables. L'accouplement permet alors la **production par fécondation, d'œufs** capables de résister plusieurs années en vie ralentie à de fortes amplitudes thermiques et ne donnant naissance qu'à des femelles parthénogénétiques après éclosion.

Contrairement aux protozoaires, la dynamique des rotifères obéit à un rythme saisonnier, les fortes teneurs étant relevées à la belle saison (Pietrasanta et Boudon, 1994)



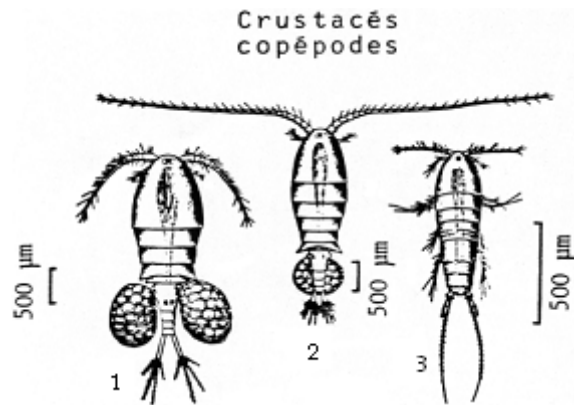
1: *Keratella* sp ; 2: *Cephalodella* sp. ; 3: *Trichocera* sp.

Figure I.4: Vue microscopique de quelques rotifères (Leclercq et Maquet, 2001)

### II.2.1.2.3 Les copépodes

Ce sont des petits crustacés présents à la surface de l'eau, de forme généralement allongée ou vermiforme (figure I.5) s'adaptant au mode de vie, avec une taille allant de 0,5 à 3,5 mm selon Champiat et Larpent (1985) cités par Koné (1996). Ils ont une alimentation majoritairement composée de phytoplancton et de protozoaires.

Cependant, les grandes espèces se nourrissent de rotifères et de cladocères affichant ainsi une alimentation diversifiée (Koné, 1996). Leur développement est limité dans le temps et dans l'espace et leur mode de reproduction sexué avec une fécondation s'effectuant dans des sacs portés par les femelles, donnant naissance à 1 à 30 larves par sac. Ils subissent après leur naissance, de nombreuses mues au cours desquelles, ils libèrent par exuviation, leur exosquelette chitineux (Ricard *et al.*, 1970). Selon Pizay-Parenty (1985), ce groupe est toujours peu représenté dans les bassins de lagunage naturel, où il reste dominé, le cas échéant, par les espèces appartenant à la famille des cyclopidés.



1: Cyclopoda ; 2 : Calanoidae ; 3: Harpacticoida

Figure I.5: Vue de quelques copépodes (Leclercq et Maquet, 2001)



#### II.2.1.2.4 Les cladocères

Ce sont des petits crustacés **herbivores et détritivores**, se nourrissant de phytoplancton, de bactéries et de matières en décomposition, dont ils débarrassent l'eau surtout **dans les derniers bassins de lagunage, où ils favorisent ainsi l'augmentation de la luminosité**. Cependant, ce mode de nutrition et leur respiration ont tendance à diminuer le taux d'oxygène dissous. Ils sont essentiellement représentés par le groupe des Daphnies (Photo I.1). **Leur taille relativement importante (0,2 à 3 mm) permet de les recueillir facilement de l'eau. Leur mode de reproduction est partiellement asexué (parthénogénétique)** au cours duquel les femelles ovovivipares et majoritaires au sein de la population, produisent des œufs (1 à 50 en moyenne), d'une durée d'incubation brève (quelques jours) et donnant selon les conditions du milieu, soit uniquement des femelles lorsque les conditions sont favorables, ou le cas contraire, des femelles et quelques mâles. Dans ce dernier cas, les mâles (à vie relativement brève) s'accouplent aux femelles et produisent par **fécondation** deux œufs de résistance protégés par une membrane chitineuse très résistante, qui les préserve des conditions défavorables du milieu extérieur (gel, sécheresse et sucs digestifs des oiseaux). Les adultes, sous les effets des mauvaises conditions, meurent libérant ainsi les œufs de résistance qui attendent des conditions favorables (parfois pendant plusieurs années enfouis dans les sédiments) pour éclore. Au retour des conditions favorables, ces œufs donnent naissance à deux femelles qui de nouveau se reproduiront seules par parthénogenèse.

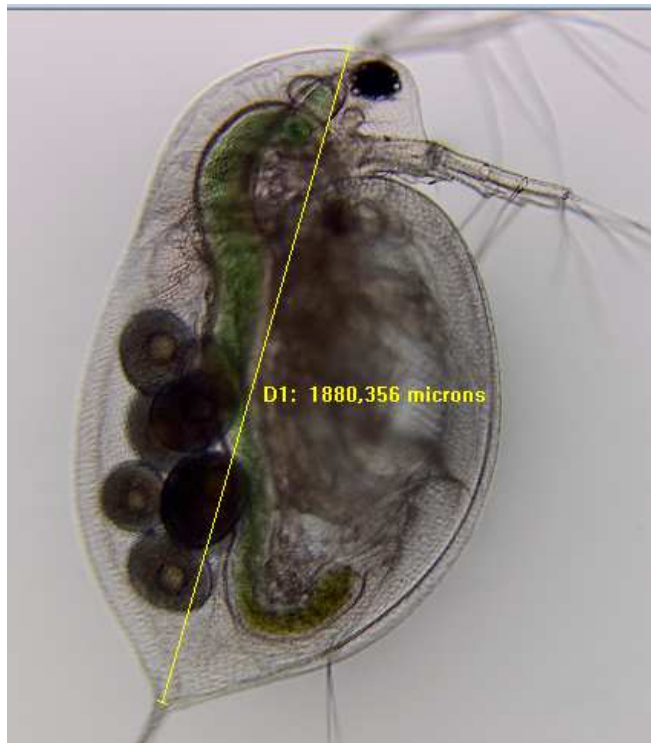


Figure I.6: Photographie d'un individu de *D. pulex* portant des œufs dans sa cavité incubatrice  
Source : Ce travail

**Les cladocères sont présents dans tous les bassins de lagunage avec toutefois une répartition des taxons, dans les différents types de bassins de lagunage, répondant surtout au gradient d'oxydation de la matière.** Les Moinidae sont caractéristiques de biotopes hypereutrophes : Loedolff (1965) cité par Tifnouti et Pourriot (1989) observe que *M. micrura* est le cladocère le plus abondant dans un étang d'oxydation primaire alors que *D. magna* domine dans les étangs d'oxydation secondaire et tertiaire. D'autres facteurs du milieu peuvent aussi influencer cette répartition ; ainsi, Dinges (1973) et Angeli (1979, cités par Tifnouti et Pourriot, 1989) observent dans des bassins de lagunage au Texas le remplacement des daphniidés par des Moinidés lorsque le pH ou, la concentration en  $\text{NH}_4^+$  deviennent élevés. Dans des étangs de lagunage au nord de la France. Angeli (1979) cité par Tifnouti et Pourriot (1989) constate également un déplacement au profit des Moinidae en présence d'une forte charge polluante, d'une température élevée et d'une activité algale intense, caractérisée par un pH élevé (atteignant, momentanément une valeur de 12). Inversement, une baisse du pH à 8 entraîne le retour des daphnies. Les Moinidés résistent bien aux faibles teneurs en oxygène; *M. brachiata* préférant même les eaux dont la saturation en oxygène varie entre 4% et 37% (Liebermann, 1970 ; cité par Tifnouti et Pourriot, 1989). Cependant, **les biomasses enregistrées sont plus élevées dans les derniers bassins les moins chargés** (Tifnouti et Pourriot (1998) faisant ainsi apparaître la possibilité que l'oxygène puisse jouer un rôle de facteur limitant dans la vitesse de croissance de la biomasse.

La même observation relative à l'accroissement de la biomasse dans le sens décroissant du degré d'oxydation de la matière avait déjà été faite par Guerrin (1988) sur la biomasse totale de zooplancton.

En complément à un schéma de succession de taxon de zooplancton selon le gradient d'oxydation de la matière, observé par Angeli (1979, cité par Tifnouti et Pourriot, 1998), Tifnouti et Pourriot (1998) ont proposé le schéma suivant:

*Ciliés* → *B. calyflorus* → *M. micrura* → *D. magna*

La présence de cladocères a également été citée par Tamboura *et al.* (2011) dans les bassins de lagunage à microphytes de la station d'épuration du 2IE (Institut international d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement, Burkina Faso), même si les espèces rencontrées n'ont pas été mentionnées. Mais celles-ci ne devraient pas être différentes de celles rencontrées dans les milieux d'eaux douces. Plusieurs travaux de systématiques permettent d'identifier la faune de cladocères de l'Afrique subsaharienne. Au nombre de ceux-ci, on peut citer : Rey et Saint-Jean (1968 et 1969) et Robinson et Robinson (1971).

## II.2.2 Le phytoplancton et les cyanobactéries des bassins de lagunage

### II.2.2.1 Contributions des algues et des cyanobactéries dans les bassins de lagunage

Le phytoplancton et les cyanobactéries interviennent dans le bilan oxygène des bassins de lagunage par le mécanisme de la photosynthèse ainsi que dans l'assimilation des nutriments issus de la minéralisation de la pollution organique dissoute.

L'apport photosynthétique de l'oxygène ainsi assuré peut être considérable: Oswald *et al.* (1953), montrent que les cours d'eau contenant des algues vertes peuvent atteindre des valeurs de super saturation en oxygène pouvant atteindre 3 à 4 fois les valeurs normales de saturation en oxygène résultant de l'équilibre eau-atmosphère. Cependant, la respiration des algues (la nuit) ainsi que la décomposition des algues qui sédimentent sur le fond des bassins occasionnent souvent d'importants épuisements en oxygène. De même, certains métabolites issus notamment des cyanobactéries (les cyanotoxines) peuvent avoir des effets inhibiteurs sur la croissance des autres organismes tels que le zooplancton (Tezuka, 1971; Rohrlack *et al.*, 2004 ; Alva-Martínez *et al.*, 2004). L'effet inhibiteur des cyanotoxines sur les bactéries est encore très discuté dans la littérature (Martins *et al.*, 2011). Cependant, l'impact négatif des cyanotoxines sécrétées par les cyanobactéries, ne se limite pas seulement au zooplancton présent dans les bassins de lagunage, mais pourrait bien s'étendre via la bioaccumulation dans les organismes aquatiques, à toute la chaîne alimentaire.

Différents groupes d'algues et de cyanobactéries, presque essentiellement microscopiques et habituellement rencontrés dans les milieux eutrophes et hyper-eutrophes, colonisent naturellement les bassins de lagunage. Il s'agit: des Chlorophycées, des Euglenophycées des Diatomées et des Cyanobactéries, (Vasconcelos et Pereira, 2001; Mahapatra *et al.*, 2013). De la multitude d'espèces connues dans les milieux naturels, seul un nombre limité a été rencontré dans les bassins de lagunage (Barbe, 1981 et Drakides, 1987 cités par El Ouarghi, 2003). Palmer (1974, cité par El Ouarghi, 2003) a recensé 75 genres dans 72 installations de lagunage à travers 18 Etats aux Etats unis. Selon l'EPA (1971, cité par El Ouarghi, 2003), les algues les plus courantes dans les bassins de lagunage sont: *Euglena*, *Chlamydomonas*, *Chlorogonium*, *Mittractinium*, *Ankistrodesmus*, *Scenedesmus*, *Chlorella*, *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Phormidium*, *Navicula*, *Closterium* et *Anacystis*.

#### II.2.2.2 Dynamique des algues et des cyanobactéries dans les bassins de lagunage

Oswald *et al.* (1953) avaient déjà relevé que comparées aux eaux usées moins chargées (DBO<sub>5</sub>), les eaux usées fortement chargées supportent de plus abondantes populations de *Euglena gracilis*, *Chlorella pyrenoidosa*, *Scenedesmus obliquus*, et *chlamydomonas sp.* et que, la présence de plus de carbone, d'azote et d'autres éléments critiques semblent produire cet effet. Les études récentes ont permis d'affiner cette observation. En effet, pour une même saison la diversité spécifique algale décroît à mesure de l'accroissement de la charge organique (DBO<sub>5</sub>) allant de quelques genres, dans les bassins facultatifs, à plusieurs genres dans les bassins de maturation (Mahapatra *et al.*, 2013).

**De façon générale, outre la charge organique, la charge en sels nutritifs et les saisons régissent la variabilité des peuplements d'algues et de cyanobactéries** (Azoz et Shelef, 1982 ; et Barbe et Steiner, 1987 ; cités par El Ouarghi, 2003).

Sous climat tropical, des espèces de flagellés appartenant aux genres des euglenophytes (Mahapatra *et al.*, 2013) ou des chlorophycées (Bernal *et al.*, 2008 ; cité par Mahapatra *et al.*, 2013) semblent être les genres prédominants dans les conditions de fortes charges (bassins facultatifs) alors que d'autres espèces de chlorophycées (non flagellés) et les cyanophycées semblent prédominer dans les conditions de faibles charges (bassins de maturation) ; les chlorophycées (non flagellés) prédominant en période d'abondance en nutriments et les cyanophycées prédominant lorsque les nutriments sont en conditions limitantes.

Mahapatra *et al.* (2013) a ainsi pu compter jusqu'à environ  $1.10^6$  cellules/ml, dominées par les flagellés euglénoïdes dans les bassins facultatifs et  $1.10^4$  à  $1.10^5$  cel/ml comprenant des chlorophycées dans les bassins de maturation.

Martins *et al.* (2011) présentent une synthèse bibliographique d'une vingtaine d'espèces de cyanobactéries relevées dans les bassins de lagunages de par le monde (Maroc, Brésil, Canada, ...). Au nombre de celles-ci, on peut citer : *Microcystis aeruginosa*, *P. mougeotii*, *Synechococcus sp* et *Synechocystis sp*.

Vasconcelos et Pereira (2001) ont relevé, au Portugal, des proliférations de cyanobactéries dans les bassins de maturation et dans les bassins facultatifs pouvant atteindre respectivement 66,5 et 6,9% de la biomasse phytoplanctonique totale de ces bassins. Les espèces prédominantes rencontrées sont *Microcystis aeruginosa* et *P. mougeotii* avec des densités maximales respectives atteintes de 6.604.856 cellules/ml pour *P. mougeotii* (mois de avril et mai) et 3.196.686 cellules/ml pour *M. aeruginosa* (au mois de juillet). Les teneurs algales totales peuvent atteindre 13,50 mg de poids sec/l dont 13,00 mg de poids sec/l de cyanophycées (Kotut *et al.*, 2010).

Pour conclure sur cette partie relative à l'écologie du zooplancton des bassins de lagunage, on peut retenir que, pratiquement, tous les types de bassins de lagunage ont leurs populations caractéristiques de zooplancton. En fonction de leurs charges organiques et de leurs charges en sels nutritifs, certains bassins sont plus favorables, que d'autres, à la production des cladocères. De même, plusieurs espèces d'algues et de cyanobactéries sont caractéristiques des bassins de lagunage. Comme le zooplancton, les charges organiques, en sels nutritifs et les saisons, régissent leurs diversités.

### **III. Productions de zooplancton dans les bassins de lagunage**

Quelques données relatives aux productions de zooplancton dans les bassins de lagunage sont présentées dans le tableau I.5. La plupart porte sur les bassins de lagunage européens, mais elles révèlent, malgré la limitation dans le temps du fait des conditions climatiques et/ou de la surdensité algale, d'importantes productions. Ainsi que développé amplement dans le chapitre VIII, la valorisation du plancton en général, et du zooplancton en particulier, est une pratique qui se développe en Inde Mara *et al.* (1993) et en Europe (Barnabé, 1979 et 1983), Guérrin (1988), et Cauchie (2000) et pourraient effectivement constituer une opportunité pour le développement du secteur de l'assainissement dans tous les pays du sud.

Tableau I.5 : Quelques ordres de grandeur de production et de taux de production

| Organisme            | Type de lagunage  | Production nette totale   | Référence bibliographique                           |
|----------------------|---|---|---|
| Non précisées        | Lagunage de Mèze  | 6000 g poids frais. m <sup>2</sup> .an <sup>-1</sup>  | Argence cité par Barnabé (1983)                     |
| <i>Daphnia sp.</i>   | Bassin pilote à daphnies disposé à la suite d'une filière pilote de lagunage comportant en série un bassin anaérobie et deux bassins facultatifs                                  | 593 à 5232 g poids sec.m <sup>2</sup> .j <sup>-1</sup>  | Kawai <i>et al.</i> (1987)                          |
| Zooplancton total    | Bassin de lagunage anaérobie ; commune de Réalmont (France)<br>Bassin de lagunage facultatif ; commune de Réalmont (France)<br>Bassin de maturation; commune de Réalmont (France) | 670g poids frais. m <sup>2</sup> .an <sup>-1</sup><br>1070g poids frais. m <sup>2</sup> .an <sup>-1</sup><br>1860 g poids frais. m <sup>2</sup> .an <sup>-1</sup>   | Guérrin (1988)                                      |
| <i>Moina micrura</i> | Lagunage naturel à Marrakech  | 96,53g poids sec. m <sup>2</sup> .an <sup>-1</sup>  | Tifnouti et Pourriot (1989)                         |
| <i>D. carinata</i>   | Lagunage naturel Australie  | 139,2 g poids sec. m <sup>2</sup> .an <sup>-1</sup>   | Mitchell et Williams (1982) cité par Cauchie (2000) |
| <i>D. magna</i>      | Lagunage aérée situé au Grand-duché du Luxembourg   | 361,6 g poids sec.m <sup>2</sup> .an <sup>-1</sup>  | Cauchie (2000)                                      |
| Zooplancton total    | Bassins facultatifs (1,7 ha) situé à Canton, New York   | 1,04 à 1,74 g poids sec. m <sup>2</sup> .an <sup>-1</sup><br><sup>1</sup> soit au total<br>2,68.10 <sup>6</sup> à 4,48.10 <sup>6</sup> g poids sec.an <sup>-1</sup> | Kring <i>et al.</i> (2013)                          |

\* Calculé d'après les données fournies par Tifnouti et Pourriot (1989)

#### IV. Travaux de modélisations des bassins de lagunage ayant pris en compte le zooplancton

Ainsi que présenté dans la partie relative au dimensionnement des bassins de lagunage, le développement des connaissances sur les processus concourant à l'épuration des eaux a permis de proposer des modèles plus détaillés et qui prennent en compte beaucoup plus de variables que les modèles empiriques et rationnels. Quelques-uns de ces modèles ont pris en compte le zooplancton en général, et les cladocères en particulier.

En fonction des objectifs visés à travers ces modèles, ils diffèrent dans le choix et la description des processus relatifs au zooplancton dans ces bassins. Au nombre de ceux-ci, Hathaway et Stefan (1995) ont relevé en plus de leur propre travail, les travaux de Moreno (1988) et George New (1987) ; à ces deux travaux on peut ajouter celui de Moreno-Grau *et al.* (1996). Quelques-uns de ces modèles sont présentés et discutés ci-dessous par rapport à notre application, aux plans de leurs **objectifs**, des **processus qu'ils prennent en compte pour décrire la variable daphnie (ou plus généralement le zooplancton)** et, des **résultats** qu'ils produisent relativement à cette variable.

#### IV.1 Le modèle de Hathaway et Stefan (1995)

Afin de suivre l'évolution des populations de daphnies dans les bassins de lagunage du Minnesota dans la perspective de comprendre leur impact sur les biomasses algales, Hathaway et Stefan (1995) ont développé **un sous-modèle mathématique portant sur la croissance des populations de daphnies** qu'ils ont intégré au modèle "Minlake", originellement conçu pour les lacs.

Minlake (Riley et Stefan (1987) cités par Hathaway et Stefan (1995)) est un modèle dynamique unidimensionnel, de diffusion/advection qui considère une stratification en couches du lac et convient bien au contexte des bassins de lagunage du Minnesota dont l'écoulement n'est pas continu, mais plutôt périodique (intermittent).

Dans ce modèle, l'évolution d'une **population** de Daphnie (**exprimée en nombre d'individus/l**) dans un bassin de lagunage est traduite par le solde entre les apports (dus aux individus qui naissent d'une part, par parthénogénèse et d'autre part, à partir de l'éclosion des œufs de résistance) et les déperditions (dus aux effets combinés du drainage du bassin, de la toxicité du milieu du fait des faibles teneurs en oxygène ou des fortes teneurs en ammoniac et/ou en sulfure d'hydrogène), du vieillissement, et de la respiration endogène, sur toute la profondeur du bassin (colonne d'eau et sédiments inclus). Ainsi, en plus des processus de croissance, de respiration et de mortalité généralement considérés dans la plupart des modèles pour décrire la dynamique des populations des daphnies, ce sous-modèle, met l'accent sur les effets toxiques de la qualité physico-chimique des eaux dans leurs bassins de lagunage et ses fluctuations rapides. Ce faisant, il apporte, trop de détails supplémentaires sur la mortalité. **Ces détails sont utiles pour refléter la particularité des bassins de lagunage du Minnesota**, qui, du fait de l'intermittence de leurs écoulements connaissent des fluctuations importantes de leurs caractéristiques chimiques avec par période, un accroissement du caractère toxique vis-à-vis des daphnies.

Enumérés, les processus décrits dans ce module sont :

- la croissance par reproduction asexuée des daphnies sur les algues (décrite par une cinétique de type monod). Le paramètre "taux de croissance maximum" est fixé à  $10 \text{ jour}^{-1}$  ; l'influence de la température est décrite par une fonction rampe, le paramètre "concentration de substrat à la demi-saturation" est fixé à  $0,08 \text{ mg de carbone/l}$  et, il est supposé que les teneurs en algues sont toujours supérieures au minimum requis pour la reproduction parthénogénétique.
- la croissance par reproduction sexuée des daphnies ou éclosion des œufs de résistance ;
- la respiration (décrite par une cinétique de 1<sup>er</sup> ordre). Le taux de respiration mesuré en  $\text{ml d'O}_2$  est converti en perte de poids puis d'individus via des facteurs de conversion ;
- la mortalité du fait du vieillissement (décrite par une cinétique de 1<sup>er</sup> ordre),
- la prédation (par des invertébrés prédateurs tels que chaoborus) décrite par une cinétique de type Monod;
- L'effet de la toxicité liée à certaines teneurs en  $\text{H}_2\text{S}$ , en  $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$  ou en  $\text{O}_2$ , sur la démographie des daphnies ;
- L'effet du drainage des bassins sur la démographie des daphnies (décrite par une cinétique de 1<sup>er</sup> ordre);

- L'effet de la température sur la démographie des daphnies.

La possibilité d'apprécier la qualité du modèle proposé vis-à-vis des objectifs pour lesquels il a été développé est mitigée par plusieurs facteurs: modèle calibré non testé, inadéquation des conditions dans lesquelles ont été mobilisées les données utilisées pour la calibration.

Dans les limites de ces réserves, le modèle simule bien la dynamique des populations de daphnies dans le 3<sup>ème</sup> bassin et, dans une moindre mesure, celle des algues.

Vis-à-vis de notre application, on peut lui relever quelques faiblesses :

- Il ne développe aucun aspect stœchiométrique relatif aux conversions biochimiques des daphnies pour traduire, par exemple, leurs contributions au contrôle des biomasses algales et leurs contributions à l'abattement ou à l'accroissement des charges de matières organiques ou de nutriments.
- Il n'évoque pas les cyanobactéries. Il considère uniquement les algues, qu'il rassemble en un seul groupe;
- Il suppose des cinétiques de type monod d'une part concernant la croissance des daphnies sur le substrat algal et d'autre part, concernant la prédation des daphnies par les invertébrés prédateurs tels que chaoborus ;
- le formalisme qu'il adopte n'est pas propice à la comptabilité des daphnies et des algues dans le bilan de la DCO, même s'il est présenté dans le rapport que nous avons lu que le modèle MinLake simule bien la DCO, l'oxygène dissous, l'ammonium, la DBO et les algues, il apparaît clairement que le module proposé ne présente pas les contributions respectives des valeurs de ces variables, provenant des processus de croissance ou de mortalité des daphnies. En clair, il semble ne pas montrer par exemple la part d'ammonium du milieu pouvant provenir des excréments des daphnies.

Les équations proposées dans ce modèle sont présentées en Annexe 1 où nous avons tenté de résumer le modèle dans le formalisme de la matrice de Petersen. Nous avons été confrontés à l'absence de paramètres stœchiométriques.

#### IV.2 Le modèle de Moreno-Grau *et al.* (1996)

Avec pour objectifs de comparer les performances épuratoires des systèmes de lagunage à microphyte par rapport aux systèmes de lagunage à macrophytes dans un contexte visant à valoriser les eaux épurées en agriculture dans les régions sèches d'Espagne, le modèle de Moreno-Grau *et al.* (1996) est un combiné d'un **sous modèle thermique** et d'un **sous-modèle biochimique**.

Il a été conçu en procédant à une sélection des **processus "majeurs"** et des variables intervenant dans le traitement des eaux usées dans ces différents types de bassins d'après la littérature, en décrivant les cinétiques de ces processus d'après la littérature et enfin en réalisant une calibration du modèle, à partir des données de Moreno-Clavel *et al.* (1990) cités par Moreno *et al.* (1996).

Chacun des deux sous-modèles a été établi sur la base de bilans respectivement, de chaleur et de matière. En réalité, pour les matières, les bilans n'ont été considérés que pour les nutriments et jamais pour les organismes.

Trois processus portent sur le zooplancton: la croissance, la respiration et la mortalité. **La croissance** est décrite par une cinétique de type Monod corrigée conformément à Hirsch et Smale (1983) et Jacobsen (1983), cités par l'auteur, par un terme qui représente la croissance maximale possible ;

$$r_{\max Z} * f(T) * \frac{S_{NH3i}^n}{K_{ZN} + S_{NH3i}^n} \frac{S_{PSi}^n}{K_{ZP} + S_{PSi}^n} \frac{S_{O2i}^n}{K_S + S_{O2i}^n} \left(1 - \frac{X_{Zi}^n}{\eta_Z}\right) X_{Zi}^n$$

(Définition des sigles fournie en annexe I.3)

La particularité ici est que le taux de croissance du zooplancton est influencé non pas par les teneurs des substrats qu'on lui connaît (algues, bactéries, matières organiques particulières) mais par les teneurs respectives en: ammonium, phosphore et oxygène. Il est clairement précisé dans l'article que l'évolution des organismes vivants (y compris le zooplancton) est intimement liée à la disponibilité des nutriments dans le milieu. Plus loin, il est mentionné dans l'article, que la dynamique des algues et du zooplancton est très proche d'une relation proie-prédateur, mais aucun facteur de conversion décrivant la consommation des algues par le zooplancton n'a été proposé dans le modèle. D'ailleurs, le bilan sur les algues, ne fait aucunement mention de sa consommation par le zooplancton, comme en témoigne son expression ci-dessous présentée :

$$X_{Alg_i}^n + \mu_{\max Alg} f(T) f(L) * \frac{S_{NH3i}^n}{K_{AlgN} + S_{NH3i}^n} \frac{S_{PSi}^n}{K_{AlgP} + S_{PSi}^n} \frac{S_{O2i}^n}{K_S + S_{O2i}^n} \left(1 - \frac{X_{Alg_i}^n}{\eta_{Alg}}\right) X_{Alg_i}^n \Delta t - (K_{AlgR} - K_{Algd} + S_{Alg}) X_{Alg_i}^n \Delta t$$

(Définition des sigles fournie en annexe)

Il s'avère donc que les bilans de matières tenant compte de "conversions biochimiques" ont été réalisés uniquement pour les nutriments (ammonium et phosphore) ainsi que l'illustre l'exemple d'expression fournie en annexe I.3 (en raison de la multiplicité des symboles à définir), pour l'ammonium.

Ainsi au lieu d'excréter de l'azote ammoniacal au cours de sa croissance (comme cela est scientifiquement établi), le modèle considère que le zooplancton, "prélève" de l'ammonium et du phosphore et, en tient compte dans le bilan lié aux teneurs de ces deux nutriments dans le milieu.

L'expression du bilan sur le zooplancton est présentée comme suit :

$$X_{Zi}^n + r_{\max Z} f(T) * \frac{S_{NH3i}^n}{K_{ZN} + S_{NH3i}^n} \frac{S_{PSi}^n}{K_{ZP} + S_{PSi}^n} \frac{S_{O2i}^n}{K_S + S_{O2i}^n} \left(1 - \frac{X_{Zi}^n}{\eta_Z}\right) X_{Zi}^n \Delta t - (K_{ZR} - K_{Zd}) X_{Zi}^n \Delta t$$

(Définition des sigles fournie en annexe)

Tout comme l'expression de la cinétique de la croissance, l'expression du bilan sur le zooplancton montre que les substrats traditionnels (algues, bactéries, matières organiques particulières) ne sont pas pris en compte.

La respiration est décrite par une cinétique de 1<sup>er</sup> ordre :  $K_{ZR} Z_i^n$

La mortalité est décrite par une cinétique de 1<sup>er</sup> ordre :  $K_{Zd} Z_i^n$

Le modèle décrit le taux net de croissance du zooplancton comme étant la somme algébrique des taux individuels des trois processus: Croissance, Respiration et Mortalité.



Une tentative de traduire le modèle dans le formalisme de la matrice de Petersen en présentée en annexe I.2. Elle montre clairement l'absence de paramètres stœchiométriques et de coefficients stœchiométriques qui sont des éléments importants dans un modèle de conversion biochimique tel que nous le concevons pour notre application. Les trois processus relatif au zooplancton dans ce modèle, ne peuvent donc pas être considérés comme des processus de conversion biochimique, en notre sens, car dans un modèle de conversion biochimiques, les bilans doivent être réalisés pour toutes les variables et non pas seulement pour certaines comme c'est le cas dans ce modèle.

Les résultats des simulations réalisées à l'aide du modèle montrent pour certaines variables, une bonne similitude avec les résultats des mesures effectuées sur le terrain. La qualité des ajustements sur la dynamique du zooplancton n'est pas mentionnée. Cependant le module proposé, présente les insuffisantes suivantes, pour convenir à notre application:

- La stœchiométrie n'ayant pas été prise en compte dans ce travail, l'impact réel du zooplancton sur le système ne peut pas être rigoureusement évalué. Dans notre application, il ne s'agit pas seulement de suivre les dynamiques des algues et du zooplancton, mais d'exprimer également, de façon mathématique, la relation qui les lie, afin de rendre possible des bilans complets sur leurs teneurs dans le système.
- Le taux de croissance du zooplancton est exprimé avec comme substrats, l'oxygène, l'azote ammoniacal et le phosphore soluble. Pour notre application, cela est un inconvénient majeur.  
Dans notre application, le taux de croissance du zooplancton doit plutôt être exprimé avec les teneurs de ses substrats traditionnels (algues, bactéries, oxygène, matières organiques particulaires).
- le formalisme qu'il adopte n'est pas propice à une simulation de la DCO en prenant en compte son fractionnement incluant les composantes biologiques du système (DCO liée aux daphnies, DCO liée aux algues).
- Ce modèle n'évoque pas non plus, les cyanobactéries qui apparaissent pourtant inévitablement dans certains bassins de lagunage en fonction des charges organiques, des charges en sels nutritifs et des saisons, ainsi que rapporté dans la littérature.

#### IV.3 Le River Water Quality Model n°1 (Reichert *et al.*, 2001)

Le RWQM1 est un modèle déterministe conçu à la fois pour les rivières et pour les stations d'épuration. Il adopte une approche de caractérisation des matières basée sur leur composition élémentaire qui permet également d'exprimer leurs biomasses et concentrations en DCO. Il adopte également une approche stœchiométrique pour traduire les processus de conversion biochimiques.

De ce point de vue, le RWQM1 diffère fondamentalement du modèle de lagunage de Hathaway et Stefan (1995) et de celui de Moreno-Grau *et al.* (1996) qui, du fait qu'ils ne disposent pas d'un descripteur commun de qualité de l'eau (comme la DCO), ne peuvent pas être utilisés en combinaison avec les modèles dédiés au traitement des eaux usées comme relevé par Rauch *et al.* (1998, 2001) cité par Reichert *et al.* (2001).

Tout en reconnaissant que les changements de la qualité de l'eau dans les rivières sont dus aux processus physiques de transport (advection et diffusions turbulentes décrites séparément par les modèles hydrauliques) et aux processus de conversion chimiques, biochimiques et physiques, le RWQM1 s'intéresse particulièrement au développement des modèles de conversion pour les polluants traditionnels, en rappelant qu'il existe des modèles et outils bien développés pour les composantes du transport physique.

Ce modèle décrit les processus de conversion biochimiques en se basant essentiellement sur les bilans de cinq composés élémentaires que sont : le Carbone, l'Hydrogène, l'Oxygène, l'Azote, et le Phosphore ; les autres composés élémentaires pouvant être regroupés en un seul désigné "X".

L'état de référence de chacun des composés est bien défini de façon à pouvoir effectuer les conversions des unités en équivalent DCO à partir de la détermination du degré d'oxydation de ces éléments dans les composés. Le modèle est ainsi rendu effectivement utilisable pour les différents acteurs intervenant dans la gestion des eaux.

Les processus de conversion biochimique sont décrits aussi bien au plan de leur cinétique qu'au plan de leur stœchiométrie. Le RWQM1 adopte le formalisme de présentation des processus de conversion biochimiques, dans une matrice de Petersen qui permet de rendre facilement compréhensible la description du modèle.

Dans cette matrice, tous les coefficients stœchiométriques sont considérablement simplifiés en exprimant toutes les formes de matières en DCO : une unité qui permet ainsi de réaliser des bilans.

Bien que le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) présente de nombreux atouts, nous y avons relevé deux insuffisances pour notre application:

- Il considère que la croissance du zooplancton est décrite par un produit de deux cinétiques: l'une d'ordre 1 relative à la teneur en substrat, et l'autre de type Monod relative à la teneur en oxygène. Les données de la littérature sur l'influence de la nature et des teneurs en substrats, nous font penser qu'il est possible de décrire autrement cette cinétique (§IV) ;
- Il ne prend pas en compte les cyanobactéries qui ont une influence négative en inhibant parfois fatalement, le zooplancton.

La seule application du RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) que nous connaissons, dans laquelle le zooplancton est intégré ne concerne pas un bassin de lagunage mais un lac: il s'agit du travail de Omlin *et al.* (2001).

Dans cette application, Omlin *et al.* (2001) considèrent bien séparément, l'espèce particulière de cyanobactérie *Planktothrix (Oscillatoria) rubescens* pour la raison qu'elle contribue sur plusieurs années, à 20% en moyenne de la biomasse de phytoplancton du lac Zürich et présente un intérêt particulier pour l'autorité chargée de la fourniture d'eau potable. Cependant, leur objectif n'étant pas axé sur la production de cladocères (ou de zooplancton en général), ils ont omis de prendre en compte l'effet toxique létal de cette cyanobactérie sur les cladocères. Comme conséquence, cette application n'a permis de simuler fidèlement, que les résultats des six premiers mois sur les vingt-quatre mois d'observations effectuées. Pour les douze derniers mois (en l'occurrence), le modèle prédisait (en fonction certainement des teneurs algales), de fortes teneurs en daphnies par rapport aux observations faites par mesure (voir figure 9 dudit article): cela pourrait être dû à un phénomène d'inhibition non pris en compte dans la cinétique de la croissance du zooplancton, ou à la non prise en compte de l'effet toxico-létal des cyanobactéries.

De ce fait, le modèle requiert ces compléments, pour être adapté à notre application.

### Conclusion partielle

Peu de modèles sont fournis dans la littérature sur des bassins de lagunage prenant en compte la variable "zooplancton" en général, ou "daphnie" en particulier. Ces modèles diffèrent sur plusieurs plans en fonction des objectifs qu'ils visent.

- Le modèle de Hathaway et Stefen (1995) et celui de Moreno-Grau *et al.* (1996) s'intéressent à la dynamique de la biomasse de daphnie exprimée respectivement en nombre d'individus et en poids secs ; ils ne sont pas propices pour estimer directement par une méthode basée sur un bilan de matières, l'impact global des daphnies sur l'épuration des eaux. Avec ces deux modèles, l'impact des cladocères sur l'épuration des eaux ne pourrait être estimé que par la méthode classique basée sur les calculs de rendement d'épuration.  
Le modèle de Hathaway et Stefen (1995) n'évoque pas non plus de taux de conversion du substrat algal en daphnies afin de permettre d'estimer la contribution effective des daphnies à l'abattement des charges algales.
- Le formalisme adopté dans ces deux modèles n'est pas propice à une simulation de la DCO prenant en compte son fractionnement incluant les composantes biologiques du système (DCO liée aux daphnies, DCO liée aux algues),
- Les expressions employées pour décrire la cinétique de croissance du zooplancton sur son (ses) substrat (s) varient entre les trois modèles :
  - o Hathaway et Stefen (1995) considèrent une simple cinétique de type Monod ;
  - o Moreno-Grau *et al.* (1996) considèrent non seulement, une cinétique de type Monod corrigée par un terme qui représente la croissance maximale possible, mais en plus, ils considèrent que le taux de croissance dépend des teneurs en nutriments (ammonium et phosphore) au lieu de considérer les substrats habituels du zooplancton (algues, bactéries, matières organiques particulières);
  - o le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) considère plutôt un produit de deux cinétiques: l'une d'ordre 1 relative à la teneur en substrat, et l'autre de type Monod relative à la teneur en oxygène.

- Les biomasses de daphnies ne sont pas exprimées dans la même unité dans ces différents modèles. Elles sont exprimées :
  - o en nombre d'individus par litre dans le modèle de Hathaway et Stefen (1995),
  - o en poids sec par litre dans celui de Moreno-Grau *et al.* (1996) et,
  - o en poids par litre et en DCO par litre dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001).
- Seul le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) rend véritablement compte, à travers les relations stœchiométriques complètes, des conversions biochimiques des cladocères, de façon à pouvoir traduire directement leurs impacts sur toutes les composantes du système (teneurs en nutriments, teneurs en matières organiques, teneurs en bactéries, teneurs en algues, ...) et sur l'épuration en général, grâce à l'adoption d'une unité de mesure adéquate comme la DCO.
- Ces modèles ont pour points communs de ne pas distinguer les cyanobactéries (ou, peut-être, les confondent avec les algues dans un même groupe ?) et d'employer des modèles de cinétiques de croissance des cladocères qui ne tiennent pas compte de la possibilité d'inhibition par les fortes teneurs algales.

A la lumière de ces résultats, nous décidons d'utiliser l'approche proposée dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) : les processus de respiration endogène et de mortalité (liée à l'effet de l'âge) seront maintenus tels qu'ils y sont proposés, aussi bien au plan cinétique qu'au plan stœchiométrique. Pour le processus de croissance, seule la stœchiométrie sera retenue ainsi qu'elle est décrite dans ce modèle ; la cinétique sera quant à elle réétudiée sur chacun des trois substrats potentiels (algue, bactérie, cyanobactérie).

En fonction des résultats qui découleront de l'étude de la cinétique de croissance sur les cyanobactéries, il est possible d'envisager de compléter les trois processus de conversion biochimiques proposés dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001), par un autre processus.

#### **V. Les interactions des substrats sur la croissance des cladocères**

Les cladocères ingèrent indistinctement plusieurs types de substrats (algues, cyanobactéries, bactéries, matières organiques particulières mortes). Parmi ces substrats, seules les algues (Tezuka, 1971) leur sont véritablement nutritives et supportent durablement leur croissance (somatique et démographique), alors que les bactéries et les matières organiques particulières mortes ne sont pas capables, à elles seules, de maintenir les populations de daphnies (Tezuka, 1971; Taipale *et al.*, 2012).

Les cyanobactéries ne constituent pas une nourriture adéquate pour le zooplancton (Dehn, 1930; Lefevre, 1950; et Bogatova, 1965 ; cités par Lampert, 1987) mais inhibent plutôt leurs croissances (Tezuka, 1971; Rohrlack *et al.*, 1999 et 2004; Alva-Martínez *et al.*, 2004).

Lampert (1987) rassemble en trois catégories, les mécanismes possibles par lesquels les cyanobactéries inhibent la croissance des cladocères:

- Les formes coloniales ou filamenteuses échappent à l'ingestion par les daphnies du fait de leurs tailles ;

- Lorsqu'elles sont ingérées, les petites colonies et les fractions de formes filamenteuses pourraient être faiblement digérées ou assimilées ou pourraient manquer d'éléments essentiels à la croissance des cladocères ;
- De nombreuses espèces et souches font preuves de toxicité envers les cladocères.

Rohrlack *et al.* (1999) ont mis en évidence deux effets inhibiteurs de la croissance des daphnies par les cyanobactéries: un **effet toxique** causé par les microcystines, et un **effet d'inhibition de l'ingestion**, causé par d'autres sécrétions. Certaines sécrétions, telles que la Microviridin J, inhibent fatalement les protéases intervenant dans la croissance des daphnies (Rohrlack *et al.*, 2004). De même, d'autres mécanismes ou d'autres composés non encore identifiés interviennent dans l'inhibition de la croissance. En effet, Lüring (2003) a montré que même les cyanobactéries ne produisant pas de cyanotoxines inhibent aussi fatalement la croissance de daphnies. Les cladocères n'opèrent pas de sélection entre leurs substrats; elles accroissent seulement l'excrétion (rejet) des cyanophycées par rapport aux chlorophycées (Arnold, 1971). DeMott (1999) puis, Alva-Martínez *et al.* (2004) ont, en effet, montré que sur un substrat mixte de cyanophycée et de chlorophycée, **l'impact des cyanophycées sur la croissance des daphnies dépend de la proportion de cyanophycées par rapport à la nature et à la proportion des chlorophycées présentes dans le milieu.**

L'inhibition de la croissance des cladocères par les cyanobactéries, semble ne pas être une simple réduction du taux de croissance mais plutôt un effet toxique létal

Les cladocères se nourrissent aussi des bactéries, (Tezuka, 1971; Peterson et Hobbie, 1978; Taipale *et al.*, 2012) qu'elles assimilent après les avoir digéré sous l'action combinée à la fois de leur flore bactérienne (Hadas *et al.*, 1983 a), et de leurs enzymes (Hadas *et al.*, 1983 b).

Pour Peterson et Hobbie (1978), l'ingestion des bactéries, par les cladocères pourraient être une importante source de mortalité des bactéries dans les milieux aquatiques.

**Cependant, selon Tezuka (1971) et Taipale *et al.* (2012), les cladocères ne peuvent pas maintenir leurs populations sur un substrat exclusivement constitué de bactéries.**

Les bactéries contribuent de façon qualitative à l'alimentation des cladocères par l'apport de substances chimiques (acides aminés, acides gras et vitamines) nécessaires à la croissance et à la reproduction des daphnies d'une part et d'autre part, en favorisant la détoxification du milieu par nitrification de l'ammoniaque.

Définies par Odum et de La Cruz (1963) cités par Melack (1985) comme l'ensemble des matières organiques et de la microflore associée et, par Rich et Wetzel (1978) cités par Melack (1985), comme les pertes non prédatrices (sensu Lindeman, 1942) de carbone organique provenant de tous les niveaux trophiques et constituées de carbone organique particulaire et dissous sans la microflore et la microfaune associée, les particules détritiques entrent aussi dans l'alimentation des daphnies et du zooplancton en général (Melack, 1985).

Dans sa revue de littérature, Melack (1985) a cité Saunders (1969) qui a montré que **les daphnies assimilent très mal des particules détritiques stérilisées** et que selon Rodina (1983), **elles n'arrivent pas à se reproduire lorsqu'elles sont nourries par ces substrats. La qualité nutritive de celles-ci dépend donc fortement de leur composition** (bactéries, floculation des substances organiques dissoutes produites par les organismes vivants, adsorption aux particules inorganiques, apport des excréations du zooplancton, apport de zooplancton et de macroplancton mort).

Il ressort de cette revue sur les interactions ou, les effets des différents types de substrats, sur la croissance des cladocères que, pour être fiable en toutes saisons, un modèle portant sur la dynamique des cladocères dans un bassins de lagunage ou même dans un milieu naturel, doit considérer les principaux substrats qui influencent positivement ou négativement la croissance des cladocères. Les algues et les bactéries sont les substrats qui favorisent la croissance des cladocères alors que les cyanobactéries ont un effet inhibiteur (voir toxique létal) sur la croissance des cladocères. L'influence des matières organiques particulaires sur la croissance des cladocères semble être négligeable dans un modèle, car, ce type de substrat n'est pas connu pour avoir une importante influence sur la croissance des cladocères.

À la lumière des informations ainsi mobilisées de la littérature concernant l'influence des différents types de substrats sur la croissance des cladocères, nous retenons de tester les algues, les bactéries et les cyanobactéries dans nos conditions, afin d'étudier l'influence de leurs différentes teneurs sur la croissance des cladocères.

## **VI. Conclusion**

D'importants progrès continuent d'être réalisés dans la compréhension du fonctionnement des bassins de lagunage, pour améliorer les critères de leurs dimensionnements et leurs performances épuratoires. Ces progrès peuvent être étendus aux possibilités de production de sous-produits valorisables tels que le zooplancton, dans une perspective de faire de ces bassins, dans les pays du sud, des sources de création de richesses. L'on pourra ainsi contribuer à promouvoir les investissements dans le secteur de l'assainissement dans ces pays et, à accroître l'accès des populations à l'assainissement.

Les données rapportées de la littérature concernant les productions de zooplancton dans les bassins de lagunage, montrent que celles-ci, sont assez importantes et justifient des initiatives allant dans le sens de leur valorisation pour générer des ressources financières au profit de ces stations d'épuration. Ces initiatives sont d'autant plus louables que des biomasses non régulées de cladocères peuvent entraîner un dysfonctionnement du système en exerçant de fortes pressions prédatrices sur les principales biomasses épuratrices que sont les algues et les bactéries.

Par contre, l'analyse des modèles de lagunage ayant pris en compte le zooplancton couplée aux connaissances, d'une part sur l'écologie des bassins de lagunage et d'autre part, sur les effets des types de substrat sur la croissance des cladocères, révèle la nécessité d'approfondir l'étude de la cinétique de la croissance du zooplancton sur les algues, les bactéries et les cyanobactéries, pour mieux rendre compte de ces interactions avec leurs substrats, en vue d'atteindre les objectifs de **production en masse** et de **régulation** sus mentionnés. Les modèles recensés dans la littérature concernant les bassins de lagunage et qui ont pris en compte les cladocères présentent, vis-à-vis de notre application, les deux principales limites que sont : la non prise en compte des cyanobactéries et l'emploi de modèles de cinétiques de croissance des cladocères qui ne tiennent pas compte de la possibilité d'inhibition par les fortes teneurs algales (voir chapitre IV).

A la lumière des résultats découlant de l'analyse de ces modèles recensés dans la littérature, il a été retenu d'utiliser (dans la présente thèse) l'approche proposée dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001). Les processus de respiration endogène et de mortalité (liée à l'effet de l'âge) sont maintenus tels qu'ils y sont proposés, aussi bien au plan cinétique qu'au plan stœchiométrique. Pour le processus de croissance, seule la stœchiométrie est retenue ainsi qu'elle est décrite dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001); la cinétique sera quant à elle réétudiée sur chacun des trois substrats potentiels (algue, bactérie, cyanobactérie). En fonction des résultats qui découleront de l'étude de la cinétique de croissance sur les cyanobactéries, il est possible d'envisager de compléter les trois processus de conversion biochimique proposés dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001), par un autre processus.

## VII. Références

### Bibliographie

Alva-Martínez A. F., Sarma S. S. S. et Nandini S. 2004. Population growth of *Daphnia pulex* (cladocera) on a mixed diet (*Microcystis aeruginosa* with chlorella or scenedesmus). *Crustaceana* 77(8), 973-988.

Amoros C. 1984. Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises. 5 - Crustacés cladocères. Edit. Assoc. Franç. Limnol. Paris. 63 p.

Arnold D. E. 1971. Ingestion, assimilation, survival, and reproduction by *Daphnia pulex* fed seven species of blue-green algae. *Limnol Oceanogr.* 16: 906-920.

Barnabé G. 1979. Utilisation des chaînes alimentaires naturelles et du recyclage des eaux usées dans la production à grande échelle de juvéniles pour l'aquaculture. Actes de Colloque n° 7, CNEXO, Paris : 221-238.

Barnabe G. 1983. Les chaînes alimentaires naturelles et l'aquaculture. Bases biologiques de l'aquaculture. IFREMER. Actes de Colloques n. 1, pages 515-524.

Benider A., Tifnouti A, et Pourriot R. 1998. Reproduction parthénogénétique de *Moina macrocopa* (Straus 1820) (Crustacea : Cladocera). Influence des conditions trophiques, de la densité de population, du groupement et de la température. *Annls Limnol.* 34 (4), 387-399

- Benider A., Pourriot R., Rougier C. et Tifnouti A. 1991. La population de *Moina* (Crustacea, cladocera) dans les bassins de lagunage de Marrakech (Maroc) : *Moina macropa* (Strauss, 1820) versus *Moina micrura* Kurtz, 1874. Rev. Hydrobiol. trop. 24 (3), 261-264.
- Buikema A. L. 1973. Filtering rate of the cladoceran, *Daphnia pulex* as a function of body size, light and acclimation. Hydrobiologia. 41 (4), 515-527.
- Brissaud F., Andrianarison T., Brouillet J. L., Picot B. 2005. Twenty years' monitoring of Mèze stabilisation ponds: part II--Removal of faecal indicators. Water Sci Technol. 51 (12), 33-41.
- Canovas S., Cassellas C., Picot B., Pena G. et Bontoux J. 1991. Evolution annuelle du peuplement zooplanctonique dans un lagunage à haut rendement et incidence du temps de séjour. Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science. 4 (2), 269-289.
- Cauchie H-M. 2000. Production de *Daphnia magna* (crustacea, Anomopoda) dans un bassin de lagunage : impacts sur les processus d'épuration des eaux et valorisation comme source de chitine. Thèse de doctorat. Université de Liège, Faculté des sciences. 296 pages
- Champiat D. et Larpent J-P. 1998. Biologie des eaux. Méthodes et techniques. Masson Paris. 374 pages.
- Crites R.W., Middlebrooks, J., Reed, S. C. 2006. Natural Wastewater Treatment Systems. CRC Press, Taylor and Francis Group. 576 Pages.
- DeMott W. R. 1999. Foraging strategies and growth inhibition in five daphnids feeding on mixtures of a toxic cyanobacterium and a green alga. Freshwater Biology. 42: 263-274.
- Edeline F. 1993. L'épuration biologique des eaux: Théorie et technologie des réacteurs. Edition Cebedoc. ISBN : 2-87080-030-4
- Effebi K. R. 2009. Lagunage anaérobie: Modélisation combinant la décantation primaire et la dégradation anaérobie. Thèse de Doctorat, Université de Liège, 162 pages.
- El Hachemi O., Torrens A., Comas J., Elmadani F., El Halouani H., Salgot M., et Sbaa M. non publié. Aspect phytoplanctonique d'une filière de lagunage pour le traitement des eaux usées - Figuig- MAROC. 11 pages.
- El Ouarghi H. 2003. Interaction phytoplancton-qualité physico-chimique des eaux dans les lagunes naturelles et lagunes à haut rendement algal. Fondation universitaire luxembourgeoise, Thèse de doctorat. 199 pages.
- Fritz J. J., Middleton A. C. et Meredith D. D. 1979. Dynamic process modeling of wastewater stabilization ponds. J. Water Pollut. Cont. Fed. 51: 2724-2743
- Gauthier H. 1939. Contribution à l'étude de la faune dulcaquicole de la région du Tchad et particulièrement des Branchiopodes et des Ostracodes. Bull. Inst. Français d'Afrique Noire. 1: 110-244.
- Guérrin F. 1988. Valorisation du zooplancton produit en étangs de lagunage comme base pour l'alimentation de larves et juvéniles de cyprinidés. Bull. Fr. Pêche Piscic. 311:113-125.



- Hadas O., Bachrach V., Kott Y. et Cavari B.Z. 1983. Assimilation of *E. coli* cells by *Daphnia magna* on the whole organism level. *Hydrobiologia*. 102: 163-199.
- Halcrow K. 1976. The fine structure of the carapace integument of *Daphnia magna* Straus (Crustacea Branchiopoda). *Cell. Tissue Res.* 169 : 267-276.
- Harerimana C. 2011. Modélisation de l'activité des bactéries du soufre en lagunage Thèse de Doctorat, Université de Liège, 217 pages.
- Hathaway C. J. et Stefan H. G. 1995. Model of daphnia populations for wastewater stabilization ponds, *Water Res.* 29 (1), 195-208.
- Hessen D. O, Rukke N. A. 2002. The costs of moulting in *Daphnia*: mineral regulation of carbon budgets. *Freshwater Biol.* 45: 169-178
- Juspin H., Praet E., et Vasel J.-L. 2003. Dynamic model of High rate algal ponds (HRAP). *Water Science and Technology*. 48 (2), 197-204.
- Kawai H., Jureidini P., da Conceição Neto J., Motter O. F. et Rossetto R. 1987. The use of an algal microcrustacean polyculture system for domestic wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.* 19 (12), 65-70.
- Koné D. 1996. Contribution à l'étude de la microfaune dans l'épuration des eaux usées par Mosaïque Hiérarchisée d'Ecosystèmes Artificiels, Fondation Universitaire Luxembourgeoise (FUL), mémoire de DEA en sciences de l'environnement, orientation Gestion Intégrée des Ressources Hydriques, disponible à la bibliothèque de la FUL sous la côte III 3977
- Kotut K., Ballot A., Wiegand C., Krienitz L. 2010. Toxic cyanobacteria at Nakuru sewage oxidation ponds A potential threat to wildlife". *Limnologia*. 40 (1), 47-53.
- Kring R. L. et O'Brien W. J. 1976. Effect of varying oxygen concentration on the filtering rate of *Daphnia pulex*. *Ecology*. 57 (4), 808-814
- Kring S. A., Xia X., Powers S. E. et Twiss M. R. 2013. Crustacean zooplankton in aerated wastewater treatment lagoons as a potential feedstock for biofuel. *Environmental Technology*. 34 (13), 1973-1981.
- Lampert W. 1987. Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 21: 483-490.
- Lürling M. 2003. Effects of microcystin-free and microcystin-containing strains of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa* on growth of the grazer *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology*. 18(3): 202-210.
- Mahapatra D., Chanakya H. N. et Ramachandra T. V. 2013. Treatment efficacy of algae-based sewage treatment plants. *Environ Monit Assess.* DOI 10.1007/s10661-013-3090-x.
- Mara D. D. et Pearson H. W. 1998. Design manual for waste stabilization ponds in Mediterranean countries. Lagoon Technology International. ISBN 0951986929

- Martins J., Peixe L., et Vasconcelos V. M. 2011. Unraveling Cyanobacteria Ecology in Wastewater Treatment Plants (WWTP). *Microb Ecol.* 62: 241-256
- Melack J. M. 1985. Interactions of detrital particulates and plankton. *Hydrobiologia.* 125: 209-220.
- McGarry M. C. et Pescod M. B. 1970. Stabilization pond design criteria for tropical Asia, in *Proceedings of Second International Symposium for Waste Treatment Lagoons, Kansas City, MO, June 23-25.*
- Moreno-Grau S., Garcia-Sanchez A., Moreno-Clavel J., Serrano-Aniorte J. Moreno-Grau M. D. 1996. A mathematical model for waste water stabilization ponds with macrophytes and microphytes. *Ecological Modelling.* 91: 77-103.
- Omlin M., Reichert P., Forster R. 2001. Biogeochemical model of Lake Zurich: Model equations and results. *Ecological Modelling.* 141: 77-103
- Ouano E. A. R. 1981. Principles of wastewater treatment -Vol. 1 Biological processes. National Science Development Board, Manila, Philippines.
- Oswald W. J., Gottas H. B., et Ludwig H. F. 1953. Algae symbiosis in oxidation ponds: III. Photosynthétique oxygénation. *Sewage and Industria Wastes.* 25 (6): 692-704.
- Pearson H. W. et Green F. B. 1995. Waste Stabilisation Ponds and the Reuse of Pond Effluents, Selected Proceedings of the 2nd International Symposium on Waste Stabilisation Ponds and the Reuse of Pond Effluents, *Water Sci. Technol.* 31 (12), 1-432
- Pietrasanta Y., et Bondon D. 1994. *Le Lagunage écologique*, Ed. Economica, ISBN 2-7178-2636-X, 112p.
- Peterson B. J. et Hobbie J. E. 1978. Daphnia grazing on natural bacteria. *Limnol. Oceanogr.* 23 (5), 1039-1044.
- Porcella D. B., Rixford C. E. & Slater J.V. (1969b) Moulting and calcification in *Daphnia magna*. *Physiological Zoology.* 42: 148-159.
- Pizay-Parenty M. D. 1985. Bassins de lagunage (l'Aniche-Auberchicourt (Nord): Cinétiques saisonnières et spatiales du zooplancton et des descripteurs de la qualité de l'eau. Thèse de Doctorat. 3<sup>e</sup> cycle, Université des Sciences et Techniques de Lille, 195 p.
- Reichert P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Shanahan P., Somlyódy L., et Vanrolleghem P. 2001a. River Water Quality Model No.1 Scientific and Technical report n°12. IWA publishing, 136p. ISBN 1 900222 82 5.
- Rey J., Saint-Jean L. 1968. - Les Cladocères (Crustacés, Branchiopodes) du Tchad. (Première note). *Cah.O.R.S.T.O.M. Sér Hydrobiol.* 2 (3-4), 80-118.
- Rey J., Saint-Jean L. 1969. - Les Cladocères (Crustacés, Branchiopodes) du Tchad. (Deuxième note). *Cah. O.R.S.T.O.M. Sér. Hydrobiol.* 3 (3-4), 21-42.

Ricard M., Stephan M., Loubet E, Bobillot J-P, Marie D., Saint-Dizier A. 1970. Atlas de biologie, Ed. Librairie Stock et Librairie Générale Française, traduit de la version allemande de Vogel G. et Angenmann H. 1967. Atlas zur Biologie. Deutscher Taschenbuch Verlag G.m .b.h. et Co, KG,

Richman S. 1958. The transformation of energy by *Daphnia pulex*. Ecological Monographs. 28 (3), 273-291.

Rohrlack T., Dittmann E., Henning M., Börner T. et Kohl J-G. 1999. Role of microcystins in poisoning and food ingestion inhibition of *Daphnia galeata* caused by the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. Appl Environ Microbiol. 65(2), 737-739.

Rohrlack T., Christoffersen K., Kaebernick M. and Neilan B. A. 2004. Cyanobacterial Protease inhibitor Microviridin J causes a Lethal Molting disruption in *Daphnia pulex*. Applied and environmental microbiology. 70(8), 5047-5050.

Robinson A. H. et Robinson P. K. 1971. Seasonal distribution of zooplankton in the northern basin of Lake Chad. Journal of Zoology. 163 (1), 25-61.

Sterner R. W. Hagemeyer D. D. Smith W. L. et Smith R. F. 1993. Phytoplankton nutrient limitation and food quality for *Daphnia*. Limnol. Oceanogr. 38 (4), 857-871.

Sterner R. W. *Daphnia* growth on varying quality of *Scenedesmus*: mineral limitation of zooplankton. Ecology. 74(8), 2351-2360.

Taipale S. J., Brett M. T., Pulkkinen K. et Kainz M. J. 2012. The influence of bacteria-dominated diets on *Daphnia magna* somatic growth, reproduction, and lipid composition. FEMS Microbiol Ecol. 82(1), 50-62.

Tezuka Y. 1971. Feeding of *Daphnia* on planktonic bacteria. Jpn J.Ecol. 21(3-4), 127-134

Tifnouti A. et Pourriot R. 1989. Dynamique d'une population de *Moina micrura* (Crustacea, Cladocera) dans un bassin de lagunage à Marrakech (MAROC), Rev. Hydrobiol. trop. 22 (3), 239-250.

Vasconcelos V. M. et Pereira E. 2001. Cyanobacteria diversity and toxicity in a wastewater treatment plant (Portugal). Wat. Res. 35 (5), 1354-1357.

Vasel J-L. 2006. Egouttage et prétraitement. Notes du cours : Complément d'épuration des eaux (ENVT0733-1), Fondation Universitaire Luxembourgeoise.

W.H.O. 1987. Wastewater Stabilization Pond. Principles of planning and practice. WHO EMRO technical publication n°10. ISBN 92-9021-001-X. 138 pages.

### **Webographie**

Angeli N., 1979, Quelques aspects du rôle fonctionnel et structurel du zooplancton crustacée herbivore, Consulté le 20/07/06, sur le site :

[http://www.thonon.inra.fr/seminaires/pdf/62\\_SHL\\_Angeli.pdf](http://www.thonon.inra.fr/seminaires/pdf/62_SHL_Angeli.pdf)

Deville G., 2003, traitement par lagunage à haut rendement algal (Ihra) des effluents piscicoles marins recyclés : évaluation chimique et écotoxicologique, consulté le 14/07/2006, sur le site :

<http://www.ifremer.fr/envlit/pdf/theses/TheseDeville.pdf>

Khattabi H., 2002, Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etueffont (Belfort, France), Consulté le 15/07/2006, sur le site : <http://www.cig.ensmp.fr/~hydro/THE/KHATTABI.pdf>

Leclercq L. et Maquet B. 2001. Les bases de l'étude hydrobiologique. Consulté le 01/01/14 sur le site : <http://www.inforef.be/projets/eureau/brochure/partie2/document.htm>

Seidl M. et Mouchel J-M. 2003. Valorisation des eaux usées par lagunage dans les pays en voie de développement : Bilan et enseignements pour une intégration socio-économique viable, consulté le 19/07/2006, sur le site : [http://www.pseau.org/epa/gdda/Actions/Action\\_A10/Rapport\\_final\\_A10.pdf](http://www.pseau.org/epa/gdda/Actions/Action_A10/Rapport_final_A10.pdf)

Shilton A., 2001, studies into the hydraulics of waste stabilisation ponds, Massey University, consulté le 12/07/2006 sur le site : <http://ite.massey.ac.nz/staff/shiltona%20-%20PhD%20Thesis.pdf>

Tamboura S., Oueda A., Maïga A.H., Wethe J., Guenda W., Konate Y. 2011. Biodiversité et traitement des eaux usées: Dynamique des organismes aquatiques et qualité des effluents traités par lagunage à microphytes de la STEP du 2iE (Burkina Faso). Communication orale, consultée le 17/10/13 sur le lien : [http://journées-scientifiques.2ie-edu.org/js2011/sessions/pdf/tamboura\\_s.pdf](http://journées-scientifiques.2ie-edu.org/js2011/sessions/pdf/tamboura_s.pdf)

Varon M. P. et Mara D., 2004, Waste Stabilisation Ponds, IRC International Water and Sanitation Center, consulté le 11/07/2006 sur le site : [http://www.irc.nl/content/download/13614/186208/file/TOP13\\_WSP.pdf](http://www.irc.nl/content/download/13614/186208/file/TOP13_WSP.pdf)

## Chapitre II: COMPTAGE ET ESTIMATION DE BIOMASSE DE *D. pulex* PAR TRAITEMENT D'IMAGE

---

### I. Introduction

Dans les conditions de laboratoire, deux principales démarches sont habituellement utilisées dans la littérature pour suivre les biomasses de zooplancton en général et de cladocères en particulier, sur les substrats. L'une d'elles est basée sur des analyses microscopiques d'échantillons prélevés régulièrement dans une grande population (Ovie et Egborge, 2002); et l'autre est basée sur l'observation régulière par capture et traitement d'image de la culture entière de faible effectif au départ (Færovig *et al.*, 2002 ; Hooper *et al.*, 2006).

Chacune de ces deux méthodes présente des avantages et des inconvénients. Dans la méthode basée sur les observations d'échantillons au microscope, le processus de prélèvement des échantillons est purement aléatoire (si l'on peut prouver que le ratio de la variance sur la moyenne est proche de 1 -test du khi deux- ou si la taille de la population est infinie par rapport à celle de l'échantillon) et fondé sur les lois statistiques. Les estimations de biomasse peuvent prendre en compte les œufs, les embryons et les épiphies et elles peuvent être effectuées suivant différentes procédures, avec des niveaux de précision très variables ainsi que démontré par McCauley (1984). Au nombre de celles-ci, on peut citer celles basées sur les mesures directes de poids sec et celles basées sur les estimations indirectes de poids sec, à partir de régressions longueur-poids sec disponibles dans la littérature. Dans le premier cas, l'estimation correcte des biomasses zooplanctoniques reste une tâche très délicate du point de vue de sa précision du fait de la taille, de la forme et du poids individuel de ces organismes qui exigent l'usage d'équipements sophistiqués tels que les microbalances (0,1µg de sensibilité) pour les méthodes gravimétriques, (Dumont *et al.*, 1975) ou les volumètres de précision allant à 0,06 µl comme celui de Douglass et Wcislo, 2010) pour les méthodes basées sur le déplacement de volume. Pour ce qui concerne le second cas, Dumont *et al.* (1975) et Bottrell *et al.* (1976) cité par McCauley (1984) mettent en garde contre l'usage abusif des équations des régressions spécifiques disponibles dans la littérature. Ces auteurs ont en effet montré que la relation taille-poids varie beaucoup pour une même espèce en fonction des conditions environnementales dans lesquelles celle-ci se trouve. Ils proposent plutôt qu'une régression taille-poids pour une espèce donnée, soit au préalable établie pour le milieu que l'on étudie, pour servir par la suite aux estimations indirectes de biomasses dans ce même milieu. A l'échelle du laboratoire, la taille de la population est rarement infinie (à moins de disposer de grands moyens) et, des prélèvements réguliers sans remises (méthode destructrice), influencent certainement les données produites dans une étude de cinétique de croissance.

Par ailleurs, la composition initiale du milieu, en termes de stades de développement des individus, peut être très différente d'une cuve à une autre voire d'un auteur à un autre et risque de ne pas permettre des comparaisons assez crédibles sur l'effet de différentes concentrations de substrats. La part de variabilité liée au manipulateur dans les effectifs comptés est également à considérer dans la variabilité entre les taux de croissance déterminés.

Le traitement d'image permet de suivre entièrement la même population durant toute la période d'une expérience en partant de la composition désirée d'individus (en termes de stade de développement). Il permet non seulement le comptage des individus mais également la mesure de leurs dimensions tout en permettant de les retourner dans leur cuve de culture. Aucune part de variabilité dans les résultats de taux de croissance ne peut (à priori) être liée aux manipulations mais aux seuls processus aléatoires naturels. Cette technique présente cependant au stade actuel de son développement (faible résolution des images) la limite de ne pas permettre de prendre en compte les œufs et les embryons dans les estimations de biomasses et ne permet donc pas d'estimer le taux de natalité suivant les méthodes classiques basée sur le ratio de nombre d'œufs par femelle ovigères (Paloheimo, 1974). Cependant, elle paraît intéressante comme technique pour suivre une cinétique de croissance en conditions de laboratoire. Færøvig *et al.* (2002) et Hooper *et al.* (2006) l'ont notamment utilisée, avec des dispositifs relativement différents, pour mesurer le taux de croissance démographique de population de *Daphnia magna* qui est une espèce de plus grande taille (environ le double de la taille de *Daphnia pulex*). C'est la première fois (à notre connaissance) que le traitement d'image est appliqué à l'estimation d'abondance et de biomasse de *Daphnia pulex*. C'est une technique rapide, non destructrice et qui permet de distinguer assez clairement les organismes d'intérêt par rapport à d'autres formes d'individus tels que les algues, et les matières particulaires inertes (Færøvig *et al.*, 2002 ; Alcaraz *et al.*, 2003). Ainsi que l'ont souligné Færøvig *et al.* (2002), cette technique est la plus adaptée dans les études où les cultures sont suivies pendant de longues périodes et où le prélèvement de sous-échantillons pour les analyses, ne sont pas souhaités. Nous l'avons choisi pour étudier la cinétique de croissance de *D. pulex* (au laboratoire) sur trois différents types de substrats.

Le présent document rend compte de la calibration réalisée en prélude à son exploitation.

## II. Matériel et méthodes

### II.1 Capture d'image

Les individus de *D. pulex* sont comptés manuellement sous une loupe trinoculaire Citoval (Carl Zeiss/Jena) par lots de trois à cinq individus puis transférés dans la chambre de comptage disposée sur une table lumineuse (Figure II.1) conformément à Færøvig *et al.* (2002), jusqu'à obtenir un effectif total de 120 individus ( $n=44$ ).



Figure II.1: Photographie du dispositif d'observation et de capture d'image

### II.2 Traitement d'image

Après leurs captures, les images sont traitées conformément à Færovig *et al.* (2002), en réalisant une soustraction entre les deux images successives de chaque effectif (Figures II.2 à II.5). À l'aide du logiciel Image - Proplus (MediaCybernetics). La soustraction d'image permet de comptabiliser les individus en vie car seuls ceux-ci sont susceptibles de se mouvoir, notamment sous une excitation lumineuse.

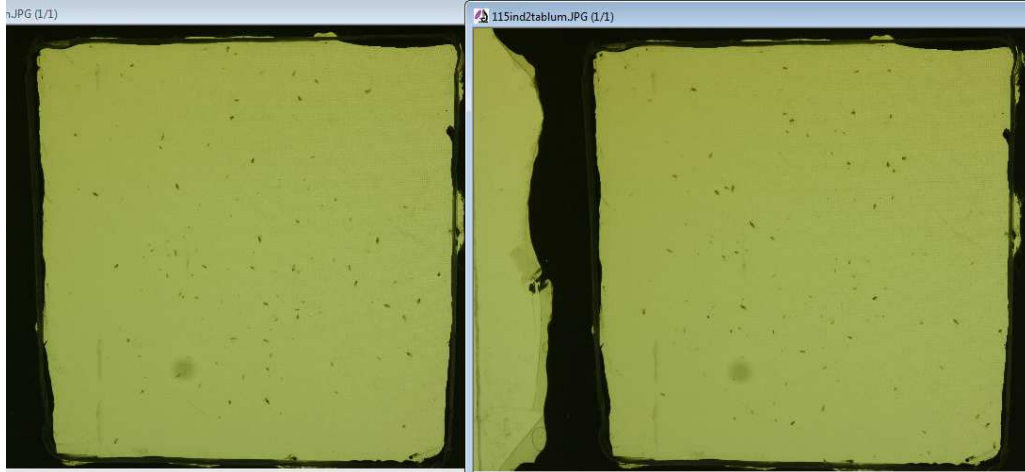


Figure II.2: Deux photos successives du même lot de 115 *D. pulex*, capturées à quelques secondes d'intervalles

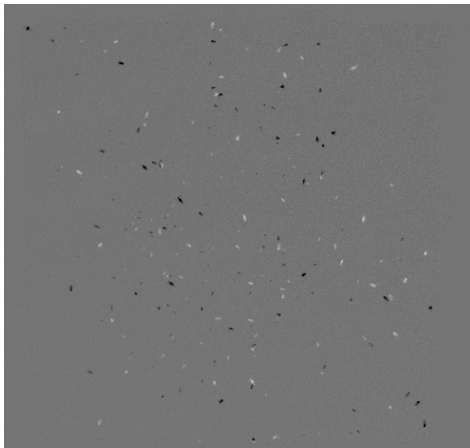


Figure II.3: Image résultante de la soustraction entre les deux images successives précédentes. Les positions initiales des individus correspondent aux formes noires, et les positions finales par les formes blanches

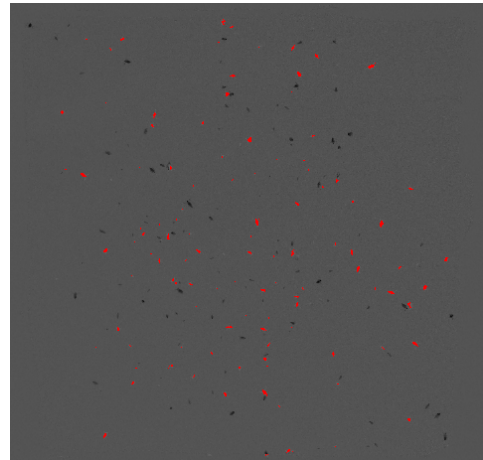


Figure II.4: Image segmentée (les individus répondant aux valeurs de pixel comprises entre 26 et 255 sont sélectionnées ici en rouge) sur fond transparent

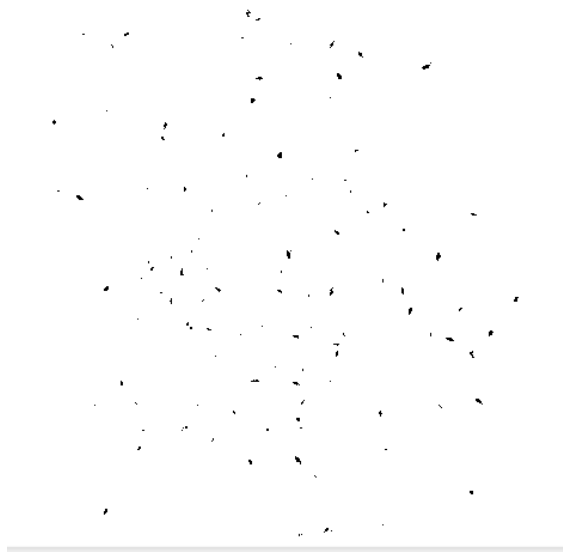


Figure II.5: Image segmentée (les individus répondant aux valeurs de pixel comprises entre 26 et 255 sont sélectionnées ici en noir) sur fond blanc ; ainsi seules les positions finales des individus sont considérées.

### II.3 Mesure des dimensions des individus au microscope

En prélude à la calibration des mesures de dimensions par traitement d'image, nous avons réalisé sous microscope optique (Jenaval, Carl Zeiss) les mesures des différentes dimensions (axe majeur allant du sommet de l'œil sur la capsule céphalique, au sommet de l'épine caudale ; axe mineur en vue latérale, axe mineur en vue dorsale) de 94 individus (comprenant des néonates (<24h) et des adultes (>3j) choisis au hasard avec ou sans œufs. Les objectifs de cette étude préalable étant de :

- Estimer des régressions entre les mesures des trois axes d'une daphnie. En particulier, dans les conditions de nos captures d'image à partir desquelles les estimations de biomasses sont effectuées, les individus apparaissent en vue dorsale ; l'estimation de leur axe mineur latéral ne peut être envisagée qu'à partir de relation existant entre cet axe et l'un ou les deux autres axes.
- Déterminer le type d'ellipsoïde auquel *D. pulex*, peut être effectivement assimilé. En appliquant leur méthode, Færovig *et al.* (2002) ont observé que *D. magna* présente en vue dorsale une forme ellipsoïdale. Ils ont par la suite trouvé que le biovolume des individus (calculé en les assimilant à des ellipsoïdes de révolution), est mieux corrélé à leurs biomasse (teneurs en carbone) que n'importe lequel de leurs axes (majeur ou mineur). Nous avons observé que *D. pulex* présente aussi une forme ellipsoïdale en vue dorsale, il restait donc à nous assurer du modèle d'ellipsoïde auquel cela correspond réellement.

### II.4 Calibration des mesures des dimensions par traitement d'image

94 individus ont été pris en compte pour la calibration des mesures des dimensions par traitement d'image.



## Chapitre II

Chaque individu a été photographié, puis conservé conformément à Prepas (1978) dans une solution aqueuse de saccharose (60g/l) et de formol tamponnée (2%) puis maintenu suivant Mastail et Battaglia (1978) à 4°C à l'obscurité. Les trois dimensions de chaque individu ont ensuite été mesurées à l'oculaire micrométrique préalablement calibré à l'aide d'une lame micrométrique standard, au grossissement X32. A ce grossissement la plus petite division correspond à une longueur de 30,303 µm. La variabilité de chacune de nos estimations a été prise en compte en effectuant deux à trois mesures par traitement d'image, par individu.

### II.5 Mesure de poids sec des individus

15 classes de taille d'individus ont été constituées pour les mesures de poids sec. Le nombre d'individus dans chaque classe de taille a été défini en tenant compte de la sensibilité de la microbalance (1µg). Chacun des individus a été mesuré au microscope et conservé comme décrit plus haut. Les opérations de mesures de poids secs ont démarré par les séchages des nacelles en étain pendant 2h à 105°C suivi de leur acclimatation pendant 60 minutes dans un dessiccateur et enfin, de leurs pesés pour déterminer leurs poids à vide. Ces nacelles ont ensuite été remplies (sous binoculaire) des individus de chaque classe de taille préalablement rincés trois fois pour les débarrasser de la solution conservative puis séchées à l'étuve à 60°C pendant 24h suivant McCauley (1984), puis laissées acclimater pendant 1h au dessiccateur avant d'être pesées à la microbalance (Balance Mettler Toledo MX5, sensibilité 1µg, figure II.6)). Le poids moyen d'un individu dans chaque classe de taille a ensuite été calculé.



Figure II.6: Photographie de la balance Mettler Toledo MX5

### II.6 Regression taille-poids

La littérature rapporte la relation entre le poids sec et la taille des cladocères est mieux décrite par le modèle exponentiel  $\text{Poids sec} = a(\text{taille})^b$ . Ce modèle a été testé sur nos données en considérant tour à tour chacun des trois axes, ainsi que le biovolume du type d'ellipsoïde auquel *D. pulex* est assimilable. Les coefficients de chacun des modèles obtenus ont été déterminés à partir de la linéarisation ( $\ln(\text{Poids sec}) = \ln(a) + b \cdot \ln(\text{taille})$ ) de cette relation, suivie de l'analyse des régressions obtenues, puis de l'analyse des biais relatifs entre des poids sec estimé par chaque modèle et poids secs mesurés. Dumont *et al.* (1975) ayant montré que la conservation au formol entraîne des pertes non significatives du poids chez les cladocères et les rotifères, aucune correction n'a été apportée aux poids sec mesurés; toutefois, le temps de conservation de nos échantillons a été minimisé.

## Chapitre II

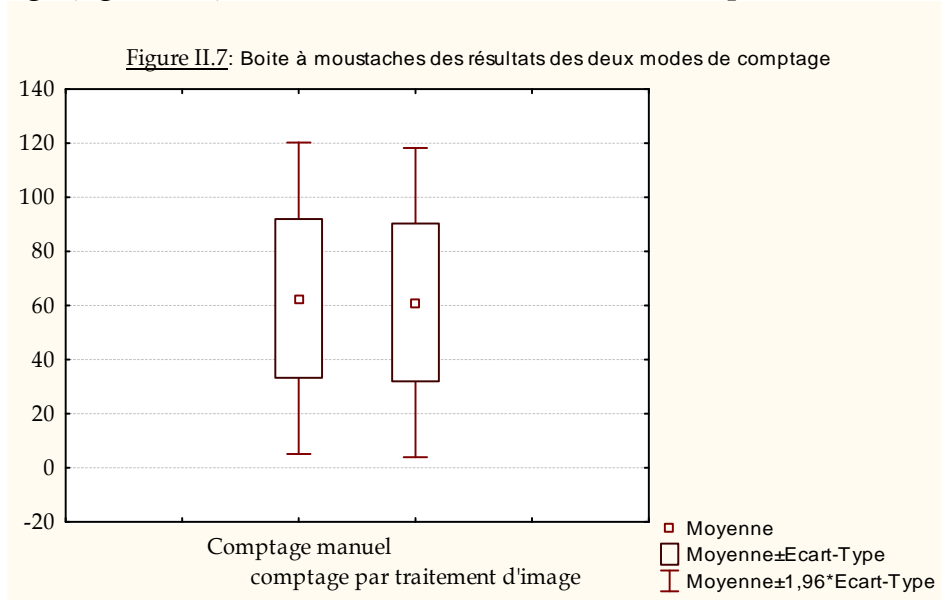
### II.7 Traitement des données

Toutes les données récoltées ont été traitées à l'aide du logiciel statistica (StatSoft, Inc).

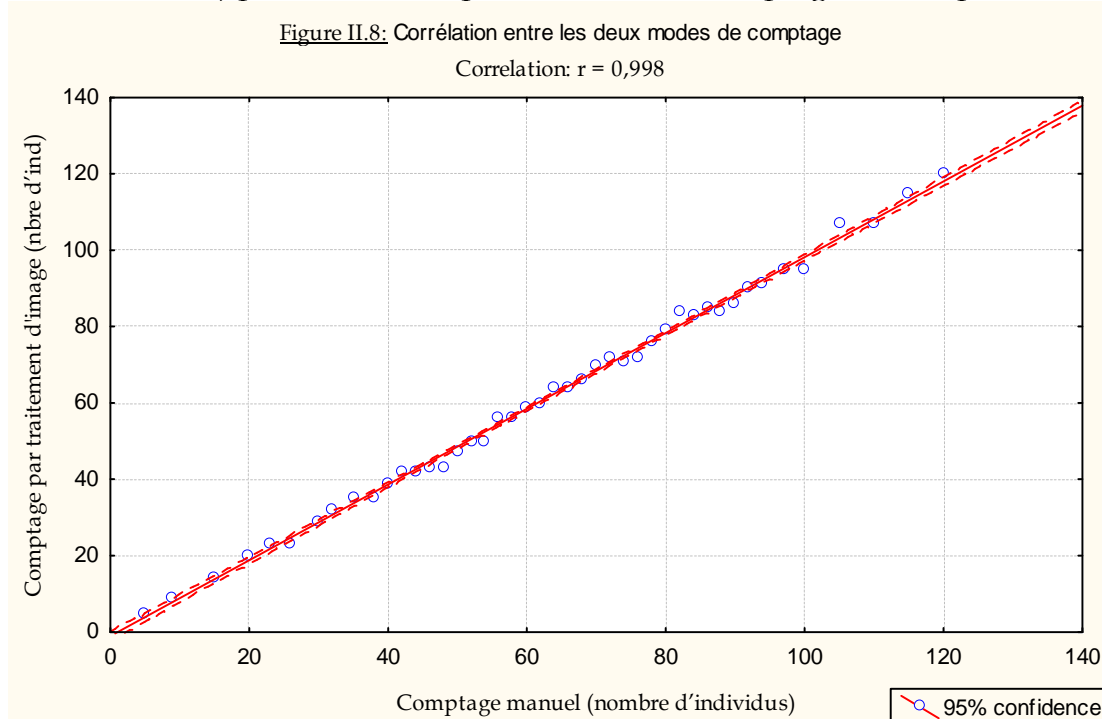
### III. Resultats et discussion

#### III.1 Calibration du comptage par traitement d'image

Les données brutes de la calibration du comptage sont présentées dans le tableau en annexe 1. La visualisation de la dispersion des données (n=44) dans les deux modes de comptage (figure II.7) ne montre aucune observation suspecte.



Les résultats des deux modes de comptage (figure II.8) sont bien corrélés ( $r=0,998$  ;  $p=0,00 < 0,05$  ;  $n=44$ ) prouvant ainsi que les modes de comptages sont équivalents.

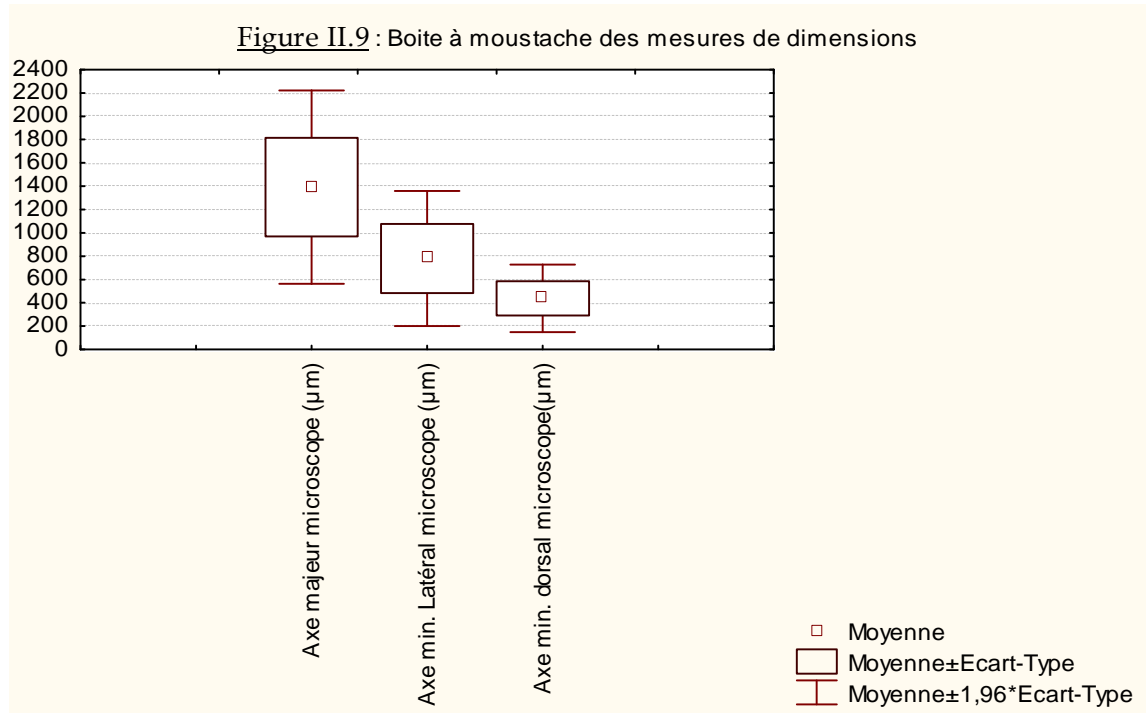


## Chapitre II

Le traitement d'image permet une estimation fiable de l'abondance des individus de *Daphnia pulex* même à une densité de 120 individus pour 100 cm<sup>2</sup>. Nos résultats pour le comptage de *D. pulex* par traitement d'image sont similaires à ceux obtenus par Færovig *et al.* (2002) pour le comptage de *D. magna* par cette même technique.

### III.2 Relations entre les longueurs des axes d'un individu

La dispersion des données à l'aide de boîtes à moustaches (Figure II.9) ne montre aucune donnée aberrante.



Les statistiques descriptives (tableau II.1) faisant apparaître une différence entre les dimensions des trois axes, la significativité de cette différence possible entre l'axe mineur dorsal et l'axe mineur latéral a été testée afin de vérifier si comme *D. magna* (selon Færovig *et al.*, 2002), *D. pulex* pourrait aussi être assimilé à une ellipsoïde de révolution dans le cadre de l'estimation de son biovolume.

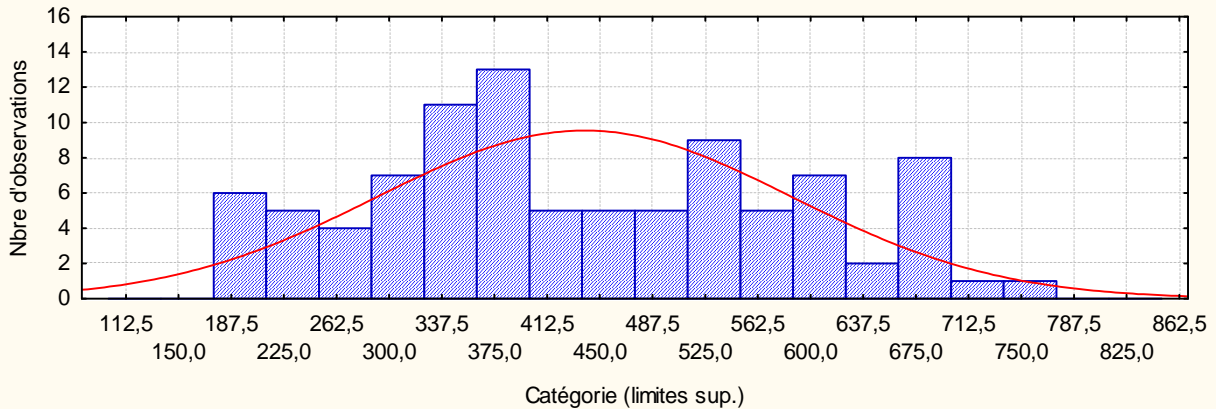
Tableau II.1 : Statistiques descriptives sur les dimensions des trois axes de *D. pulex*

|  | Effectif<br>N | Moyenne  | Int. de conf<br>-95% | Int. de conf<br>+95% | Mediane  | Écart-<br>type. | Erreur<br>type |
|--|---------------|----------|----------------------|----------------------|----------|-----------------|----------------|
| Axe majeur<br>microscope (µm)            | 94            | 1392,573 | 1306,003             | 1479,142             | 1302,965 | 422,662         | 43,594         |
| Axe mineur<br>Latéral microscope<br>(µm) | 94            | 781,412  | 720,872              | 841,952              | 696,900  | 295,578         | 30,486         |
| Axe mineur dorsal<br>microscope (µm)     | 94            | 439,094  | 408,917              | 469,270              | 404,896  | 147,332         | 15,196         |

Les données brutes relatives à l'axe mineur dorsal (figure II.10) sont normalement distribuées (khi-deux = 11,180, dl = 9 (ajustés),  $p = 0,264 \gg 0,05$ ).

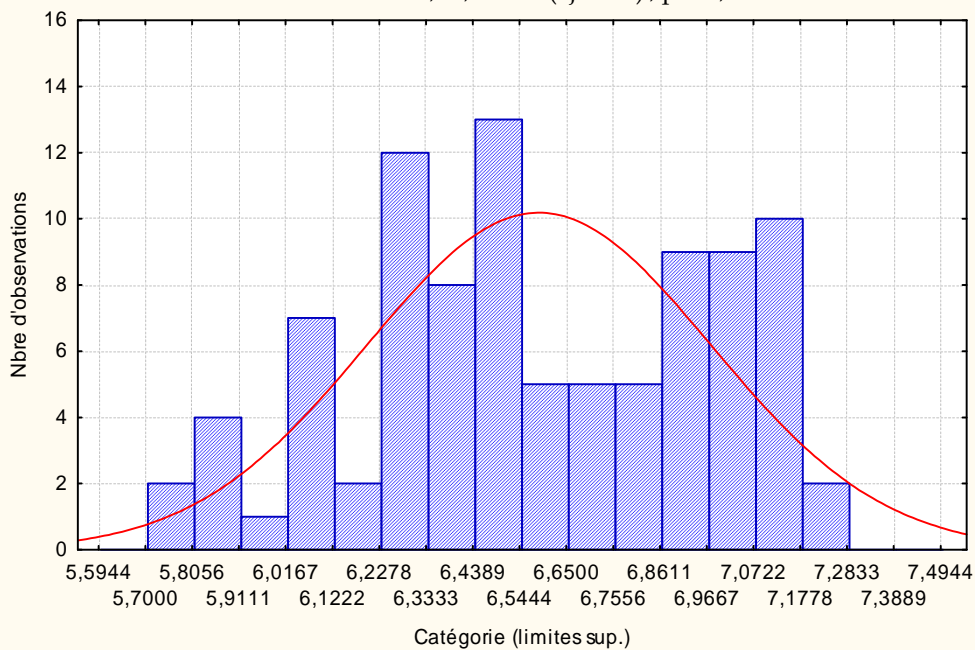
## Chapitre II

**Figure II.10:** Test de normalité des données brutes relatives à l'axe min dors ( $\mu\text{m}$ ),  
Kolmogorov-Smirnov,  $d=0,110$ ,  $p = \text{n.s.}$ , Lilliefors  $p < 0,01$   
Test du  $\text{Chi}^2 = 11,180$ ,  $dl = 9$  (ajustés),  $p = 0,264$



Mais les données brutes relatives à l'axe mineur latéral n'étant pas normalement distribuées ( $\text{khi-deux} = 30,572$  ;  $dl = 10$  (ajustés),  $p = 0,001 < 0,05$ ), elles ont d'abord été normalisée (( $\text{khi-deux} = 13,660$ ,  $dl = 8$  (ajustés),  $p = 0,091 > 0,05$ ) grâce à leur transformation en logarithme népérien (Figure II.11).

**Figure II.11:** Test de normalité de  $\ln(\text{axe mineur latéral})$   
Test du  $\text{Chi}^2 = 13,66$ ,  $dl = 8$  (ajustés),  $p = 0,09$



La comparaison des deux axes, effectuée sur les transformées de leurs mesures brutes en logarithme népérien (Tableau II.2) montre que les moyennes des transformées logarithmiques de ces deux axes sont significativement différentes ( $t_{93}=30,66$  ;  $p=0,00 < 0,05$ ) pour un même individu. De façon claire, *D. pulex* ne peut pas être assimilé à un ellipsoïde de révolution comme *D. magna* (selon Færovig *et al.*, 2002).

## Chapitre II

**Tableau II.2:** Comparaison de l'axe mineur dorsal et de l'axe mineur latéral de *D. pulex* (Test t pour des Echantillons Appariés Différences significatives marquées à  $p < 0,05$ )

|                  | Moyenne | Ec-Type | N  | Diffé. r. | Ec-Type - Différ. | t     | dl | p    | Int. de Conf - 95% | Int. de Conf +95% |
|------------------|---------|---------|----|-----------|-------------------|-------|----|------|--------------------|-------------------|
| ln(Axe min lat)  | 6,6     | 0,4     |    |           |                   |       |    |      |                    |                   |
| ln(Axe min dors) | 6,0     | 0,4     | 94 | 0,56      | 0,18              | 30,66 | 93 | 0,00 | 0,54               | 0,60              |

Les tailles des différents axes de chaque individu sont bien corrélées ( $0,89 < r < 0,95$ ) entre elles (Tableau II.3), l'axe majeur offrant les meilleures corrélations avec chacun des deux autres axes ( $r = 0,95$  avec l'axe mineur en vue latérale, et  $r = 0,93$  avec l'axe mineur en vue dorsale).

**Tableau II.3:** Matrice des corrélations entre les dimensions des trois axes de *D. pulex* (Corrélations significatives marquées à  $p < 0,05$  N=94)

|                                | Moyennes (µm) | Ec-Type (µm) | Axe majeur (µm) | Axe mineur latéral (µm) | Axe mineur dorsal (µm) |
|--------------------------------|---------------|--------------|-----------------|-------------------------|------------------------|
| <b>Axe majeur (µm)</b>         | 1392,57       | 422,66       | 1,00            | 0,95                    | 0,94                   |
| <b>Axe mineur latéral (µm)</b> | 781,41        | 295,58       | <b>0,95</b>     | 1,00                    | 0,89                   |
| <b>Axe mineur dorsal (µm)</b>  | 439,09        | 147,33       | <b>0,94</b>     | 0,89                    | 1,00                   |

Des trois modèles de régression linéaire testés pour étudier la relation entre l'axe mineur latéral et les deux autres axes, (tableaux II.4 et II.5) le modèle sans terme indépendant : **Axe mineur latéral microscope = 0,57 \* Axe majeur microscope**, ( $F(1,93) = 709,53$  avec  $p = 0,00$  ;  $R^2$  ajusté = 0,88) rend mieux compte de la réalité.

**Tableau II.4 :** Comparaison des modèles de régression pour l'axe mineur latéral de *D. pulex*

| Modèle linéaire        | Effet      | Sommes - Carrés | dl | Moyennes - Carrés | F      | Valeur p | R    | R <sup>2</sup> Ajusté |
|------------------------|------------|-----------------|----|-------------------|--------|----------|------|-----------------------|
| RML ascendante         | Régression | 7,35E+06        | 2  | 3,67E+06          | 430,42 | 0,000    | 0,95 | 0,90                  |
|                        | Résidus    | 7,77E+05        | 91 | 8,54E+03          |        |          |      |                       |
|                        | Total      | 8,13E+06        |    |                   |        |          |      |                       |
| avec terme indépendant | Régression | 7,35E+06        | 1  | 7,35E+06          | 869,84 | 0,000    | 0,95 | 0,90                  |
|                        | Résidus    | 7,77E+05        | 92 | 8,45E+03          |        |          |      |                       |
|                        | Total      | 8,13E+06        |    |                   |        |          |      |                       |
| sans terme indépendant | Régression | 7,18E+06        | 1  | 7,18E+06          | 709,53 | 0,000    | 0,94 | 0,88                  |
|                        | Résidus    | 9,42E+05        | 93 | 1,01E+04          |        |          |      |                       |
|                        | Total      | 8,13E+06        |    |                   |        |          |      |                       |

**Tableau II.5:** Comparaison des coefficients des régressions pour l'axe mineur latéral de *D. pulex*

| Modèle linéaire           | Effet                | b*   | Err-Type b* | b      | Err-Type b | t(92) | Valeur p |
|---------------------------|----------------------|------|-------------|--------|------------|-------|----------|
| Multi linéaire ascendant  | OrdOrig.             |      |             | -144,1 | 33,1       | -4,35 | 0,00     |
|                           | Axe majeur (µm)      | 0,93 | 0,09        | 0,65   | 0,07       | 10,01 | 0,00     |
|                           | Axe min. dorsal (µm) | 0,02 | 0,09        | 0,04   | 0,19       | 0,21  | 0,83     |
| avec ordonnée à l'origine | OrdOrig.             |      |             | -144,7 | 32,8       | -4,41 | 0,00     |
|                           | Axe majeur (µm)      | 0,95 | 0,03        | 0,67   | 0,02       | 29,49 | 0,00     |
| sans ordonnée à l'origine | Axe majeur (µm)      | 0,99 | 0,01        | 0,570  | 0,007      | 79,87 | 0,00     |

## Chapitre II

Pour l'axe mineur dorsal également (tableaux II.6 et II.7), le modèle linéaire sans terme indépendant : **Axe mineur dorsal microscope = 0,316 \* Axe majeur microscope**, (F(1,93) = 669,72 avec p=0,00 ; R<sup>2</sup> ajusté = 0,88) rend mieux compte de la réalité

Tableau II.6: Analyse des coefficients des régressions pour l'axe mineur dorsal de *D. pulex*

| Modèle linéaire                            | Effet      | Sommes - Carrés | dl | Moyennes Carrés | F      | Valeur p | R    | R <sup>2</sup> Ajusté |
|--|------------|-----------------|----|-----------------|--------|----------|------|-----------------------|
| Multilinéaire ascendante                   | Régression | 1,77E+06        | 2  | 8,87E+05        | 330,93 | 0,000    | 0,94 | 0,88                  |
|  | Résidus    | 2,44E+05        | 91 | 2,68E+03        |        |          |      |                       |
|  | Total      | 2,02E+06        |    |                 |        |          |      |                       |
| Régression linéaire avec terme indépendant | Régression | 1,77E+06        | 1  | 1,77E+06        | 668,76 | 0,000    | 0,94 | 0,88                  |
|  | Résidus    | 2,24E+05        | 92 | 2,65E+03        |        |          |      |                       |
|  | Total      | 2,00E+06        |    |                 |        |          |      |                       |
| sans terme indépendant                     | Régression | 1,77E+06        | 1  | 1,77E+06        | 669,72 | 0,000    | 0,94 | 0,88                  |
|  | Résidus    | 2,46E+05        | 93 | 2,65E+03        |        |          |      |                       |
|  | Total      | 2,02E+06        |    |                 |        |          |      |                       |

Tableau II.7: Analyse comparative des modèles de régression pour l'axe mineur dorsal

| Modèle linéaire          | Effet                | b*   | Err-Type b* | b     | Err-Type b | t(92; 93) | Valeur p |
|--------------------------|----------------------|------|-------------|-------|------------|-----------|----------|
| Multilinéaire ascendante | OrdOrig.             |      |             | -14,2 | 20,3       | -0,70     | 0,49     |
|                          | Axe majeur (µm)      | 0,9  | 0,1         | 0,32  | 0,04       | 7,76      | 0,00     |
|                          | Axe min. dorsal (µm) | 0,03 | 0,12        | 0,01  | 0,06       | 0,21      | 0,83     |
| avec terme indépendant   | OrdOrig.             |      |             | -16,0 | 18,4       | -0,87     | 0,34     |
|                          | Axe majeur (µm)      | 0,94 | 0,04        | 0,33  | 0,01       | 25,86     | 0,00     |
| sans terme indépendant   | Axe majeur (µm)      | 0,99 | 0,01        | 0,316 | 0,004      | 86,70     | 0,00     |

La régression multilinéaire entre les trois dimensions à la fois n'est pas possible du fait de la bonne corrélation des régresseurs. Les différentes régressions obtenues pour les axes mineurs confirment que l'axe majeur, est le meilleur descripteur de l'individu par rapport aux autres axes; et justifie que celui-ci soit utilisé depuis longtemps pour l'estimation de biomasses à partir de régressions taille-poids sec de différentes espèces de cladocères.

L'axe majeur présente une très bonne corrélation avec chacun des deux autres axes considérés séparément et permet donc de les estimer. Pour notre application nous avons étudié plus loin, la relation existant entre la mesure de cet axe par microscopie, et celle effectuée par traitement d'image.

L'analyse de régression entre l'axe mineur latéral et l'axe mineur dorsal révèle que le modèle linéaire sans terme indépendant (tableaux II.8 et II.9): **Axe min lat = 1,781 \* Axe Min Dors**, permet d'estimer la taille de l'axe mineur latéral à partir de mesure de l'axe mineur dorsal ((F (1,93) = 370,101 ; p=0,00 <<0,05), mais la qualité de cette régression (r<sup>2</sup>=0,80) ne vaut pas celle obtenue en considérant l'axe majeur comme régresseur (r<sup>2</sup>=0,88).

## Chapitre II

**Tableau II.8 :** Analyse des coefficients des modèles de régression: Axe mineur latéral – axe mineur dorsal de *D. pulex*

| Modèle linéaire           |                                 | b             | Err-type<br>b | t(92)          | Valeur<br>p  | b*   | Err-type<br>b* |
|---------------------------|---------------------------------|---------------|---------------|----------------|--------------|------|----------------|
| avec terme<br>indépendant | Ord.Orig.<br>Axe min. dors (µm) | -6,12<br>1,79 | 43,38<br>0,09 | -0,14<br>19,14 | 0,89<br>0,00 | 0,89 | 0,05           |
| Sans terme<br>indépendant | Axe mineur dorsale<br>(µm)      | 1,78          | 0,03          | 60,35          | 0,00         | 0,99 | 0,02           |

**Tableau II.9:** Comparaison des modèles de régression : Axe mineur latéral – axe mineur dorsal de de *D. pulex*

| Modèle<br>linéaire        | Effet      | Sommes -<br>Carrés | dl | Moyennes<br>- Carrés | F      | Valeur<br>p | R <sup>2</sup><br>ajusté | R    |
|---------------------------|------------|--------------------|----|----------------------|--------|-------------|--------------------------|------|
| avec terme<br>indépendant | Régression | 6,494E+06          |    | 6,494E+06            | 366,22 | 0,00        | 0,80                     | 0,89 |
|                           | Résidus    | 1,631E+06          | 92 | 1,773E+04            |        |             |                          |      |
|                           | Total      | 8,125E+06          |    |                      |        |             |                          |      |
| Sans terme<br>indépendant | Régression | 6,493E+06          | 1  | 6,493E+06            | 370,10 | 0,00        | 0,80                     | 0,89 |
|                           | Résidus    | 1,632E+06          | 93 | 1,754E+04            |        |             |                          |      |
|                           | Total      | 8,125E+06          |    |                      |        |             |                          |      |

A l'issue de ces analyses, on peut retenir que :

- La longueur de chacun des axes mineurs d'un individu peut être estimée à partir de la mesure de l'axe majeur, à l'aide des équations ci-dessous :  
 Axe mineur latéral microscope (µm) = 0,570 \* Axe majeur microscope (µm)  
 Axe mineur dorsal microscope (µm) = 0,316 \* Axe majeur microscope (µm)
- *D. pulex* ne peut pas être assimilé à un ellipsoïde de révolution car les tailles des deux axes mineurs sont significativement différentes. *D. pulex* peut être assimilé à un ellipsoïde simple et son volume est alors calculé à l'aide de la formule :  $V = \frac{\pi}{6} * \text{Axe majeur} * \text{Axemin dorsal} * \text{Axe min latéral}$

### III.3 Calibration des mesures de dimension par traitement d'image

Dans nos conditions d'observation, les individus de *D. pulex* sont observés du haut d'une chambre d'observation de sorte que les dimensions qu'il apparait aisé de mesurer par traitement d'image sont l'axe majeur et l'axe mineur dorsal. Dans la présente partie, les résultats des deux méthodes de mesures ont été comparés puis, les relations existant entre les mesures effectuées au microscope et celles effectuées par traitement d'image ont été décrites pour chacun de ces deux axes. L'analyse des corrélations entre les deux modes de mesure (Tableau II.10) montre que l'axe majeur présente une meilleure corrélation (r=0,93) comparée à l'axe mineur dorsal (0,72).

**Tableau II.10 :** Analyse des corrélations entre les (résultats des) deux modes de mesure

| Méthode               | Traitement d'image               |             | Microscope |             |      |
|-----------------------|----------------------------------|-------------|------------|-------------|------|
|                       | AM (µm)                          | A.m.d (µm)  | AM (µm)    | A.m.d (µm)  |      |
| Traitement<br>d'image | Axe majeur ou A.M (µm)           | 1,00        | 0,84       | <b>0,93</b> | 0,79 |
|                       | Axe mineur dorsale ou A.m.d (µm) | 0,84        | 1,00       | 0,87        | 0,72 |
| Microscope            | Axe majeur ou A.M (µm)           | <b>0,93</b> | 0,87       | 1,00        | 0,87 |
|                       | Axe mineur dorsal ou A.m.d (µm)  | 0,79        | 0,72       | 0,87        | 1,00 |

## Chapitre II

Aussi bien pour l'axe majeur que pour l'axe mineur dorsal, une dispersion des mesures effectuées par traitement d'image est observée autour de celles effectuées au microscope (Figures II.12 et II.13). La variabilité des mesures effectuées par traitement d'images par rapport à celles effectuées au microscope s'explique par le fait que les individus maintenus vivants dans la méthode de mesure par traitement d'images se déforment souvent pour changer de direction de nage.

Figure II.12: Tracé de Moyennes de Axe majeur IPP ( $\mu\text{m}$ ) groupé par Axe majeur microscope ( $\mu\text{m}$ )

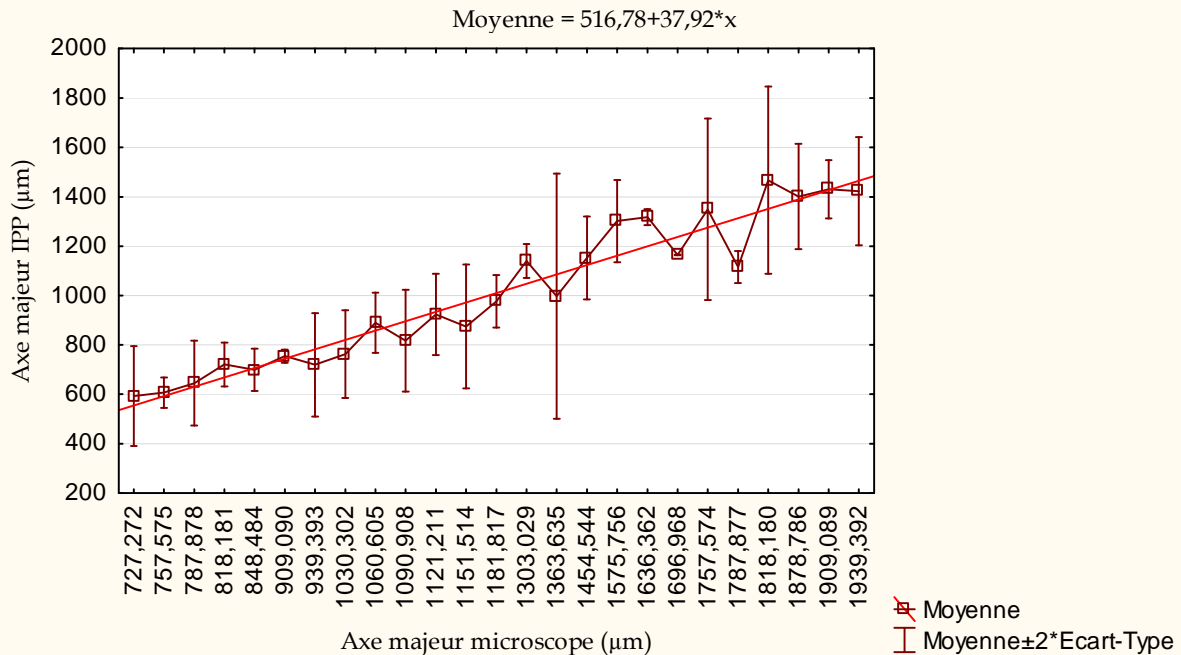
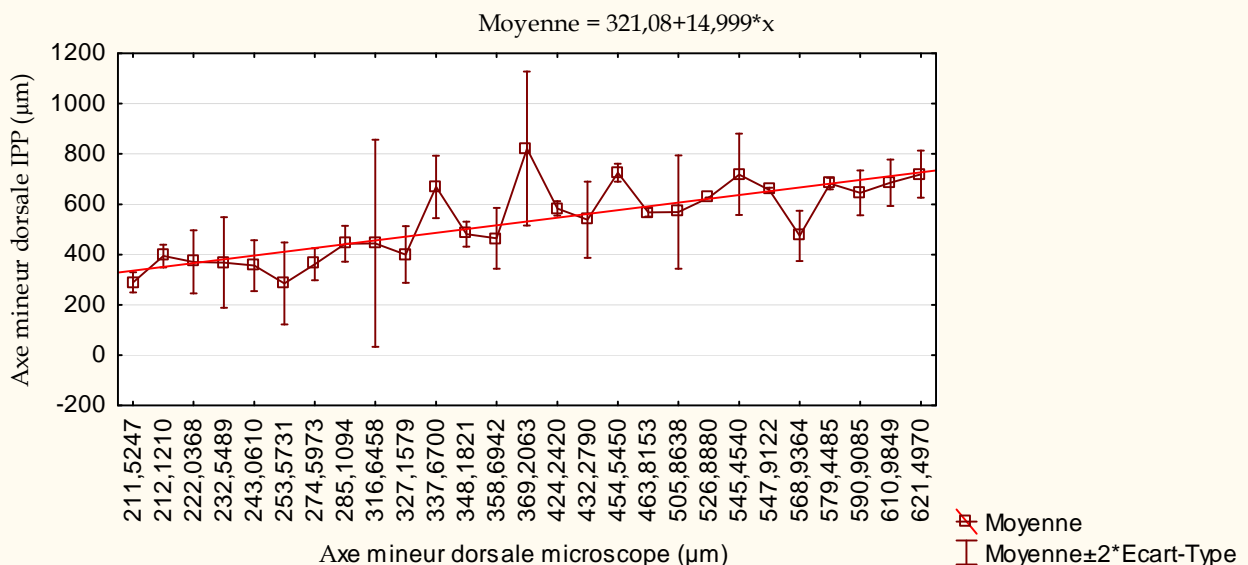


Figure II.13: Tracé de Moyennes de Axe mineur dorsale IPP ( $\mu\text{m}$ ) groupé par Axe mineur dorsale microscope ( $\mu\text{m}$ )





## Chapitre II

Les résultats obtenus des analyses de régressions (Tableaux II.11 et II.12) révèlent que les régressions obtenues pour l'axe majeur sont meilleures ( $r^2_{ajusté} = \{0,85 ; 0,86\}$  et  $F = \{537,103 ; 578,51\}$  avec  $p < 0,00 \ll 0,05$  pour  $n=94$ ) que celles obtenues pour l'axe mineur dorsal ( $r^2_{ajusté} = \{0,38 ; 0,51\}$  et  $F = \{57,33 ; 97,06\}$   $p < 0,00$  pour  $n=94$ ). Il apparaît parfois que des individus se présentent plutôt latéralement que dorsalement ; par conséquent, l'estimation de l'axe majeur apparaît plus crédible que celle de l'axe mineur dorsal.

Statistiquement, le modèle linéaire : **Axe majeur par traitement d'image = 106,043 + 0,703\* Axe majeur microscope** reflète bien la taille réelle de l'axe majeur ( $r^2_{ajusté} = 0,86$  et  $F(1; 92) = 578,51 ; p < 0,00 \ll 0,05$  pour  $n=94$ ). Cependant de façon concrète, le terme indépendant ne présente aucune signification physique dans notre analyse et sa prise en compte occasionne une sous-estimation des estimations de l'axe mineur latéral par rapport à l'axe mineur dorsal d'un individu (ce qui est contraire à la réalité). Pour ces raisons, le modèle sans terme indépendant: **Axe majeur par traitement d'image = 0,776\* Axe majeur microscope**, est préféré ( $r^2_{ajusté} = 0,85$  et  $F(1; 93) = 537,10$   $p < 0,00 \ll 0,05$  pour  $n=94$ ).

**Tableau II.11:** Comparaison des modèles d'estimation de taille par traitement d'image

| Variable dépendante                           | Effet      | Sommes - Carrés | dl | Moyennes - Carrés | F      | Valeur p | R    | R <sup>2</sup> Ajusté |
|---|------------|-----------------|----|-------------------|--------|----------|------|-----------------------|
| Axe majeur par traitement d'image (µm)        | Régression | 7,194E+06       | 1  | 7,194E+06         | 537,10 | 0,00     | 0,92 | 0,85                  |
|   | Résidus    | 1,246E+06       | 93 | 1,339E+04         |        |          |      |                       |
| Axe mineur dorsal par traitement d'image (µm) | Régression | 9,257E+05       | 1  | 9,257E+05         | 57,33  | 0,00     | 0,62 | 0,38                  |
|   | Résidus    | 1,502E+06       | 93 | 1,615E+04         |        |          |      |                       |

**Tableau II.12:** Analyse des coefficients des modèles d'estimation de taille par traitement d'image

| Variable dépendante                           | Effet                        | b*   | Err-Type b* | b     | Err-Type b | t     | Valeur p |
|---|------------------------------|------|-------------|-------|------------|-------|----------|
| Axe majeur par traitement d'image (µm)        | Axe majeur microscope        | 0,99 | 0,01        | 0,776 | 0,009      | 89,48 | 0,00     |
| Axe mineur dorsal par traitement d'image (µm) | Axe mineur dorsal microscope | 0,97 | 0,02        | 1,26  | 0,03       | 40,78 | 0,00     |

Les biais relatifs dus à l'estimation des dimensions par traitement d'image, ont été étudiés en comparant pour chaque individu, les mesures obtenues par traitement d'image aux mesures déterminées au microscope suivant la relation :

$$\text{biais relatif (\%)} = \frac{\text{dimension au microscope} - \text{dimension estimée par modèle de regress}^\circ \text{ traitemt d' image}}{\text{dimension au microscope}} * 100$$

Pour l'axe majeur, la distribution de ces biais relatifs est normale (Test du  $\chi^2 = 6,72$  ;  $dl=3$  (ajustés),  $p=0,08 > 0,05$  ; Figure II.14) et, il s'avère que notre procédé de mesure par traitement d'image occasionne une sous-estimation significative (erreur-systématique) d'environ 21% ( $t_{93}=23,94$  ;  $p=0,00 \ll 0,05$  ; tableaux II.13) de l'axe majeur réel des individus.

## Chapitre II

Figure II.14: Test de normalité de la distribution des biais relatifs des mesures d'axe majeur par traitement d'image par rapport aux mesures effectuées au microscope  
 Kolmogorov-Smirnov,  $d = 0,114$ ;  $p < 0,20$ , Lilliefors  $p < 0,01$   
 Test du Chi<sup>2</sup> = 6,72, dl = 3 (ajustés) ,  $p = 0,08$

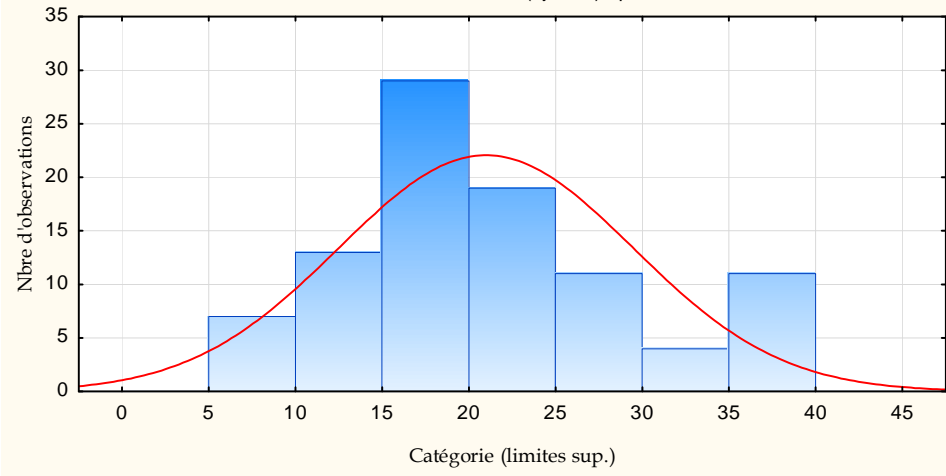


Tableau II.13: Test de significativité du biais relatifs entre valeurs d'axe majeur mesurées par traitement d'image et valeurs mesurées au microscope

|                    | Moyenne | Ec-<br>Type | N  | Erreur-<br>T | Valeur de<br>référence | Valeur<br>t | dl | p    |
|--------------------|---------|-------------|----|--------------|------------------------|-------------|----|------|
| Biais relatifs (%) | 20,99   | 8,50        | 94 | 0,88         | 0,00                   | 23,94       | 93 | 0,00 |

Ce résultat est conforme aux observations de Færovig *et al.* (2002), qui avaient aussi trouvé que le traitement d'image a tendance à sous-estimer la longueur réelle de *D. magna*. Le degré de sous-estimation (environ **21%**.) supérieur, dans notre cas, à celui trouvé par ces auteurs (10 %) est très probablement dû à la différence de tailles entre les deux espèces (un individu de *D. magna* étant au moins deux fois plus grand qu'un individu de *D. pulex*, (du même âge). Ce résultat, suggère donc d'appliquer **un facteur correctif de 1,289** aux mesures réalisées par traitement d'image pour corriger la sous-estimation (erreur systématique) induite par cette technique de mesure.

Les résultats obtenus suite à l'application de ce facteur correctif, montrent qu'en plus de la très bonne corrélation obtenue entre les résultats de mesure et les estimations d'axe majeur à l'aide du modèle de régression corrigé, le biais relatif n'est plus significatif (Figures II.15 et II.16 ; Tableau II.14).

## Chapitre II

Figure II.15: Corrélation entre Axe majeur mesuré au microscope et Axe majeur estimé par le modèle  
 $r = 0,93$ ;  $p = 0,00$

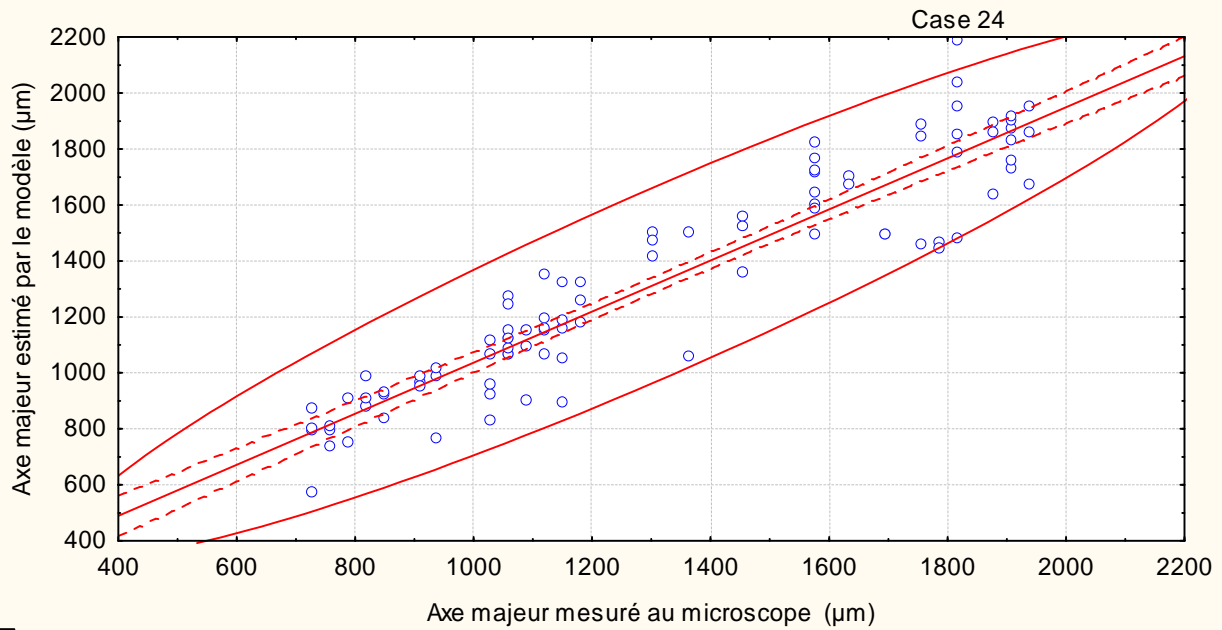


Figure II.16: Test de normalité de la distribution des biais relatifs (%)

Test du  $\chi^2 = 11,70$ ,  $dl = 8$  (ajustés),  $p = 0,165$

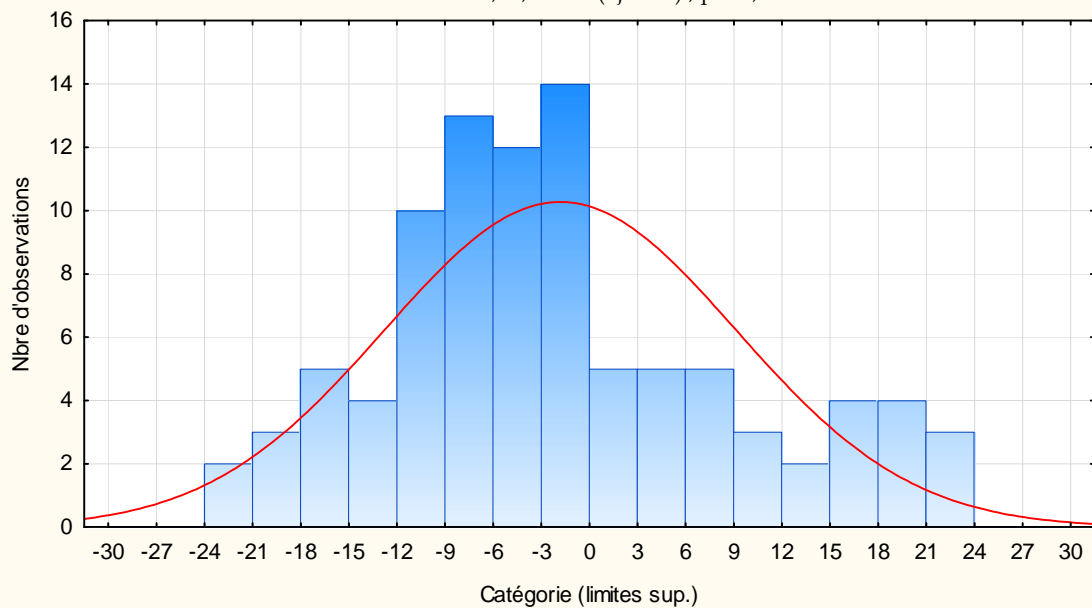


Tableau II.14: Test de significativité du biais relatifs entre valeurs d'axe majeur estimées (à l'aide du modèle) et mesurées (au microscope)

|                    | Moyenne | Ec-Type | N  | Erreur-Type | Valeur de référence | Valeur t | dl | p     |
|--------------------|---------|---------|----|-------------|---------------------|----------|----|-------|
| Biais relatifs (%) | -1,820  | 10,951  | 94 | 1,130       | 0,00                | -1,611   | 93 | 0,110 |

III.4 Relation poids sec - taille des individus

La relation taille-poids sec est d'abord étudiée avec les tailles mesurées au microscope afin de pouvoir comparer nos résultats aux données de la littérature. Ensuite, les tailles sont converties en leurs valeurs mesurées par traitement d'image, via la régression "mesure par traitement d'image - mesure au microscope" précédemment établie.

L'analyse des corrélations montre de bonnes liaisons linéaires entre le logarithme du poids sec et celui de chacun des axes, avec un coefficient de corrélation supérieur à 0,9 dans tous les cas (Tableau II.15). Le biovolume des individus considérés comme ellipsoïdes simples offre la meilleure corrélation ( $r= 0,93$ ). Cette observation est en accord avec celle faite par Færovig *et al.* (2002) qui avaient observé que le biovolume des individus de *D. magna*, **assimilés à des ellipsoïdes de révolution**, est mieux corrélé à leurs biomasses (teneurs en carbone) que n'importe lequel de leurs axes (majeur ou mineur).

Tableau II.15 : Analyse des corrélations entre le poids secs et les différentes dimensions des individus (Corrélations significatives marquées à  $p < 0,05$ )

| N= 15                         | ln(L)<br>( $\mu\text{m}$ ) | Ln(Axe min<br>lat) ( $\mu\text{m}$ ) | ln(Axe min<br>dors) ( $\mu\text{m}$ ) | Ln(Biovol estimé par<br>le modèle) ( $\mu\text{m}^3$ ) |
|-------------------------------|----------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|--|
| ln(Pds sec) ( $\mu\text{g}$ ) | 0,92                       | 0,91                                 | 0,92                                  | 0,93   |

Mais, les mesures par traitement d'image étant mieux corrélées aux mesures par microscopie pour **l'axe majeur** ( $r=0,93$ ) que pour l'axe mineur dorsal ( $r=0,72$ ), seul l'axe majeur et le biovolume des individus ont été pris en compte dans nos analyses de régression "taille mesurée au microscope - poids sec".

Les résultats de ces analyses (Tableaux II.16 et II.17 ; Figures II.17 et II.18) montrent que l'axe majeur et le biovolume étudiés, à tour de rôle, comme variable indépendante expliquent bien le poids sec avec une même proportion de variabilité expliquée par rapport à la variabilité résiduelle ( $F(1,13)= 74,517$  ;  $p<0,05$ ) et une même proportion de la variabilité expliquée par rapport à la variabilité totale ( $R^2$  ajusté= 0,84). De même, les coefficients de ces différentes équations sont significativement différents de 0 au seuil de 5%).

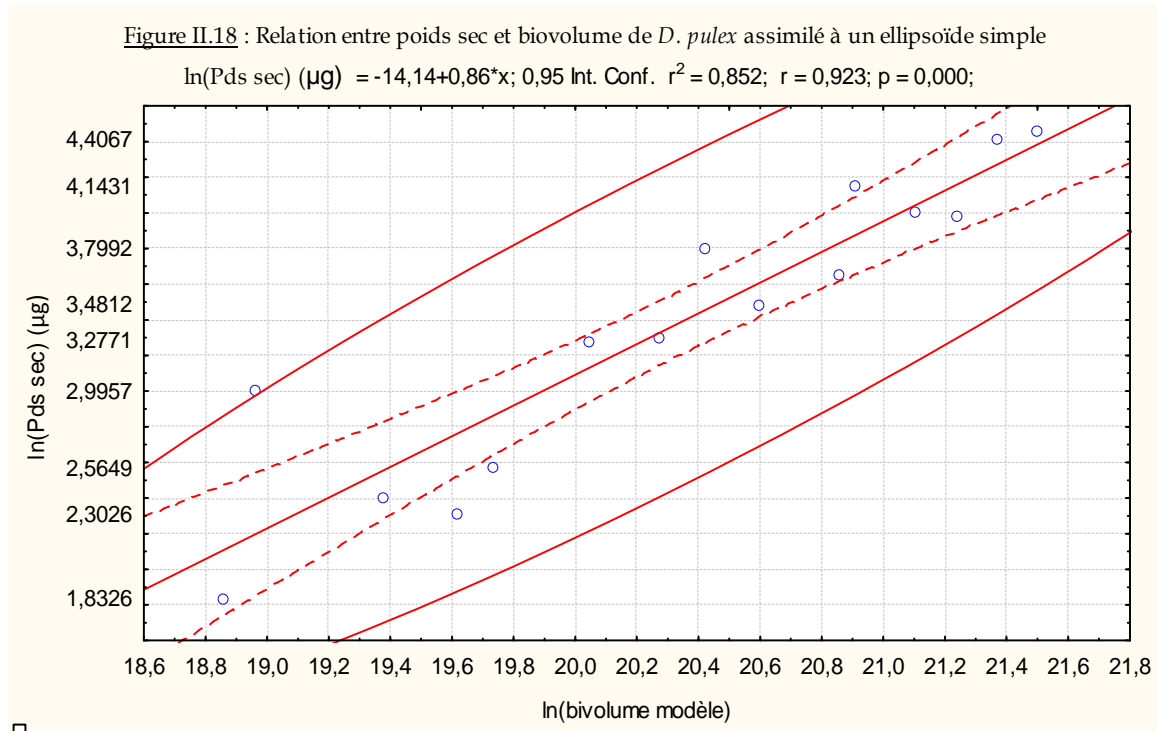
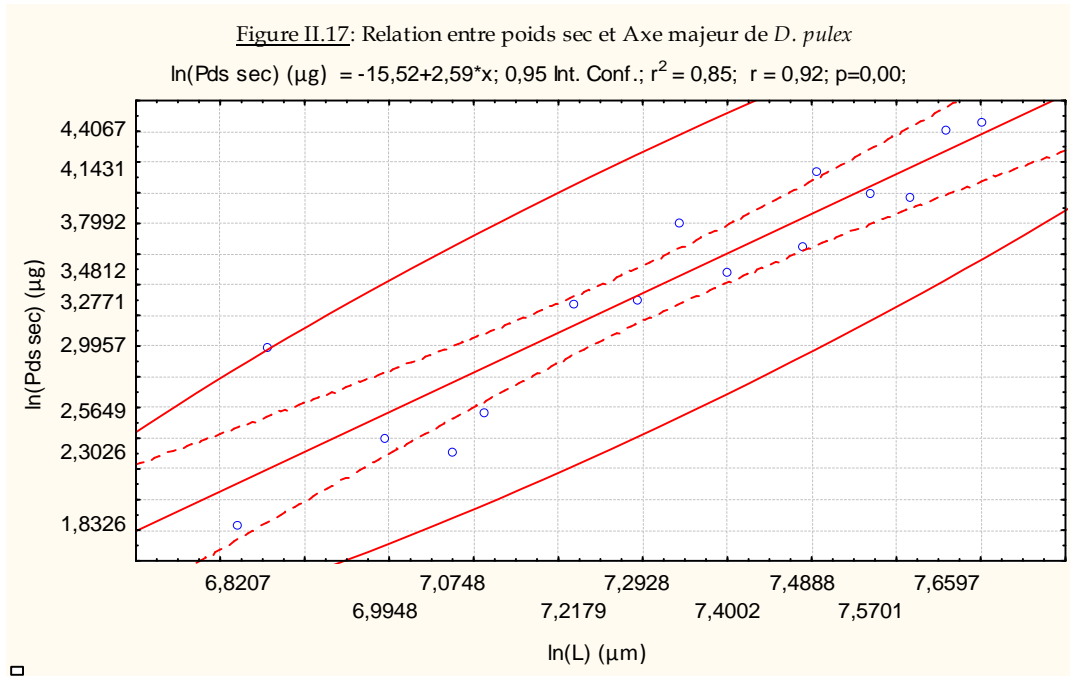
Tableau II.16: Comparaison des modèles d'estimation du poids sec à partir des tailles mesurée au microscope

| Modèle  | Effet    | Sommes<br>- Carrés | dl | Moyennes<br>- Carrés | F     | Valeur<br>p | $R^2$<br>ajusté |
|---|----------|--------------------|----|----------------------|-------|-------------|-----------------|
| $Poids \text{ sec } (\mu\text{g}) = 7,218 \cdot 10^{-7} V^{0,862}$<br>ou<br>$Poids \text{ sec } (\mu\text{g}) = 1,8095 \cdot 10^{-7} L_{maj}^{2,418}$ | Régress. | 7,78               | 1  | 7,78                 | 74,52 | 0,00        | 0,84            |
|   | Résidus  | 1,36               | 13 | 0,10                 |       |             |                 |
|   | Total    | 9,14               |    |                      |       |             |                 |
| $Poids \text{ sec } (\mu\text{g}) = 1,811 \cdot 10^{-7} L_{Maj}^{2,585}$  | Régress. | 7,78               | 1  | 7,78                 | 74,52 | 0,00        | 0,84            |
|   | Résidus  | 1,36               | 13 | 0,10                 |       |             |                 |
|   | Total    | 9,14               |    |                      |       |             |                 |

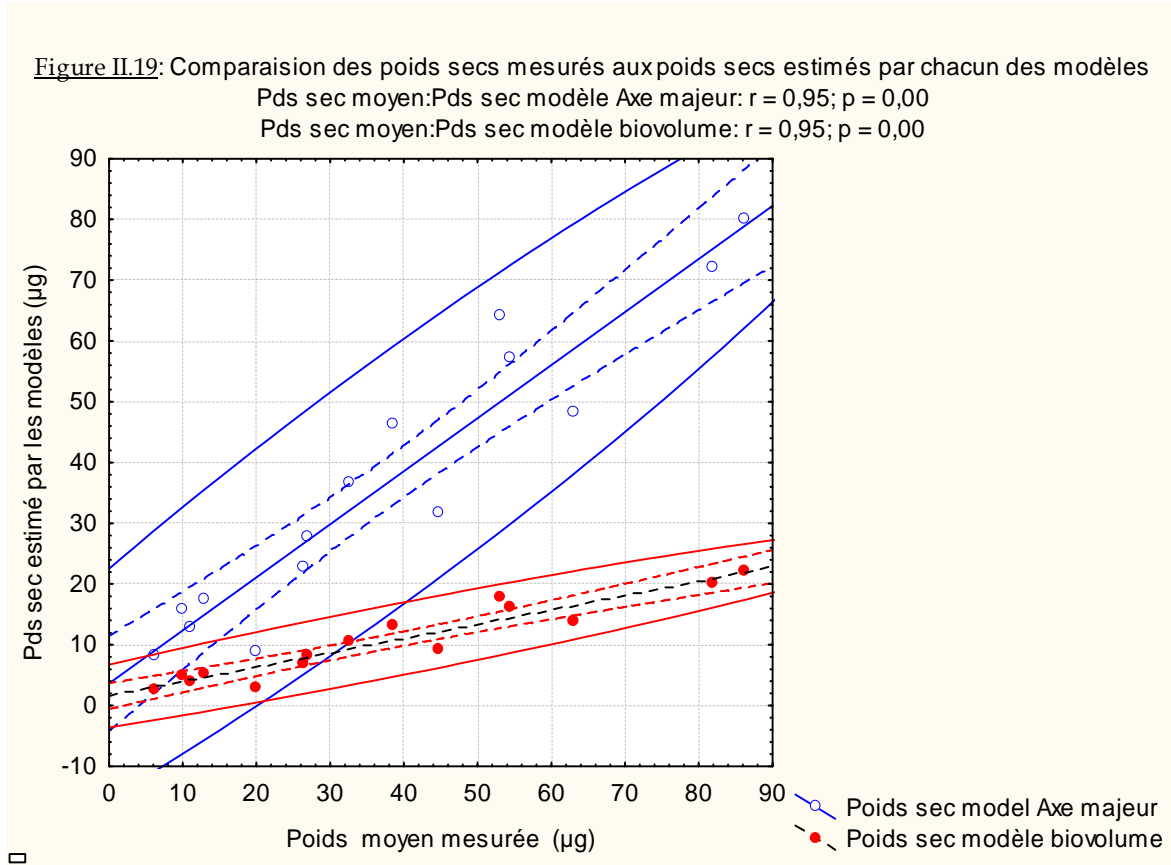
## Chapitre II

Tableau II.17: Analyses des coefficients des régressions poids sec-taille mesurée au microscope

| Modèle   | N=15                              | b*   | Err-Type | b       | Err-Type | t(13)  | Valeur p |
|--|-----------------------------------|------|----------|---------|----------|--------|----------|
| $Poids\ sec\ (\mu g) = 7,218 \cdot 10^{-7} V^{0,862}$ ou | OrdOrig.                          |      |          | -14,142 | 2,030    | -6,965 | 0,000    |
| $Poids\ sec(\mu g) = 1,809510^{-7} L_{maj}^{2,418}$      | Ln(Biovol)<br>( $\mu m^3$ )       | 0,92 | 0,11     | 0,862   | 0,100    | 8,632  | 0,000    |
| $Poids\ sec(\mu g) = 1,81110^{-7} L_{Maj}^{2,585}$       | OrdOrig                           |      |          | -15,524 | 2,191    | -7,087 | 0,000    |
|  | ln(L <sub>maj</sub> ) ( $\mu m$ ) | 0,92 | 0,11     | 2,585   | 0,299    | 8,632  | 0,000    |



Mais, la comparaison de poids secs estimés (à l'aide des modèles de régressions) aux poids secs mesurés, révèle que **les poids secs estimés à partir de l'axe majeur sont plus proches de la réalité que ceux estimés à partir du biovolume (Figure II.19)**. Færovig *et al.* (2002), n'ont pas précisé s'ils ont testé leurs modèles en comparant leurs valeurs de biomasses estimées aux valeurs réellement mesurées.



Les ordres de grandeurs observés et ceux estimés à partir de notre modèle, sont comparables à ceux obtenus (Tableaux II.18 et II.19) à partir des modèles de Burns (1969) cité par Dumont *et al.* (1975) et de O'brien et Denoyelles (1974) cités par McCauley (1984); ils sont très supérieurs à ceux obtenus à partir du modèle de Dumont *et al.* (1975). Ces différences peuvent s'expliquer par les différences des conditions écologiques d'où proviennent les individus ainsi que l'ont démontré Dumont *et al.* (1975). Mais, contrairement à Færovig *et al.* (2002) avec *D. magna*, nous avons trouvé, pour *D. pulex*, une meilleure corrélation entre le poids sec et l'axe majeur des individus ( $r=0,90$ ) plutôt qu'avec leur axe mineur dorsal ( $r=0,75$ ) et une meilleure estimation des poids secs mesurés à l'aide du modèle de régression avec l'axe majeur comme variable dépendante plutôt qu'avec le biovolume (Figure II.13).

## Chapitre II

Tableau II.18: Expressions de poids sec relevées dans la littérature pour *D. pulex*

| Référence   | Expression originale du poids sec                             | Expression uniformisée du poids sec (µg)                   | Nature des individus |
|---|---|--|----------------------|
| Ce travail  | Pds sec (µg) = 1,811.10 <sup>-7</sup> L <sup>2,585</sup> (µm) | 1,811.10 <sup>-7</sup> *L <sup>2,585</sup> (µm)            | Sans œuf             |
| Dumont <i>et al.</i> (1975)                           | Pds sec (µg) = 2,4.10 <sup>-8</sup> L <sup>2,77</sup> (µm)    | 2,4.10 <sup>-8</sup> *L <sup>2,77</sup> (µm)               | Sans œuf             |
| Burns (1969) d'après Dumont <i>et al.</i> (1975)      | Pds sec(mg)= 0,012L <sup>2,63</sup> (mm)                      | 1000* 0,012*L <sup>2,63</sup> (mm)                         | épiphiale            |
| Burns (1969) d'après McCauley (1984)                  | Ln(Pds sec) (µg)=2,48 + L <sup>2,63</sup> (mm)                | exp(2,48)*L <sup>2,63</sup> (mm)                           | Ovigère              |
| O'brien et Denoyelles (1974) d'après McCauley (1984)  | Ln(Pds sec) (µg)= 1,9445 + 2,72lnL(mm)                        | exp(1,9445)*(L*1.10 <sup>-3</sup> ) <sup>2,72</sup> (µm)   | Sans œuf             |
| Bottrell <i>et al.</i> (1976) d'après McCauley (1984) | Ln(Pds sec) (µg)= 1,4663 + 3,1932lnL (mm)                     | exp(1,4663)*(L*1.10 <sup>-3</sup> ) <sup>3,1932</sup> (µm) | Sans œuf             |
| Jacobsen et Comita (1976) d'après McCauley (1984)     | lnPds sec (µg)=3,1246 + 0,526 L (mm)                          | exp(3,1246)*L <sup>0,526</sup> (mm)                        | Sans œuf             |

Tableau II.19: Comparaison de nos mesures et estimations de poids sec à ceux de la littérature

| Axe majeur (µm) | Poids sec moyen mesuré (µg) | Ce travail | Poids sec moyen estimé par modèle (µg) |  |  |   |  |  |
|-----------------|-----------------------------|------------|--|--|--|---|--|--|
|                 |                             |            | Dumont <i>et al.</i> (1975)            | Burns (1969) épiphiale d'après Dumont <i>et al.</i> (1975) | O'Brien et deNoyelles (1974) d'après McCauley (1984) | Bottrell <i>et al.</i> (1976) d'après McCauley (1984) | Burns (1969) femelle ovigère, d'après McCauley | Jacobsen & Comita (1976) d'après McCauley (1984) |
| 916,666         | 6,25                        | 8,227      | 3,851                                  | 9,545  | 5,517  | 3,282   | 9,499  | 21,733   |
| 949,494         | 20                          | 9,010      | 4,245                                  | 10,471   | 6,071  | 3,672   | 10,420   | 22,139   |
| 1090,908        | 11                          | 12,900     | 6,236                                  | 15,086   | 8,857  | 5,721   | 15,012   | 23,816   |
| 1181,817        | 10                          | 15,866     | 7,784                                  | 18,620   | 11,011   | 7,387   | 18,529   | 24,840   |
| 1227,272        | 13                          | 17,492     | 8,641                                  | 20,563   | 12,201   | 8,333   | 20,463   | 25,338   |
| 1363,635        | 26,5                        | 22,967     | 11,570                                 | 27,129   | 16,250   | 11,666  | 26,996   | 26,782   |
| 1469,696        | 27                          | 27,874     | 14,237                                 | 33,036   | 19,923   | 14,818  | 32,874   | 27,859   |
| 1545,453        | 44,667                      | 31,742     | 16,364                                 | 37,705   | 22,841   | 17,398  | 37,520   | 28,605   |
| 1636,362        | 32,5                        | 36,796     | 19,172                                 | 43,821   | 26,683   | 20,882  | 43,607   | 29,478   |
| 1787,877        | 38,5                        | 46,261     | 24,501                                 | 55,313   | 33,950   | 27,706  | 55,043   | 30,883   |
| 1818,180        | 63                          | 48,315     | 25,669                                 | 57,813   | 35,538   | 29,233  | 57,530   | 31,158   |
| 1939,392        | 54,5                        | 57,087     | 30,693                                 | 68,508   | 42,358   | 35,924  | 68,173   | 32,234   |
| 2030,301        | 53                          | 64,263     | 34,846                                 | 77,280   | 47,979   | 41,582  | 76,901   | 33,020   |
| 2121,210        | 82                          | 71,968     | 39,341                                 | 86,715   | 54,050   | 47,825  | 86,291   | 33,789   |
| 2212,119        | 86,333                      | 80,214     | 44,191                                 | 96,834   | 60,585   | 54,683  | 96,360   | 34,543   |

En remplaçant la longueur mesurée au microscope par la longueur mesurée par traitement d'image, dans ce modèle de régression, on obtient le modèle:

$$\text{Poids sec}(\mu\text{g}) = 3,488.10^7 * (\text{Axemaj}_{\text{Trrmtimage}})^{2,585} \quad (\text{avecl'axemajeuren } \mu\text{m})$$

### Estimation de la précision des estimations de poids sec par traitement d'image

Les biais relatifs des estimations de poids sec à partir du modèle établi, se distribuent normalement (Figure II.20 ; Lilliefors  $p=0,20 >> 0,05$ ). Le biais relatif moyen (-4,325%) n'est pas significativement différent de 0 ( $p=0,57 >> 0,05$ ) ainsi que le montre le tableau II.20.

## Chapitre II

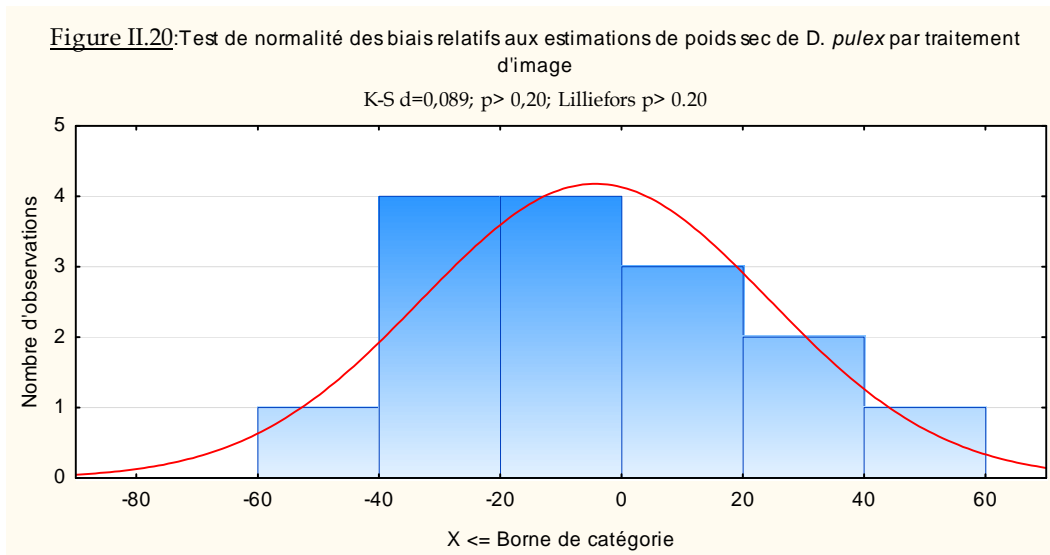


Tableau II.20: Significativité du biais relatif de l'estimation du poids sec par traitement d'image

| Variable  | Moyenne | Ec-Type | N  | Erreur-T | Valeur de référence | Valeur t | dl | p    |
|-----------|---------|---------|----|----------|---------------------|----------|----|------|
| Biais (%) | -4,33   | 28,66   | 15 | 7,41     | 0,00                | -0,59    | 14 | 0,57 |

### IV. Conclusion

La fiabilité de notre procédure de dénombrement et d'estimation des biomasses de *D. pulex*, par traitement d'image a été testée en comparant ses résultats à ceux obtenus respectivement par comptage manuel et par mesure au microscope optique. Les résultats obtenus montrent que :

- le comptage par traitement d'image est linéairement corrélé au comptage manuel ( $r=0,998$ ,  $p=0,00 < 0,05$  ;  $n=44$ ). Le traitement d'image permet une bonne estimation de l'abondance des individus de *D. pulex* même à une densité de 120 individus pour 100 cm<sup>2</sup>
- la régression multilinéaire entre les trois dimensions à la fois n'est pas possible, mais l'axe majeur permet d'estimer chacun des deux autres axes à l'aide des équations de régression: **Axe mineur latéral**=  $0,57 \cdot \text{Axe majeur}$ , ( $r=0,94$  ;  $F(1,93)=709,53$  avec  $p=0,00$  ;  $R^2$  ajusté =0,88) ; **Axe mineur dorsal**=  $0,316 \cdot \text{Axe majeur}$  ( $r = 0,94$  ;  $F(1,93)= 669,72$   $p < 0,00$ ;  $R^2= 0,88$  ;  $n=94$ )
- *D. pulex* ne peut pas être assimilé à un ellipsoïde de révolution car les tailles des deux axes mineurs sont significativement différentes ( $t_{93}$ )=30,66 ;  $p=0,00 < 0,05$  ;  $n=94$ ) ; par conséquent, il est assimilable à un ellipsoïde ordinaire dont le volume est calculé suivant la formule:  $V = \frac{\pi}{6} \cdot \text{Axe majeur} \cdot \text{Axe mineur dorsal} \cdot \text{Axe mineur latéral}$
- les mesures par traitement d'image sont mieux corrélées aux mesures par microscopie pour l'axe majeur ( $r=0,93$ ) plutôt que pour l'axe mineur dorsal ( $r=0,72$ ).
- Le modèle linéaire : **Axe majeur par traitement d'image** =  $0,776 \cdot \text{Axe majeur microscope}$ , reflète bien la taille réelle de l'axe majeur ( $r^2_{\text{ajusté}} = 0,85$  et  $F(1; 93)= 537,103$   $p=0,00 < 0,05$  pour  $n=94$ ).



## Chapitre II

- Il s'avère donc possible d'appliquer le traitement d'image à l'estimation de l'abondance et de la biomasse de *D. pulex*, pour étudier la cinétique de sa croissance au laboratoire en estimant la biomasse (en poids sec) à l'aide de la formule :

$$\text{Poids sec}(\mu\text{g}) = 3,488.10^7 * (\text{Axemaj}_{\text{Trtmtimage}})^{2,585} \quad (\text{avec l'axemajeure en } \mu\text{m})$$

### V. Références

Alcaraz M. S., Calbet E. A., Trepas I. et Broglio E. 2003, Estimating zooplankton biomass through image analysis, *Marine Biology*. 143: 307- 315

Douglass K. J. et Wcislo T. W. 2010. An inexpensive and portable microvolumeter for rapid evaluation of biological samples. *BioTechniques*. 49: 566-572.

Dumont H. J., Van de Velde I. et Dumont S. 1975. The Dry Weight Estimate of Biomass in a Selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the Plankton, Periphyton and Benthos of Continental Waters. *Oecologia*. 19: 75 - 97.

Færøvig P. J., Andersen T. et Hessen D. O., 2002, Image analysis of Daphnia populations: non-destructive determination of demography and biomass in cultures *Freshwater Biology*. 47: 1956 - 1962.

Hooper H. L., Cannon R., Callaghan A., Maund S. J., Liess M., Duquesne S., Hutchinson H. T., Moggs J. et Sibly R. M. 2006. The use of image analysis to estimate population growth rate in *Daphnia magna*, *Journal of applied Ecology*. 43: 828 - 834

Mastail M. et Battaglia A. 1978. Amélioration de la conservation des pigments du zooplancton. Acte de colloque. CIEM Conseil International pour l'Exploration de la Mer, Comité de l'Océanographie biologique, C.M.1978/L : 20. Consulté, le 27/06/10 sur le site : <http://archimer.ifremer.fr/doc/1978/acte-3908.pdf>

McCauley E. 1984. The Estimation of the Abundance and Biomass of Zooplankton in Samples. In Downing J. A. et Rigler F. H. 1984. *A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters*. 2nd ed. 1. Freshwater productivity – Measurement. ISBN 0-632-00616-1

Ovie S. I. et Egborge A. B. M. 2002. The effect of different algal densities of *Scenedesmus acuminatus* on the population growth of *Moina micrura* Kurz (Crustacea: Anomopoda, Moinidae). *Hydrobiologia*. 477: 41- 45.

Paloheimo J. E. 1974. Calculation of Instantaneous birth rate. *Limnol. Oceanogr.* 19: 692 - 694.

Prepas E. 1978. Sugar-frosted Daphnia: An improved fixation technique for Cladocera. *Limnol. Oceanogr.* 23 (3), 557- 559.

**Chapitre III : ÉTALONNAGE DES MESURES DE BIOMASSE DE SUBSTRAT  
PAR SPECTROPHOTOMETRIE, ETUDES DE FACTEURS DE  
CONVERSION ENTRE UNITÉS ET APPLICABILITE DES  
BIOMOLES PROPOSEES DANS LE MODELE DE LAGUNAGE AUX  
SUBSTRATS ETUDIES**

---

**I. Introduction**

En prélude aux études de cinétique et de stœchiométrie des différents processus de conversions biochimiques impliquant les daphnies (chapitres IV et VI), il a été nécessaire de mettre en place les méthodes d'estimation de biomasse de substrat, adaptées pour notre contexte. En effet, les concentrations de substrats utilisées dans nos expériences de croissance de *D. pulex* ont été définies à partir des données de la littérature où, elles sont généralement exprimées en **densités cellulaires**. À défaut de disposer de compteur automatique de particules, le dénombrement cellulaire se fait à l'aide de cellules de numération pour les algues et les cyanobactéries, et par ensemencement sur ou dans la gélose pour les bactéries ; il s'avère être une méthode fastidieuse lorsqu'il doit être mis en œuvre fréquemment. Aussi, afin de permettre des mesures rapides dans le cadre des préparations de substrats pour nos études de croissance de *D. pulex*, a-t-il été nécessaire de recourir à la spectrophotométrie. Des droites d'étalonnage conséquentes ont été établies à ces fins entre les unités usuelles d'expression de biomasses et les mesures d'absorbance effectuées aux longueurs d'onde adaptées.

Par ailleurs, des facteurs de conversion ont été étudiés entre les différentes unités d'expression de biomasse respectivement (densité cellulaire, poids sec/volume et en DCO/volume) afin de permettre de passer de l'une à l'autre. Ces facteurs revêtent d'une grande importance dans la présente thèse car, en plus de la raison évoquée plus haut, les biomasses doivent être exprimées en poids sec/volume et/ou en DCO dans le sous-modèle de conversion biochimique relatif aux cladocères que nous développons.

Enfin, ces études ont été l'occasion (afin de rester dans l'esprit du présent travail qui concerne la modélisation de la production des cladocères dans les bassins de lagunage) de comparer les valeurs obtenues à celles utilisées dans le modèle de lagunage de l'unité "Eau et Assainissement" qui fait ici, l'objet d'extension avec la prise en compte de la variable "cladocère" et des processus de conversions biochimiques y relatifs. Le but de cette démarche étant d'apprécier les possibilités d'exploiter les biomoles proposées dans ledit modèle pour chacun des substrats étudiés dans le présent travail.

En conclusion, les principaux résultats du présent chapitre sont résumés dans trois tableaux.

### II. Matériels et Méthodes

#### II.1 Origines des souches de substrat

*Scenedesmus sp.*

La souche de *Scenedesmus sp.* nous a été fournie par le Docteur Franck Fabrice du Laboratoire de Bioénergétique de l'université de Liège. Il s'agit d'une souche locale.

*M. aeruginosa*

La souche de *Microcystis aeruginosa* (Kütz.) Kütz. 1846, provient de la collection du Scandinavian Culture Collection of Algae & Protozoa (Marine Biological Section, Department of Biology, University of Copenhagen). Elle est identifiée dans ladite collection sous le code SCCAP K-0540. Sa toxicité n'est pas précisée.

Les souches de *Scenedesmus sp.* et de *M. aeruginosa* sont régulièrement repiquées sur du milieu gélosé et, en conditions axéniques.

*Escherichia coli*

La souche d' *Escherichia. coli* utilisée dans ce travail a été fournie par le Docteur Francis Rosillon (laboratoire de microbiologie, université de Liège Campus d' Arlon). Sa pureté a été vérifiée au préalable sur galerie API 20E.

#### II.2 Milieux de culture

*Scenedesmus sp.* et *M. aeruginosa* ont été cultivés sur le milieu Combo (Kilham *et al.*, 1998) ; *E. coli* a été cultivée sur un milieu minimum glucosé (Prescott *et al.*, 2003).

La composition de chacun des deux milieux est rappelée dans les tableaux fournis en annexe III.1.

#### II.3 Etalonnage des mesures de biomasse de substrat par spectrophotométrie

Les calibrations ont été effectuées sur des cultures jeunes, en phase de croissance exponentielle, afin d'éviter les biais liés à l'état physiologique des cellules.

Pour chacune des unités d'expression de la biomasse (densité cellulaire, matières en suspension et équivalent Demande Chimique en Oxygène), la régression a été étudiée en considérant au moins une dizaine d'échantillons de différentes concentrations. Pour chaque échantillon, l'absorbance a été mesurée une fois et les mesures de biomasse citées précédemment ont été réalisées sur deux à trois sous-échantillons.

Les biomasses (algales et bactériennes) ont été estimées suivant trois méthodes :

- Comptage cellulaire
- Mesure de matières en suspension (poids sec par unité de volume)
- Mesure de DCO (Demande Chimique en Oxygène)

### II.3.1 Mesure de densité optique

Les densités optiques ont été mesurées à l'aide d'un spectrophotomètre UV-3100PC (Figure III.1).



Figure III.1: Photographie du spectrophotomètre UV-3100PC

Les mesures de densités optiques des différentes suspensions de substrats (*E. coli*, *M. aeruginosa* et *Scenedesmus sp.*) ont été effectuées à des longueurs d'onde où leurs milieux de culture n'occasionnent pas d'absorbance et pour *M. aeruginosa* et *Scenedesmus sp.*, l'absorption des pigments chlorophylliens doit y être nulle. Les densités optiques des suspensions d'*E. coli* ont été mesurées à 600nm et celles de *M. aeruginosa* et *Scenedesmus sp.*, ont été mesurées à 760 nm. La proportionnalité entre turbidité et densité cellulaire existant seulement pour une plage limitée de valeurs de densités optiques (Sutton, 2011a et 2011b). Les régressions ont été établies sur les valeurs de la partie linéaire de chacun des graphiques [densité cellulaire]=f(Densité optique).

### II.3.2 Dénombrement à la cellule de numération "bürker-türk"

Les densités cellulaires (nombre de cellules par ml) de *M. aeruginosa* et *Scenedesmus sp.*, ont été déterminées à l'aide d'une cellule de Bürker-Türk. Elle se présente sous la forme d'une lame gravée de deux cellules de numération. Chaque cellule de numération (Figure III.2) est formée de 9 grands carrés de 1 mm<sup>2</sup> chacun.

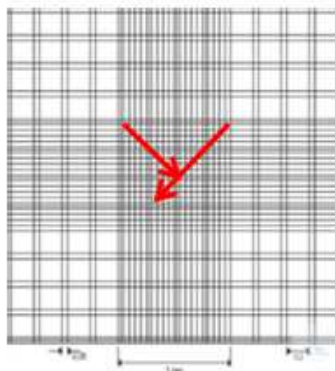


Figure III.2 : Cellule de numération Bürker-Türk (les flèches en rouge, indiquent le sens de sélection des 20 cases comptées)

Chaque grand carré est divisé en 16 carrés de 0,2 mm de côté chacun. Dans le grand carré central où a lieu le comptage, chaque petit carré est divisé en 16 cases ayant chacune 0,05 mm de côté (=0,0025 mm<sup>2</sup>) et une profondeur de 0,1mm.

### Chapitre III

La concentration cellulaire se calcule à partir des comptages effectués à l'aide de cette cellule par la formule :

$$\text{Nombre de cellules.ml}^{-1} = \frac{(n_1 + n_2)}{(2 * 20) * 0,0025\text{mm}^2 * 0,1\text{mm}} * 1000 * \text{dilution}$$

Avec  $n_1$  et  $n_2$ , les nombres de cellules comptés respectivement dans 20 cases de chaque petit carré

Pour chaque échantillon, trois aliquotes prélevés de façon aléatoire, ont été comptés.

#### II.3.3 Calibration [*E. coli*]=f(Abs600nm)

La calibration [*E. coli*]=f(Abs<sub>600nm</sub>) a été réalisée en deux étapes :

1. Une première étape (calibration préliminaire) a permis de déterminer d'une part, les dilutions à réaliser pour obtenir des valeurs données d'absorbance et d'autre part, les dilutions à considérer pour effectuer les dénombrements dans la gélose, tels que l'on puisse obtenir entre 30 et 300 colonies.
2. La deuxième étape (calibration définitive) a été réalisée sur une gamme de dilutions d'absorbance  $\leq 0,43$ , en mesurant pour chaque dilution, l'absorbance à 600nm et en déterminant (par numération dans la gélose) la concentration effective en *E. coli*. La concentration effective en *E. coli* a été déterminée en ensemençant 1ml de chacune des trois (3) dilutions successives déterminées par calcul (à partir des résultats de la calibration préliminaire) et comprenant la dilution théorique à réaliser pour obtenir 30 UFC dans une boîte de pétri de 10 ml de contenance et les deux dilutions situées de part et d'autre de celle-ci. A titre d'exemple : lorsque le calcul indique d'ensemencer la dilution  $10^7$ , les dilutions  $10^6$  et  $10^8$  sont également ensemençées.

Pour chaque dilution, trois boîtes de pétri ont été ensemençées. Les mesures de turbidité ont été effectuées à l'aide du spectrophotomètre UV-3100PC (photo III.1) ; les dénombrements de colonies ont été effectués au compteur de colonie (IUL colony counter, photo III.2), sur les boîtes contenant entre 30 et 300 UFC.

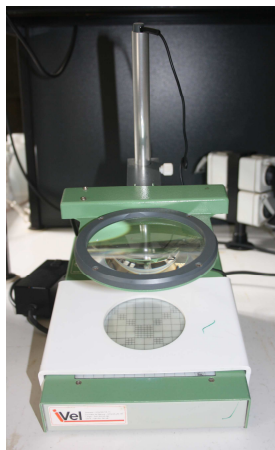


Figure III.3 : Photographie du compteur de colonies IUL

Les nombres de colonies comptés ont été convertis en concentration cellulaire d'*E. coli*, en appliquant la formule :

$$[E.coli](UFC/ml) = \frac{\text{Nombre de colonie} * \text{dilution}}{\text{volumeensemencé}(ml)}$$

### II.3.4 Estimations des matières en suspension (MES) et des Matières Volatiles en Suspension (MVS)

Les estimations de MES (mg/ml), ont été déterminées conformément au protocole décrit par l'A.P.H. A. (1995).

Pour *M. aeruginosa* et *Scenedesmus sp.*, les filtres en fibre de verre type GF/C sont séchés à l'étuve à 105°C pendant au moins 1h, avant d'être acclimatés pendant 1h dans un dessiccateur à la température du laboratoire. Ils sont ensuite pesés pour déterminer leurs poids sec à vide. Un volume connu d'échantillon est filtré, puis le filtre est à nouveau séché suivant la même procédure décrite précédemment. Les MES sont calculées en divisant le solde du poids sec total ôté du poids du filtre vide, par le volume de l'échantillon filtré.

Les MVS ont été déterminées en incinérant les échantillons à 550°C et en appliquant la formule:

$$\text{MVS (mg/ml)} = \frac{(\text{Poids sec}_{105^{\circ}\text{C}} (\text{filtre} + \text{échantillon}) - \text{Poids}_{(\text{filtre} + \text{cendre})_{550^{\circ}\text{C}}}) (\text{en mg})}{\text{Volume filtré (ml)}}$$

Pour toutes les espèces (*E. coli*, *Scenedesmus sp.*, *M. aeruginosa*), lorsque cela a été possible, les données de la littérature relatives au poids sec cellulaire de l'espèce étudiée ont été mises à contribution pour estimer pour chaque valeur d'absorbance fixée, le volume d'échantillon à filtrer afin de rester dans la gamme de sensibilité de la balance utilisée pour les mesures de MES.

Pour *Scenedesmus sp.* et *M. aeruginosa* les données retrouvées dans la littérature portaient essentiellement sur les solides totaux (Annexe III.3) et ne pouvaient pas être exploitées dans notre travail du fait de la différence de la méthode de détermination entre ces deux mesures. Les mesures ont dues être effectuées en deux étapes : une calibration préliminaire pour mobiliser des données préliminaires, puis une calibration définitive dont la mise en œuvre a été définie à partir des données mobilisées lors de la calibration préliminaire. Les volumes d'échantillons à filtrer (tenant compte de la sensibilité de la balance utilisée) ont été déterminés en prenant en compte le poids sec estimatif d'une cellule, obtenue de la calibration préliminaire.

Afin d'obtenir des mesures effectives d'absorbance pour chaque échantillon, les différents volumes ainsi calculés ont été dilués d'un facteur allant de 1 à 6,25 avec de l'eau distillée et bien mélangée; 5 ml ont été prélevés pour la mesure effective d'absorbance et le volume restant a été réparti en 3 sous-échantillons qui ont, chacun, été filtré pour les estimations de MES et de MVS.

Les pesées ont été effectuées à l'aide d'une balance BP 301 Sartorius (Figure III.4) sensible à 0,1mg (Sartorius, Germany).

### Chapitre III

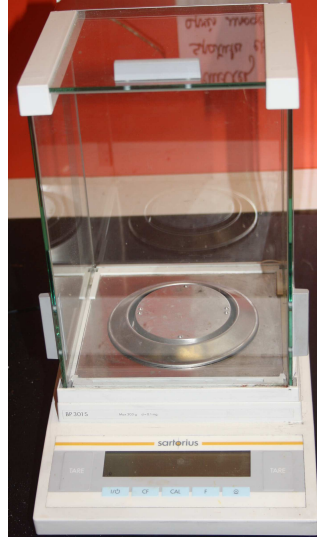


Figure III.4: Photographie de la Balance BP 301 Sartorius

Pour *E. coli*, les nombreuses difficultés rencontrées ne nous ont pas permis de réaliser les mesures de poids secs et les estimations de facteurs de conversions y relatifs. En effet, les filtres en microfibrilles de verres (GF/C : 1,2  $\mu\text{m}$  de maille) généralement utilisés dans notre laboratoire ne sont pas adaptés pour mesurer les MES (quelques tentatives infructueuses ont été effectuées). O'Toole (1983) a utilisé des membranes filtrantes (Gelman filters DM 450 : 0,45  $\mu\text{m}$  de maille) à 70°C, mais nous ne disposons pas de ces filtres dans notre laboratoire. La méthode indirecte basée sur la mesure effective de poids frais suivie de la conversion des valeurs obtenues en estimation de poids sec via les facteurs de conversion disponibles dans la littérature (Luria, 1960; Bowden *et al.*, 1977; Ferguson *et al.*, 1976; et Bowden, 1977, cités par Bratbak et Dundas, 1984 ; Bratbak et Dundas, 1984) est généralement peu satisfaisante du fait de la grande variabilité (entre les résultats obtenus) liée aux méthodes d'essorage utilisées.

La plus grande difficulté à laquelle nous avons été confrontés a porté sur la panne de l'autoclave survenue au mois de mai 2014 et qui a rendu impossible, depuis ce temps, la réalisation de culture axénique d'*E. coli*. Heureusement pour nous, les calibrations densité cellulaires-Abs600nm d'une part, et densité cellulaire-DCO d'autre part, avaient déjà été effectuées avant la survenue de cette panne, de même que les études de cinétiques de croissance de *D. pulex* sur *E. coli* et sur les mixtures de substrats comprenant *E. coli*.

Le cas échéant, avant leurs filtrations, les échantillons d'*E. coli* devaient subir deux lavages par centrifugation et remise en suspension dans une solution saline tamponnée. Après le dernier lavage, des volumes de solution saline tamponnée requises devaient être ajoutés selon les échantillons pour réaliser les concentrations de départ. La composition de la solution saline tamponnée est indiquée en annexe III.2.

### II.3.5 Mesures de DCO des biomasses de substrats

Les mesures de DCO ont été effectuées par la méthode photométrique à l'aide des tests en tubes DCO (Spectroquant, Merck). Une quantité suffisante de culture (suspension d'algue ou de bactérie) est d'abord complètement débarrassée du milieu de culture, par centrifugation, puis remise en suspension. Ensuite des dilutions sont réalisées pour obtenir diverses concentrations de culture destinées à la calibration DCO=f(Abs). Les remises en suspension et les dilutions ont été réalisées avec de l'eau distillée pour les algues ou avec une solution saline tamponnée pour les bactéries. Sur chaque échantillon la DCO a été mesurée en duplicates respectivement sur les échantillons et, sur l'eau de dilution.

Dans le traitement des données toutes les mesures obtenues ont été corrigées par rapport à la DCO moyenne mesurée sur les deux échantillons de l'eau de dilution.

### II.4 Etudes de facteurs de conversion entre différentes unités

Pour *Scenedesmus sp.* et *M. aeruginosa*, les mesures simultanées sur les mêmes échantillons ont été réalisées successivement entre l'absorbance (à 760nm) et la concentration cellulaire, entre l'absorbance (à 760nm) et les MES et enfin, entre l'absorbance (à 760nm) et la DCO. Afin d'éviter de refaire des étalonnages directs entre les différentes unités (DCO, MES et concentrations cellulaires), une méthode indirecte basée sur l'exploitation des équations d'étalonnage précédemment établies a été utilisée, puis le résultat obtenu a été confronté à celui obtenu expérimentalement.

Ainsi, les études des facteurs de conversion entre les différentes unités d'expression de biomasse ont été effectuées en deux étapes :

#### - Première étape: **Détermination indirecte de facteur de conversion,**

En posant les ratios DCO/MES et MES/[cellules], à partir des équations des droites d'étalonnage établies précédemment, on débouche sur des facteurs de conversion donnant respectivement, l'équivalent DCO par unité de poids sec et le poids sec par unité de cellule, pour chacun des substrats étudiés.

#### - Deuxième étape: **Validation expérimentale du facteur de conversion**

Cette étape a consisté en l'analyse des biais relatifs entre valeurs mesurées et valeurs estimées (par l'équation de conversion précédemment proposée) pour une unité d'expression de biomasse donnée (dans la plupart des cas, MES). Le cas échéant, un facteur de correction est déterminé statistiquement pour pallier toute éventuelle sous-estimation, ou surestimation significative des valeurs estimées, par rapport aux valeurs réellement mesurées.

Les biais relatifs ont été calculés à l'aide de la formule :

$$\text{Biais relatif(\%)} = \frac{\text{Valeur mesurée} - \text{valeur estimée}}{\text{Valeur mesurée}} * 100$$

La significativité statistique des biais relatifs a été déterminée, le cas échéant, après un test de normalité de la distribution des biais relatifs, en comparant le biais relatif moyen à 0% via un test t de student.

### II.5 Applicabilité des biomoles proposées dans le modèle "ModLag" aux substrats étudiés



### Chapitre III

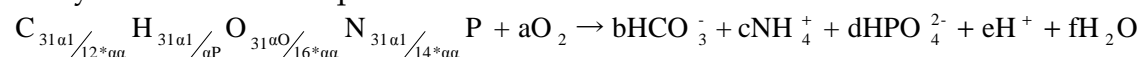
A défaut de réaliser des analyses de composition élémentaire pour chacun des substrats considérés dans le présent travail, l'applicabilité des biomoles proposées dans le modèle de lagunage de l'unité "Eau et Assainissement" et dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) à ces substrats, a été étudiée en comparant pour un substrat donné, la valeur de son équivalent DCO déterminé dans le présent travail, à la valeur de l'équivalent DCO théorique calculé à partir des données de compositions élémentaires fournies dans le RWQM1.

A partir de la connaissance de sa composition élémentaire (théorique ou expérimentale), l'expression de la biomole d'un composé organique est déterminée en suivant les cinq étapes décrites dans le tableau III.1.

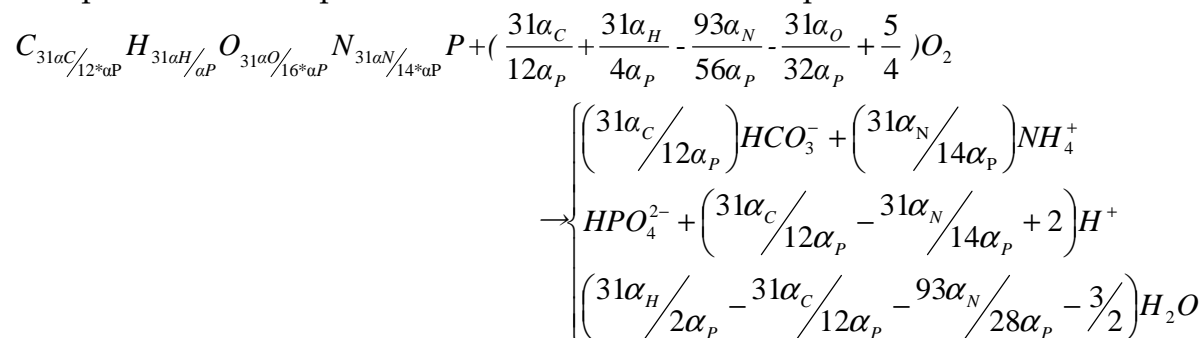
**Tableau III.1:** Les cinq étapes suivies pour déterminer une biomole à partir des données sur la composition élémentaire

| Etape | Expression  | Composé organique  |                     |                         |                         |                         |
|-------|---|--|---------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
|       |   | C  | H                   | O                       | N                       | P                       |
| 1     | Fraction massique du poids sec                                | $\alpha_C$   | $\alpha_H$          | $\alpha_O$              | $\alpha_N$              | $\alpha_P$              |
| 2     | Nombre de moles d'atome de l'élément dans une mole du composé | $\alpha_C/12$  | $\alpha_H$          | $\alpha_O/16$           | $\alpha_N/14$           | $\alpha_P/31$           |
| 3     | Indices des formules chimiques possibles                      | $31\alpha_C/12\alpha_P$  | $\alpha_H/\alpha_P$ | $31\alpha_O/16\alpha_P$ | $31\alpha_N/14\alpha_P$ | $31\alpha_P/31\alpha_P$ |
| 4     | Formules chimiques possibles                                  | $C_{31\alpha_C/12\alpha_P} H_{31\alpha_H/\alpha_P} O_{31\alpha_O/16\alpha_P} N_{31\alpha_N/14\alpha_P} P$  |                     |                         |                         |                         |
| 5     | Masse Molaire possible (g/mol)                                | $12 * (31 * \alpha_C / 12 * \alpha_P) + 1 * (31 * \alpha_H / \alpha_P) + 16 * (31 * \alpha_O / 16 * \alpha_P) + 14 * 31\alpha_N / 14\alpha_P + 31$ |                     |                         |                         |                         |

L'équivalent DCO du composé est la quantité d'oxygène requise pour l'oxyder complètement. Elle est déterminée théoriquement à partir de l'équation de la réaction d'oxydation dudit composé comme décrit ci-dessous :



Elle correspond au coefficient stœchiométrique "a" de l'oxygène, multiplié par 32g. En équilibrant cette équation de réaction, on obtient l'équation ci-dessous



dans laquelle, l'équivalent DCO théorique de ce composé correspond à

$$32 * \left( \frac{31\alpha_C}{12\alpha_P} + \frac{31\alpha_H}{4\alpha_P} - \frac{93\alpha_N}{56\alpha_P} - \frac{31\alpha_O}{32\alpha_P} + \frac{5}{4} \right) \text{g d'O}_2 \text{ par mole}$$

**III. Résultats et discussions**

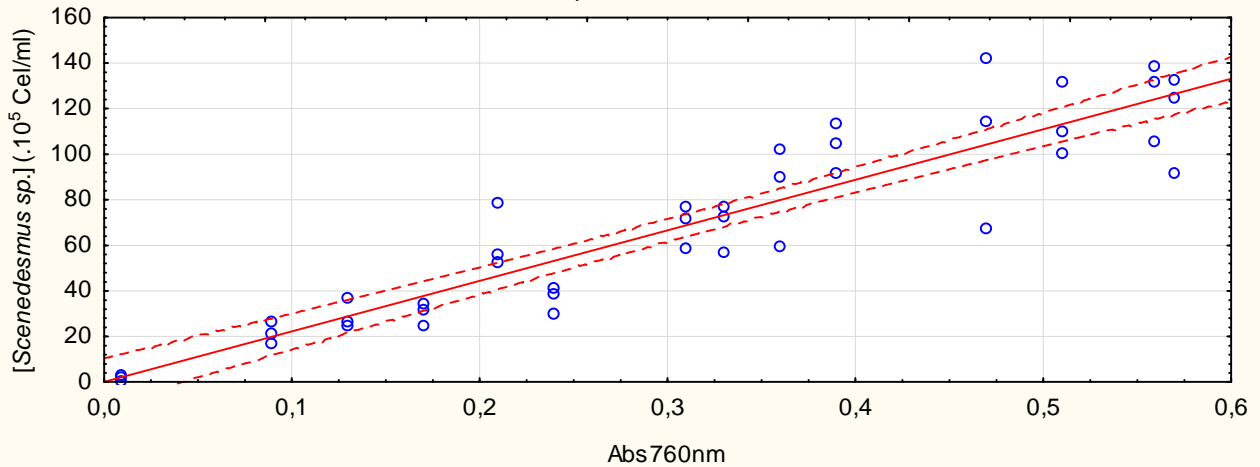
III.1 Etalonnage des estimations de biomasse de *scenedesmus sp.* par mesures d'absorbance a 760 nm et établissement de facteurs de conversion entre les différentes unités

**III.1.1 Etalonnage des estimations de densités cellulaires de *Scenedesmus sp.* par spectrophotométrie à 760 nm**

Les résultats expérimentaux (Figure III.5) montrent une bonne corrélation linéaire ( $r=0,92$  ;  $p<0,05$ ) entre les mesures d'absorbance et les concentrations cellulaires dans la gamme d'absorbance mesurée (inférieure à 0,6).

Figure III.5: Droite d'étalonnage pour l'estimation de [*Scenedesmus sp.*] ( $\cdot 10^5$  Cel/ml) en fonction de Abs<sub>760nm</sub>

Abs760nm:[*Scenedesmus sp.*] ( $\cdot 10^5$  Cel/ml):  $y=221,72 \cdot x$ ; 0,95 Int. Conf.  
 $r = 0,92$ ;  $p = 0,000$ ;  $r^2 = 0,86$



L'analyse de régression (Tableaux III.2 et III.3) révèle que le modèle: [*Scenedesmus sp.*] (cel/ml) =  $(222 \pm 7) \cdot 10^5 \cdot \text{Abs}_{760\text{nm}}$ , s'ajuste très bien à nos données ( $F(1,41) = 241,95$  avec  $p=0,000$  ;  $R^2$  ajusté = 0,86) et permet par conséquent, d'estimer la concentration cellulaire de notre culture de *Scenedesmus sp.*, à partir de mesure d'absorbance à 760 nm.

Tableau III.2: Résultats du test du modèle complet [*Scenedesmus sp.*]=f(Abs<sub>760nm</sub>)

|   | Multiple - R | Ajusté - R <sup>2</sup> | SC - Modèle | dl - Modèle | MC - Modèle | SC - Résidus | dl - Résidus | MC - Résidus | F      | p     |
|---|--------------|-------------------------|-------------|-------------|-------------|--------------|--------------|--------------|--------|-------|
| [ <i>Scenedesmus sp.</i> ] ( $\cdot 10^5$ Cel/ml) | 0,92         | 0,86                    | 60510,1     | 1           | 60510,11    | 10253,79     | 41           | 250,09       | 241,95 | 0,000 |

Tableau III.3: Paramètres Estimés du modèle complet [*Scenedesmus sp.*]=f(Abs<sub>760nm</sub>)

|                      | [ <i>Scenedesmus sp.</i> ] ( $\cdot 10^5$ Cel/ml) (param.) | [ <i>Scenedesmus sp.</i> ] ( $\cdot 10^5$ Cel/ml) Err-Type | [ <i>Scenedesmus sp.</i> ] ( $\cdot 10^5$ Cel/ml) t | [ <i>Scenedesmus sp.</i> ] ( $\cdot 10^5$ Cel/ml) p | -95% Lim. Conf | +95% Lim. Conf | [ <i>Scenedesmus sp.</i> ] ( $\cdot 10^5$ Cel/ml) Bêta (β) | [ <i>Scenedesmus sp.</i> ] ( $\cdot 10^5$ Cel/ml) ErTyp.β |
|----------------------|--|--|---|---|----------------|----------------|--|---|
| Abs <sub>760nm</sub> | 222  | 7  | 32,255  | 0,00  | 207,98         | 235,76         | 0,981  | 0,03  |

Les biais relatifs entre les densités estimées (par le modèle de régression) et observées sont distribués suivant une loi normale (Figure III.6) ; la comparaison de leur moyenne à 0 (Tableau III.4) montre que la densité cellulaire estimée, n'est pas significativement différente ( $t_{40} = -1,25$  ;  $p = 0,22 > 0,05$ ) de celle mesurée.

### Chapitre III

Figure III.6: Test de normalité des biais relatif des estimations de densité cellulaire de *Scenedesmus sp.* par spectrophotométrie (%)

Test du Chi<sup>2</sup> = 2,84, dl = 2 (ajustés) , p = 0,24

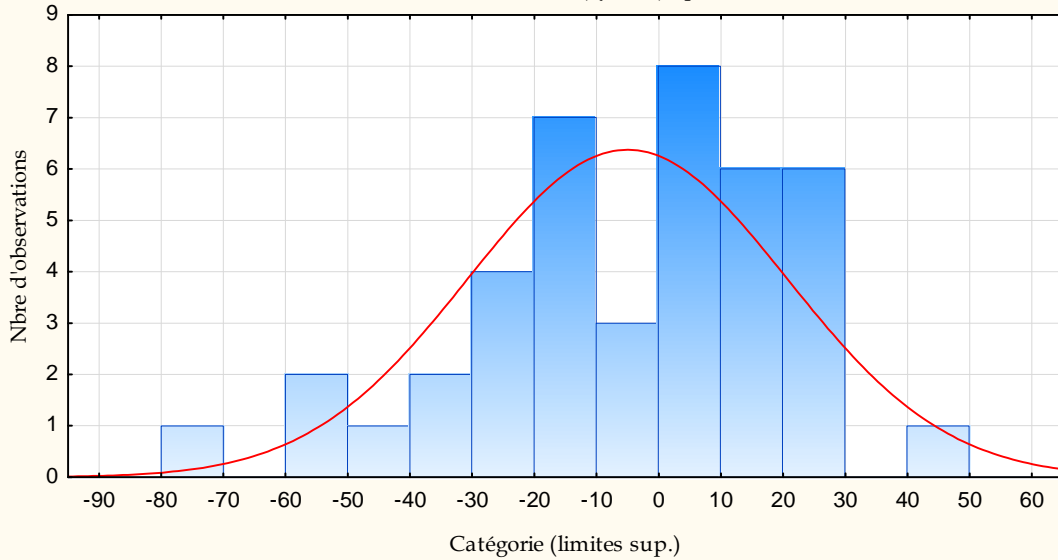
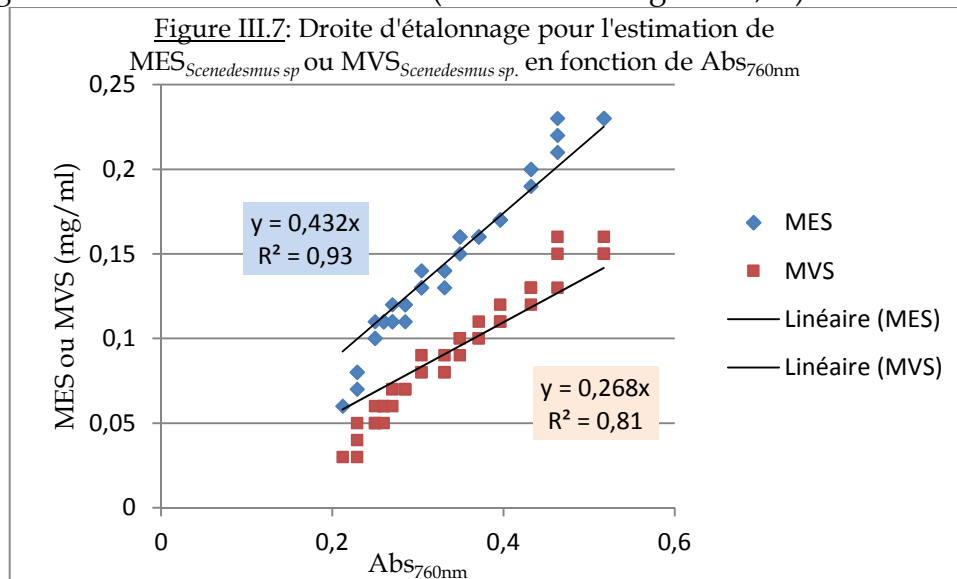


Tableau III.4: Comparaison par rapport à 0 du biais relatif moyen des estimations de densité cellulaire de *Scenedesmus sp.* par mesure d'absorbance (%)

|  | Moyenne | Ec-Type | N  | Erreur-T | Valeur de Référence | Valeur t | dl    | p    |
|--|---------|---------|----|----------|---------------------|----------|-------|------|
| Biais relatif des estimations de la densité cellulaire de <i>Scenedesmus sp.</i> par mesure d'absorbance (%) | -5,02   | 25,66   | 41 | 4,01     | 0,00                | -1,25    | 40,00 | 0,22 |

#### III.1.2 Calibration $MES_{Scenedesmus\ sp.} = f(Abs_{760nm})$ et $MVS_{Scenedesmus\ sp.} = f(Abs_{760nm})$

La figure III.4 montre une bonne corrélation linéaire entre d'une part, les mesures d'absorbance et les mesures de matières sèches de ( $r=0,96$ ) et d'autre part entre les mesures d'absorbance et les mesures de matières volatiles ( $r=0,90$ ) de *Scenedesmus sp.*, dans la gamme d'absorbance mesurée (inférieure ou égale à 0,52).



### Chapitre III

Les analyses de régression (Tableaux III.5 et III.6) révèlent que le modèle: **MES<sub>Scenedesmus sp.</sub> (mg/ml) = (0,432±0,006)\*Abs<sub>760nm</sub>**, s'ajuste très bien à nos données (F(1,44)= 573,678 avec p<0,05 ; R<sup>2</sup> ajusté = 0,93) et permet par conséquent, d'estimer la teneur en poids sec de *Scenedesmus sp.*, à partir de mesure d'absorbance à 760 nm.

Tableau III.5 : Test du Modèle Complet MES<sub>Scenedesmus sp.</sub> = Abs<sub>760nm</sub>

|             | Multiple<br>R | Ajusté<br>R <sup>2</sup> | SC -<br>Modèle | dl -<br>Modèle | MC -<br>Modèle | SC -<br>Résidus | dl -<br>Résidus | MC -<br>Résidus | F       | p    |
|-------------|---------------|--------------------------|----------------|----------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|---------|------|
| MES (mg/ml) | 0,96          | 0,93                     | 0,109          | 1              | 0,109          | 0,008           | 44              | 0,000           | 573,678 | 0,00 |

Tableau III.6 : Paramètres Estimés du Modèle Complet MES<sub>Scenedesmus sp.</sub> = Abs<sub>760nm</sub>

|                      | MES<br>(mg/ml)<br>(param.) | MES<br>(mg/ml)<br>Err-Type | MES<br>(mg/ml)<br>- t | MES<br>(mg/ml)<br>- p | -95%<br>Lim.<br>Conf | +95%<br>Lim.<br>Conf | MES<br>(mg/ml) -<br>Bêta (β) | MES<br>(mg/ml)<br>Er Typ.β | -95%<br>Lim.<br>Conf | +95%<br>Lim.<br>Conf |
|----------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|------------------------------|----------------------------|----------------------|----------------------|
| Abs <sub>760nm</sub> | 0,432                      | 0,006                      | 70,838                | 0,000                 | 0,420                | 0,444                | 0,996                        | 0,014                      | 0,967                | 1,024                |

Du fait que la distribution des biais relatifs n'est pas normale (Test du Chi<sup>2</sup>=19,65, dl=2 (ajustés), p=0,000<<0,05 ; Kolmogorov-Smirnov, d= 0,28, p < 0,01, Lilliefors p<0,01), nous n'avons pas été en mesure d'aller plus loin dans nos analyses, pour déduire une valeur moyenne des biais relatifs à comparer par rapport à 0. Ce qui aurait permis, le cas échéant, d'apporter un coefficient de correction au modèle **MES<sub>Scenedesmus sp.</sub> (mg/ml) = (0,432±0,006)\*Abs<sub>760nm</sub>**, pour compenser d'éventuelles sous estimations ou surestimation systématiques observées.

De même, les analyses de régression (Tableaux III.7 et III.8) révèlent que le modèle: **MVS<sub>Scenedesmus sp.</sub> (mg/ml) = (0,268±0,008)\*Abs<sub>760nm</sub>**, s'ajuste très bien à nos données (F(1,44)= 184,511 avec p<0,05 ; R<sup>2</sup> ajusté = 0,807) et permet par conséquent, d'estimer les MVS de *Scenedesmus sp.*, à partir d'absorbances mesurées à 760nm.

Tableau III.7: Test du Modèle Complet MVS<sub>Scenedesmus sp.</sub> = Abs<sub>760nm</sub>

|             | Multiple<br>- R | Ajusté<br>- R <sup>2</sup> | SC -<br>Modèle | dl -<br>Modèle | MC -<br>Modèle | SC -<br>Résidus | dl -<br>Résidus | MC -<br>Résidus | F      | p    |
|-------------|-----------------|----------------------------|----------------|----------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|--------|------|
| MVS (mg/ml) | 0,90            | 0,81                       | 0,06           | 1              | 0,060          | 0,014           | 44              | 0,00            | 184,51 | 0,00 |

Tableau III.8: Paramètres Estimés du Modèle Complet MVS<sub>Scenedesmus sp.</sub> = Abs<sub>760nm</sub>

|                         | MVS<br>(mg/ml)<br>(param.) | MVS<br>(mg/ml)<br>Err-Type | MVS<br>(mg/ml)<br>- t | MVS<br>(mg/ml)<br>- p | -95%<br>Lim.<br>Conf | +95%<br>Lim.<br>Conf | MVS<br>(mg/ml)<br>Bêta (β) | MVS<br>(mg/ml)<br>Er Typ.β | -95%<br>Lim.<br>Conf | +95%<br>Lim.<br>Conf |
|-------------------------|----------------------------|----------------------------|-----------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|----------------------------|----------------------------|----------------------|----------------------|
| "Abs <sub>760nm</sub> " | 0,268                      | 0,008                      | 33,72                 | 0,00                  | 0,252                | 0,284                | 0,98                       | 0,03                       | 0,92                 | 1,04                 |

#### III.1.3 Calibration DCO<sub>Scenedesmus sp.</sub> = f(Abs<sub>760nm</sub>)

Les résultats obtenus (Figure III.8 ; Tableaux III.9 et III.10), montrent une bonne corrélation linéaire entre les mesures d'absorbance et de DCO de (r=0,95) dans la gamme d'absorbance mesurée (inférieure à 0,4).

Le modèle: **DCO<sub>Scenedesmus sp.</sub> (mg d'O<sub>2</sub>/l) = 619±30\*Abs<sub>760nm</sub>**, s'ajuste très bien à nos données (F(1,15)= 140,55 avec p<0,05 ; R<sup>2</sup> ajusté = 0,90) et permet par conséquent, d'estimer la DCO de *Scenedesmus sp.*, à partir de mesure d'absorbance à 760 nm.

### Chapitre III

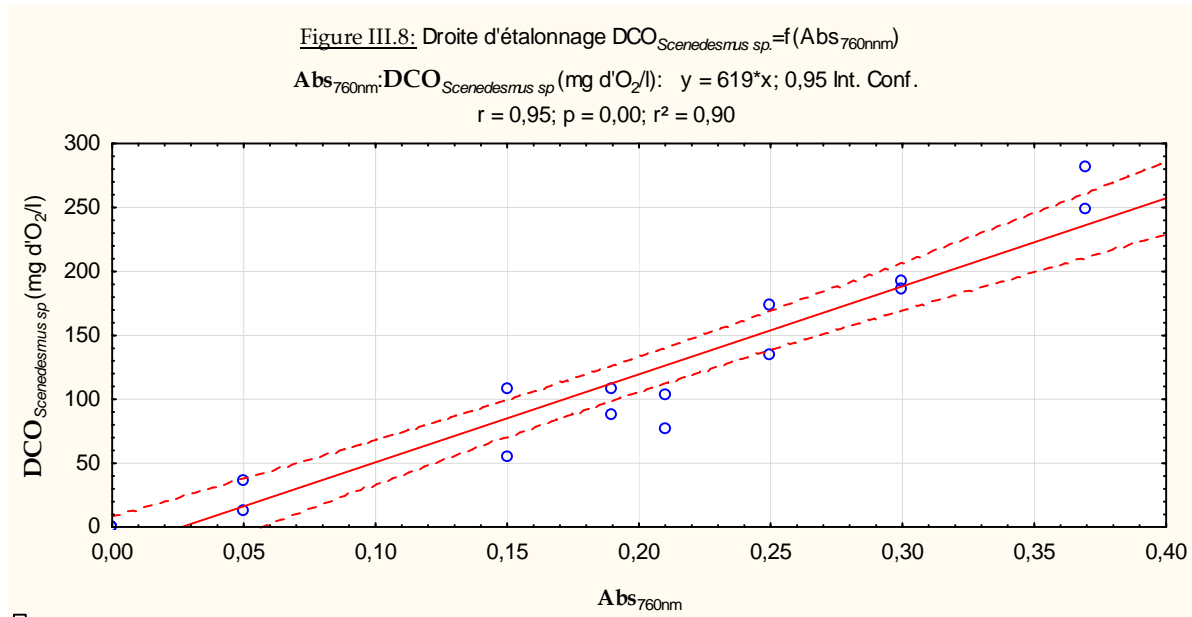


Tableau III.9: Analyse des paramètres du Modèle Complet  $DCO_{Scenedesmus\ sp.} = f(Abs_{760nm})$

|                         | DCO<br>(mg d'O <sub>2</sub> /l)<br>(param.) | DCO<br>(mg d'O <sub>2</sub> /l)<br>- Err-Type | DCO<br>(mg<br>d'O <sub>2</sub> /l)<br>- t | DCO<br>(mg<br>d'O <sub>2</sub> /l)<br>- p | -95%<br>- Lim.<br>Conf | +95%<br>- Lim.<br>Conf | DCO<br>(mg<br>d'O <sub>2</sub> /l)<br>Bêta (β) | DCO<br>(mg<br>d'O <sub>2</sub> /l)<br>ErTyp.β | -95% -<br>Lim<br>Conf | +95% -<br>Lim.<br>Conf |
|-------------------------|---|---|---|---|------------------------|------------------------|--|---|-----------------------|------------------------|
| "Abs <sub>760nm</sub> " | 619   | 30  | 20,72                                     | 0,00                                      | 555,01                 | 682,27                 | 0,98   | 0,05  | 0,88                  | 1,08                   |

Tableau III.10 : Test du Modèle Complet  $DCO_{Scenedesmus\ sp.} = f(Abs_{760nm})$

|                              | Multiple<br>- R | Ajusté<br>- R <sup>2</sup> | SC -<br>Modèle | dl -<br>Modèle | MC -<br>Modèle | SC -<br>Résidus | dl -<br>Résidus | MC -<br>Résidus | F      | P    |
|------------------------------|-----------------|----------------------------|----------------|----------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|--------|------|
| DCO (mg d'O <sub>2</sub> /l) | 0,95            | 0,90                       | 98862,62       | 1              | 98862,62       | 10550,82        | 15              | 703,39          | 140,55 | 0,00 |

La distribution des biais relatifs (des valeurs estimées par rapport à celles mesurées) n'est pas normale (Kolmogorov-Smirnov,  $d = 0,199$ ,  $p = n.s.$ , Lilliefors  $p < 0,15$ ). De ce fait, nous n'avons pas été en mesure d'aller plus loin dans nos analyses, pour comparer le biais relatif moyen à 0 et apporter, le cas échéant, un coefficient de correction au modèle  $DCO_{scenedesmus\ sp.} (mg/ml) = 619 \pm 30 * Abs_{760nm}$ , afin de compenser d'éventuelles sous-estimations ou surestimation systématiques.

#### III.1.4 Etudes de facteurs de conversion entre $DCO_{Scenedesmus\ sp.}$ et $MES_{Scenedesmus\ sp.}$

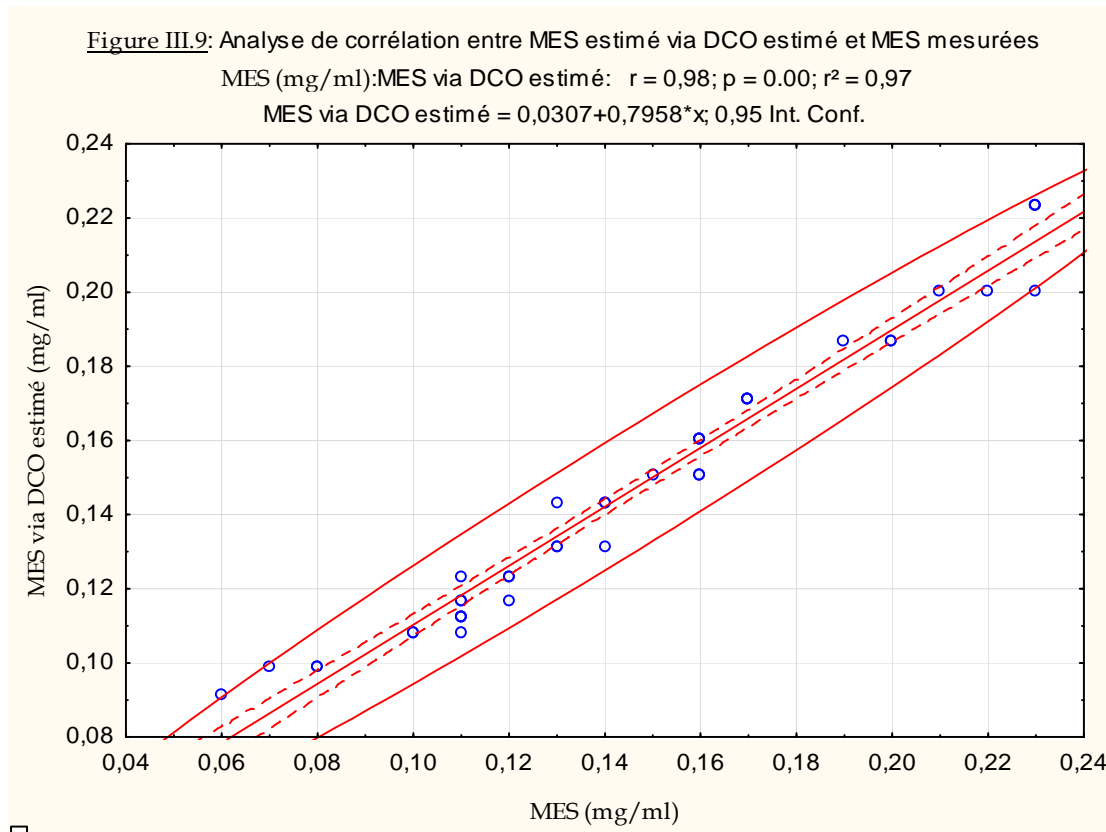
##### III.1.4.1 Détermination indirecte

A partir du ratio:  $\frac{DCO_{Scenedesmus\ sp.}}{MES_{Scenedesmus\ sp.}} = \frac{619 * Abs_{760nm} (mg\ d'O_2/l)}{432 * Abs_{760nm} (mg/l)} = 1,43 \frac{mg\ d'O_2}{mg\ poids\ sec}$

On obtient:  $MES_{Scenedesmus\ sp.} (mg/l) = 0,698 * DCO_{Scenedesmus\ sp.} (mg\ d'O_2/l)$ .

Le modèle ainsi proposé a été testé, en analysant la corrélation.

## Chapitre III



L'analyse de la corrélation entre valeurs estimées (via le modèle) et mesurées de  $MES_{Scenedesmus\ sp.}$  (Figure III.9), révèle que le modèle permet une bonne estimation des MES via la DCO estimée par mesure d'absorbance ; par conséquent, le coefficient "0,698" pourrait servir de facteur de conversion pour passer d'une unité à l'autre. **Au sens de cette approche, l'équivalent DCO de *Scenedesmus sp.* serait égale à 1,43 g d'O<sub>2</sub>/g de *Scenedesmus sp.*** Mais, du fait que la distribution des biais relatifs n'est pas normale (Kolmogorov-Smirnov,  $d = 0,28$ ,  $p < 0,01$ , Lilliefors  $p < 0,01$  ; Test du Chi<sup>2</sup> = 19,67,  $dl = 2$  (ajustés),  $p = 0,000$ ), il n'a pas été possible de comparer leur valeur moyenne à 0 pour apprécier sa significativité.

Un ultime test de validation a été réalisé en comparant la moyenne des équivalents DCO mesurées à celui estimé à partir de l'équation de conversion établie précédemment.

### III.1.4.2 Validation expérimentale

La validation expérimentale a consisté à comparer la moyenne des équivalents DCO (iDCO moyenne) obtenus expérimentalement (Tableau III.11) à l'équivalent DCO obtenu à partir du modèle de conversion  $MES_{Scenedesmus\ sp.} (mg/l) = 0,698 * DCO_{Scenedesmus\ sp.} (mg\ d'O_2/l)$ .

Tableau III.11: Equivalents DCO (iDCO) déterminés expérimentalement

| MES<br>(mg/l) | DCO mesurée<br>(mg d'O <sub>2</sub> /l) | iDCO<br>(mg d'O <sub>2</sub> /mg MES) | MES<br>(mg/l) | DCO mesurée<br>(mg d'O <sub>2</sub> /l) | iDCO<br>(mg d'O <sub>2</sub> /mg MES) |
|---------------|---|---------------------------------------|---------------|---|---------------------------------------|
| 87,50         | 91                                      | 1,04                                  | 213,59        | 220                                     | 1,03                                  |
| 81,19         | 82                                      | 1,01                                  | 525,58        | 452                                     | 0,86                                  |
| 66,36         | 71                                      | 1,07                                  | 442,16        | 451                                     | 1,02                                  |
| 73,00         | 73                                      | 1,00                                  | 515,69        | 526                                     | 1,02                                  |
| 223,66        | 208                                     | 0,93                                  | 590,00        | 531                                     | 0,90                                  |

Les résultats de la comparaison (Tableau III.12) montrent que la moyenne des équivalents DCO déterminés expérimentalement est significativement différente de celle estimée à partir de l'équation :  $MES_{Scenedesmus\ sp.} (mg/l) = 0,698 * DCO_{Scenedesmus\ sp.} (mg\ d'O_2/l)$  et qui vaut 1,43 g d'O<sub>2</sub>/g de *Scenedesmus sp.* Cette équation surestimerait la valeur réelle du facteur de conversion des biomasses de *Scenedesmus sp.* d'unité DCO en unité MES.

Tableau III.12: Comparaison de la moyenne des équivalents DCO déterminés expérimentalement à la valeur déterminée par le modèle  $MES_{Scenedesmus\ sp.} (mg/l) = 0,698 * DCO_{Scenedesmus\ sp.} (mg\ d'O_2/l)$ .

|                                    | Moyenne | Ec-Type | N  | Erreur-T | Valeur de Référence | Valeur t | dl | p     |
|------------------------------------|---------|---------|----|----------|---------------------|----------|----|-------|
| iDCO (mg d'O <sub>2</sub> /mg MES) | 0,99    | 0,07    | 10 | 0,02     | 1,42                | -20,62   | 9  | 0,000 |

Dans le prochain paragraphe, la moyenne des valeurs expérimentales d'équivalent DCO de *Scenedesmus sp.*, a été comparée à l'équivalent DCO théorique découlant de la composition élémentaire des algues proposée dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001).

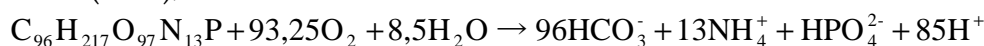
### III.1.5 Applicabilité à *Scenedesmus sp.* de la biomole proposée pour les algues dans RWQM1 et "ModLag"

L'applicabilité, dans notre travail, de la biomole proposée dans le modèle de conversion biochimique RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) et dans le modèle de l'unité "Assainissement et Environnement" (qui fait, dans ce travail, l'objet d'extension), a été testée en comparant l'équivalent DCO théorique calculé à partir de composition élémentaire utilisée pour les algues dans le modèle RWQM1 (Tableau III.13), à l'équivalent DCO déterminé expérimentalement.

Tableau III. 13 : Composition élémentaire du phytoplancton (Reichert *et al.*, 2001)

| Elément chimique                         | C  | H    | O    | N      | P      |
|--|--|------|------|--------|--------|
| Fraction massique du poids sec           | 0,36   | 0,07 | 0,5  | 0,06   | 0,01   |
| Nombre de moles d'atomes équivalent      | 0,03   | 0,07 | 0,03 | 0,0043 | 0,0003 |
| Indices des formules chimiques possibles | 93   | 217  | 97   | 13     | 1      |
| Formule chimique possible                | C <sub>93</sub> H <sub>215</sub> O <sub>97</sub> N <sub>13</sub> P |      |      |        |        |
| Masse Molaire possible (g/mol)           | 3134   |      |      |        |        |

L'équation de la réaction d'oxydation d'une mole d'algue d'après les données de Reichert *et al.* (2001), s'écrit comme suit :



Il ressort de cette équation que l'équivalent DCO théorique estimé à partir des données de Reichert *et al.* (2001) est de **0,95 g d'O<sub>2</sub>/g d'algue**.

La comparaison de la moyenne des mesures expérimentales de DCO de *Scenedesmus sp.*, (Tableau III.13) à l'équivalent DCO théorique déterminé à partir de la composition élémentaire des algues proposée dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001), montre un résultat satisfaisant (Tableau III.14) sur deux plans pour notre application. En effet, ce résultat montre, non seulement, que la biomole proposée pour les algues dans le modèle RWQM1 peut bien être utilisée pour *Scenedesmus sp.*, dans notre cas, mais en plus, il montre que l'équivalent DCO utilisé pour les algues dans le modèle RWQM1, peut bien être utilisé pour *Scenedesmus sp.*, et nous offre ainsi, la formule conversion que nous recherchions pour pouvoir passer d'unité MES en unité DCO pour les biomasses de *Scenedesmus sp.*

**Tableau III. 14:** Comparaison de la moyenne des équivalents-DCO déterminés expérimentalement à la valeur théorique déterminé à partir de la composition élémentaire des algues proposée dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001)

|                                    | Moyenne | Ec-Type | N  | Erreur-T | Valeur de -<br>Référence | Valeur t | dl | p    |
|------------------------------------|---------|---------|----|----------|--------------------------|----------|----|------|
| iDCO (mg d'O <sub>2</sub> /mg MES) | 0,99    | 0,07    | 10 | 0,03     | 0,95                     | 1,77     | 9  | 0,11 |

A titre de complément, à défaut de pouvoir comparer les biais relatifs respectifs pour les estimations de DCO<sup>-</sup> *Scenedesmus sp.* et de MES *Scenedesmus sp.*, nous nous sommes basé sur la valeur du coefficient de détermination du modèle linéaire sans terme indépendant obtenu pour chacune de ces unités de mesure, pour décider l'estimation de laquelle de ces deux unités est meilleure à partir des mesures d'absorbance à 760 nm. Dans le cas présent, l'estimation de MES *Scenedesmus sp.* présente une valeur du coefficient de détermination plus élevée ( $r^2$  ajusté= 0,93) que celle de l'estimation de DCO<sup>-</sup> *Scenedesmus sp.* ( $r^2$  ajusté= 0,90). Par conséquent, lorsqu'une estimation rapide de biomasse de *Scenedesmus sp.* est nécessaire à partir de mesure d'absorbance à 760 nm, nous avons préféré l'exprimer en MES *Scenedesmus sp.*, pour ensuite le convertir en DCO *Scenedesmus sp.* via la valeur de l'équivalent DCO (**0,95 g d'O<sub>2</sub>/g *Scenedesmus sp.***) pour rester conforme RWQM1 et au modèle de l'unité "Assainissement et Environnement".

### III.1.6 Facteur de conversion entre densité cellulaire et MES pour *Scenedesmus sp.*

L'étude de ce facteur de conversion entre densité cellulaire et MES pour *Scenedesmus sp.*, n'a pas fait l'objet d'une analyse aussi approfondie que celle pour le facteur de conversion entre DCO<sup>-</sup> *Scenedesmus sp.* et MES *Scenedesmus sp.* car les deux unités utilisées dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) pour exprimer les biomasses sont les MES et la DCO. La proposition de facteur de conversion entre densité cellulaire et MES pour *Scenedesmus sp.*, est fait ici, pour d'éventuels besoins de conversion de données de la littérature.



### Chapitre III

Le ratio entre les deux équations calibrations entre densité cellulaire et absorbance d'une part et, entre MES et absorbance d'autre part, permet d'estimer le poids sec d'une cellule de *Scenedesmus sp.*, à environ  $1,95 \cdot 10^{-8}$  mg soit encore : 19,5 pg:

$$\frac{MES_{Scenedesmus\ sp.} (mg/ml)}{[Scenedesmus\ sp.] (cel/ml)} = \frac{0,432}{222 \cdot 10^5} = 19,5\text{ pg / cel}$$

#### III.2 Etalonnage des estimations de biomasse de *M. aeruginosa* par mesure d'absorbance a 760 nm et Etablissement de facteurs de conversion entre les différentes unités

En suivant les mêmes procédures que celles détaillées précédemment concernant *Scenedesmus sp.*, on obtient pour *M. aeruginosa* :

1. Le modèle:  $[M. aeruginosa] (cel/ml) = (322 \pm 6) \cdot 10^5 \cdot Abs_{760nm}$  qui s'ajuste très bien à nos données expérimentales (Figure III.10 ; tableaux III.15 et III.16) et permet des estimations de la concentration cellulaire de *M. aeruginosa*, (à partir de mesure d'absorbance à 760nm) qui ne sont pas significativement différentes des densités cellulaires mesurées (tableau III.17).

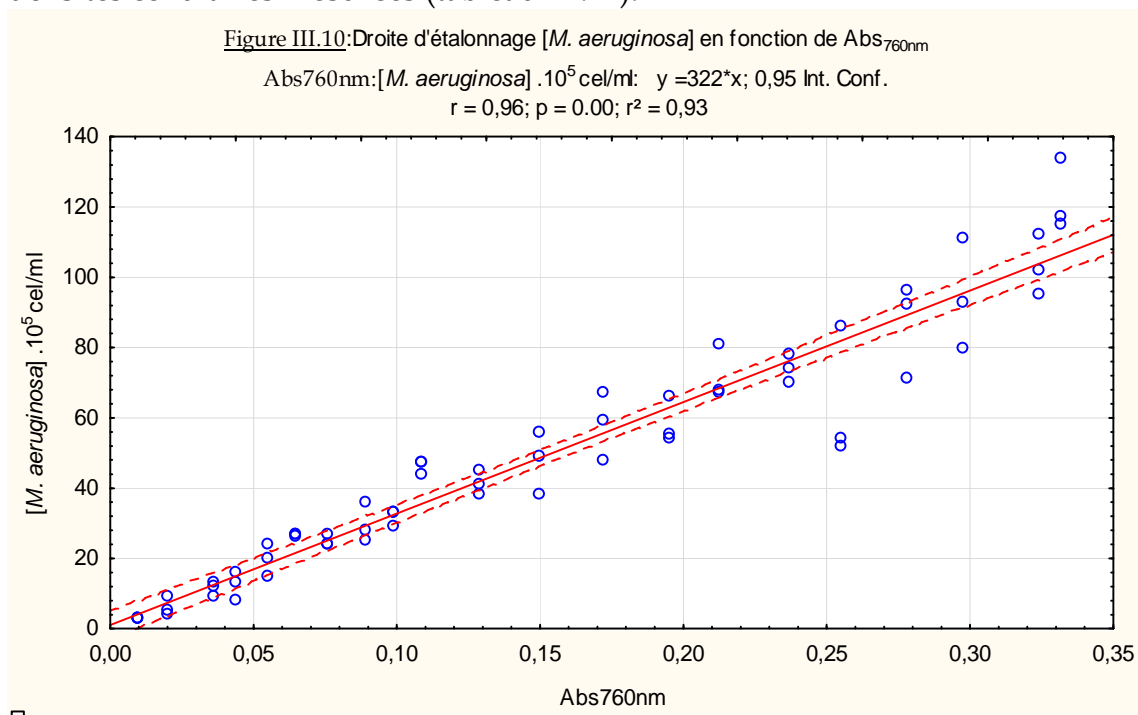


Tableau III.15: Paramètres estimés du modèle [*M. aeruginosa*]= f(Abs<sub>760nm</sub>)

|                      | [ <i>M. aeruginosa</i> ] .10 <sup>5</sup> cel/ml - (param.) | [ <i>M. aeruginosa</i> ] .10 <sup>5</sup> cel/ml - Err-Type | [ <i>M. aeruginosa</i> ] .10 <sup>5</sup> cel/ml - t | [ <i>M. aeruginosa</i> ] .10 <sup>5</sup> cel/ml - p | -95% Lim. Conf | +95% Lim. Conf | [ <i>M. aeruginosa</i> ] .10 <sup>5</sup> cel/ml - Bêta (β) | [ <i>M. aeruginosa</i> ] .10 <sup>5</sup> cel/ml - ErTyp.β |
|----------------------|---|---|--|--|----------------|----------------|---|--|
| Abs <sub>760nm</sub> | 322   | 6   | 51,70  | 0,00   | 310            | 334            | 0,99  | 0,02   |

Tableau III.16: Test du modèle complet [*M. aeruginosa*]= f(Abs<sub>760nm</sub>)

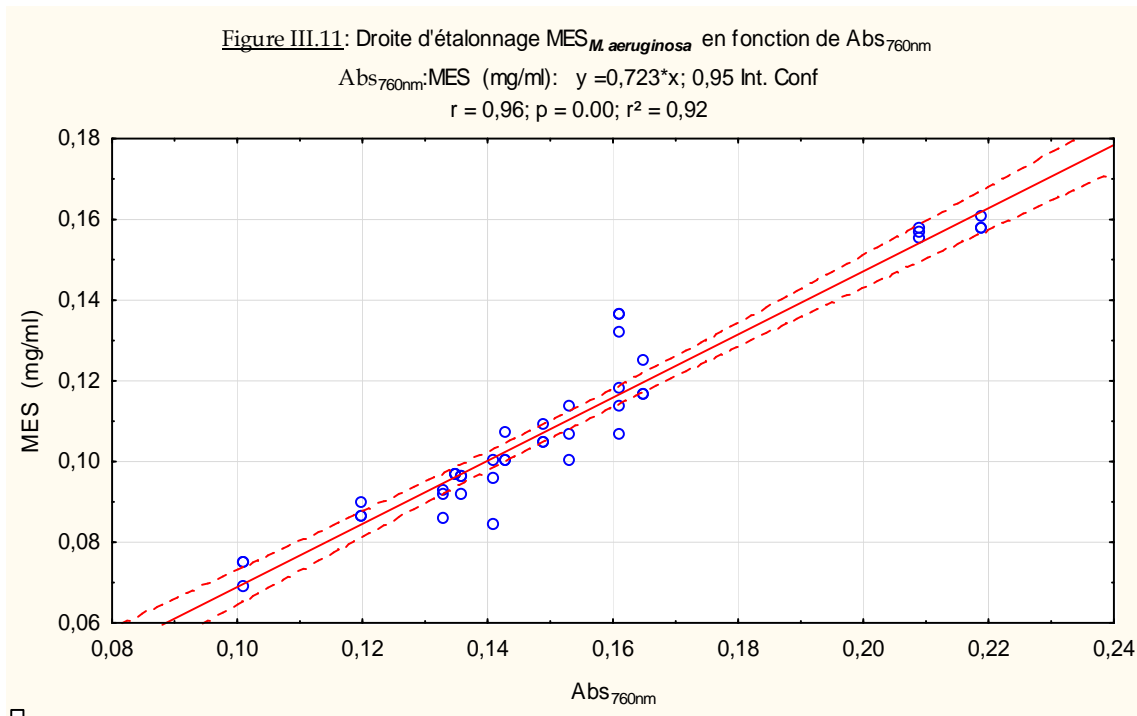
|  | R    | Ajusté - R <sup>2</sup> | SC - Modèle | dl - Modèle | MC - Modèle | SC - Résidus | dl - Résidus | MC - Résidus | F      | p    |
|--|------|-------------------------|-------------|-------------|-------------|--------------|--------------|--------------|--------|------|
| [ <i>M. aeruginosa</i> ] (.10 <sup>5</sup> cel/ml) | 0,96 | 0,93                    | 6,57E+04    | 1           | 6,57E+04    | 5057,88      | 62           | 81,58        | 805,50 | 0,00 |

### Chapitre III

**Tableau III.17:** Analyse de significativité du biais relatif moyen par rapport à 0, des estimations de la densité cellulaire de *M. aeruginosa* par spectrophotométrie

|  | Moyenne | Ec-Type | N  | Erreur-T | Valeur de Référence | Valeur t | dl | p   |
|--|---------|---------|----|----------|---------------------|----------|----|-----|
| Biais relatifs des estimations de densité cellulaire de <i>M. aeruginosa</i> (%) | -2,27   | 21,23   | 63 | 2,68     | 0                   | -0,85    | 62 | 0,4 |

2. Le modèle:  $MES_{M. aeruginosa} \text{ (mg/ml)} = (0,723 \pm 0,007) * Abs_{760nm}$  s'ajuste très bien à nos données expérimentales (Figure III.11 ; Tableaux III.18 et III.19) et permet des estimations de  $MES_{M. aeruginosa}$  (à partir de mesure d'absorbance à 760 nm) qui ne sont pas significativement différentes des  $MES_{M. aeruginosa}$  mesurées (Tableau III.20).



**Tableau III.18:** Test du modèle complet  $MES_{M. aeruginosa} = f(Abs_{760nm})$

|             | Multiple - R | Ajusté - R <sup>2</sup> | SC - Modèle | dl - Modèle | MC - Modèle | SC - Résidus | dl - Résidus | MC - Résidus | F       | p     |
|-------------|--------------|-------------------------|-------------|-------------|-------------|--------------|--------------|--------------|---------|-------|
| MES (mg/ml) | 0,96         | 0,92                    | 0,023       | 1           | 0,023       | 0,002        | 41           | 0,000        | 461,649 | 0,000 |

**Tableau III.19:** Paramètres estimés du modèle  $MES_{M. aeruginosa} = f(Abs_{760nm})$

|               | MES (mg/ml) (param.) | MES (mg/ml) Err-Type | MES (mg/ml) - t | MES (mg/ml) - p | -95 % - Lim. Conf | +95 % Lim. Conf | MES (mg/ml) Bêta (β) | MES (mg/ml) ErTyp.β |
|---------------|----------------------|----------------------|-----------------|-----------------|-------------------|-----------------|----------------------|---------------------|
| $Abs_{760nm}$ | 0,723                | 0,007                | 101,941         | 0,00            | 0,709             | 0,738           | 0,998                | 0,01                |

### Chapitre III

Tableau III.20: Comparaison par rapport à 0, du biais relatif moyen des estimations de MES<sub>M. aeruginosa</sub> par mesure d'absorbance à 760 nm

|                    | Moyenne | Ec-Type | N  | Erreur-T | Valeur de Référence | - t   | dI | p    |
|--------------------|---------|---------|----|----------|---------------------|-------|----|------|
| Biais relatifs (%) | -0,33   | 7,51    | 42 | 1,16     | 0                   | -0,29 | 41 | 0,78 |

- Le modèle:  $DCO_{M. aeruginosa} \text{ (mg d'O}_2\text{/l)} = (683 \pm 7) * Abs_{760nm}$  s'ajuste très bien à nos données expérimentales (Figure III.12; Tableaux III.21 et III.22) et permet des estimations de la DCO de *M. aeruginosa* à partir de mesure d'absorbance à 760 nm.

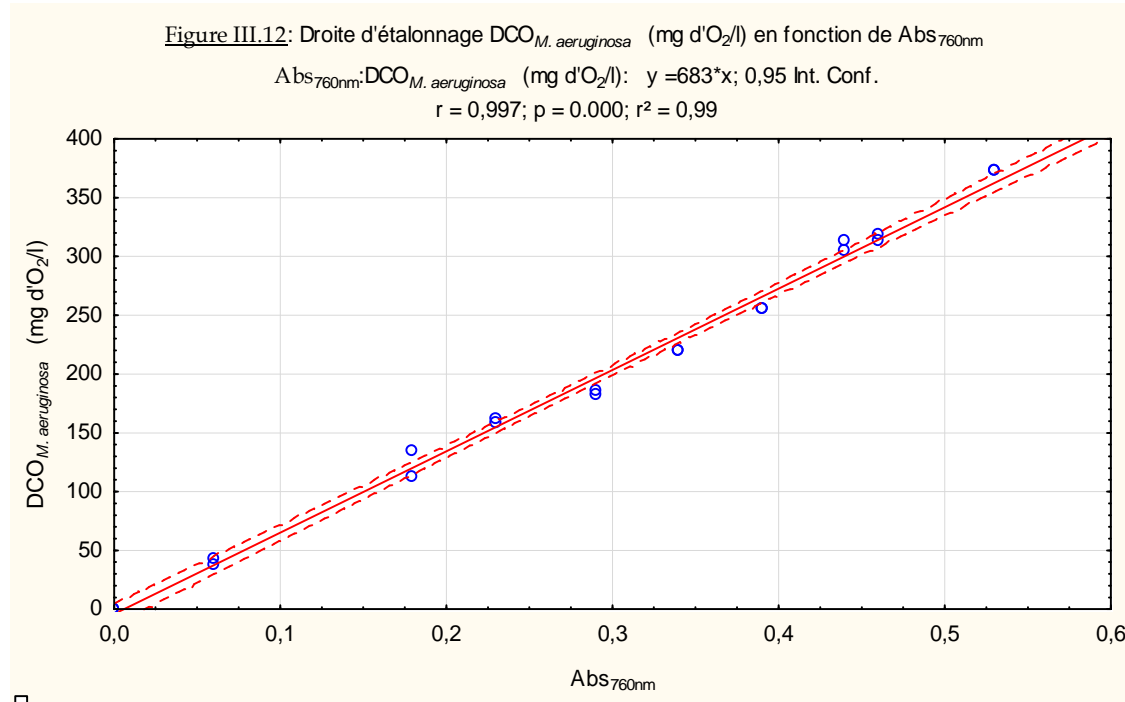


Tableau III.21: Test du modèle complet  $DCO_{M. aeruginosa} = f(Abs_{760nm})$

|                              | Multiple - R | Ajusté - R <sup>2</sup> | SC - Modèle | dI - Modèle | MC - Modèle | SC - Résidus | dI - Résidus | MC - Résidus | F       | p    |
|------------------------------|--------------|-------------------------|-------------|-------------|-------------|--------------|--------------|--------------|---------|------|
| DCO (mg d'O <sub>2</sub> /l) | 1            | 0,99                    | 2,62E+05    | 1           | 2,62E+05    | 1830,24      | 19           | 96,33        | 2723,42 | 0,00 |

Tableau III.22: Paramètres estimés  $DCO_{M. aeruginosa} = f(Abs_{760nm})$

|            | DCO (mg d'O <sub>2</sub> /l) (param.) | DCO (mg d'O <sub>2</sub> /l) Err-Type | DCO (mg d'O <sub>2</sub> /l) t | DCO (mg d'O <sub>2</sub> /l) p | -95% Lim. Conf | +95% Lim. Conf | DCO (mg d'O <sub>2</sub> /l) Bêta (β) | DCO (mg d'O <sub>2</sub> /l) ErTyp.β | -95% Lim. Conf | +95% Lim. Conf |
|------------|---------------------------------------|---------------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|----------------|----------------|---------------------------------------|--------------------------------------|----------------|----------------|
| Abs 760 nm | 683                                   | 7                                     | 104,21                         | 0,00                           | 669,47         | 696,92         | 0,999                                 | 0,01                                 | 0,98           | 1,02           |

4. La détermination indirecte de facteur de conversion entre DCO et MES pour *M. aeruginosa* à partir des équations de calibration précédemment établies montre que l'équivalent DCO de *M. aeruginosa* correspond à 0,94g d'O<sub>2</sub>/g poids sec :

$$\frac{DCO_{M. aeruginosa} \text{ (mg d'O}_2\text{/l)}}{MES_{M. aeruginosa}} = \frac{683 * Abs_{760nm} \text{ (mg d'O}_2\text{/l)}}{723 * Abs_{760nm} \text{ (mg/l)}} = 0,94 \text{ mg d'O}_2 / \text{mg poids sec}$$

### Chapitre III

De ce ratio, on peut établir:  $MES_{M. aeruginosa} \text{ (mg/l)} = 1,059 * DCO_{M. aeruginosa} \text{ (mg d'O}_2\text{/l)}$ .

Les biais relatifs entre valeurs mesurées et valeurs estimées à l'aide de l'équation établie ci-dessus sont normalement distribués (Test du Chi<sup>2</sup> = 3,018 ; dl = 1 (ajustés), p = 0,08 > 0,05).

La comparaison du biais moyen à 0 révèle que le modèle proposé occasionne une surestimation systématique de 0,37% qui n'est toutefois pas significativement différente de 0 (Tableau III.23), des MES<sub>M. aeruginosa</sub> estimées par l'équation proposée, par rapport aux MES<sub>M. aeruginosa</sub> effectivement mesurées.

**Tableau III.23** : Comparaison par rapport à 0, du biais relatif moyen des estimations de MES<sub>M. aeruginosa</sub> par l'équation de conversion proposée

|   | Moyenne | Ec-Type | N  | Erreur-T | Valeur de - Référence | Valeur t | dl | p    |
|---|---------|---------|----|----------|-----------------------|----------|----|------|
| Biais relatif des MES estimés via le ratio établi par rapport aux MES mesurés (%) | -0,37   | 7,52    | 42 | 1,16     | 0                     | -0,32    | 41 | 0,75 |

- Il ressort de ce qui précède que l'équivalent DCO, déterminé expérimentalement, vaut sensiblement la valeur suggérée pour le phytoplancton, dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) et le modèle de l'unité "Assainissement et Environnement", soit **0,95 g d'O<sub>2</sub>/g de M. aeruginosa**. ; par conséquent, la biomole proposée dans ces deux modèles pour le phytoplancton, peut être exploitée pour *M. aeruginosa* dans le présent travail.
- Le poids sec cellulaire de *M. aeruginosa* peut être estimé à :

$$\frac{MES_{M. aeruginosa}}{[M. aeruginosa]} = \frac{0,723 * Abs_{760nm} \text{ (mg/ml)}}{322 \cdot 10^5 * Abs_{760nm} \text{ (cel/ml)}} = 2,25 \cdot 10^{-8} \text{ mg/cel} \text{ soit } \mathbf{22,5 \text{ pg/cel}}$$

#### III.3 Calibration des estimations de biomasse d' *E. coli*

En suivant les mêmes procédures que celles précédemment détaillées concernant *Scenedesmus sp.*, on obtient pour *E. coli* :

- Le modèle **linéaire** [*E. coli*] (UFC/ml) = **(1,8±0,1).10<sup>9</sup>Abs<sub>600nm</sub>**, qui s'ajuste très bien à nos données expérimentales (Figure III.13 ; Tableaux III.24 et III.25) et permet des estimations de concentration cellulaire d'*E. coli* à partir des absorbances (**inférieures ou égales à 0,34**) mesurées à 600nm.

Figure III.13: Nuage de Points de [*E. coli*] (UFC/ml) en fonction de Abs<sub>600nm</sub>

Abs<sub>600nm</sub>: [*E. coli*] (UFC/ml) :  $r = 0,89$ ;  $p = 0,00$ ;  $r^2 = 0,80$

[*E. coli*] (UFC/ml) =  $2,6895E7 + 1,7134E9 * x$ ; 0,95 Int. Conf.

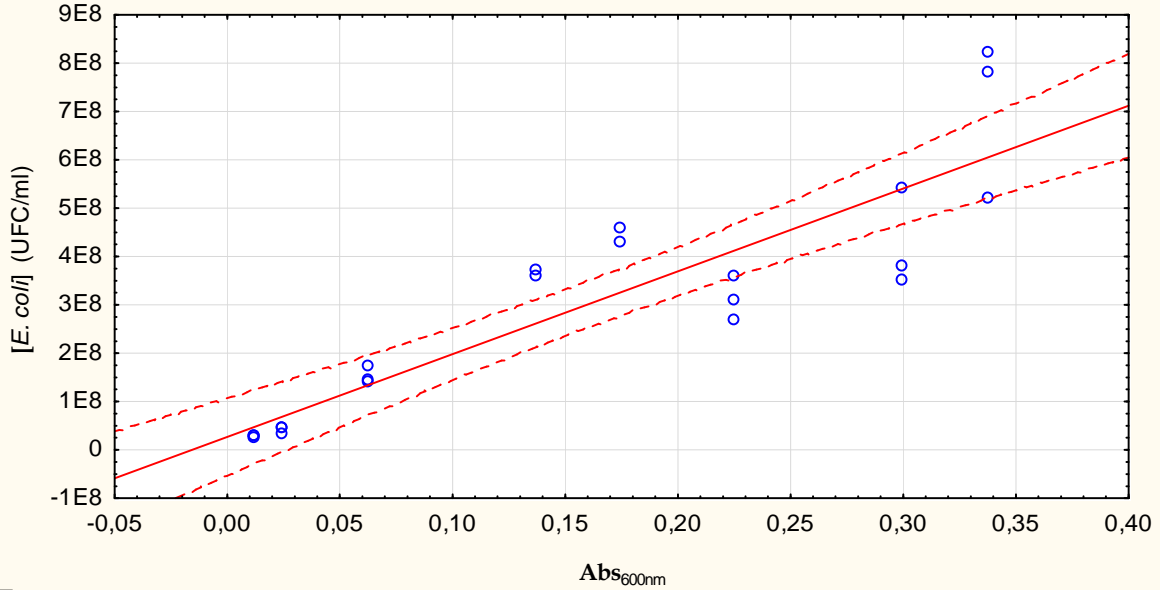


Tableau III.24: Analyse de la qualité de la régression [*E. coli*]=f(Abs<sub>600nm</sub>)

|                             | Multiple<br>- R | Ajusté<br>- R <sup>2</sup> | SC -<br>Modèle | dl -<br>Modèle | MC -<br>Modèle | SC -<br>Résidus | dl -<br>Résidus | MC -<br>Résidus | F     | p    |
|-----------------------------|-----------------|----------------------------|----------------|----------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-------|------|
| [ <i>E. coli</i> ] (UFC/ml) | 0,89            | 0,79                       | 9,22E+17       | 1              | 9,22E+17       | 2,41E+17        | 21              | 1,15E+16        | 80,47 | 0,00 |

Tableau III.25: Analyse du coefficient de la régression [*E. coli*]=f(Abs<sub>600nm</sub>)

|            | [ <i>E. coli</i> ]<br>(UFC/ml) -<br>(param.) | [ <i>E. coli</i> ]<br>(UFC/ml) -<br>Err-Type | [ <i>E. coli</i> ]<br>(UFC/ml) -<br>t | [ <i>E. coli</i> ]<br>(UFC/ml) -<br>p | -95%<br>Lim.<br>Conf | +95%<br>Lim.<br>Conf | [ <i>E. coli</i> ]<br>(UFC/ml) -<br>Bêta (β) | [ <i>E. coli</i> ]<br>(UFC/ml) -<br>ErTyp.β |
|------------|--|--|---------------------------------------|---------------------------------------|----------------------|----------------------|--|---|
| Abs 600 nm | 1,82E+09                                     | 1,14E+08                                     | 15,93                                 | 0,00                                  | 1,58E+09             | 2,06E+09             | 0,96   | 0,06  |

## 2. Calibration (MES<sub>*E. coli*</sub>) et (DCO<sub>*E. coli*</sub>)= f(Abs<sub>600nm</sub>) et facteurs de conversions entre les diverses unités

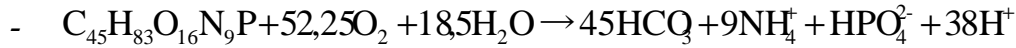
Ainsi qu'expliqué précédemment, dans la partie "Matériels et Méthodes", la panne de l'autoclave (de Mai à Octobre 2014) et le manque de filtre adaptés (type Gelman filters DM 450: 0,45µm de maille), nous ont empêché de réaliser ces calibrations. Au regard de cette situation, nous avons adopté les données de la littérature dans la suite de nos travaux pour exprimer les biomasses d'*E. coli* en poids sec par ml et en DCO; à savoir : Équivalent DCO<sub>*E. coli*</sub> : 1,61g d'O<sub>2</sub>/g de bactérie (d'après les données de Reichert *et al.*, 2001) ainsi que détaillé dans le tableau III.26 et le commentaire qui le suit ;

Tableau III.26: Composition élémentaire des bactéries (Reichert *et al.*, 2001)

| Elément chimique                         | C  | H     | O      | N      | P       |
|--|--|-------|--------|--------|---------|
| Fraction massique du poids sec           | 0,52   | 0,08  | 0,25   | 0,12   | 0,03    |
| Nombre de moles d'atomes équivalent      | 0,043  | 0,080 | 0,0156 | 0,0086 | 0,00097 |
| Indices des formules chimiques possibles | 45   | 83    | 16     | 9      | 1       |
| Formule chimique possible                | C <sub>45</sub> H <sub>83</sub> O <sub>16</sub> N <sub>9</sub> P |       |        |        |         |
| Masse Molaire possible (g/mol)           | 1036   |       |        |        |         |

- une DCO molaire de 1672g/mol suivant l'équation de réaction:

### Chapitre III



Il ressort de cette équation que l'équivalent DCO théorique estimé à partir des données de Reichert *et al.* (2001) est de 1,61g d'O<sub>2</sub>/g de bactérie.

- Poids sec cellulaire de *E. coli* = 3.10<sup>-10</sup> mg

(Source : <http://www.chups.jussieu.fr/polys/bacterio/bacterio/POLY.Chp.1.2.html>)

#### IV. Conclusion

Les résultats essentiels de ce travail peuvent être résumés dans les tableaux 27 à 29 :

- le tableau 27 rappelle les principales droites de calibrations qui seront utilisées régulièrement dans la suite du travail, pour les mesures des biomasses des substrats dans le cadre des études de cinétiques de croissance de *D. pulex*,
- les tableaux 28 et 29 présentent, respectivement, les facteurs de conversion et les équivalents DCO qui permettent de passer d'une unité à l'autre, et les biomoles retenues pour chacune des espèces.

Pour des raisons indépendantes de notre volonté (panne de l'autoclave et indisponibilité des filtres requis), les dernières calibrations MES et DCO pour *E. coli*, n'ont pas pu être faites. Mais le fait que nous disposons d'une droite de pour estimer les concentrations en *E. coli* de nos cultures à partir de mesures d'absorbances à 600 nm nous a permis d'avancer dans nos travaux en espérant pouvoir compléter les calibrations DCO et MES pour *E. coli*. Malheureusement la panne de l'autoclave dure déjà quatre mois, depuis (mai 2014). En attendant, les facteurs de conversion disponibles dans la littérature ont été mis à contribution pour servir pour *E. coli* dans notre application.

Pour *Scenedesmus sp.* et *M. aeruginosa*, les résultats obtenus dans le présent travail, montrent que les biomoles et les équivalents DCO généralement utilisées pour les algues dans le modèle de lagunage de l'unité " Assainissement et Environnement " et dans le modèle "RWQM1" (Reichert *et al.*, 2001), peuvent être appliquées.

**Tableau III.27:** Equations des droites de calibration utilisées pour les estimations des biomasses de substrats (*Scenedesmus sp.*, *M. aeruginosa* et *E. coli*) par spectrophotométrie

| Unité              | Espèce                 | Longueur d'onde (nm) | Equation après correction du biais relatif, le cas échéant                                   | R <sup>2</sup> ajusté |
|--------------------|------------------------|----------------------|--|-----------------------|
| Densité cellulaire | <i>Scenedesmus sp.</i> | 760                  | [ <i>Scenedesmus sp.</i> ] (cel/ml) = (222±7)*10 <sup>5</sup> *Abs <sub>760nm</sub>          | 0,86                  |
|                    | <i>M. aeruginosa</i>   | 760                  | [ <i>M. aeruginosa</i> ] (cel/ml) = (322 ±6).10 <sup>5</sup> *Abs <sub>760nm</sub>           | 0,93                  |
|                    | <i>E. coli</i>         | 600                  | [ <i>E. coli</i> ] (UFC/ml) = (1,8±1).10 <sup>9</sup> Abs <sub>600nm</sub>                   | 0,79                  |
| MES                | <i>Scenedesmus sp.</i> | 760                  | MES <sub><i>Scenedesmus sp.</i></sub> (mg/ml) = (0,432±0,006)*Abs <sub>760nm</sub>           | 0,93                  |
|                    | <i>M. aeruginosa</i>   | 760                  | MES <sub><i>M. aeruginosa</i></sub> (mg/ml) = (0,723±0,007)*Abs <sub>760nm</sub>             | 0,92                  |
|                    | <i>E. coli</i>         | 600                  | -  | <b>0,81</b>           |
| DCO                | <i>Scenedesmus sp.</i> | 760                  | DCO <sub><i>Scenedesmus sp.</i></sub> (mg d'O <sub>2</sub> /l) = 619±30*Abs <sub>760nm</sub> | 0,90                  |
|                    | <i>M. aeruginosa</i>   | 760                  | DCO <sub><i>M. aeruginosa</i></sub> (mg d'O <sub>2</sub> /l) = (683±07)*Abs <sub>760nm</sub> | 0,99                  |
|                    | <i>E. coli</i>         | 600                  | -  | 0,99                  |

## Chapitre III

**Tableau III.28: Facteurs de conversion**

|   | Espèce                 | Valeur     |       |               |
|---|------------------------|------------|-------|---------------|
|   |                        | Ce travail | RWQM1 | Autres source |
| Équivalent DCO<br>(g d'O <sub>2</sub> /g poids sec) | <i>Scenedesmus sp.</i> | 0,94       | 0,94  | -             |
|   | <i>M. aeruginosa</i>   | 0,94       | 0,94  | -             |
|   | <i>E. coli</i>         | -          | 1,58  | -             |
| Poids sec cellulaire<br>(pg/cellule)                | <i>Scenedesmus sp.</i> | 19,5       | -     | -             |
|   | <i>M. aeruginosa</i>   | 22,9       | -     | -             |
|   | <i>E. coli</i>         | -          | -     | *0,3          |

\* Source: <http://www.chups.jussieu.fr/polys/bacterio/bacterio/POLY.Chp.1.2.html>

**Tableau III.29: Biomoles**

| Espèce                 | Biomole proposée   |  |
|------------------------|--|--|
|                        | Ce travail   | RWQM1  |
| <i>Scenedesmus sp.</i> | C <sub>93</sub> H <sub>215</sub> O <sub>97</sub> N <sub>13</sub> P | C <sub>93</sub> H <sub>215</sub> O <sub>97</sub> N <sub>13</sub> P |
| <i>M. aeruginosa</i>   | C <sub>93</sub> H <sub>215</sub> O <sub>97</sub> N <sub>13</sub> P | C <sub>93</sub> H <sub>215</sub> O <sub>97</sub> N <sub>13</sub> P |
| <i>E. coli</i>         |  | C <sub>45</sub> H <sub>83</sub> O <sub>16</sub> N <sub>9</sub> P   |

### V. Références

American Public Health Association. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19ème édition. ISBN 0-87553-223-3

Bratbak G. et Dundas I. 1984. Bacterial dry matter content and biomass estimation. Applied and environmental microbiology. 48 (4), 755-757

Chiu S.Y., Kao C.Y., Chen C. H., Kuan T. C., Ong, S. C., Lin C. S. 2008. Reduction of CO<sub>2</sub> by a high-density culture of *Chlorella sp.* in a semi continuous photo bioreactor. Bioresour. Technol. 99: 3389-3396.

Jena J., Nayak M., Panda H. S., Pradhan N., Sarika C., Panda P. K., B. V. S. K. Rao, Prasad R. B. N., Sukla L. B. 2012. Microalgae of odisha coast as a potential source for biodiesel production. World Environment. 2 (1), 11-16.

Kilham S. S., Kreeger D. A., Lynn S. G., Goulden C. E. et Herrera L. 1998. COMBO: a defined freshwater culture medium for algae and zooplankton. Hydrobiologia. 377: 147-159.

Nigam S., Rai M. P. et Sharma R. 2011. Effect of Nitrogen on Growth and Lipid Content of *Chlorella pyrenoidosa*. American Journal of Biochemistry and Biotechnology. 7 (3), 124-129.

O'Toole D. K. 1983. Weighing technique for determining bacterial dry mass based on rate of moisture uptake. Applied and Environmental Microbiology. 46 (2), 506-508.

Reichert P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Shanahan P., Somlyódy L., et Vanrolleghem P. 2001. River Water Quality Model No.1 Scientific and Technical report n°12. IWA publishing, 136p. ISBN 1 900222 82 5.

Sutton S. 2011a. Accuracy of Plate Counts. Journal of Validation Technology. 17(3), 42-46

Sutton S. 2011b. Measurement of microbial cells by optical density. Journal of Validation Technology. 17(1), 46-49.

**Chapitre IV: CARACTERISATION DE LA CINETIQUE DE CROISSANCE DE *D. pulex* SUR *Scenedesmus sp.*, *E. coli*, et *M. aeruginosa***

---

**I. Introduction**

En biotechnologie, la cinétique de croissance (production) d'un organisme, décrit la vitesse à laquelle cet organisme est produit dans un réacteur. Cette vitesse étant dépendante de plusieurs facteurs, sa caractérisation vise à décrire, mathématiquement, la relation existant entre la vitesse de production dudit organisme et les facteurs du milieu au nombre desquels on peut citer les teneurs en substrats. En ce qui concerne les teneurs en substrats, deux cas peuvent être distingués : le cas où la croissance a lieu sur un seul substrat et, le cas où la croissance a lieu sur plusieurs substrats homologues. Il devient alors intéressant, dans ce deuxième cas, de décrire non seulement l'influence des teneurs en substrats sur la vitesse de croissance de l'organisme étudié, mais également les interactions ou non, entre ces substrats homologues. Les études de cinétique de croissance sont très utilisées en bioremédiation et en traitement des eaux usées pour décrire les processus de biodégradation de substrats (non vivants). Nous les appliquons, dans le présent travail, pour décrire la cinétique de croissance des cladocères sur leurs substrats vivants.

Ainsi que détaillé dans le chapitre I relatif à l'état des connaissances, différents modèles ont été utilisés dans la littérature pour décrire la cinétique de la croissance des cladocères sur leurs substrats. Les résultats obtenus à partir des simulations qui en ont résulté ont révélé, dans la plupart des cas, que ces modèles offrent une bonne simulation (des biomasses de cladocères mesurées) seulement pour certaines périodes de l'année (Hathaway et Stefen, 1995 ; Omlin *et al.*, 2001) et pas pour d'autres.

De la revue de littérature réalisée, dans le même chapitre I, à propos de l'influence de la nature et de la quantité de substrat sur la cinétique de croissance des cladocères d'une part et, de certaines observations expérimentales relevées dans la littérature d'autre part, il ressort qu'il serait possible que d'autres types de modèles puissent mieux convenir pour décrire cette cinétique de croissance. En effet, bien que les algues soient reconnues comme favorables à la croissance des cladocères, les résultats des travaux de Ovie et Egborge (2002) et Ovie et Ovie (2008), font penser que la cinétique de croissance des cladocères sur les algues pourrait être décrite par un modèle qui traduit une inhibition de la croissance par les teneurs algales élevées plutôt que par les types de modèles jusqu'ici considérés dans les travaux de modélisation ayant pris en compte les cladocères. Ovie et Egborge (2002) ont observé une inhibition de la croissance de *Moina micrura*, par les fortes concentrations de *Scenedesmus acuminatus*. De même, Ovie et Ovie (2008) ont observé une inhibition de la croissance de *Diaphanosoma excisum* par les fortes concentrations de *Scenedesmus acuminatus*.

Par ailleurs, l'inhibition de la croissance des cladocères par les cyanobactéries est bien documentée (Tezuka, 1971; Rohrlack *et al.*, 1999 et 2004; Alva-Martínez *et al.*, 2004) mais jamais pris en compte dans les modèles, à notre connaissance. Il serait possible que leur impact sur les biomasses de daphnies puisse être décrit par une cinétique de type inhibition ou de type mortalité.



Une cinétique de type inhibition de croissance s'observe lorsque le substrat est favorable à la croissance de l'organisme étudié avec toutefois, une diminution du taux de croissance en présence des fortes concentrations de substrat. La cinétique de type mortalité conviendrait s'il s'avérait que les cyanobactéries ne sont pas du tout propices à la croissance (démographique) des cladocères mais, au contraire, leur sont fatales, avec une vitesse qui dépendrait des teneurs en cyanobactéries.

Dans le cadre de la proposition d'un sous-modèle portant sur la production des cladocères dans les bassins de lagunage, nous avons étudié, dans le présent chapitre, la cinétique de croissance de *D. pulex* sur trois grands types de substrats potentiels: une algue chlorophycée (*Scenedesmus sp.*), une bactérie (*E. coli*) et une cyanobactérie (*M. aeruginosa*). A notre connaissance, la caractérisation de la cinétique de croissance des cladocères sur leurs substrats n'a jamais été menée de façon expérimentale.

## II. Matériels et méthodes

### II.1 Justification du plan expérimental

#### II.1.1 Rappels sur les principes de la caractérisation d'une cinétique de croissance

##### II.1.1.1 Cas d'un substrat unique

La cinétique de croissance est caractérisée en suivant les taux de croissance sur différentes concentrations dudit substrat puis, en ajustant les données expérimentales à des modèles classiques de cinétique de croissance disponibles dans la littérature, pour en choisir celui qui présente les meilleurs résultats d'ajustement.

Deux grandes classes de modèles existent : l'une traduit une saturation de la croissance à partir d'une certaine concentration de substrat (exemple : modèle de Monod), l'autre traduit plutôt une inhibition de la croissance par les fortes teneurs de substrat (exemple : modèle d'Andrews). Ainsi, pour un substrat unique, quelques-uns des modèles de cinétique de croissance généralement utilisés en biotechnologie sont rappelés dans le tableau IV.1.

Tableau IV.1: Quelques modèles de cinétique de croissance utilisés en biotechnologie

| Modèles sans inhibition   | Modèles d'inhibition   | Paramètres   |
|---|--|--|
| Monod (1949)<br>$r = \frac{r_{max} X_{substrat}}{K_X + X_{substrat}}$                             | Andrews (1968)<br>$r = \frac{r_{max} X_{substrat}}{(X_{substrat} + K_X) \left( 1 + \frac{X_{substrat}}{K_I} \right)}$        | r: Taux de croissance spécifique (j <sup>-1</sup> )<br>r <sub>max</sub> : Taux maximum de croissance spécifique (j <sup>-1</sup> )<br>K <sub>X</sub> : constante de demi-saturation (mg/l)<br>K <sub>I</sub> : Constante d'inhibition (mg/l) |
| Moser (Stainer <i>et al.</i> , 1976)<br>$r = \frac{r_{max} X_{substrat}^n}{K_X + X_{substrat}^n}$ | Edwards (1970)<br>$r = \frac{r_{max} X_{substrat}}{(K_X + X_{substrat})} \text{Exp}\left( -\frac{X_{substrat}}{K_I} \right)$ | X <sub>substrat</sub> : Biomasse du substrat particulière (mg/l)<br>X <sub>biomasse</sub> : Biomasse active sur le substrat (mg/l)   |
| Contois (1959)<br>$r = \frac{r_{max} X_{substrat}}{K_X X_{biomasse} + X_{substrat}}$              | Haldane (1925)<br>$r = \frac{r_{max} X_{substrat}}{K_X + X_{substrat} + \frac{X_{substrat}^2}{K_I}}$                         | n: exposant désignant le nombre de substrats (pour n=1, on retrouve le modèle de Monod)  |

II.1.1.2 Cas de plusieurs substrats homologues mixtes

Lorsque l'on caractérise une cinétique de croissance sur deux ou plusieurs substrats homologues, c'est pour décrire non seulement la relation entre la vitesse de croissance dudit organisme et les teneurs en substrats, mais également, les interactions ou non entre les différents substrats. Les différentes interactions possibles entre les substrats peuvent être réparties en deux grandes catégories :

- la première catégorie traduit **l'absence d'interaction entre les substrats homologues** : **Il n'y a pas de préférence entre les substrats**, la présence d'un substrat, ne rend pas différée la consommation de l'autre substrat. Une telle cinétique est décrite par une **Somme de cinétiques sans interaction**. Ce type de modèle peut être illustré ici en considérant deux substrats ( $X_1$  et  $X_2$ ) et une cinétique de type Monod sur chacun de ces substrats de la façon suivante:

$$r = \frac{r_{\max 1} * X_1}{X_1 + K_{X_1}} + \frac{r_{\max 2} * X_2}{X_2 + K_{X_2}} \quad (1)$$

(Les définitions des symboles sont les mêmes que celles fournies dans le tableau IV.1)

- la deuxième catégorie comprend quatre différents modèles qui traduisent l'existence de différentes formes d'interactions entre les substrats homologues. Ces quatre types de modèles sont décrits ci-dessous :

**Modèle de cinétique de croissance sur substrats compétitifs:**

Les deux substrats entrent en compétition (pour le site actif de l'enzyme).

$$r = \frac{r_{\max,1} X_1}{K_{X,1} + X_1 + \frac{K_{X,1}}{K_{X,2}} X_2} + \frac{r_{\max,2} X_2}{K_{X,2} + X_2 + \frac{K_{X,2}}{K_{X,1}} X_1} \quad (2)$$

**Modèle de cinétique de croissance avec inhibition non compétitive:**

Un complexe non réactif est formé lorsque les deux substrats s'associent simultanément (à l'enzyme) (Segel, 1975 ; cité par Reardon *et al.*, 2000).

$$r = \frac{r_{\max,1} X_1}{\left(K_{X,1} + X_1\right) \left(1 + \frac{X_2}{K_{X,2}}\right)} + \frac{r_{\max,2} X_2}{\left(K_{X,2} + X_2\right) \left(1 + \frac{X_1}{K_{X,1}}\right)} \quad (3)$$

**Modèle de cinétique de croissance avec inhibition incompétitive**

Le substrat inhibiteur peut s'associer seulement au complexe formé par l'autre substrat et l'enzyme et, pas à l'enzyme seule (Segel, 1975 ; cité par Reardon *et al.*, 2000).

$$r = \frac{r_{\max,1} X_1}{K_{X,1} + X_1 \left(1 + \frac{X_2}{K_{X,2}}\right)} + \frac{r_{\max,2} X_2}{K_{X,2} + X_2 \left(1 + \frac{X_1}{K_{X,1}}\right)} \quad (4)$$

Dans ces trois premières formes d'expression, les interactions entre substrats sont décrites par des sommes de cinétiques faisant intervenir les **paramètres cinétiques** ( $r_{\max,1}$  ;  $r_{\max,2}$   $K_{X,1}$  et  $K_{X,2}$ ) **déterminés à partir de tests de croissance réalisés séparément sur chacun des substrats.**

**Somme de cinétiques de croissance avec paramètre d'interaction**

Ce type de modèle (proposé par Yoon *et al.*, 1977, cité par Reardon *et al.*, 2000) est utilisé pour décrire des types d'inhibitions non spécifiques entre deux ou plusieurs substrats homologues, lorsque les interactions entre ces substrats ne sont ni compétitives, ni non compétitives et non plus incompétitives. Ces interactions ne peuvent donc pas être décrites à l'aide des sommes de cinétiques utilisant uniquement des paramètres déterminés sur les cultures réalisées individuellement avec chacun des substrats.

$$r = \frac{r_{\max,1} \cdot X_1}{K_{X,1} + X_1 + I_{2,1} \cdot X_2} + \frac{r_{\max,2} \cdot X_2}{K_{X,2} + X_2 + I_{1,2} \cdot X_1}$$

Le paramètre d'interaction "I<sub>i,j</sub>", indique le degré auquel le substrat i affecte la dégradation du substrat j (les valeurs élevées traduisent de fortes inhibitions)

Dans ce type de modèle, les paramètres cinétiques r<sub>max1</sub>, r<sub>max2</sub>, K<sub>X1</sub> et K<sub>X2</sub> sont déterminés sur les cultures réalisées sur les substrats considérés individuellement et les paramètres d'interaction I<sub>1,2</sub> et I<sub>2,1</sub> sont déterminés sur les cultures réalisées sur les substrats combinés deux à deux (Reardon *et al.*, 2000).

Comme dans le cas d'un substrat unique, la caractérisation de la cinétique de croissance sur substrats mixtes est réalisée en ajustant les données expérimentales aux modèles classiques de cinétique de croissance cités ci-dessus puis en retenant le modèle qui présente les meilleurs résultats d'ajustement statistique.

La croissance des cladocères apparaissant limitée, à la fois, par deux grandes catégories de substrats selon leurs fonctions dans le métabolisme, pourrait par conséquent être décrite par une cinétique de croissance sur substrat mixte avec :

- l'oxygène comme accepteur final d'électron (substrat hétérologue jouant un rôle différent de celui des autres substrats) et,
- les algues, les bactéries et/ou les cyanobactéries, comme source d'énergie et de carbone (et donc les substrats homologues puisque jouant la même fonction).

Trois formes d'expression de modèles de croissance peuvent être considérées lorsque la croissance est limitée par plus d'un substrat Beyenal *et al.* (2003):

- La forme multiplicative:  $\frac{r}{r_{\max}} = [r(X_1)][r(X_2)]...[r(X_i)]$

- La forme additive:  $\frac{r}{r_{\max}} = \frac{r(X_1) + r(X_2) + ... + r(X_i)}{i}$

- La forme non interactive:  $\frac{r}{r_{\max}} = r(X_1) \text{ ou } r(X_2) \text{ ou } ... r(X_i)$

Dans ces différentes expressions r(X<sub>i</sub>) représente la cinétique de croissance sur le substrat "i" et peut correspondre à l'un des modèles décrits dans le tableau IV.1.

Pour Reardon *et al.* (2000), **les formes multiplicatives ne sont pas adaptées pour les substrats homologues** (dans notre cas : *E. coli*, *Scenedesmus sp.* et *M. aeruginosa*), car si la teneur d'un substrat s'approchait de zéro, la fonction de croissance tendrait aussi vers zéro, alors que probablement les autres substrats peuvent se substituer à celui qui est insuffisant. Ainsi, pour les chlorophycées, les cyanophycées et les bactéries, qui pourraient être (dans le cas de *D. pulex* et des cladocères en général) considérés comme des substrats homologues par rapport à la source d'énergie, une forme de cinétique additive ou interactive ou non interactive peut être recherchée parmi les formes précédemment citées.

La cinétique de croissance de *D. pulex* sur ses substrats homologues a donc été caractérisée conformément au principe décrit plus haut concernant les substrats homologues mixtes.

L'oxygène (substrat hétérologue par rapport aux trois autres), intervient dans le modèle sous la forme de facteur multiplicatif de la forme retenue pour les substrats homologues.

Trois étapes ont composé la mise en œuvre de cette étude :

1<sup>ère</sup> étape: Détermination des paramètres cinétiques sur les substrats considérés individuellement,

2<sup>ème</sup> étape: Détermination des paramètres d'interaction sur les substrats mixtes

3<sup>ème</sup> étape: Validation des modèles cinétiques

### II.1.2 Détermination des paramètres cinétiques

#### II.1.2.1 Rappel sur les modes de culture mis en œuvre en biocinétique pour les études de cinétique de croissance

Les études de cinétique de croissance ont généralement porté sur des microorganismes (bactéries, algues, ...) et sur des substrats inertes. Deux modes de culture sont généralement mis en œuvre: les cultures en batch ou les cultures en continue. Dans les **culture en batch**, les mesures sont effectuées en suivant simultanément la croissance de la biomasse de l'organisme étudié et l'épuisement de chacun des substrats inertes présents, à intervalle de temps, tout en sachant que la biodégradation par cet organisme est la seule cause susceptible d'occasionner une consommation de ces substrats. Dans les **cultures en continu**, les mesures de biomasse et de concentrations de substrats sont effectuées à l'état stationnaire où ils ne varient plus. Dans ces conditions, les consommations de substrats correspondent au solde entre la concentration de substrat en entrée de la culture (chémostat) et la concentration de substrat à sa sortie et, la biomasse de l'organisme cultivé ne varie pas car, le taux de croissance et le taux de dilution de la culture s'équivalent.

### II.1.2.2 Adaptation de la méthode aux daphnies

Ainsi que le soulignait Reardon *et al.* (2000), malgré que la croissance des microorganismes sur des substrats mixtes est rencontrée dans la nature, la caractérisation mathématique de la cinétique de leur croissance sur ces substrats mixtes semble avoir été peu entreprise. Mais, caractériser la cinétique de croissance d'un organisme vivant (ici *D. pulex*) sur **plusieurs substrats (potentiels) vivants** (ici, *Scenedesmus sp.*, *M. aeruginosa* et *E. coli*) paraît encore plus complexe et nécessite ici une bonne adaptation des techniques mises en œuvre. Les adaptations apportées dans notre application ont tenu compte du caractère vivant des substrats et des contraintes liées à la culture des daphnies.

#### II.1.2.2.1 Aspect lié au substrat

Contrairement à un substrat inerte, la concentration du substrat vivant peut connaître aussi une baisse liée à sa mortalité et pas seulement à sa consommation par l'organisme vivant étudié. Pour pallier ce problème en général, la suspension de substrat vivant est préparée journalièrement (pour éviter ses fluctuations) et délivrée en continue. Les conditions sont en général créées pour ne pas être favorables à la croissance du substrat vivant.

#### II.1.2.2.2 Aspect lié aux contraintes inhérentes à la culture des daphnies

Les cultures de daphnies sont effectuées en continue mais pas au sens des chémostats car ici, les sorties de biomasses de daphnies ne sont pas permises ; seules celles de la suspension de substrat vivant (algues, cyanobactéries et bactéries) sont permises. Il n'y a donc pas à attendre d'atteindre un état stationnaire pour déterminer les taux de croissance et de conversion.

Dans notre application, ces deux problèmes ont été résolus en suivant régulièrement l'évolution des biomasses de daphnies par capture et traitement d'image, et en déterminant des rendements de conversion à partir des mesures de taux d'ingestion effectuées suivant les techniques utilisées en hydrobiologie.

#### ✓ **Justification du choix de la culture en continu des cladocères**

Dans les études réalisées au laboratoire, le choix du mode de culture des cladocères est pertinent à considérer. Dans les cultures en batch ou en fed-batch, les substrats (algues, et bactéries) ont tendance à sédimenter et à s'accumuler sur le fond des cuves, compromettant les changements de vitesses d'ingestion attendus à travers les gradients de concentrations de substrats créés au fil des différentes cuves de culture (Castillo, 1981). L'agitation ou toutes autres méthodes pour maintenir les substrats en suspension, dans les cultures en batch ou en fed-batch de cladocères, interfère avec l'activité normale des daphnies allant parfois jusqu'à stopper le broutage (Ryther, 1954). Pour remédier à ce problème de sédimentation des substrats, Lampert (1976) a proposé un système de culture dans lequel les daphnies sont alimentées en continu. Le substrat algal devrait cependant subir une dilution préalable avec de l'eau filtrée et stérilisée dans une cuve de mélange, pour atténuer l'effet (toxique sur les daphnies) du milieu de culture des algues, avant d'être fourni aux daphnies.

Avec la découverte de milieux synthétiques susceptibles de supporter à la fois la croissance des algues et des daphnies tels que le milieu Combo (Kilham *et al.*, 1998), il est devenu encore plus facile de mettre en œuvre des systèmes de cultures en continu qui supportent à la fois les algues et les daphnies et donc, permettent une meilleure étude de leur nutrition et de leur développement. Les cultures en continu de daphnies avec de tels milieux permettent de garantir une stabilité de la qualité du substrat fourni aux organismes expérimentaux, dans la mesure où ces substrats algaux sont produits en chémostat (culture en continu). Elles assurent également une relative stabilité de la quantité du substrat mis à leur disposition : l'effet de la sédimentation du substrat est compensé.

✓ **Configuration générale du système de culture**

Notre dispositif de culture en deux étages (Figure IV.1) comprend :



Figure IV.1: Vue d'ensemble du dispositif expérimental

- Un Erlen de 5L utilisé comme chémostat pour la production en continu respectivement, de *Scenedesmus sp.* et *M. aeruginosa* (Figure IV.2) avec un volume opérationnel de 3 à 3,5 litres. Il est alimenté à partir d'un erlemeyer de 2 litres, assurant le stockage du milieu de culture.

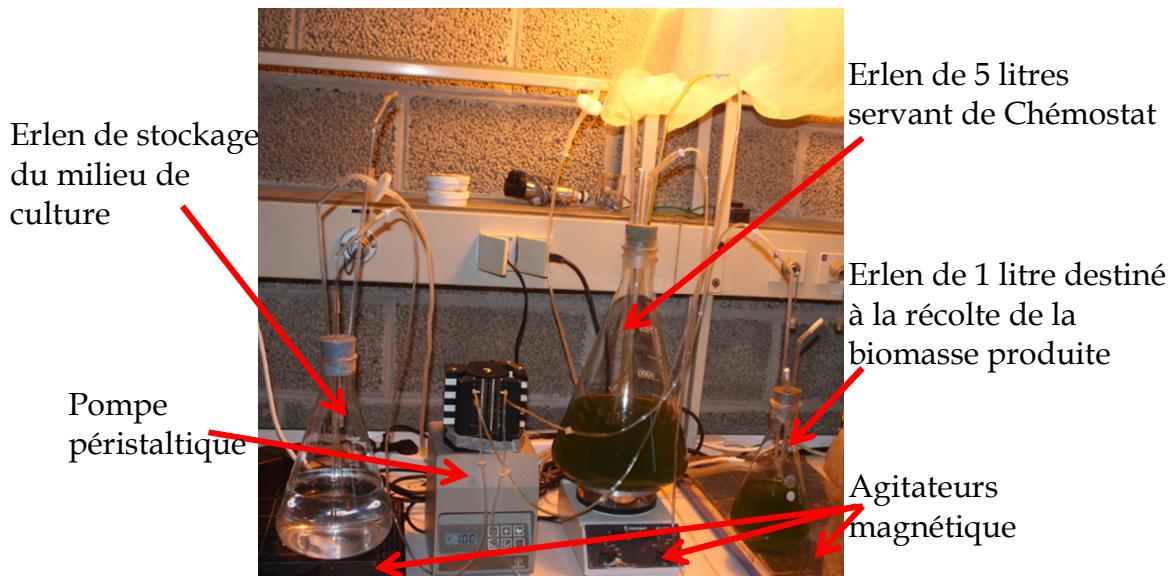


Figure IV.2 : Photographie du système employé pour la culture en continu de *Scenedesmus sp.* et *M. aeruginosa*

- Trois cuves de cultures de *D. pulex*, de 400 ml chacune (Figure IV.3), alimentées en continu à partir d'une cuve de mélange du substrat provenant du chémostat et dilué au besoin à la concentration désirée. Le débit d'alimentation de chacune des cuves de culture de *D. pulex*, est tel qu'il leur est assuré, chaque jour, deux renouvellements complets (Lampert, 1976 et Sterner, 1993) soit 800ml/j) ou **0,56ml/min.**

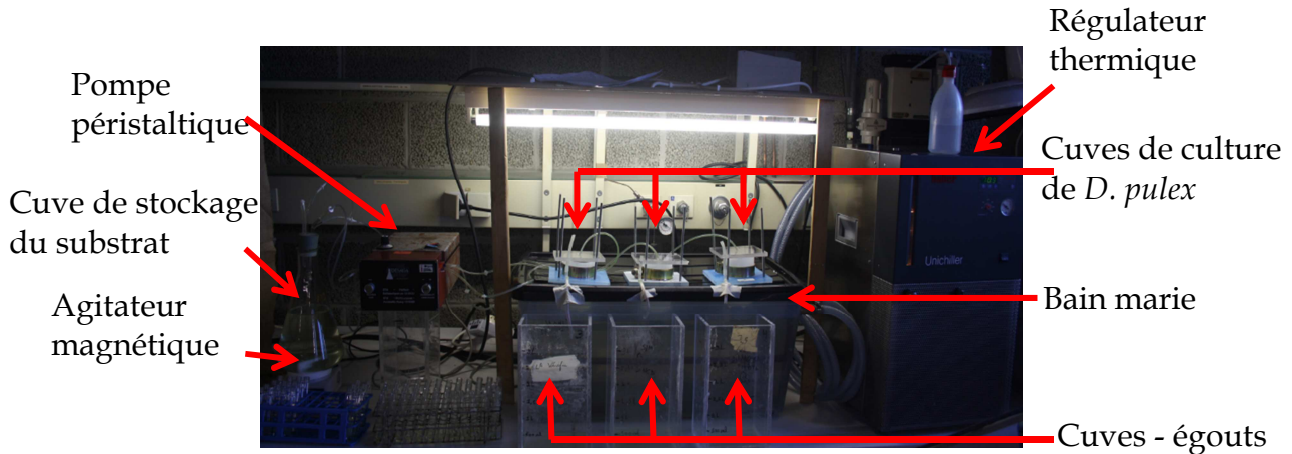


Figure IV.3 : Photographie du dispositif de culture de *D. pulex*

- Trois cuves-égouts recevant les effluents sortants de chacune des cuves de culture de *D. pulex*.

### II.1.2.3 Choix des teneurs en substrat

Les teneurs en substrats utilisées dans nos expériences de croissance de *D. pulex* ont été choisies de sorte à couvrir la constante de demi-saturation ( $K_X$ ) et, le cas échéant, la constante d'inhibition ( $K_I$ ). En effet si nous considérons par exemple, une croissance des cladocères suivant une cinétique de Monod (Tableau IV.1), lorsque  $X_i \gg K_{X,i}$  (conditions sursaturantes), on obtient  $r_{Daphnie} = r_{max-Daphnie}$  ; dans de telles conditions, il n'est pas possible de déterminer la constante de demi-saturation  $K_{X,i}$  qui, correspond

à la concentration en substrat pour laquelle on observe  $r_{Daphnie} = \frac{r_{max-Daphnie}}{2}$ .

Ces deux paramètres sont déterminés sur des teneurs en substrat ( $X_i$ ) à la fois inférieures et supérieures à  $K_{X,i}$ .

Quant à la constante d'inhibition  $K_I$  (dans le cas de modèles avec inhibition de croissance), elle est déterminable, le cas échéant sur des concentrations en substrat plus élevées. Il s'avère donc important de définir les teneurs en substrat telles que l'on puisse prendre en compte  $K_{X,i}$  et  $K_{I,i}$ .

Les teneurs utilisées dans ce travail ont été définies à partir de simulations réalisées avec les données de Ovie et Ovie (2008).

### II.1.2.4 Détermination du taux de croissance de *D. pulex* sur chaque concentration en substrat

Dans les conditions favorables de culture, la croissance démographique des daphnies est considérée comme exponentielle et, généralement décrite par le modèle de Krebs

(1985), cité par Alva-Martínez *et al.* (2004) :  $N_t = N_0 e^{rt}$  avec:

r : taux de croissance démographique ( $j^{-1}$ ) ;

$N_t$  : biomasse (généralement en nombre d'individus) au temps final t ;

$N_0$  : biomasse (généralement en nombre d'individus) au temps initial 0.

Leur taux de croissance démographique (r) est déterminé par linéarisation du modèle

précédent à l'aide d'une fonction logarithme, telle que  $r = \frac{1}{t} \ln \frac{N_t}{N_0}$ .

Ce taux peut-être, plus rigoureusement, déterminé sur la courbe:  $\ln\left(\frac{N_t}{N_0}\right) = rt$  dont il correspond à la pente de la partie linéaire.

Hooper *et al.* (2006) ont montré que pour déterminer le taux de croissance démographique, la considération des surfaces des individus offre plus de rigueur que la considération des effectifs car, elle rend possible de tenir compte de la pondération liée à la taille des individus sur le potentiel de reproduction. Etant donné que la taille des individus et leurs poids présentent une bonne corrélation, nous avons choisi d'appliquer cette même formule aux biomasses exprimées en poids secs dans notre application.

Cependant, afin de bien refléter la double croissance somatique et parthénogénétique qui a lieu chez les daphnies au cours de cette phase exponentielle, nous avons déterminé le taux de croissance conjointement suivant deux critères: d'une part la prise en compte de la partie linéaire de la courbe  $\ln(N/N_0)=f(t)$  et d'autre part, nous avons tenu compte, au moins, de la première ponte de néonates lorsque, la partie linéaire ne s'étend pas au-delà de cet évènement.

Les origines des substrats utilisés, ont déjà été indiquées dans le chapitre III.

### II.2 Mise en œuvre des cultures

Les algues sont cultivées en continu afin de les maintenir en conditions de croissance exponentielle. La culture en continu des algues offre l'avantage (par rapport aux cultures en batch) de permettre non seulement une stabilité de la qualité et de la quantité mais également, une stabilité des conditions physico-chimiques de leurs productions telles que l'éclairement de la culture qui varie alors seulement d'un point à l'autre de la culture mais pas dans le temps (ce qui est le cas dans les cultures en batch (Sancho *et al.*, 1999).

Par ailleurs, étant donné que le milieu Combo utilisé pour la culture des algues (Kilham *et al.*, 1998) est compatible aux daphnies, il n'est plus nécessaire de procéder aux centrifugations préalables des algues.

#### II.2.1 Mise en œuvre des chemostats de *Scenedesmus sp.* et *M. aeruginosa*

Quelques contraintes ont été prises en compte pour démarrer chacun des deux chémostats (*Scenedesmus sp.* et *Microcystis aeruginosa*). Il s'agit de :



## Chapitre IV

- Le taux de croissance maximale dans nos conditions expérimentales, de chacune de ces deux espèces de substrat cultivée en chimostat soit respectivement  $0,73 \text{ j}^{-1}$  pour *Scenedesmus sp.* et  $0,50 \text{ j}^{-1}$  *Microcystis aeruginosa*;
- La concentration finale visée de substrat ( $C_{f, \text{substrat}}$ ),
- Le débit journalier de substrat ( $Q_{f, \text{substrat}}$ ) requis pour alimenter les trois cuves de culture de *D. pulex* soit

$$\frac{2 \text{ renouvellements}}{\text{j.cuve}} * \frac{400\text{ml}}{\text{renouvellement}} * 3\text{cuves} = 2400 \text{ ml/j},$$

- Le volume journalier de substrat ( $Q_{i, \text{substrat}}$ ) pouvant être produite par le chimostat dont le volume opérationnel maximal disponible est de 3500ml. Pour illustrer ce dernier point, considérons le volume opérationnel théorique requis pour le chimostat (si cela n'était pas une contrainte) afin que celui-ci soit à même de produire le débit journalier de substrat nécessaire à l'état stationnaire, on a :  $\mu = D = \frac{Q}{V} \Rightarrow V = \frac{Q}{\mu}$ .

Ainsi, dans nos conditions expérimentales, il nous aurait fallu avoir pour le chimostat de *Scenedesmus sp.*, un volume opérationnel théorique

$$V = \frac{2400 \text{ ml.j}^{-1}}{0,37 \text{ j}^{-1}} = 6486 \text{ ml}$$

or, nous ne pouvons disposer que d'un chimostat dont le volume opérationnel maximal était de 4000ml. Pour pallier ce problème, nous avons dû produire une concentration algale en sortie ( $C_{i, \text{substrat}}$ ) supérieure à la concentration requise pour le test de croissance de *D. pulex* telle que

$$C_{i, \text{substrat}} = \frac{C_{f, \text{substrat}} \times Q_{f, \text{substrat}}}{Q_{i, \text{substrat}}} = \frac{C_{f, \text{substrat}} \times Q_{f, \text{substrat}}}{\mu * V}.$$

La culture algale en sortie est donc quotidiennement diluée (dans une cuve de mélange) à la concentration prévue pour l'essai de croissance de *D. pulex*, avant d'être fournie aux cultures de *D. pulex*.

- En fonction de la teneur en algue souhaitée à la sortie du chimostat, un taux de dilution variable  $D \leq \mu_{\text{max}}$  a été appliqué respectivement pour *Scenedesmus sp.* et *M. aeruginosa*.

En pratique, chacune des cultures de substrat a été débutée en fed-batch (avec apport périodique de nouveau milieu de culture) jusqu'à l'obtention du volume opérationnel du chimostat et de la concentration en substrat ( $C_{i, \text{substrat}}$ ) requise pour l'essai de croissance de *D. pulex*. Ensuite, la culture est alimentée en continu.

Connaissant le taux de croissance de l'organisme cultivé, le temps de séjour ( $tps_{\text{séjour}}$ ) de la culture a été calculé afin d'estimer le temps de recyclage requis pour que la culture alimentée en continu arrive à l'état stationnaire:

$$\mu = D = \frac{Q}{V} = \frac{1}{tps_{\text{séjour}}} \Rightarrow tps_{\text{séjour}} = \frac{1}{\mu} = \frac{1}{D} = \frac{V}{Q}$$

La règle de bonne conduite du chimostat impose de considérer un temps de recyclage d'au moins trois fois le temps de séjour à partir du début de la mise en culture continu pour atteindre, la phase stationnaire ; cela correspond à observer trois recyclages de la culture entière avant de considérer que la culture est à l'état stationnaire.

## Chapitre IV

En définitive, les calculs de gestion du chémostat ont été effectués à l'aide du tableur Excel. Un exemple est fourni des variables et paramètres considérés dans les calculs est fourni dans le tableau IV.2.

Du fait de la relation qui lie la concentration finale ( $C_f$ ) visée dans les cuves de daphnies à la concentration initiale sortante du chémostat, tout changement de la valeur de  $C_f$ , impose une valeur de  $C_i$  à atteindre. De façon raisonnable, dans ce cas, nous avons attendu après les trois recyclages complets du chémostat, pour voir la  $C_i$  obtenue avant de décider de la valeur de  $C_f$  à observer pour nos essais de croissance de *D. pulex*. Pendant et après ce recyclage, l'évolution quantitative et qualitative de la biomasse est suivie pour s'assurer de l'état stationnaire du système.

Tableau IV.2 : Tableur des calculs de gestion du chémostat

| Grandeur  | Unité    | Valeur   |
|---|----------|----------|
| Taux de croissance $\mu$  | $j^{-1}$ | 0,30     |
| Temps de recyclage ( <b>tps rec =</b> $1/\mu$ )   | j        | 3,33     |
| 3 temps de recyclage ( <b>3tps rec =</b> $3/\mu$ )  | j        | 10,00    |
| Volume opérationnel requis = $Q_{\text{cuves daphnies}}/\mu$ (en ml)  | ml       | 10666,67 |
| Volume opérationnel réel= 4000ml  | ml       | 4000,00  |
| Débit réel = $\mu*4000$   | ml/j     | 1200,00  |
| Débit réel (en)= $(\mu*4000)/(24h*60min.h^{-1})$  | ml/min   | 0,83     |
| $C_f$ escomptée pour cuve daphnie   | cel/ml   | 4,00E+06 |
| $C_i$ sortie Chémostat requis   | cel/ml   | 1,07E+07 |
| $C_{i.\text{substrat}} = \frac{C_{f.\text{substrat}} \times Q_{f.\text{substrat}}}{Q_{i.\text{substrat}}} = \frac{C_{f.\text{substrat}} \times Q_{f.\text{substrat}}}{\mu * V}$ |          |          |
| $Q_{\text{cuve daphnie}} = 2400\text{ml} + 1200\text{ml}$   | ml/j     | 3600,00  |
| $Q_{\text{sortie chémostat requis}} = C_{f.\text{escomptée pour cuve daphnie}} * Q_{\text{cuve daphnie}} / C_{i.\text{sortie chémostat requis}}$                                | ml/j     | 1200     |

Toutes les parties hydrauliques des chémostats sont changées à chaque expérience et rincées à l'acide chlorhydrique 10% puis avec le milieu de culture préparé afin d'en éliminer les traces d'acide avant le remplissage final. Le chémostat, réalisé à partir d'un erlenmeyer de 5 l est stérilisé à l'autoclave avant chaque usage.

Les cultures d'*E. coli* ont été effectuées en fed-batch.

### II.2.1.1 Milieux de culture

Le milieu combo (Kilham *et al.*, 1998) qui est à la fois compatible aux algues et aux daphnies a été directement utilisé pour les cultures de *Scenedesmus sp.*, *M. aeruginosa* et *D. pulex*.

Les bactéries quant à elles ont d'abord été cultivées dans un milieu minimum avec le glucose comme source de carbone, puis séparées de ce milieu et remises suspension dans le milieu combo pour alimenter les daphnies. La composition de chacun des deux milieux est fournie en annexe du chapitre III.

## Chapitre IV

### II.2.1.2 Conditions de culture de *Scenedesmus sp.* et de *M. aeruginosa*

Les cultures de *Scenedesmus sp.* et *M. aeruginosa* ont été soumises à un éclairage de  $213 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ . Sancho *et al.* (1999) ont montré que la saturation est atteinte à partir de  $90 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$  (soit 6661 lux) sans qu'aucune photo inhibition ne soit observée jusqu'à  $203 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$  (soit 15067 lux). La photopériode observée est de 16h jour : 8h nuit.

### II.2.2 Mise en œuvre des cultures d'*E. coli* (Figure IV.4)

Les cultures d'*E. coli* ont été conduites en fed-batch dans un Erlenmeyer maintenu à  $37^{\circ}\text{C}$  et sous faible agitation dans un bain marie équipé d'une plaque agitant. De l'air filtré a été fourni à la culture par le biais d'une pompe d'aquarium équipée d'un filtre (Acro disque de  $0,2\mu\text{m}$  de porosité).



Figure IV.4 : Photographie du dispositif de cultures d'*E. coli* destinées à l'alimentation des daphnies

### II.2.3 Mise en œuvre des cultures de *D. pulex*

#### II.2.3.1 Origine de la souche de *D. pulex*

Les individus de *D. pulex* utilisés dans nos expérimentations ont été isolés du bassin de maturation de la station d'épuration de Bertrix et entretenus au laboratoire en Juin 2010.

#### II.2.3.2 Culture

Conformément aux exigences opérationnelles pour la caractérisation de cinétique de croissance dans le cas de substrats multiples, les cultures de *D. pulex* ont été réalisées d'abord sur chacun des substrats considérés séparément puis, sur les substrats combinés deux à deux. Chaque concentration en substrat a été utilisée en triplicat pour tenir compte de la variabilité observée pour une même concentration. Ainsi, pour chaque concentration en algue, trois (03) cuves de 400 ml chacune ont étéensemencées d'une vingtaine de néonates de *D. pulex* chacun.

Toutes les néonates ont été obtenues à partir de femelles ovigères, isolées individuellement la veille dans des tubes à essai et entretenues avec une suspension de *Scenedesmus sp.*

#### II.2.3.3 Conditions de culture de *D. pulex*

Toutes les cultures ont été conduites en continu pendant quatorze jours (au maximum) au laboratoire, dans les mêmes conditions de température ( $20 \pm 1^{\circ}\text{C}$ ), d'éclairage ( $\approx 11,1 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ ) ; de photopériode (16 h jour : 8 h nuit).

Après chaque estimation de biomasse (chaque deux jours), les cuves de culture de daphnie sont remplacées par d'autres plus propres. De même, le contenu de chaque cuve est remplacé par le volume et la concentration en substrat requis.

### II.3 Estimation et suivi des biomasses

Toutes les biomasses sont exprimées en poids sec et en équivalent DCO.

#### II.3.1 Biomasse de *D. pulex*

Les biomasses de *D. pulex* dans les différentes cultures ont été suivies par capture et traitement d'image tous les deux jours.

#### II.3.2 Biomasse de substrats

Les biomasses des substrats ont été estimées par spectrophotométrie à l'aide des droites d'étalonnage présentées dans le chapitre III.

### II.4 Cinétique de croissance de *D. pulex* dans le milieu combo sans substrat

L'idée qui a suscité la présente expérience est l'étude du processus généralement qualifié, dans les modèles de conversions biochimiques, de **respiration endogène**. Ce processus traduit la croissance des organismes (ici, *D. pulex*) en absence de substrat. Les organismes puisent alors dans leurs propres réserves et ne consomment dans le milieu extérieur, que l'accepteur final d'électron qui est dans le cas de *D. pulex*, l'oxygène. Traditionnellement, la cinétique de ce processus est déterminée en plaçant les organismes en milieu fermé en condition sursaturante en oxygène et en suivant, la vitesse de consommation de l'oxygène. Il apparaît évident que, les organismes finissent par mourir lorsqu'ils ont épuisé tout l'oxygène du milieu.

Par curiosité, nous les avons placés en condition où l'oxygène du milieu ne peut pas être épuisé, dans le milieu combo sans aucun apport de substrat et, en renouvelant chaque deux jours, tout le milieu combo afin de limiter l'effet de la contamination bactérienne qui peut provenir de leurs fèces et excréta, ou du milieu ambiant. Dans ces conditions, les organismes ont été suivis quotidiennement pendant quatorze (14) jours par la technique du traitement d'image en les dénombant et en estimant leurs poids secs. Imaginant au départ de l'expérimentation, que les individus ne survivraient pas plus de quelques jours, des individus matures mais ne portant pas d'œufs ou d'embryons ont été préférés aux néonates car, ils disposent de plus de réserves pour survivre, plus longtemps.

## III. Résultats

### III.1 Détermination des teneurs en substrats utilisées dans nos expérimentations

Cette détermination a été effectuée à partir de simulation réalisées sur les données de Ovie et Ovie (2008).

#### III.1.1 Présentation des données brutes de Ovie et Ovie (2008)

Ces données (Tableau IV.3) mobilisées d'étangs piscicoles, portent sur des teneurs algales (allant jusqu'à  $4 \cdot 10^6$  cel/ml) qui sont compatibles avec celles rencontrées dans les bassins de lagunage (Vasconcelos et Pereira, 2001 ; Mahapatra *et al.*, 2013).

## Chapitre IV

La qualité nutritive des algues employées par ces auteurs est assurée par un renouvellement périodique du milieu. Leurs données ne sont pas exprimées dans les unités utilisées dans le modèle de lagunage de l'unité "Assainissement et Environnement (et par ricochet, dans ce travail).

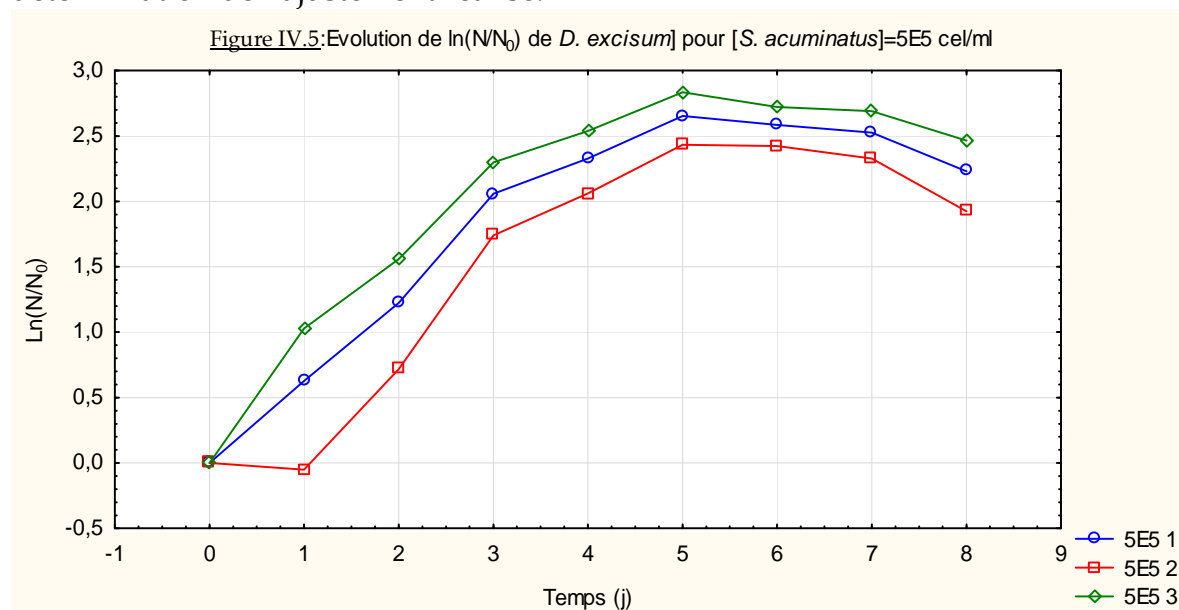
**Tableau IV.3:**  $\ln(N/N_0)$  de la densité de *D. excisum* (ind/l) en fonction des teneurs en *S. acuminatus* (en cel/ml) calculés d'après les données de Ovie et Ovie (2008)

| Temps<br>(j) | [ <i>S. acuminatus</i> ] (cel/ml) |       |      |          |      |      |          |      |      |          |       |      |          |      |      |          |      |      |
|--------------|-----------------------------------|-------|------|----------|------|------|----------|------|------|----------|-------|------|----------|------|------|----------|------|------|
|              | 5,00E+05                          |       |      | 1,00E+06 |      |      | 1,50E+06 |      |      | 2,00E+06 |       |      | 3,00E+06 |      |      | 4,00E+06 |      |      |
| 0            | 0,00                              | 0,00  | 0,00 | 0,00     | 0,00 | 0,00 | 0,00     | 0,00 | 0,00 | 0,00     | 0,00  | 0,00 | 0,00     | 0,00 | 0,00 | 0,00     | 0,00 | 0,00 |
| 1            | 0,63                              | -0,05 | 1,03 | 0,73     | 0,07 | 1,12 | 1,10     | 0,57 | 1,44 | 0,92     | -0,29 | 1,45 | 0,65     | 0,18 | 0,98 | 0,56     | 0,00 | 0,92 |
| 2            | 1,22                              | 0,72  | 1,56 | 1,40     | 0,60 | 1,82 | 2,11     | 1,89 | 2,29 | 1,87     | 1,50  | 2,14 | 1,57     | 1,27 | 1,80 | 1,46     | 1,18 | 1,69 |
| 3            | 2,06                              | 1,74  | 2,30 | 2,88     | 2,76 | 3,00 | 3,24     | 3,17 | 3,31 | 3,21     | 3,13  | 3,28 | 2,55     | 2,47 | 2,63 | 2,42     | 2,27 | 2,54 |
| 4            | 2,33                              | 2,06  | 2,54 | 3,20     | 3,11 | 3,29 | 3,60     | 3,54 | 3,67 | 3,47     | 3,40  | 3,54 | 2,94     | 2,85 | 3,01 | 2,86     | 2,79 | 2,93 |
| 5            | 2,65                              | 2,43  | 2,83 | 3,01     | 2,92 | 3,10 | 3,40     | 3,34 | 3,47 | 3,37     | 3,31  | 3,43 | 2,96     | 2,88 | 3,03 | 2,85     | 2,73 | 2,95 |
| 6            | 2,58                              | 2,42  | 2,72 | 2,99     | 2,90 | 3,07 | 3,23     | 3,14 | 3,31 | 3,00     | 2,94  | 3,05 | 2,90     | 2,80 | 2,98 | 2,83     | 2,75 | 2,91 |
| 7            | 2,53                              | 2,33  | 2,69 | 2,93     | 2,82 | 3,03 | 3,20     | 3,12 | 3,27 | 2,96     | 2,88  | 3,03 | 2,85     | 2,72 | 2,96 | 2,79     | 2,66 | 2,91 |
| 8            | 2,23                              | 1,92  | 2,46 | 2,56     | 2,37 | 2,72 | 2,94     | 2,82 | 3,05 | 2,68     | 2,52  | 2,82 | 2,66     | 2,53 | 2,53 | 0,26     |      | 1,02 |

### III.1.2 Taux de croissance de *D. excisum* déterminés graphiquement sur les données de Ovie et Ovie (2008)

Alors que l'évolution du logarithme de la densité de *D. excisum* est décrite sur une dizaine de jours, les estimations de taux de croissance ont été effectuées sur 4 à 5 jours (seulement la partie linéaire des courbes décrivant l'évolution du logarithme de la densité de *D. excisum*).

Les figures IV.5 et IV.6 illustrent respectivement les durées considérées dans ces représentations graphiques, pour la teneur en *S. acuminatus* de  $5.10^5$  cel/ml. Les présentations graphiques pour les autres teneurs *S. acuminatus* sont fournies en annexe 1. Le tableau IV.4 résume quant à lui les valeurs des taux de croissance démographiques déterminées graphiquement avec, l'indication du coefficient de détermination de l'ajustement réalisé.



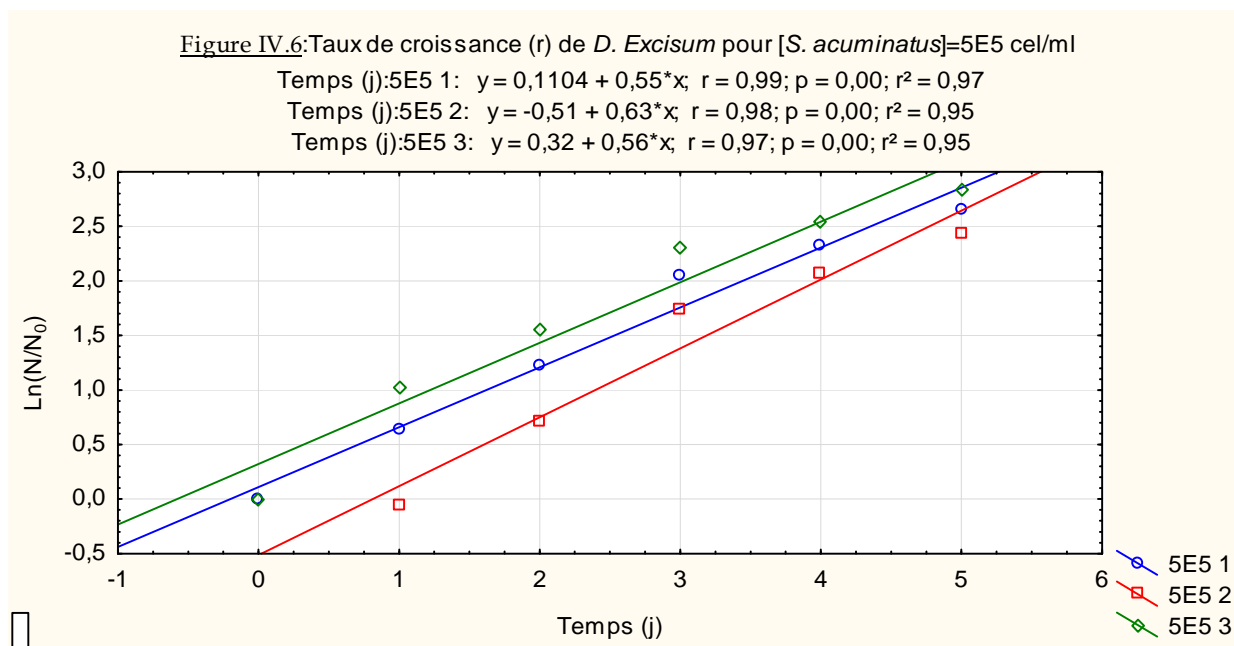


Tableau IV.4 : Synthèse des taux de croissance de *D. excisum* déterminés graphiquement pour chaque teneur en *S. acuminatus*

| [S. acuminatus]<br>(cel/ml) | r (j <sup>-1</sup> ) | r <sup>2</sup> | [S. acuminatus]<br>(cel/ml) | r (j <sup>-1</sup> ) | r <sup>2</sup> | [S. acuminatus]<br>(cel/ml) | r (j <sup>-1</sup> ) | r <sup>2</sup> |
|-----------------------------|----------------------|----------------|-----------------------------|----------------------|----------------|-----------------------------|----------------------|----------------|
| 5,00E+05                    | 0,55                 | 0,97           | 1,50E+06                    | 0,94                 | 0,98           | 3,00E+06                    | 0,78                 | 0,99           |
| 5,00E+05                    | <b>0,63</b>          | 0,95           | 1,50E+06                    | 0,97                 | 0,97           | 3,00E+06                    | 0,8                  | 0,95           |
| 5,00E+05                    | 0,55                 | 0,95           | 1,50E+06                    | 0,92                 | 0,96           | 3,00E+06                    | 0,77                 | 0,98           |
| 1,00E+06                    | 0,86                 | 0,97           | 2,00E+06                    | 0,92                 | 0,97           | 4,00E+06                    | 0,76                 | 0,99           |
| 1,00E+06                    | <b>0,89</b>          | 0,87           | 2,00E+06                    | 1,27                 | 0,96           | 4,00E+06                    | <b>0,79</b>          | 0,94           |
| 1,00E+06                    | 0,85                 | 0,97           | 2,00E+06                    | 0,89                 | 0,93           | 4,00E+06                    | 0,75                 | 0,98           |

D’après ces données, on observe une croissance maximale d’environ  $1,3/j$  de la population de *D. excisum*, pour une teneur en *S. acuminatus* d’environ  $2.10^6$  cel/ml. Au-delà de cette concentration, le taux de croissance de *D. excisum* chute.

### III.1.3 Caractérisation de la cinétique de croissance de *D. excisum* sur *S. acuminatus* et Estimation des paramètres cinétiques (d’après les données de Ovie et Ovie (2008))

L’analyse statistique des résultats des ajustements des données expérimentales aux modèles de cinétique de croissance de Monod, de Haldane, d’Andrews et d’Edwards, fait apparaître que la cinétique de croissance de *D. excisum* sur *S. acuminatus* (d’après les données de Ovie et Ovie (2008)), s’ajuste généralement mieux aux modèles de croissance avec inhibition par les fortes teneurs en substrat (plus de 50% de variabilité expliquée), qu’à celui de Monod (25% de variabilité expliquée) (Tableau IV.5) même si l’estimation des paramètres  $r_{max}$  et  $K_x$  n’est pas de bonne qualité statistique ( $p \gg 0,05$ ). Le modèle d’Edwards présente la meilleure estimation statistique pour la constante d’inhibition ( $K_i$ ) à  $3,43.10^6$  cel/ml (Tableau IV.6).

Chapitre IV

Tableau IV.5: Comparaison des ajustements des taux de croissance de *D. excisum* à divers modèles de cinétique de croissance

| Modèle         | Effet                | Somme des carrés | DL | Moindres carrés | Valeur F | Valeur p | r    | variance expliquée (%) |
|----------------|----------------------|------------------|----|-----------------|----------|----------|------|------------------------|
| <b>Monod</b>   | Régression           | 12,45            | 2  | 6,22            | 287,19   | 0,00     | 0,50 | 25                     |
|                | Résidu               | 0,35             | 16 | 0,02            |          |          |      |                        |
|                | Régression vs. Total |                  |    |                 |          |          |      |                        |
|                | Corrigé              | 12,45            | 2  | 6,22            | 299,47   | 0,00     |      |                        |
| <b>Haldane</b> | Régression           | 12,63            | 3  | 4,21            | 390,94   | 0,00     | 0,81 | 65                     |
|                | Résidu               | 0,16             | 15 | 0,01            |          |          |      |                        |
|                | Régression vs. Total |                  |    |                 |          |          |      |                        |
|                | Corrigé              | 12,63            | 3  | 155,25          | 0,00     |          |      |                        |
| <b>Andrews</b> | Régression           | 12,67            | 3  | 4,22            | 490,43   | 0,00     | 0,85 | 72                     |
|                | Résidu               | 0,13             | 15 | 0,01            |          |          |      |                        |
|                | Régression vs. Total |                  |    |                 |          |          |      |                        |
|                | Corrigé              | 12,67            | 3  | 4,22            | 155,65   | 0,00     |      |                        |
| <b>Edwards</b> | Régression           | 12,66            | 3  | 4,22            | 463,80   | 0,00     | 0,84 | 70                     |
|                | Résidu               | 0,14             | 15 | 0,01            |          |          |      |                        |
|                | Régression vs. Total |                  |    |                 |          |          |      |                        |
|                | Corrigé              | 12,66            | 3  | 4,22            | 155,56   | 0,00     |      |                        |

Tableau IV.6: Analyse des paramètres estimés par ajustement des taux de croissance de *D. excisum* à divers modèles de cinétique de croissance

| Modèle         | Paramètres  | Estimat.                | Erreur-type          | dl                   | valeur t | valeur p | Conf. Inf limite | Conf. Sup limite      |                      |
|----------------|---|-------------------------|----------------------|----------------------|----------|----------|------------------|-----------------------|----------------------|
| <b>Monod</b>   | $r = \frac{r_{\max} X}{K_x + X}$                                    | $r_{\max}$ ( $j^{-1}$ ) | 0,9                  | 0,1                  | 16       | 12,85    | 0,00             | 0,79                  | 1,1                  |
|                |   | Kx (cel/ml)             | 1,86.10 <sup>5</sup> | 1,13.10 <sup>5</sup> | 16       | 1,65     | 0,12             | -5,30.10 <sup>4</sup> | 4,25.10 <sup>5</sup> |
| <b>Haldane</b> | $r = \frac{r_{\max} X}{K_x + X + \frac{X^2}{K_1}}$                  | $r_{\max}$ ( $j^{-1}$ ) | 4                    | 0,4                  | 15       | 0,00     | 0,00             | 3                     | 5                    |
|                |   | Kx (cel/ml)             | 1,75.10 <sup>6</sup> | 3,62.10 <sup>5</sup> | 15       | 0,00     | 0,00             | 9,81.10 <sup>5</sup>  | 2,53.10 <sup>6</sup> |
|                |   | KI (cel/ml)             | 1,75.10 <sup>6</sup> | 0,00                 | 15       | 0,00     | 0,00             | 1,75.10 <sup>6</sup>  | 1,75.10 <sup>6</sup> |
| <b>Andrews</b> | $r = \frac{r_{\max} X}{(K_x + X) \left( 1 + \frac{X}{K_1} \right)}$ | $r_{\max}$ ( $j^{-1}$ ) | 6                    | 6                    | 15       | 0,89     | 0,39             | -8                    | 20                   |
|                |   | Kx (cel/ml)             | 4,16.10 <sup>6</sup> | 5,46.10 <sup>6</sup> | 15       | 0,76     | 0,46             | -7,48.10 <sup>6</sup> | 1,58.10 <sup>7</sup> |
|                |   | KI (cel/ml)             | 6,83.10 <sup>5</sup> | 9,07.10 <sup>5</sup> | 15       | 0,75     | 0,46             | -1,25.10 <sup>6</sup> | 2,62.10 <sup>6</sup> |
| <b>Edwards</b> | $r = \frac{r_{\max} X}{(K_x + X)} \text{Exp} \frac{-X}{K_1}$        | $r_{\max}$ ( $j^{-1}$ ) | 4                    | 2                    | 15       | 1,63     | 0,12             | -1                    | 8                    |
|                |   | Kx (cel/ml)             | 2,05.10 <sup>6</sup> | 1,60.10 <sup>6</sup> | 15       | 1,29     | 0,22             | -1,35.10 <sup>6</sup> | 5,46.10 <sup>6</sup> |
|                |   | KI (cel/ml)             | 3,43.10 <sup>6</sup> | 1,17.10 <sup>6</sup> | 15       | 2,94     | 0,01             | 9,49.10 <sup>5</sup>  | 5,92.10 <sup>6</sup> |

### III.1.4 Illustrations graphiques des ajustements non linéaires réalisés sur les données de Ovie et Ovie (2008) pour estimer à partir des paramètres cinétiques, les concentrations algales dans notre travail

Figure IV.7: Ajustement des données de Ovie et Ovie (2008) au modèle de Monod

Modèle:  $v = r_{max} * v_1 / (v_1 + KX)$

$$y = (0,976) * x / (x + (207825))$$

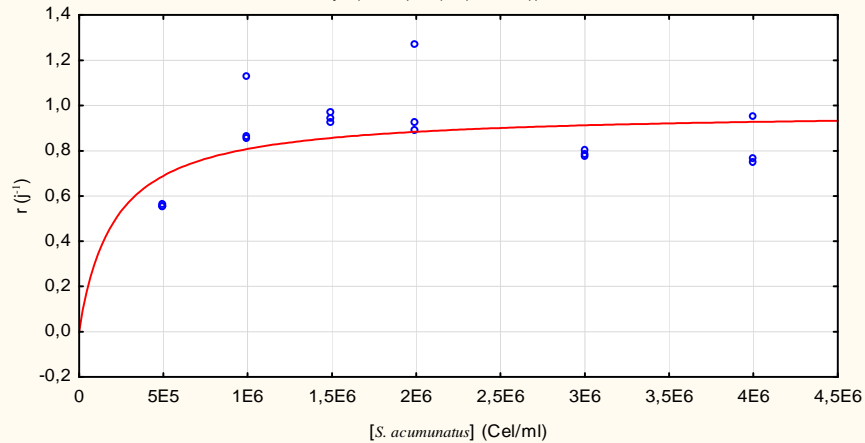


Figure IV.8: Ajustement des données de Ovie et Ovie (2008) au modèle de Andrews:  $v = r_{max} * v_1 / (Kx + v_1 + ((v_1)^2 / Ki))$

$$y = (5,52293) * x / ((38672e2) * x + ((x)^2) / (745357,))$$

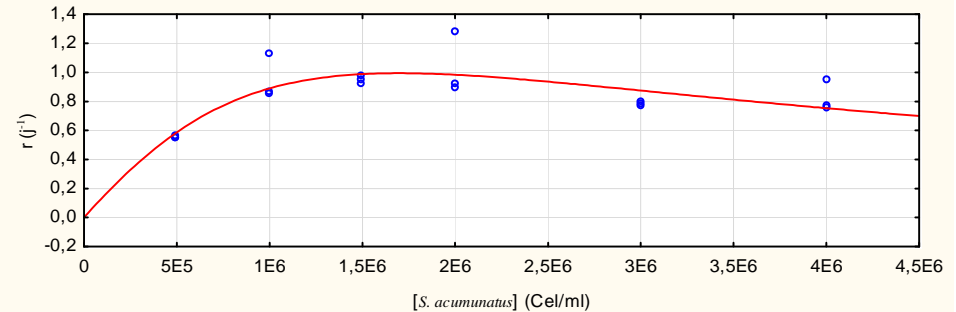


Figure IV.10: Ajustement des données de Ovie et Ovie (2008) au modèle d'Edwards:  $v = ((r_{max} * v_1) / (Kx + v_1)) * (\text{Exp}(-v_1 / Ki))$

$$y = (((3,072) * x) / ((17091e2) + x)) * (\text{exp}(-x / (38214E2)))$$

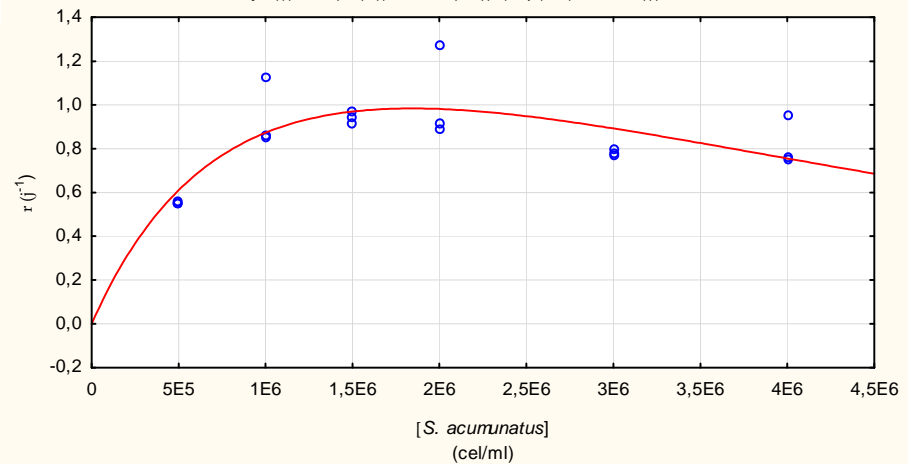
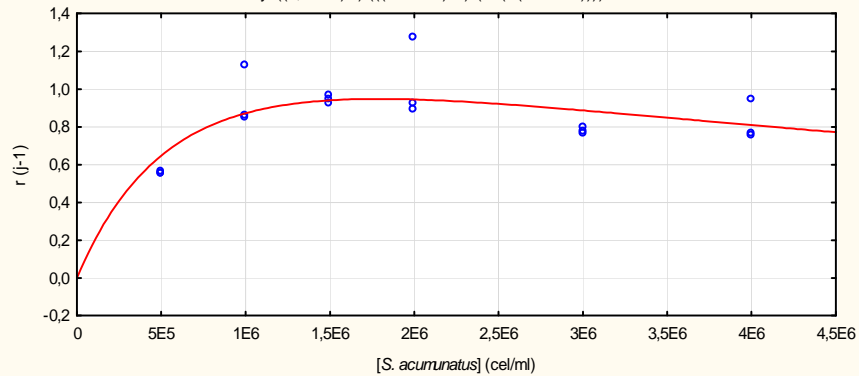


Figure IV.9: Ajustement des données de Ovie et Ovie (2008) au modèle de Haldane:  $v = (r_{max} * v_1) / ((Kx + v_1) * (1 + (v_1 / Ki)))$

$$y = ((3,79151) * x) / (((17878e2) + x) * (1 + (x / (17881E2))))$$





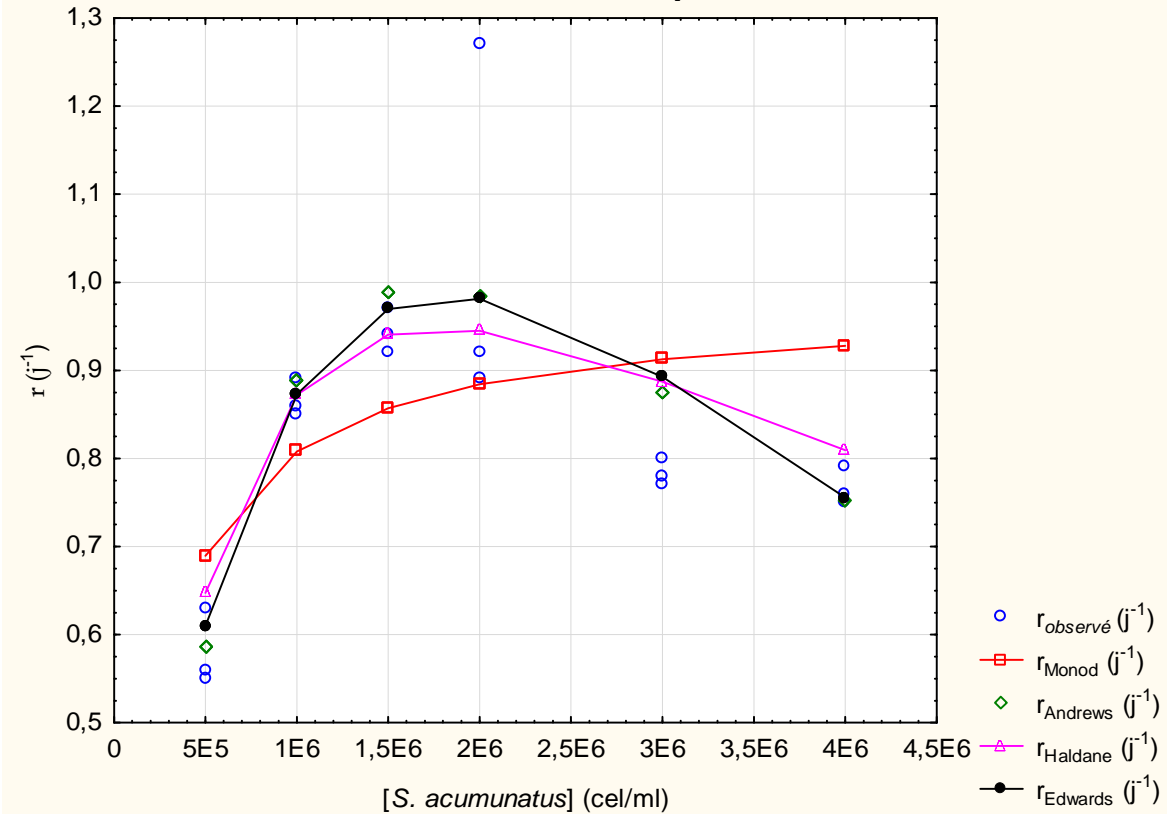
**III.1.5 Vérification sommaire de la fiabilité de ces estimations des paramètres**

L'analyse sommaire de la fiabilité des estimations (Tableau IV.7 et Figure IV.11) révèle que le modèle d'Edwards décrit effectivement mieux la cinétique de la croissance de *D. excisum* sur *S. acuminatus*.

**Tableau IV.7:** Synthèse des taux de croissance observés et simulés de *D. excisum* déterminés graphiquement pour chaque teneur en *S. acuminatus*

| [ <i>S. acuminatus</i> ]<br>(cel/ml) | r <sub>observé</sub><br>(j <sup>-1</sup> ) | r <sub>Monod</sub><br>(j <sup>-1</sup> ) | r <sub>Andrews</sub><br>(j <sup>-1</sup> ) | r <sub>Haldane</sub><br>(j <sup>-1</sup> ) | r <sub>Edwards</sub><br>(j <sup>-1</sup> ) | [ <i>S. acuminatus</i> ]<br>(cel/ml) | r <sub>observé</sub><br>(j <sup>-1</sup> ) | r <sub>Monod</sub><br>(j <sup>-1</sup> ) | r <sub>Andrews</sub><br>(j <sup>-1</sup> ) | r <sub>Haldane</sub><br>(j <sup>-1</sup> ) | r <sub>Edwards</sub><br>(j <sup>-1</sup> ) |
|--------------------------------------|--|--|--|--|--|--------------------------------------|--|--|--|--|--|
| 5,00E+05                             | 0,55                                       | 0,69                                     | 0,59                                       | 0,65                                       | 0,61                                       | 2,00E+06                             | 0,92                                       | 0,88                                     | 0,98                                       | 0,94                                       | 0,98                                       |
| 5,00E+05                             | 0,63                                       | 0,69                                     | 0,59                                       | 0,65                                       | 0,61                                       | 2,00E+06                             | 1,27                                       | 0,88                                     | 0,98                                       | 0,94                                       | 0,98                                       |
| 5,00E+05                             | 0,56                                       | 0,69                                     | 0,59                                       | 0,65                                       | 0,61                                       | 2,00E+06                             | 0,89                                       | 0,88                                     | 0,98                                       | 0,94                                       | 0,98                                       |
| 1,00E+06                             | 0,86                                       | 0,81                                     | 0,89                                       | 0,87                                       | 0,87                                       | 3,00E+06                             | 0,78                                       | 0,91                                     | 0,87                                       | 0,89                                       | 0,89                                       |
| 1,00E+06                             | 0,89                                       | 0,81                                     | 0,89                                       | 0,87                                       | 0,87                                       | 3,00E+06                             | 0,8  | 0,91                                     | 0,87                                       | 0,89                                       | 0,89                                       |
| 1,00E+06                             | 0,85                                       | 0,81                                     | 0,89                                       | 0,87                                       | 0,87                                       | 3,00E+06                             | 0,77                                       | 0,91                                     | 0,87                                       | 0,89                                       | 0,89                                       |
| 1,50E+06                             | 0,94                                       | 0,86                                     | 0,99                                       | 0,94                                       | 0,97                                       | 4,00E+06                             | 0,76                                       | 0,93                                     | 0,75                                       | 0,81                                       | 0,76                                       |
| 1,50E+06                             | 0,97                                       | 0,86                                     | 0,99                                       | 0,94                                       | 0,97                                       | 4,00E+06                             | 0,79                                       | 0,93                                     | 0,75                                       | 0,81                                       | 0,76                                       |
| 1,50E+06                             | 0,92                                       | 0,86                                     | 0,99                                       | 0,94                                       | 0,97                                       | 4,00E+06                             | 0,75                                       | 0,93                                     | 0,75                                       | 0,81                                       | 0,76                                       |

**Figure IV.11:** Comparaison des données expérimentales et des données simulées en fonction de [*S. acuminatus*]



**Conclusion partielle**

A l'issue de l'analyse des données de Ovie et Ovie (2008), les teneurs algales présentées dans le tableau IV.8 ont été choisies pour l'étude de cinétique de croissance de *D. pulex* sur *Scenedesmus sp.*

Tableau IV.8 : Les teneurs *Scenedesmus sp* considérées pour l'étude de la cinétique de croissance de *D. pulex*

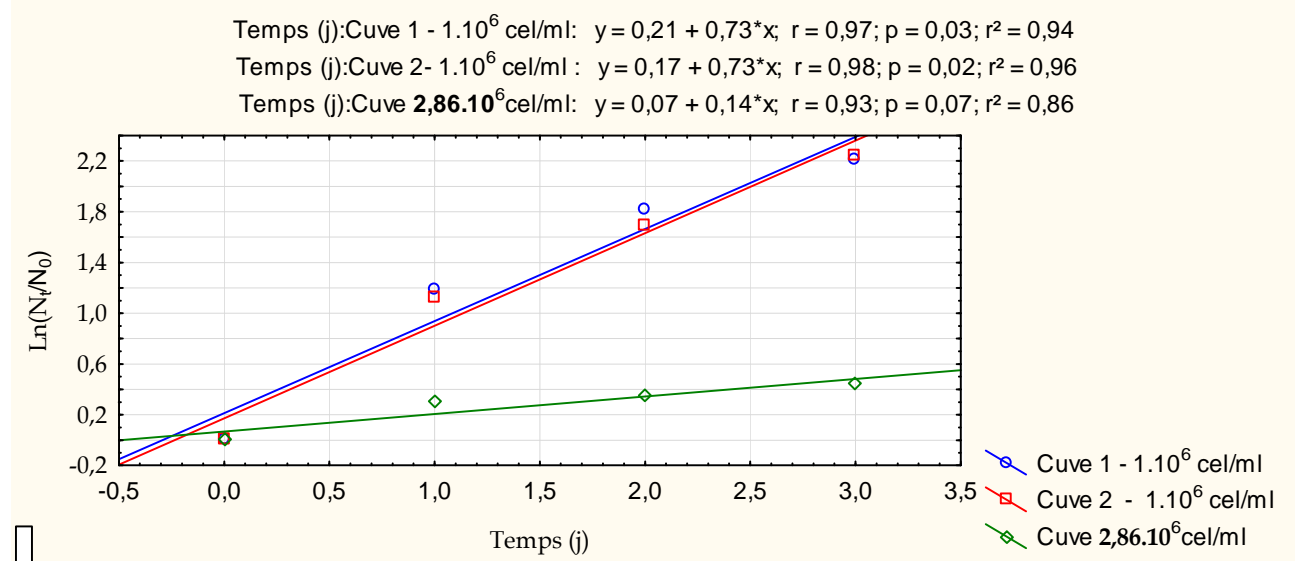
| [ <i>Scenedesmus sp.</i> ] |        |                        |
|----------------------------|--------|------------------------|
| Cel/ml                     | mg/l   | mg d'O <sub>2</sub> /l |
| 9,42E+03                   | 0,18   | 0,17                   |
| 2,22E+05                   | 4,32   | 4,10                   |
| 1,11E+06                   | 21,60  | 20,5                   |
| 2,22E+06                   | 43,20  | 41,04                  |
| 4,04E+06                   | 78,55  | 74,62                  |
| 1,21E+07                   | 235,64 | 223,86                 |

### III.2 Cinétique de croissance de *D. pulex* sur *Scenedesmus sp.*

#### III.2.1 Croissance de *Scenedesmus sp.* sur le milieu combo

Les résultats expérimentaux (Figure IV.12) montrent qu'avec  $1.10^6$  cel/ml au départ, on obtient un taux de croissance de  $0,73 \text{ j}^{-1}$  et l'on atteint  $7.10^6$  cel/ml au troisième jour de culture, alors que lorsque la culture est démarrée avec  $2,86.10^6$  cel/ml, on obtient un taux de croissance de  $0,3 \text{ j}^{-1}$  au bout du 2<sup>ème</sup> jour de culture avec une densité cellulaire de  $3,86.10^6$  cel/ml. Ce taux de croissance baisse à  $0,1 \text{ j}^{-1}$  au bout du 3<sup>ème</sup> jour de culture, avec une densité cellulaire de seulement  $4,44.10^6$  cel/ml.

Figure IV.12: Cinétiques comparées de la croissance de *Scenedesmus sp.* à partir de deux différentes concentrations cellulaires au départ



Cette observation est en conformité avec la théorie qui établit que dans des conditions environnementales identiques (température, pH, substrat, ...) la vitesse spécifique de la croissance microbienne est inversement proportionnelle à la biomasse microbienne ensemencée:

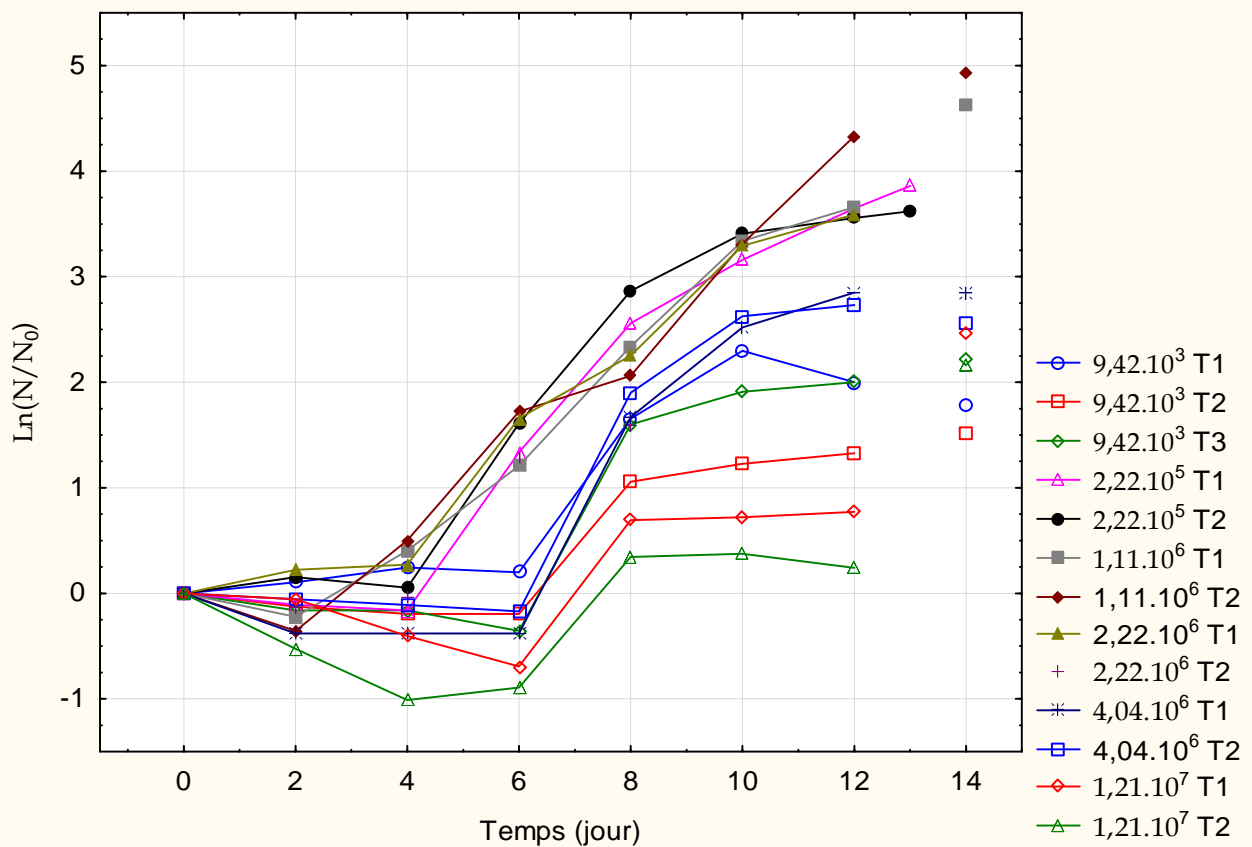
$$r (\text{j}^{-1}) = \frac{1}{X} \frac{dX}{dt} \text{ où } r \text{ désigne le taux de croissance, } X, \text{ la biomasse et } t, \text{ le temps.}$$

Cette influence de la concentration cellulaire de départ sur le taux de croissance a été prise en compte dans la définition des conditions d'opération des chimostats en général, dans la suite de nos travaux et  $0,73 \text{ j}^{-1}$  a été considéré comme taux maximum de croissance de *Scenedesmus sp*, notamment pour la définition des différents taux de dilutions.

### III.2.2 Évolution des taux spécifiques de croissance démographique et détermination du moment de la 1ère ponte

Pour toutes les teneurs en *Scenedesmus sp.* utilisées dans ces expérimentations (de 0,18 mg/l (soit  $9,42 \cdot 10^3$  cel/ml) à 235,64mg/ml ( $1,21 \cdot 10^7$  cel/ml)), il a été observé une croissance aussi bien démographique que pondérale, des cultures de *D. pulex* démarrées sur des néonates. Cette observation confirme ainsi la bonne qualité de *Scenedesmus sp.*, comme substrat favorisant la croissance de *D. pulex*. La figure IV.13 donne une illustration synthétique de l'évolution du taux de croissance démographique dans le temps, en fonction des teneurs en *Scenedesmus sp.* Des illustrations plus détaillées de ces évolutions sont données en annexe IV.2 pour chaque teneur en *Scenedesmus sp.*

Figure IV.13: Synthèse de l'évolution des taux spécifiques de croissance démographique de *D. pulex* sur les différentes teneurs en *Scenedesmus sp.*



Dans la plupart des cas, la production de nouvelles néonates a démarré au 8<sup>ème</sup> jour de culture. Etant donné que pour les besoins du travail portant sur la modélisation de la production de cladocères, dans les bassins de lagunage, les estimations des paramètres cinétiques ont été effectuées en poids sec/l (et en équivalent masse de DCO/l), la connaissance de la période où démarre la production de nouvelles néonates nous est parue intéressante pour définir la période sur laquelle le taux de croissance est calculé, afin de tenir compte d'un taux de croissance en poids sec qui inclut aussi bien la croissance somatique que la croissance démographique.

**III.2.3 Taux spécifiques de croissance pondérale de *D. pulex* sur chaque teneur en *Scenedesmus sp.***

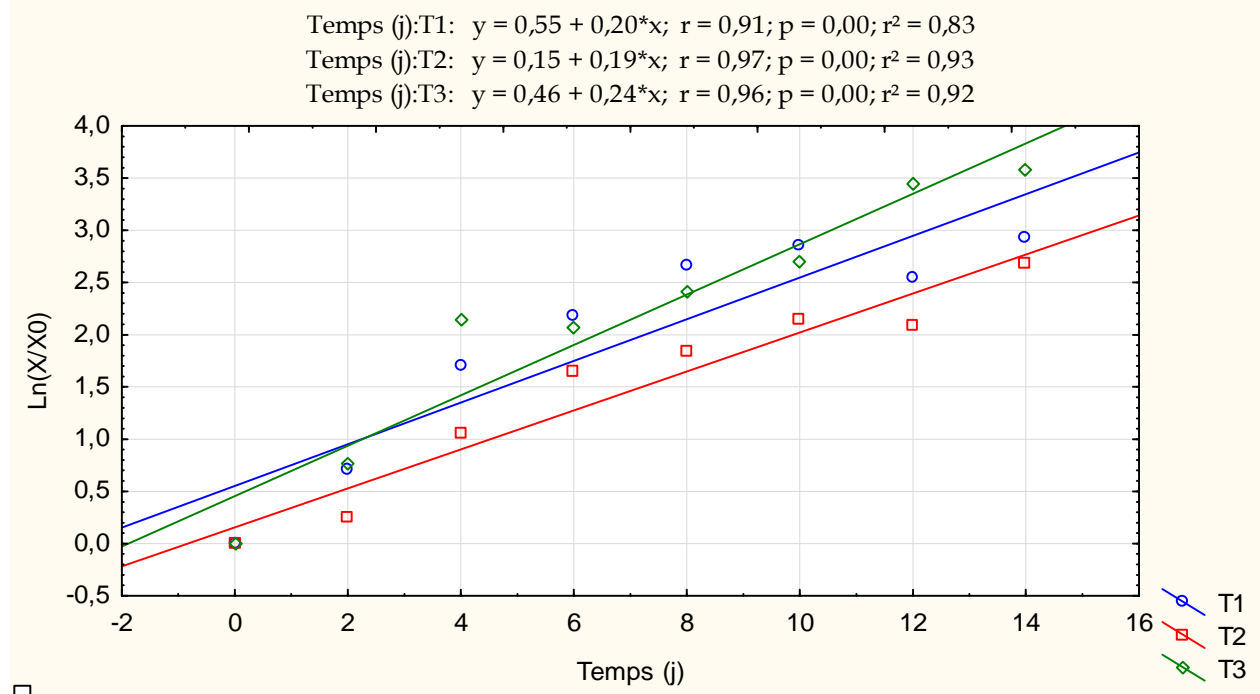
Les Figures IV.14 à IV.19 illustrent les déterminations graphiques des taux de croissance pondérales des biomasses de *D. pulex* pour chaque teneur en *Scenedesmus sp.*

Suivant la synthèse de ces taux de croissance présentée dans le tableau IV.9, on observe une croissance maximale d'environ 0,4/j du poids sec de *D. pulex*, pour une teneur en *Scenedesmus sp.* d'environ 43,20 mg/l (soit  $2.10^6$  cel/ml). Au-delà de cette concentration, le taux de croissance de *D. pulex* chute à mesure que la teneur en *Scenedesmus sp.* augmente (inhibition de la croissance par les teneurs élevées de *Scenedesmus sp.*)

**Tableau IV.9: Synthèse des taux spécifiques de croissance pondérale de *D. pulex* pour chaque teneur en *Scenedesmus sp.***

| [ <i>Scenedesmus sp.</i> ] |        |                                     | Coefficient de détermination $r^2$ | [ <i>Scenedesmus sp.</i> ] |        |                                     | Coefficient de détermination $r^2$ |
|----------------------------|--------|-------------------------------------|------------------------------------|----------------------------|--------|-------------------------------------|------------------------------------|
| Cel/ml                     | (mg/l) | $r_{\text{poids sec}}$ ( $j^{-1}$ ) |                                    | Cel/ml                     | (mg/l) | $r_{\text{poids sec}}$ ( $j^{-1}$ ) |                                    |
| 9,42E+03                   | 0,18   | 0,20                                | 0,83                               | 1,11E+06                   | 21,60  | 0,39                                | 0,98                               |
| 9,42E+03                   | 0,18   | 0,19                                | 0,93                               | 2,22E+06                   | 43,20  | 0,38                                | 0,99                               |
| 9,42E+03                   | 0,18   | 0,24                                | 0,92                               | 2,22E+06                   | 43,20  | 0,33                                | 0,99                               |
| 2,22E+05                   | 4,32   | 0,33                                | 0,99                               | 4,04E+06                   | 78,55  | 0,31                                | 0,95                               |
| 2,22E+05                   | 4,32   | 0,35                                | 0,96                               | 4,04E+06                   | 78,55  | 0,29                                | 0,89                               |
| 1,11E+06                   | 21,60  | 0,39                                | 0,99                               | 1,21E+07                   | 235,64 | 0,26                                | 0,83                               |
|                            |        |                                     |                                    | 1,21E+07                   | 235,64 | 0,25                                | 0,90                               |

**Figure IV.14: Détermination du taux de croissance pondérale pour [*Scenedesmus sp.*] = 0,18mg/l ou  $9,42.10^3$  cel/ml**



# Chapitre IV

Figure IV.15: Détermination du taux de croissance pondérale pour [*Scenedesmus sp.*]=4,32mg/l ou  $2,22.10^5$  cel/ml

Temps (j):T2:  $y = -0,07 + 0,33*x$ ;  $r = 0,997$ ;  $p = 0,00$ ;  $r^2 = 0,99$

Temps (j):T3:  $y = 0,61 + 0,35*x$ ;  $r = 0,98$ ;  $p = 0,00$ ;  $r^2 = 0,96$

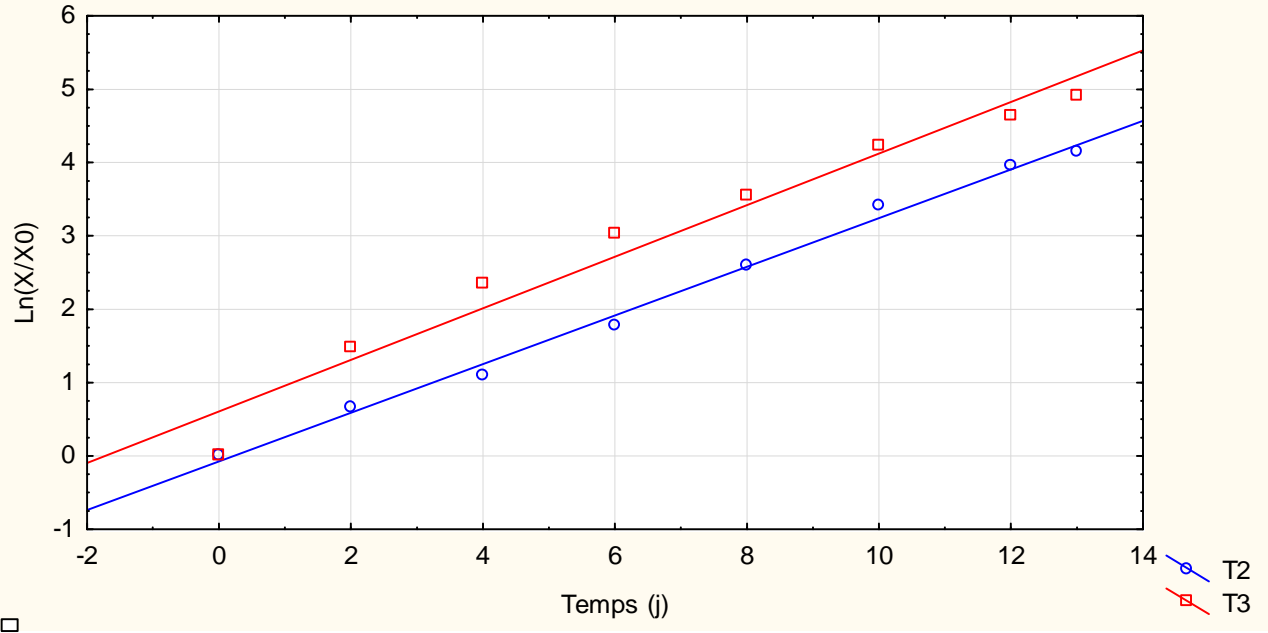
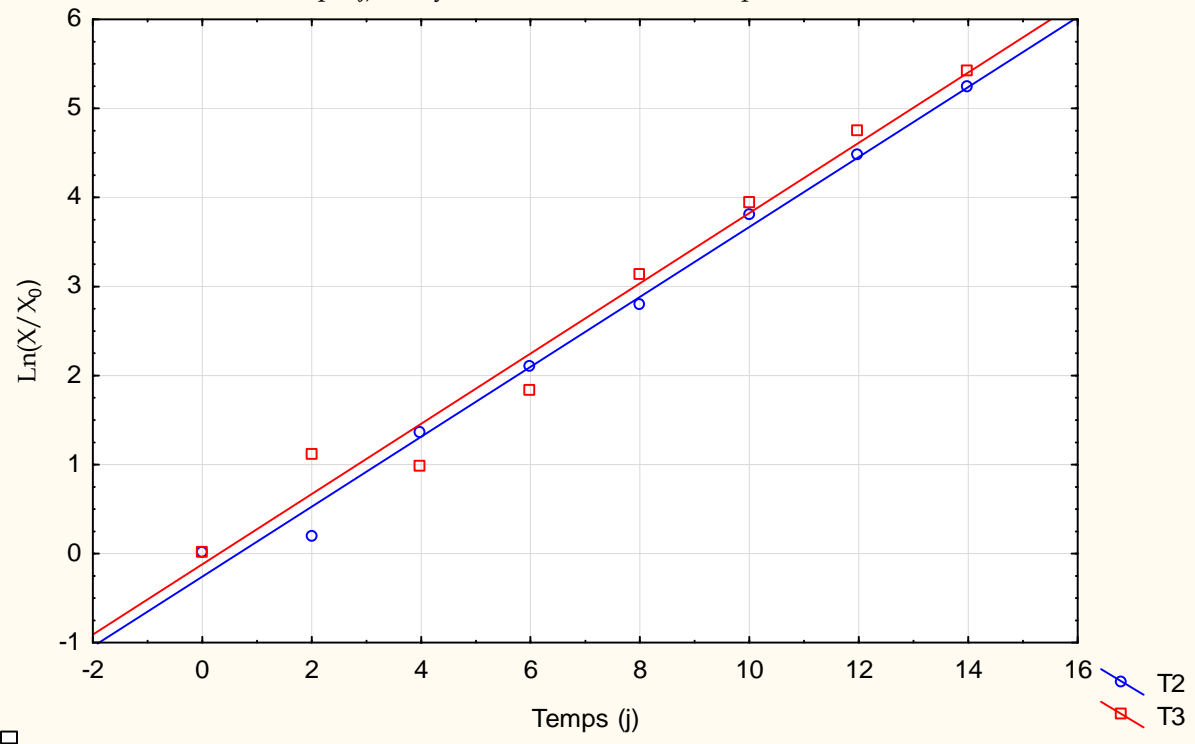


Figure IV.16: Détermination du taux de croissance pondérale pour [*Scenedesmus sp.*]=21,60mg/l ou  $1,11.10^6$  cel/ml

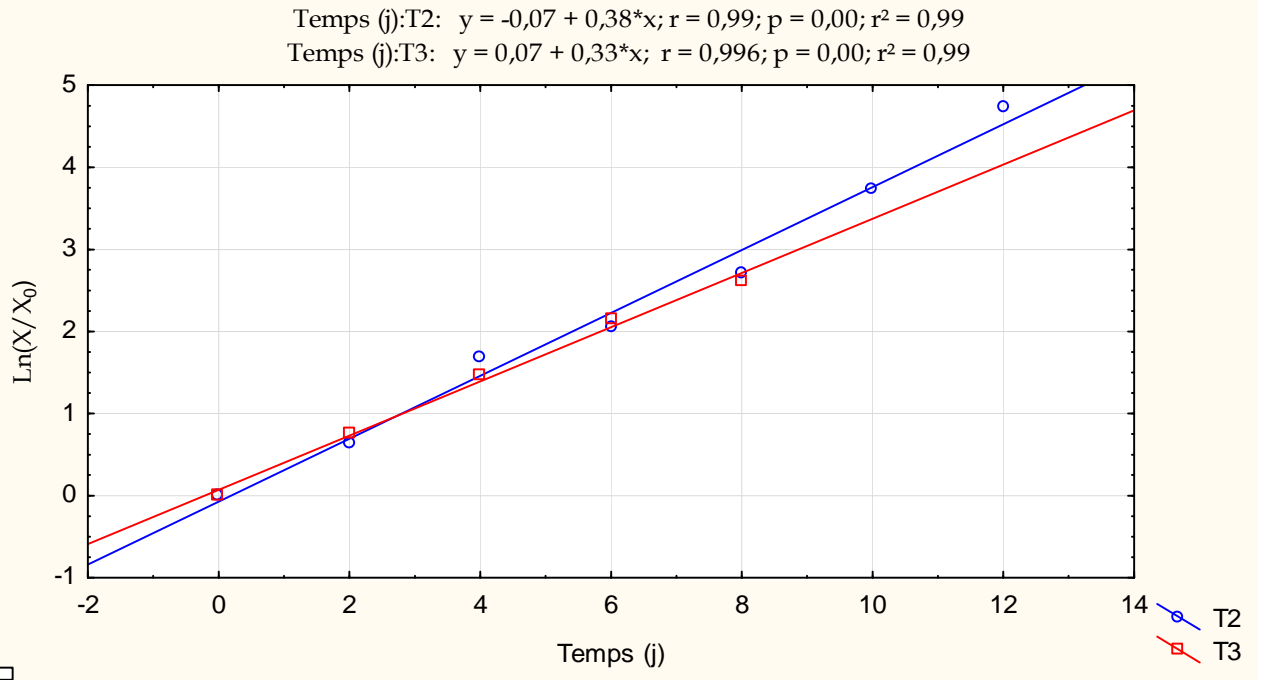
Temps (j):T2:  $y = -0,30 + 0,39*x$ ;  $r = 0,996$ ;  $p = 0,00$   $r^2 = 0,99$

Temps (j):T3:  $y = -0,12 + 0,39*x$ ;  $r = 0,99$ ;  $p = 0,00$ ;  $r^2 = 0,98$



## Chapitre IV

**Figure IV.17:** Détermination du taux de croissance pondérale pour [*Scenedesmus sp.*]=43,20mg /l ou  $2,22 \cdot 10^6$  cel/ml



**Figure IV.18:** Détermination du taux de croissance pondérale pour [*Scenedesmus sp.*]=78,55mg/l ou  $4,04 \cdot 10^6$  cel/ml

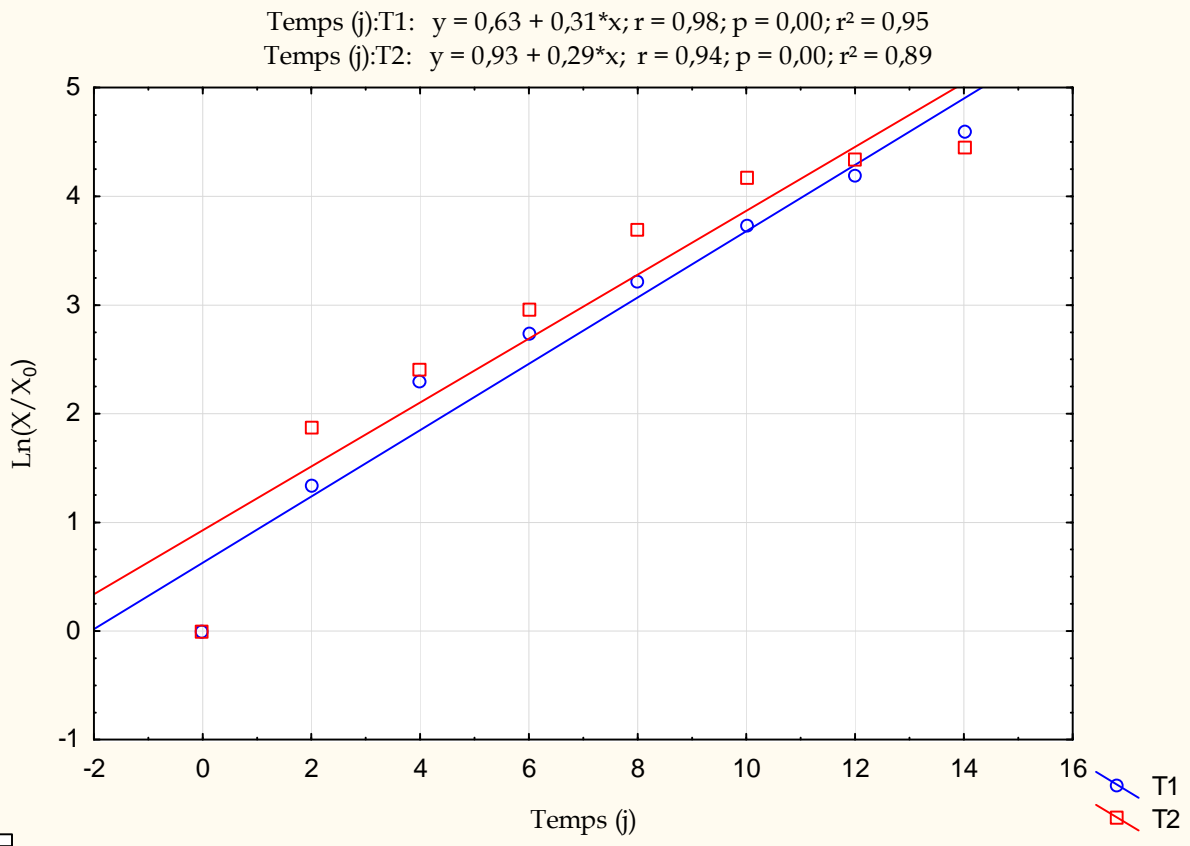
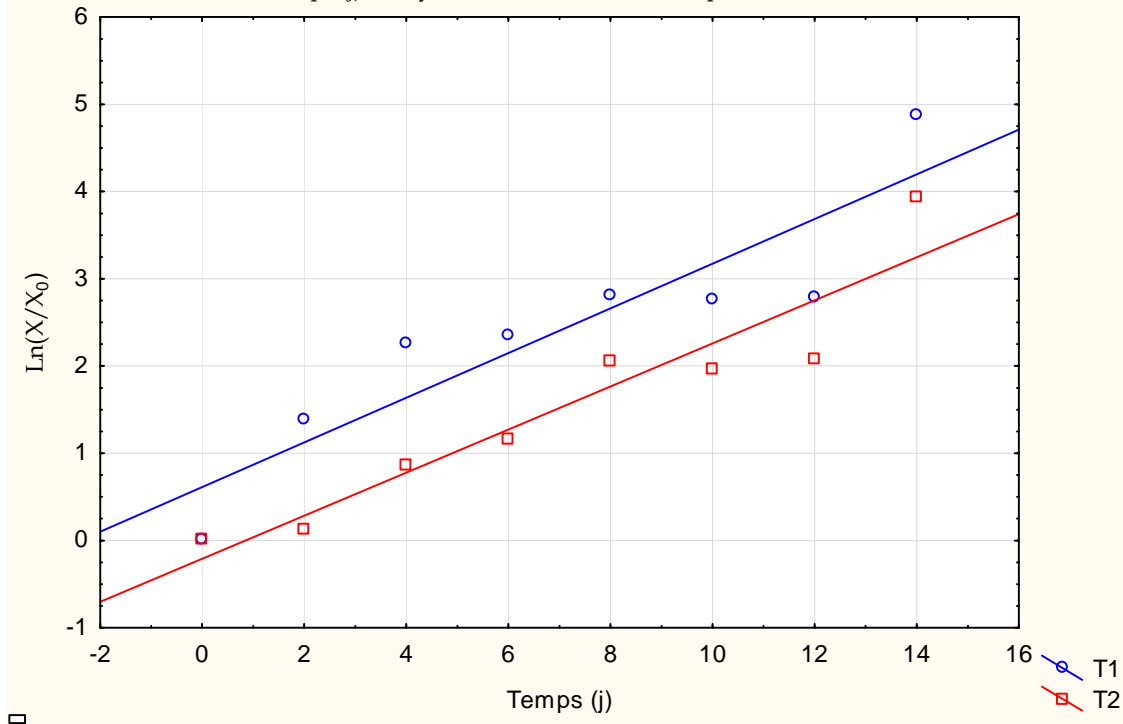


Figure IV.19: Détermination du taux de croissance pondérale pour [*Scenedesmus sp.*]=235,64mg/l ou  $1,21 \cdot 10^7$  cel/ml

Temps (j):T1:  $y = 0,61 + 0,26 \cdot x$ ;  $r = 0,91$ ;  $p = 0,00$ ;  $r^2 = 0,83$

Temps (j):T2:  $y = -0,21 + 0,25 \cdot x$ ;  $r = 0,95$ ;  $p = 0,00$ ;  $r^2 = 0,90$



### III.2.4 Ajustement des données expérimentales aux modèles de cinétique de croissance (de Monod, de Haldane, d'Andrews et d'Edwards) et estimation des paramètres cinétiques

L'analyse statistique des résultats d'ajustements non linéaires des taux de croissance obtenus pour les différentes teneurs en *Scenedesmus sp.* montre que tous les modèles d'inhibition de croissance utilisés dans ce travail décrivent de façon identique et mieux (Tableau IV.10 ; Figures IV.20 à IV.23) la cinétique de croissance de *D. pulex* (86% de variabilité expliquée) que le modèle de Monod (54% de variabilité expliquée).

Tableau IV.10: Comparaison des ajustements des données expérimentales relatives à la croissance de *D. pulex* sur *Scenedesmus sp.* à divers modèles de cinétique de croissance

| Modèle  | Effet                        | Somme des carrés | DL | Moindres carrés | Valeur F | Valeur p | r    | % de la variance expliquée |
|---------|------------------------------|------------------|----|-----------------|----------|----------|------|----------------------------|
| Monod   | Régression                   | 1,21             | 2  | 0,60            | 259,62   | 0,00     | 0,74 | 55                         |
|         | Résidu                       | 0,03             | 11 | 0,00            |          |          |      |                            |
|         | Régression vs. Total Corrigé | 1,21             | 2  | 0,60            | 127,33   | 0,00     |      |                            |
| Haldane | Régression                   | 1,23             | 3  | 0,41            | 557,51   | 0,00     | 0,93 | 87                         |
|         | Résidu                       | 0,01             | 10 | 0,00            |          |          |      |                            |
|         | Régression vs. Total Corrigé | 1,23             | 3  | 0,41            | 86,17    | 0,00     |      |                            |
| Andrews | Régression                   | 1,23             | 3  | 0,41            | 557,51   | 0,00     | 0,93 | 86                         |
|         | Résidu                       | 0,01             | 10 | 0,00            |          |          |      |                            |
|         | Régression vs. Total Corrigé | 1,23             | 3  | 0,41            | 86,17    | 0,00     |      |                            |
| Edwards | Régression                   | 1,23             | 3  | 0,41            | 545,07   | 0,00     | 0,93 | 87                         |
|         | Résidu                       | 0,01             | 10 | 0,00            |          |          |      |                            |
|         | Régression vs. Total Corrigé | 1,23             | 3  | 0,41            | 86,16    | 0,00     |      |                            |

L'estimation du taux de croissance est statiquement de bonne qualité ( $p < < 0,05$ ) quel que soit le modèle utilisé (tableau IV.11) avec des valeurs identiques pour les modèles d'inhibition ( $r_{\max} = 0,38 \text{ j}^{-1} \pm 0,02$ ) et différente pour le modèle de Monod ( $r_{\max} = 0,33 \text{ j}^{-1} \pm 0,02$ ). Par contre la constante de saturation ( $K_x$ ) est mieux estimée avec les modèles d'inhibition de croissance ( $K_x = 0,15 \pm 0,03 \text{ mg poids sec/l}$  soit environ  $7,71.10^3 \text{ cel/ml}$  ou  $0,14 \pm 0,03 \text{ mg DCO/l}$ )  $p = 0,00 < < 0,05$ ) que par le modèle de Monod ( $K_x = 0,10 \pm 0,04 \text{ mg/l}$  soit environ  $0,10 \pm 0,04 \text{ mg DCO/l}$ ;  $p = 0,031$ ). La valeur de la constante d'inhibition est comprise entre  $459,43 \pm 123,08 \text{ mg poids sec/l}$  soit  $436,46 \pm 117 \text{ mg DCO/l}$  (avec les modèles de Haldane et d'Andrews) et  $577,36 \pm 128,95 \text{ mg poids sec/l}$  ou  $548,49 \pm 122,50 \text{ mg DCO/l}$  (avec le modèle d'Edwards) soit environ  $2,97.10^7 \text{ cel/ml}$ .

La constante de demi-saturation ( $K_x$ ) exprime la teneur en substrat pour laquelle l'on observe la moitié du taux de croissance maximal ( $r_{\max}$ ). Sa valeur donne une indication sur l'affinité du substrat pour l'organisme étudié: plus sa valeur est faible, plus l'affinité entre le substrat et l'organisme étudié est grande.

La constante d'inhibition traduit quant à elle l'affinité de l'inhibiteur pour l'organisme étudié: plus sa valeur est grande, moins il y a d'affinité entre l'inhibiteur et l'organisme étudié. **La valeur élevée de la constante d'inhibition observée dans notre cas, témoigne que les algues sont de mauvais inhibiteurs pour les cladocères ; de même, la valeur relativement faible obtenue pour la constante de demi-saturation, témoigne de la grande affinité des daphnies pour les algues comme substrats.**

De manière opérationnelle, dans notre cas comme dans le cas de Ovie et Ovie (2008), la concentration en algue de  $2.10^6 \text{ cel/ml}$ , apparaît comme l'optimum à ne pas dépasser, pour une bonne productivité des cladocères, car c'est au-delà de cette concentration que la vitesse de la croissance (production) commence à chuter.



Les estimations des valeurs des paramètres cinétiques dans notre cas, pour la croissance de *D. pulex* sur *Scenedesmus sp.* sont de meilleures qualités statistiques que celles obtenues en traitant les données de Ovie et Ovie (2008) concernant la croissance de *D. excisum* sur *S. acuminatus*. Cela peut s'expliquer par une meilleure définition du plan expérimental dans notre cas, où nous avons commencé par définir les concentrations en substrats, de sorte qu'elles couvrent ou approchent les valeurs des paramètres cinétiques. Par ailleurs, nos expérimentations ont été débutées sur des néonates afin de faciliter les comparaisons des données obtenues pour différents teneurs en *Scenedesmus sp.* En fin, le fait que les biomasses sont exprimées en poids sec et en DCO dans notre cas peut aussi justifier ces meilleures estimations.

Tableau IV.11: Analyse des paramètres estimés par ajustement des taux de croissance de *D. pulex* sur *Scenedesmus sp.* à divers modèles de cinétique de croissance

| Modèle  |   | Paramètres                    | Estimat. | Erreur-<br>type | valeur<br>t dl=6 | valeur<br>p | Conf.Inf<br>limite | Conf.Sup<br>limite |
|---------|---|-------------------------------|----------|-----------------|------------------|-------------|--------------------|--------------------|
| Monod   | $r = \frac{r_{\max} X}{K_x + X}$                                  | $r_{\max}$ (j <sup>-1</sup> ) | 0,33     | 0,02            | 21,09            | 0,00        | 0,30               | 0,36               |
|         |   | K <sub>x</sub> (mg/l)         | 0,10     | 0,04            | 2,52             | 0,03        | 0,01               | 0,19               |
| Haldane | $r = \frac{r_{\max} X}{K_x + X + \frac{X^2}{K_I}}$                | $r_{\max}$ (j <sup>-1</sup> ) | 0,38     | 0,01            | 26,17            | 0,00        | 0,35               | 0,41               |
|         |   | K <sub>x</sub> (mg/l)         | 0,15     | 0,03            | 5,19             | 0,00        | 0,08               | 0,21               |
|         |   | K <sub>I</sub> (mg/l)         | 459,43   | 123,08          | 3,73             | 0,00        | 185,2              | 733,66             |
| Andrews | $r = \frac{r_{\max} X}{(K_x + X) \left(1 + \frac{X}{K_I}\right)}$ | $r_{\max}$ (j <sup>-1</sup> ) | 0,38     | 0,01            | 26,17            | 0,00        | 0,35               | 0,41               |
|         |   | K <sub>x</sub> (mg/l)         | 0,15     | 0,03            | 5,19             | 0,00        | 0,08               | 0,21               |
|         |   | K <sub>I</sub> (mg/l)         | 459,43   | 123,08          | 3,73             | 0,00        | 185,2              | 733,66             |
| Edwards | $r = \frac{r_{\max} X}{(K_x + X)} \text{Exp} \frac{-X}{K_I}$      | $r_{\max}$ (j <sup>-1</sup> ) | 0,37     | 0,01            | 28,15            | 0,00        | 0,35               | 0,4                |
|         |   | K <sub>x</sub> (mg/l)         | 0,14     | 0,03            | 5,16             | 0,00        | 0,08               | 0,2                |
|         |   | K <sub>I</sub> (mg/l)         | 577,36   | 128,95          | 4,48             | 0,00        | 290,04             | 864,68             |

Il ressort de ces analyses que l'utilisation du modèle de Monod (54% de variabilité expliquée) occasionne des écarts par rapport à la réalité à partir de certaines teneurs en algue. Cette situation expliquerait peut-être le problème rencontré par Omlin *et al.*, (2001) concernant la simulation de la dynamique du zooplancton dans le lac Zurich ; mais ce problème pourrait également être lié à la non prise en compte de la toxicité des cyanobactéries (ainsi que nous le verrons concernant les cultures réalisées sur *M. aeruginosa*).

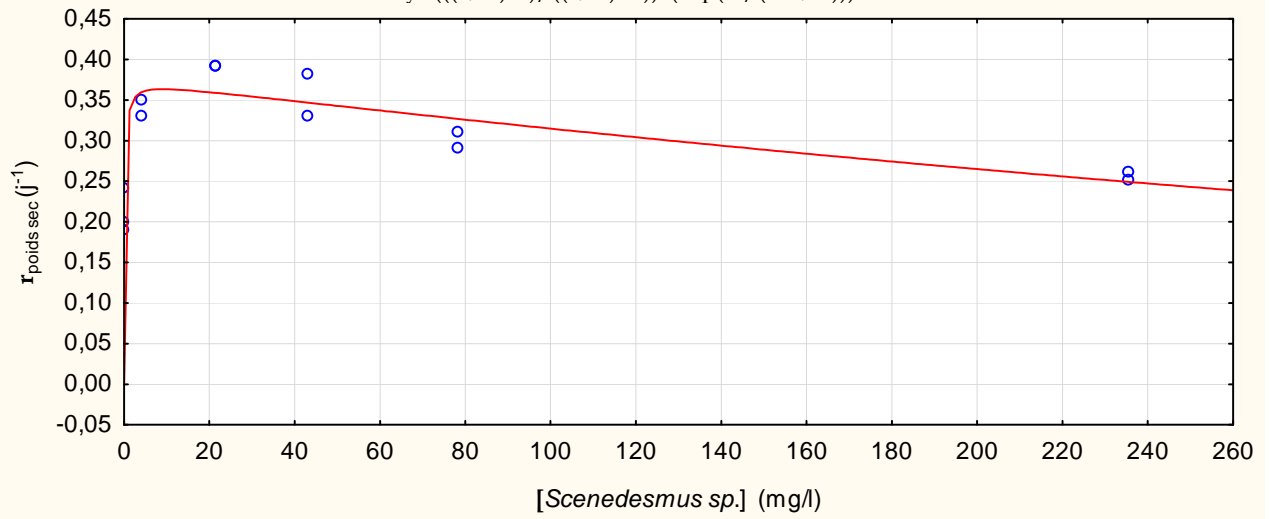
L'inhibition de la croissance des daphnies par des fortes concentrations de chlorophycées signalée par Ovie et Ovie (2008) et bien d'autres auteurs est bien effective et n'est pas seulement due à la sénescence des algues (Ryther, 1954 ; ce travail). Elle peut être bien décrite en modélisation, par les types de modèles généralement utilisés en biocinétique pour décrire les cinétiques de croissance des microorganismes.

## Chapitre IV

**Figure IV.20:** Ajustement des données expérimentales au modèle d'Edwards:

$$r = ((r_{\max} * X) / (Kx + X)) * (\text{Exp}(-X / K_I))$$

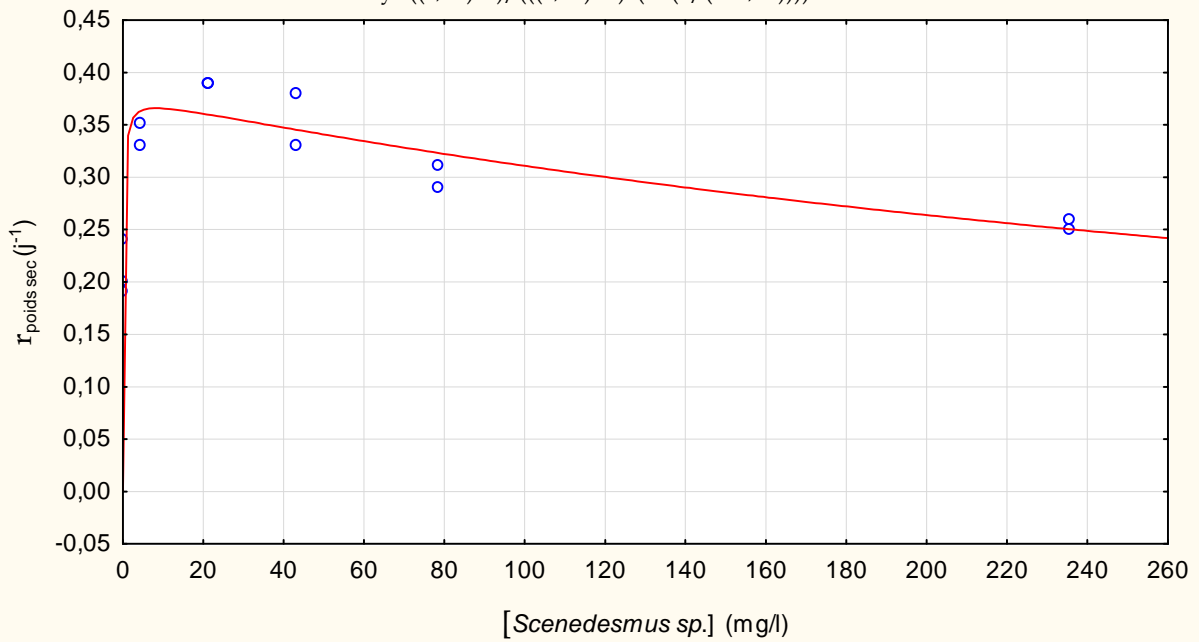
$$y = (((0,37) * x) / ((0,14) + x)) * (\exp(-x / (577,36)))$$



**Figure IV.21:** Ajustement des données expérimentales au modèle de Haldane:

$$r = (r_{\max} * X) / ((Kx + X) * (1 + (X / K_I)))$$

$$y = ((0,38) * x) / (((0,15) + x) * (1 + (x / (459,43))))$$



## Chapitre IV

Figure IV.22: Ajustement des données expérimentales au modèle d'Andrews:

$$r = (r_{\max} * X) / ((K_x + X) * (1 + (X / K_i)))$$

$$y = ((0,38) * x) / (((0,15) + x) * (1 + (x / (459,43))))$$

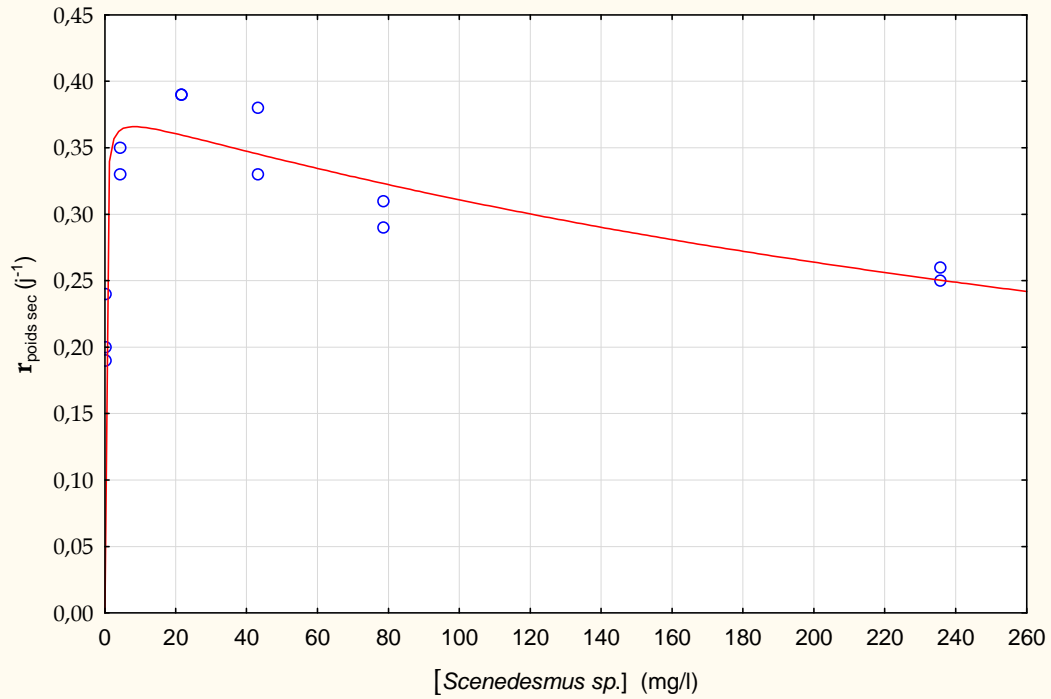
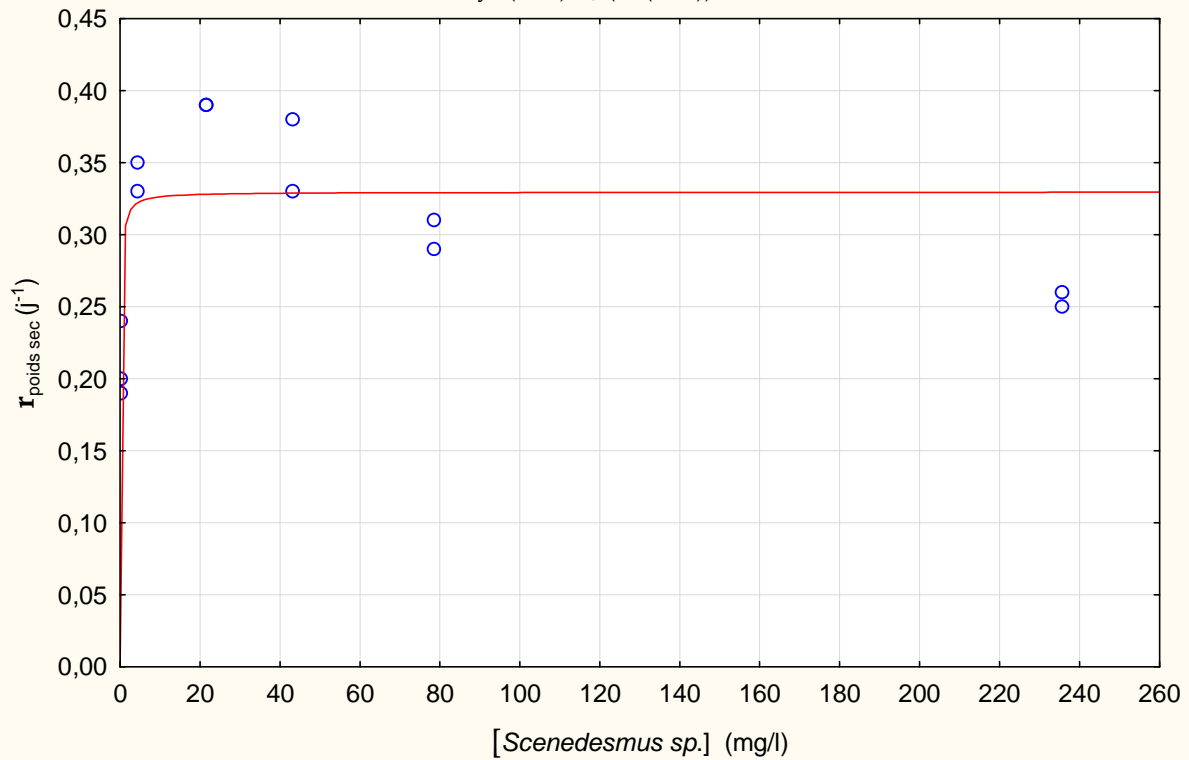


Figure IV.23: Ajustement des données expérimentales au modèle de Monod:

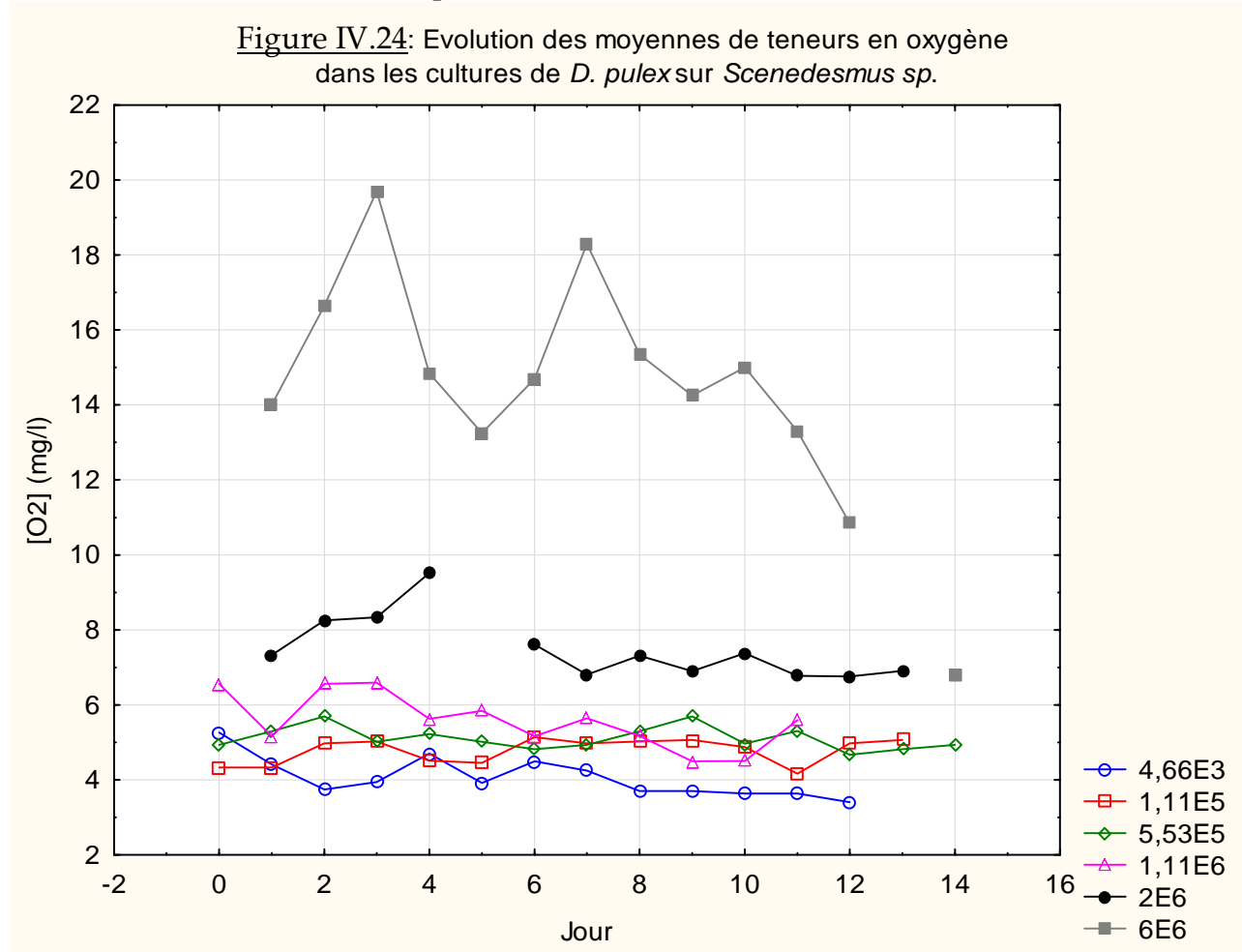
$$r = r_{\max} * X / (X + K_x)$$

$$y = (0,33) * x / (x + (0,10))$$



**III.2.5 Suivi des variables physico-chimiques lors des cultures de *D. pulex* sur *Scenedesmus sp.***

Pour des raisons de logistique, les expériences n'ont pas pu être réalisées simultanément sur les différents teneurs en *Scenedesmus sp.* les cultures ont été réalisées dans des bains thermostatés afin de minimiser les fluctuations de température. L'évolution du pH et de l'oxygène dissous dans les cultures, a été suivie à partir de mesures effectuées une fois par jour autour de midi. Pour chaque concentration en substrats, l'expérience a duré deux semaines.

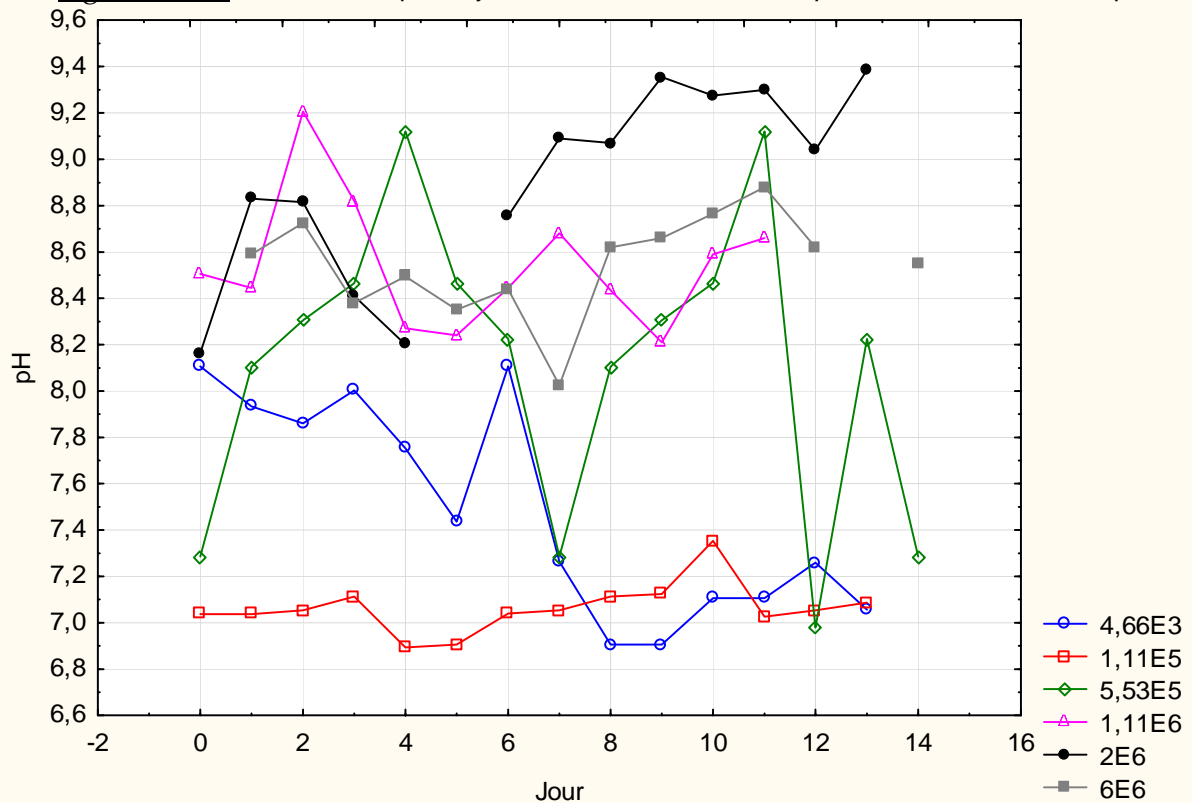


Les teneurs moyennes en oxygène enregistrées (Figure IV.24) varient entre 4 et 20 mg d'O<sub>2</sub>/l (sursaturation en oxygène pour la température du milieu : 20±1 °C) illustrant fortement les teneurs algales utilisées. En effet, du fait de la photosynthèse qui contribue pour beaucoup à l'oxygénation du milieu, on observe en général que plus la teneur algale est élevée, plus la teneur en oxygène du milieu est élevée. Dans tous les cas, les teneurs en oxygène relevées dans le milieu, pendant nos expérimentations, correspondent toujours aux teneurs acceptables pour les daphnies.

Parmi les causes de l'inhibition de la croissance des cladocères, observées en présence de fortes teneurs algales, Herzig (1979 ; cité par Ovie et Ovie, 2008) a suspecté la dépression temporaire d'oxygène dissous causée par la respiration intense des algues qui survient pendant la nuit et qui empêcherait le développement de zooplancton. Dans nos expérimentations, des mesures de teneurs en oxygène n'ont pas été effectuées pendant la nuit, pour vérifier une telle observation.

Les pH mesurés (Figure IV.25) ont varié entre 7 et 9 environ en fonction des teneurs algales. L'abaissement de l'alcalinité du milieu du fait de la consommation des formes du CO<sub>2</sub> par les algues, pour la photosynthèse, a tendance à élever le pH du milieu, (pour les périodes où les mesures ont été effectuées). Dans tous les cas, les pH enregistrés sont dans les limites acceptables pour les daphnies.

Figure IV.25: Evolution des pH moyens dans les cultures de *D. pulex* sur *Scenedesmus sp.*

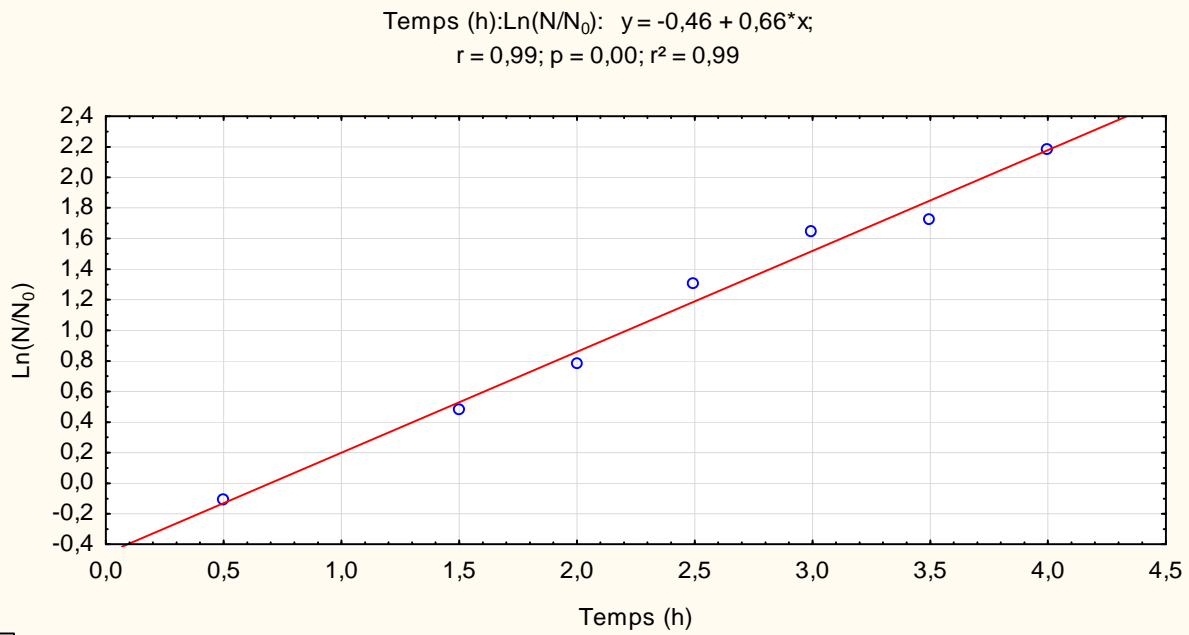


### III.3 Cinétique de croissance de *D. pulex* sur *E. coli*

#### III.3.1 Croissance d'*E. coli* dans nos conditions expérimentales sur le milieu minimum glucosé

Dans nos conditions de cultures décrites plus haut, *E. coli* croît sur le milieu minimum glucosé, à un taux de  $0,66h^{-1}$  (Figures IV.26) soit au rythme d'environ une division par heure (temps de génération = 1,05 heure). Ce temps de génération est trois fois supérieur aux 20 minutes généralement citées dans la littérature, pour les conditions de cultures idéales. Le milieu minimum glucosé, ici utilisé, dans cette expérience est donc bien loin d'être un substrat idéal pour *Escherichia coli*.

Figure IV.26: Estimation du taux spécifique de croissance d'*E. coli* sur le milieu minimum glucosé



Les teneurs en *E. coli* utilisés dans ce travail sont indiquées dans le tableau IV.12.

Tableau IV.12 : Teneurs en *E. coli* et facteur de conversion utilisés dans ce travail

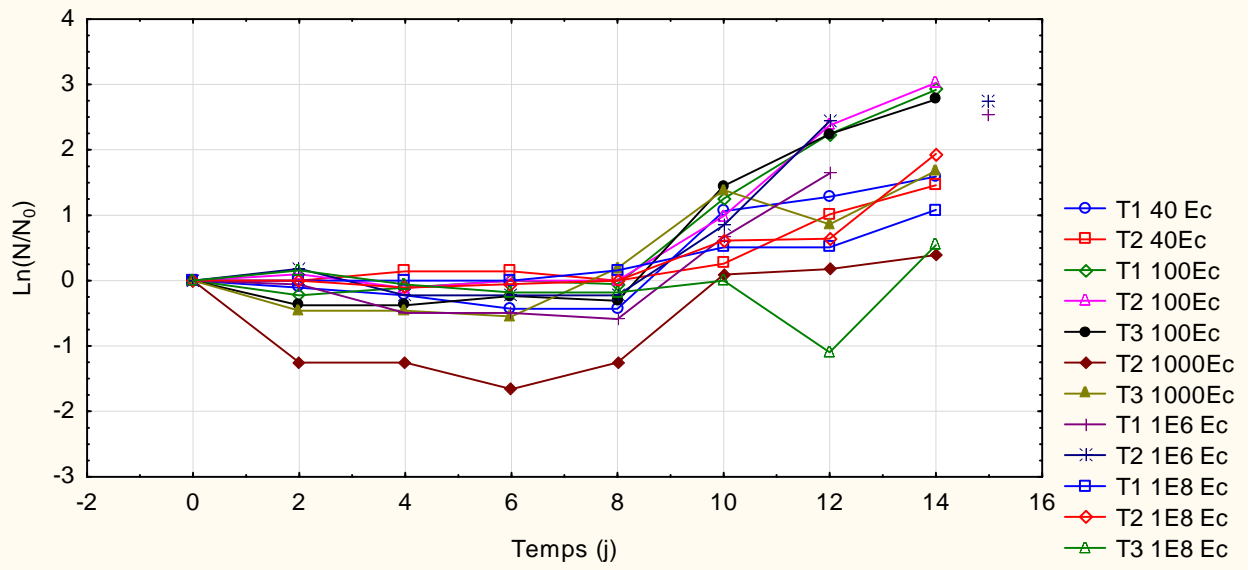
| (UFC/ml) | [ <i>E. coli</i> ] |                   |                           |
|----------|--------------------|-------------------|---------------------------|
|          | mg poids<br>sec/ml | mg poids<br>sec/l | mg<br>d'O <sub>2</sub> /l |
| 40       | 1,20E-08           | 1,20E-05          | 1,93E-05                  |
| 100      | 3,00E-08           | 3,00E-05          | 4,83E-05                  |
| 1000     | 3,00E-07           | 3,00E-04          | 4,83E-04                  |
| 1,00E+06 | 3,00E-04           | 3,00E-01          | 4,83E-01                  |
| 1,00E+08 | 3,00E-02           | 3,00E+01          | 4,83E+01                  |

### III.3.2 Taux spécifiques de croissance démographique et moment de la 1ère ponte de *D. pulex* sur différents teneurs en *E. coli*

Comme dans le cas des cultures réalisées sur *Scenedesmus sp.*, durant les deux semaines d'expérimentation, il a été observé pour toutes les teneurs en *E. coli* (allant de 40 UFC/ml -environ 1,2.10<sup>-5</sup> mg/l- à 1.10<sup>8</sup> UFC/ml -environ 30 mg/l-), une croissance aussi bien démographique (Figure IV.27) que pondérale (Tableau IV.13), des cultures de *D. pulex* démarrées sur des néonates.

Dans la plupart des cas, la production de nouvelles néonates a démarré au 10<sup>ème</sup> jour soit deux jours environ plus tard que lorsque les cultures sont réalisées sur *Scenedesmus sp.* Cette observation confirme que les algues sont plus favorables à la croissance des cladocères que les bactéries. Comme dans le cas de des cultures réalisées sur *Scenedesmus sp.*, il a été tenu compte de cette période dans la détermination des taux de croissance pondérale pour prendre en compte aussi bien les croissances somatiques que reproductives.

Figure IV.27: Synthèse de l'évolution des taux spécifiques de croissance démographique de *D. pulex* sur les différents teneurs en *E. coli*



### III.3.3 Taux spécifiques de croissance pondérale de *D. pulex* sur différentes teneur en *E. coli*

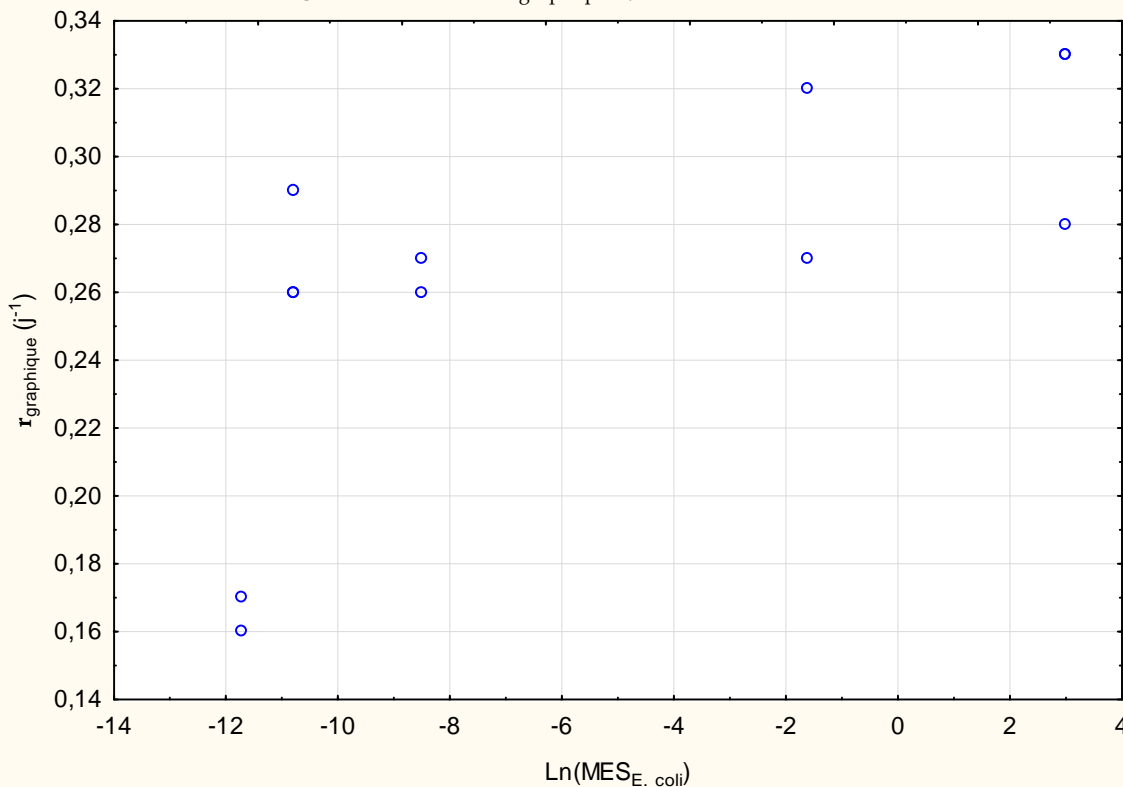
La synthèse des taux spécifiques de croissance pondérale de *D. pulex* sur *E. coli* est présentée dans le tableau IV.13 avec les coefficients de détermination de leurs estimations. On observe une augmentation du taux de croissance en fonction des teneurs en *E. coli* avec toutefois, une certaine saturation (Figure IV.28) autour de  $0,3 \text{ j}^{-1}$  à partir de  $0,3 \text{ mg/l}$  (soit  $1.10^6 \text{ cel/ml}$ ).

Tableau IV.13: Synthèse des taux spécifiques de croissance pondérale de *D. pulex* déterminés graphiquement pour chaque teneur en *E. coli*

| UFC/ml   | MES (mg/l) | $r_{\text{graphique}} \text{ (j}^{-1}\text{)}$ | $r^2$ | UFC/ml   | MES (mg/l) | $r_{\text{graphique}} \text{ (j}^{-1}\text{)}$ | $r^2$ |
|----------|------------|--|-------|----------|------------|--|-------|
| 4,00E+01 | 1,20E-05   | 0,17   | 0,84  | 1,00E+03 | 3,00E-04   | 0,27   | 0,96  |
| 4,00E+01 | 1,20E-05   | 0,16   | 0,96  | 1,00E+06 | 3,00E-01   | 0,27   | 0,98  |
| 1,00E+02 | 3,00E-05   | 0,29   | 0,93  | 1,00E+06 | 3,00E-01   | 0,32   | 0,98  |
| 1,00E+02 | 3,00E-05   | 0,26   | 0,89  | 1,00E+8  | 3,00E+01   | 0,28   | 0,87  |
| 1,00E+02 | 3,00E-05   | 0,26   | 0,93  | 1,00E+8  | 3,00E+01   | 0,33   | 0,80  |
| 1,00E+03 | 3,00E-04   | 0,26   | 0,89  | 1,00E+8  | 3,00E+01   | 0,33   | 0,93  |

Les illustrations graphiques détaillées des estimations de taux de croissance pondérale de *D. pulex* cultivées sur *E. coli* sont fournies en annexe IV.3

Figure IV.28: Nuage de Points de  $r_{\text{graphique}} \text{ (j}^{-1}\text{)}$  en fonction de  $\text{Ln}(\text{MES}_{\text{E. coli}})$



### III.3.4 Ajustement des données aux modèles de cinétique de croissance de Monod

L'ajustement des données expérimentales au modèle de Monod révèle (Tableaux IV.14 et IV.15) que ce modèle décrit relativement bien (72% de variabilité expliquée) la relation qui existe entre le taux de croissance de *D. pulex* et la teneur en *E. coli*.

Tableau IV.14: Analyse des paramètres estimés par ajustement des taux de croissance de *D. pulex* sur *E. coli* au modèle de Monod

|  | Estimat. | Erreur - Type | Valeur t - dl = 10 | Valeur p | Conf. Inf - Limite | Conf. Sup - Limite |
|--|----------|---------------|--------------------|----------|--------------------|--------------------|
| $r_{\text{max}} \text{ (j}^{-1}\text{)}$ | 0,30     | 0,01          | 0,00               | 0,00     | 0,28               | 0,33               |
| Kx (mg/l)                                | 7,17E-06 | 0,00E+00      | 0,00               | 0,00     | 7,17E-06           | 7,17E-06           |

Tableau IV.15 : Résultats d'ANOVA de l'ajustement au modèle de Monod des données expérimentales relatives à la croissance de *D. pulex* sur *E. coli*

|                              | Somme des Carrés | DL | Moindres Carrés | Valeur F | valeur p | r    | variance expliquée (%) |
|------------------------------|------------------|----|-----------------|----------|----------|------|------------------------|
| Régression                   | 0,88             | 2  | 0,44            | 480,87   | 0,00     | 0,85 | 72                     |
| Résidu                       | 0,01             | 10 | 0,00            |          |          |      |                        |
| Régression vs. Total Corrigé | 0,88             | 2  | 0,44            | 148,51   | 0,00     |      |                        |

Les résultats obtenus dans ce travail confirment ceux de (Tezuka, 1971; Taipale *et al.*, 2012; Hadas *et al.*, 1983) en montrant que les cladocères se nourrissent et croissent sur les bactéries.

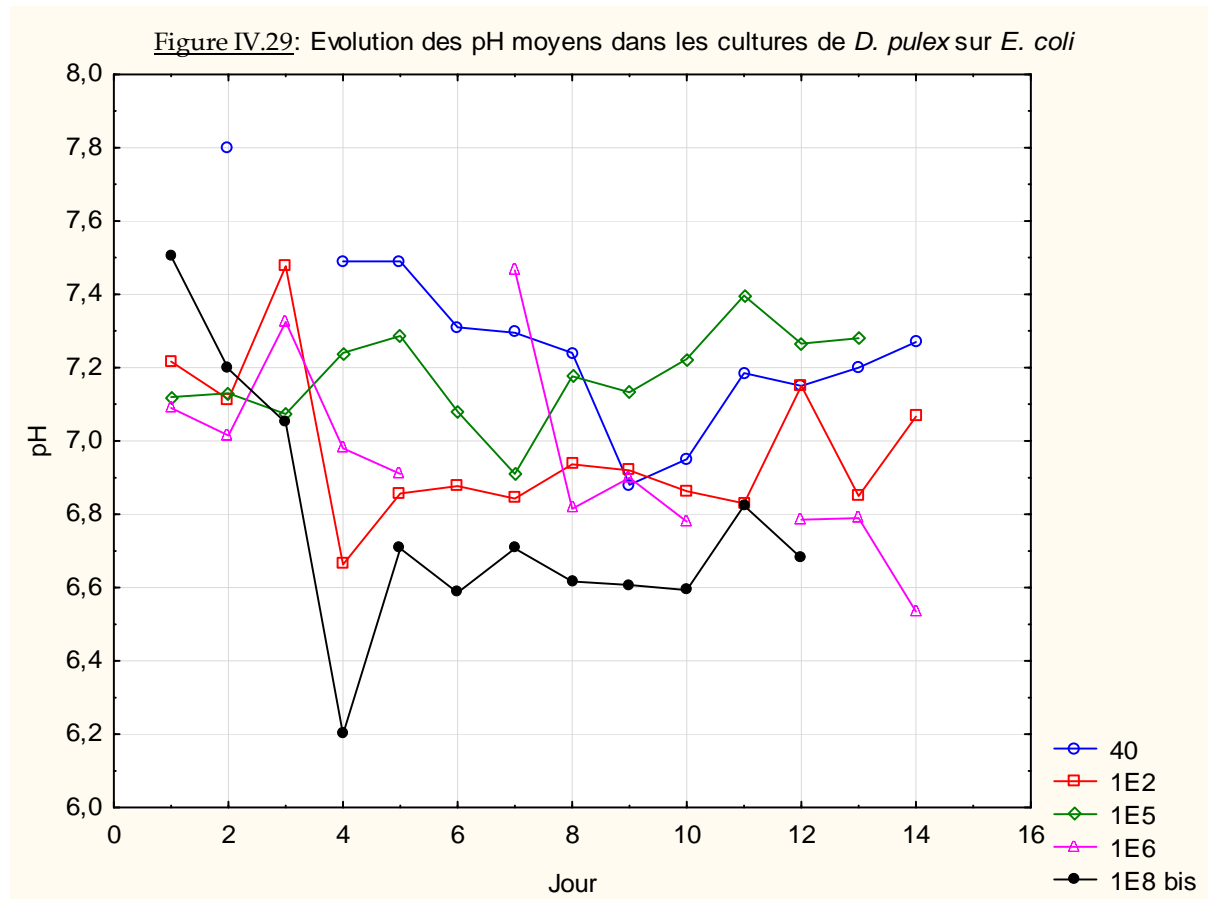


## Chapitre IV

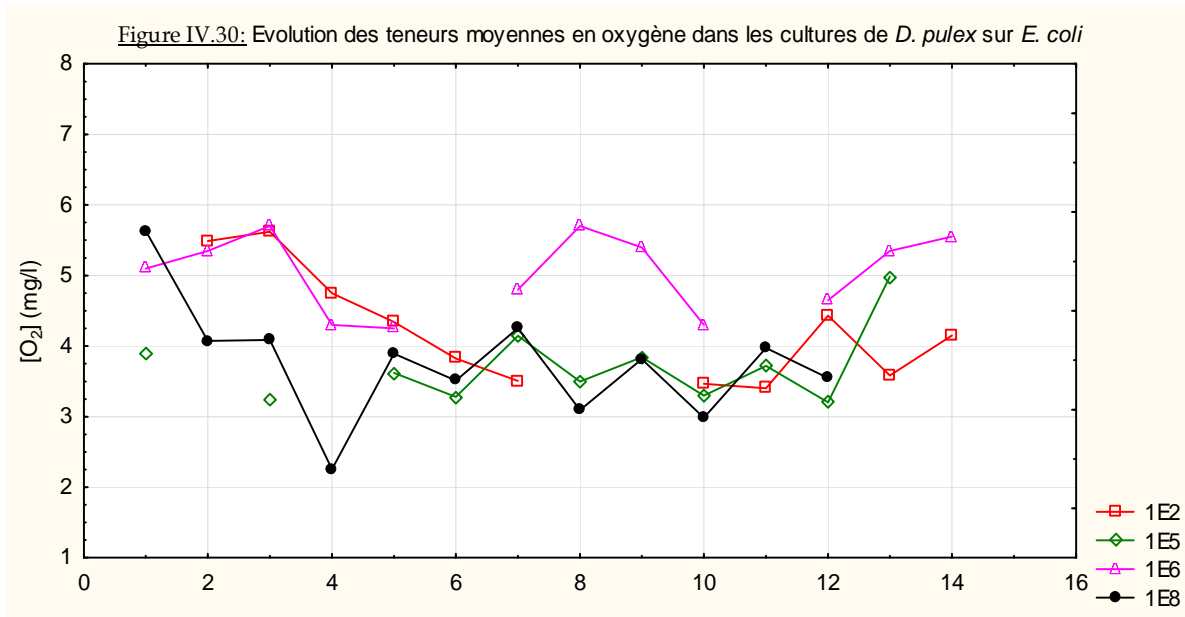
Durant les deux semaines qu'ont duré nos cultures, nous n'avons pas pu observer que les cultures de daphnies ne se maintiennent pas lorsqu'elles sont nourries uniquement de bactéries ainsi que l'a mentionné Tezuka (1971) ; cela peut être dû au fait que le milieu Combo (Kilham *et al.*, 1998) utilisé dans ce travail, est plus approprié que les milieux de culture, utilisés par cet auteur. Nos résultats montrent, cependant, que les daphnies croissent plus rapidement sur les algues ( $r_{\max}=0,38\pm 0,02 \text{ j}^{-1}$ ) que sur les bactéries ( $r_{\max}=0,30\pm 0,01 \text{ j}^{-1}$ ). La constante de saturation de la croissance de *D. pulex* sur *E. coli* est de  $4,87 \cdot 10^{-6} \text{ mg/l}$  soit environ 16,23 UFC/ml. Cette faible valeur révèle une bonne affinité de *D. pulex* pour *E. coli*.

La cinétique de croissance des *D. pulex* sur *E. coli*, a pu être décrite par un modèle de Monod (avec 72% de variance expliquée) et, il est possible que ce modèle puisse être applicable pour décrire de façon générale, la cinétique de croissance des cladocères, sur les bactéries.

On observe une tendance à l'acidification du milieu (Figure IV.29) en fonction des teneurs en *E. coli* sans toutefois que les valeurs mesurées s'éloignent considérablement de la neutralité.



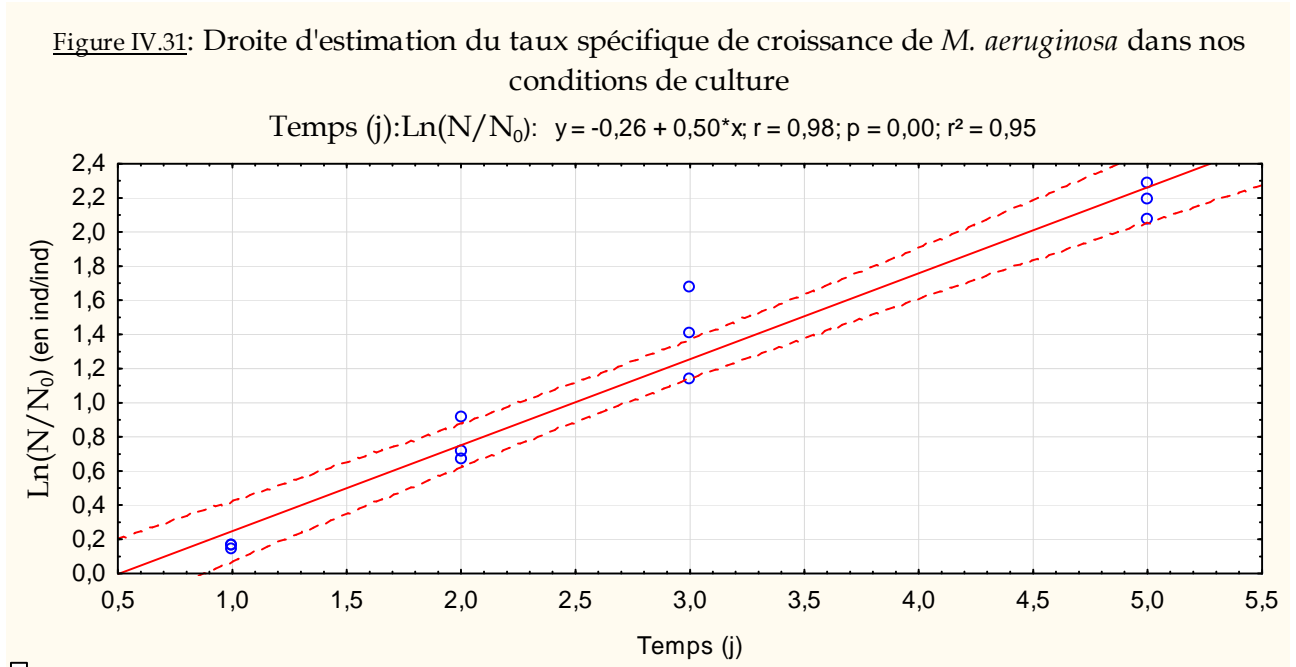
Durant les cultures de *D. pulex* sur *E. coli*, les teneurs en oxygène dissous ont varié entre 3 et 6 mg/l sans qu'il soit possible d'établir une corrélation entre ces teneurs en oxygène et les teneurs en *E. coli*.



### III.4 Cinétique de mortalité de *D. pulex* sur *M. aeruginosa*

#### III.4.1 Croissance de *M. aeruginosa* sur le milieu combo

Sur des cultures de densités cellulaires de  $1,6 \pm 0,3 \cdot 10^6$  cel/ml au départ, le taux de croissance déterminé pour *M. aeruginosa* dans nos conditions expérimentales est de  $0,5 \text{ j}^{-1}$  (Figure IV.31). Ce taux a été retenu comme taux de croissance maximum, dans les définitions des taux de dilutions appliqués aux chémostats de *M. aeruginosa*.



Les teneurs en *M. aeruginosa* utilisées dans ce travail sont indiquées dans le tableau IV.16.

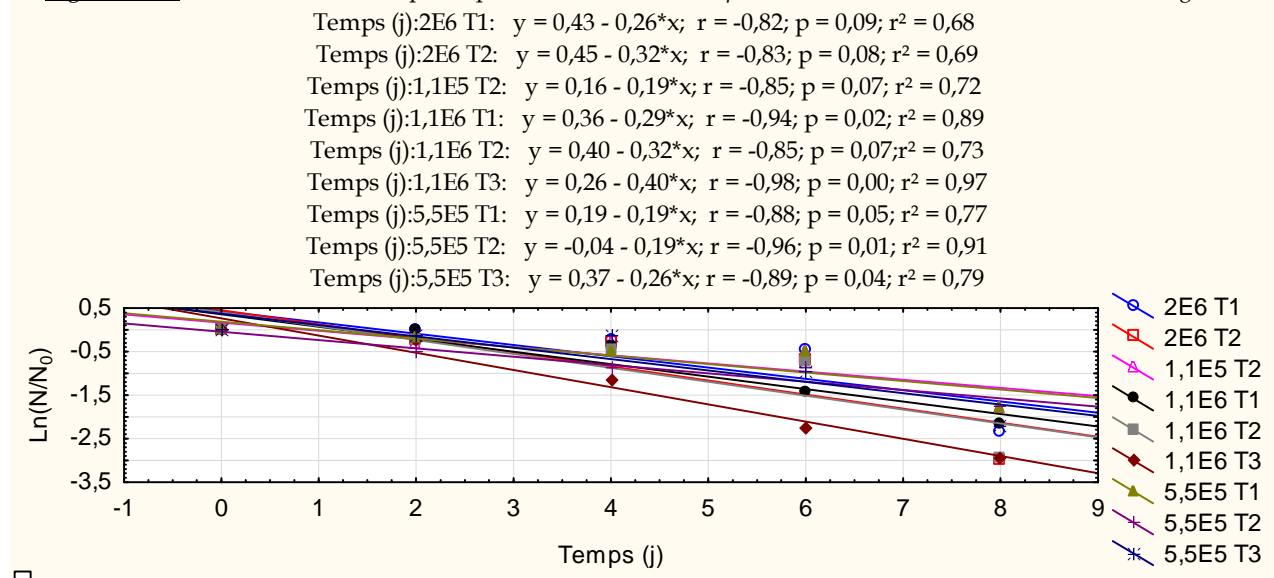
Tableau IV.16: Teneurs en *M. aeruginosa* utilisées dans ce travail

| [ <i>M. aeruginosa</i> ] |       |  |
|--------------------------|-------|--|
| Cel/ml                   | mg/l  | Équivalent DCO<br>(mg d'O <sub>2</sub> /l) |
| 2,00E+06                 | 44,91 | 42,42                                      |
| 1,10E+05                 | 2,47  | 2,33                                       |
| 1,10E+06                 | 24,70 | 23,33                                      |
| 5,50E+05                 | 12,35 | 11,67                                      |

### III.4.2 Évolution des taux spécifiques de mortalité de *D. pulex* sur *M. aeruginosa*

Alors que cette partie faisait l'objet d'une étude de la croissance de *D. pulex*, sur les diverses teneurs en *M. aeruginosa* précitées, aucune production de néonate de *D. pulex* n'a été observée durant la période de culture. Au contraire, une mortalité dont le taux s'accroît avec le temps suivant une fonction exponentielle (figure IV.32), a été observée. Dans la plupart des cas, tous les individus meurent au plus tard au 10ème jour de culture.

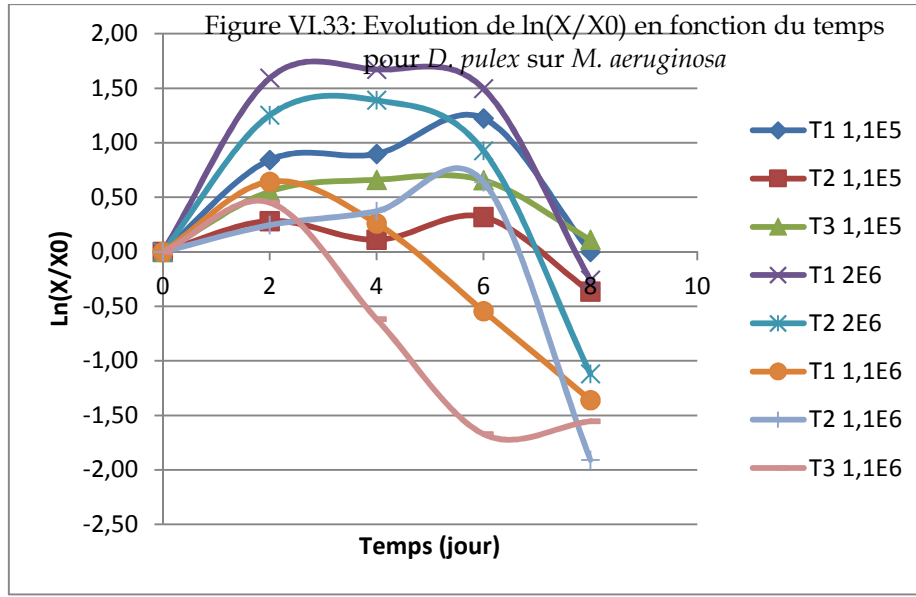
Figure IV.32: Evolution des taux spécifiques de mortalité de *D. pulex* sur les différentes teneurs en *M. aeruginosa*.



La figure IV.33 montrant l'évolution des poids secs, révèle que des croissances pondérales ont lieu chez certains individus mais ne durent pas plus des deux premiers jours.

A la lumière de ces résultats, *M. aeruginosa* ne peut pas être considéré comme substrat pour les cladocères, puisqu'ils ne contribuent pas à leur croissance démographique. Un processus de mortalité spécifiquement dû aux cyanobactéries, est dès lors étudié ici pour être proposé dans le sous-modèle.

## Chapitre IV



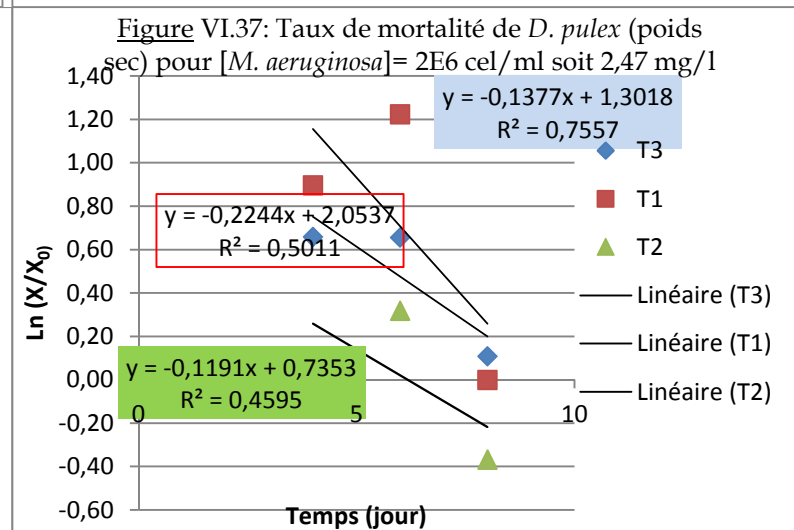
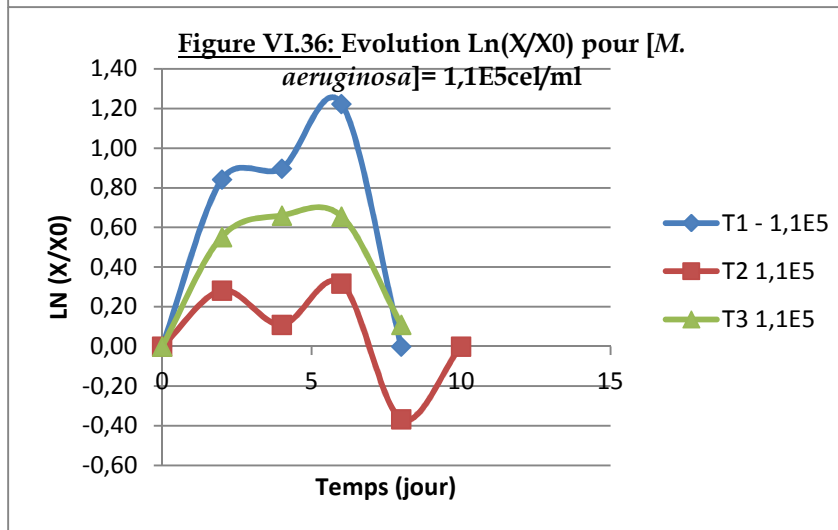
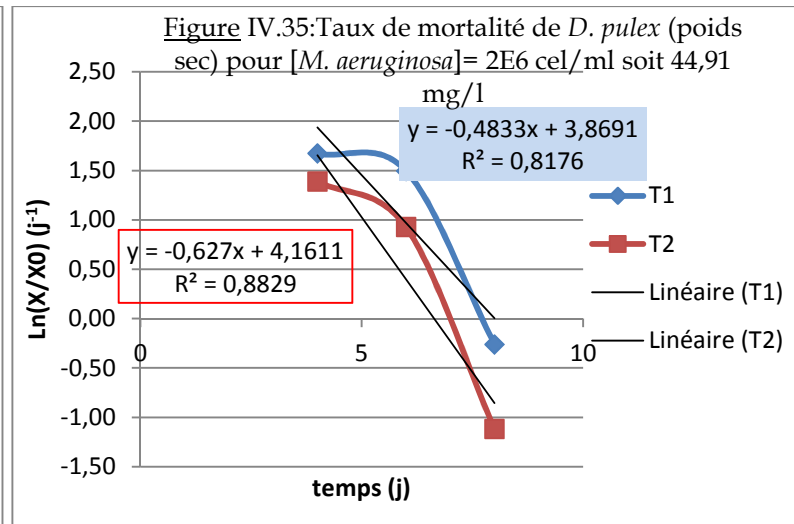
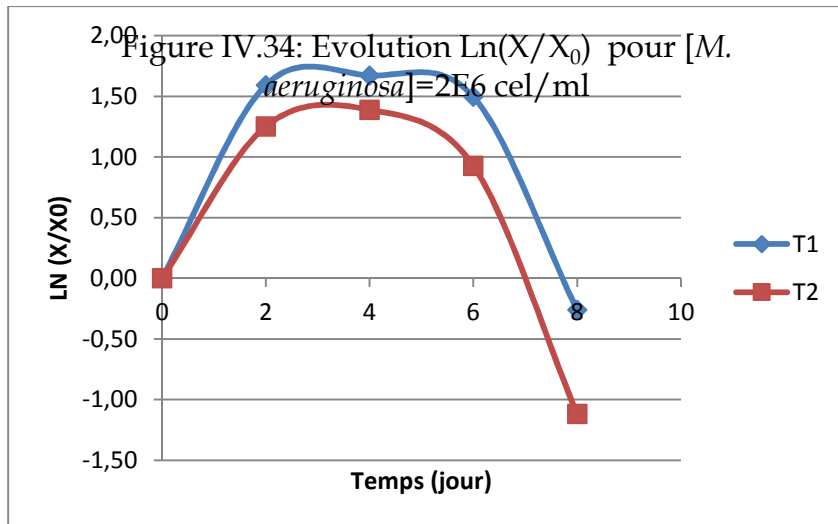
La détermination des taux spécifiques de mortalité en poids/poids.jour pour chacune des teneurs en *M. aeruginosa* est relativement plus difficile que ceux exprimés en nombre d'individus/nombre d'individus.j (Figures IV.34 à IV.41). Mais **face à l'évidence de la mortalité**, nous avons parfois accepté des faibles valeurs de coefficients de détermination, pour déterminer le taux de mortalité en poids sec/(poids. Jour).

Le tableau IV.17 présente une synthèse des taux spécifiques de mortalité de *D. pulex* déterminés graphiquement pour chaque teneur en *M. aeruginosa* avec les valeurs des coefficients de détermination correspondants.

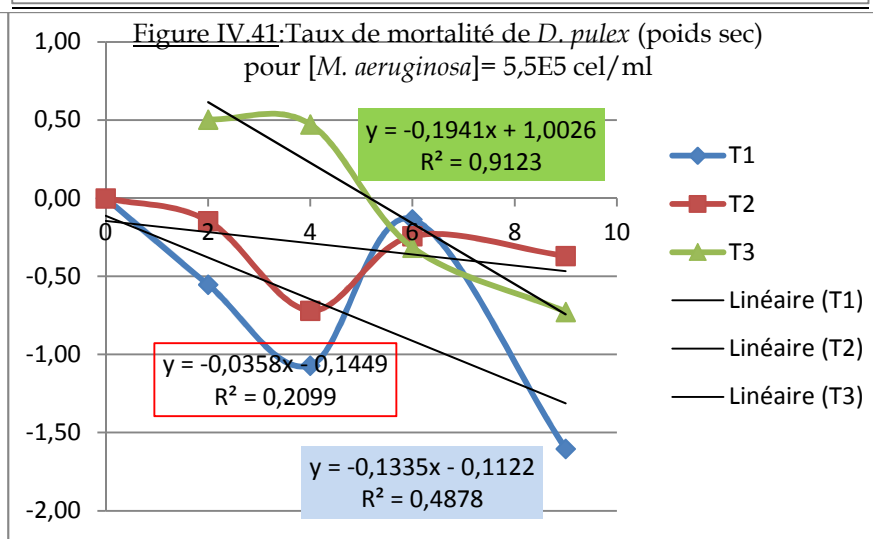
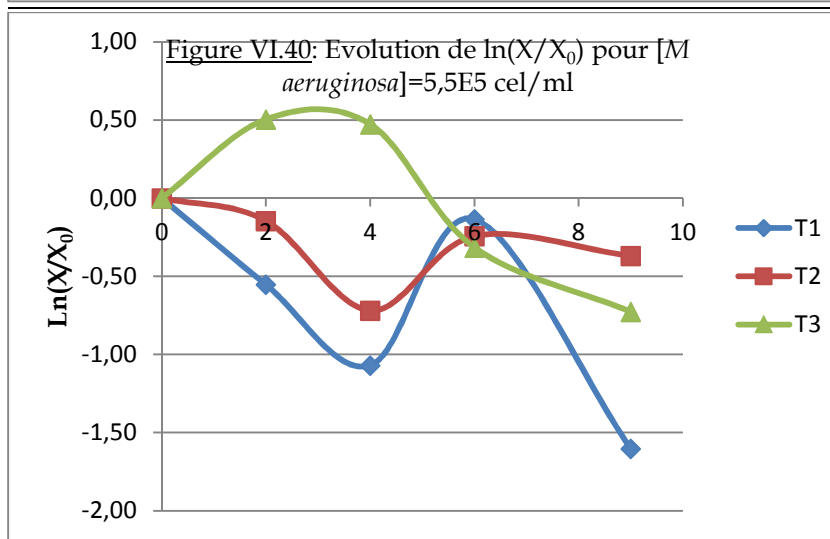
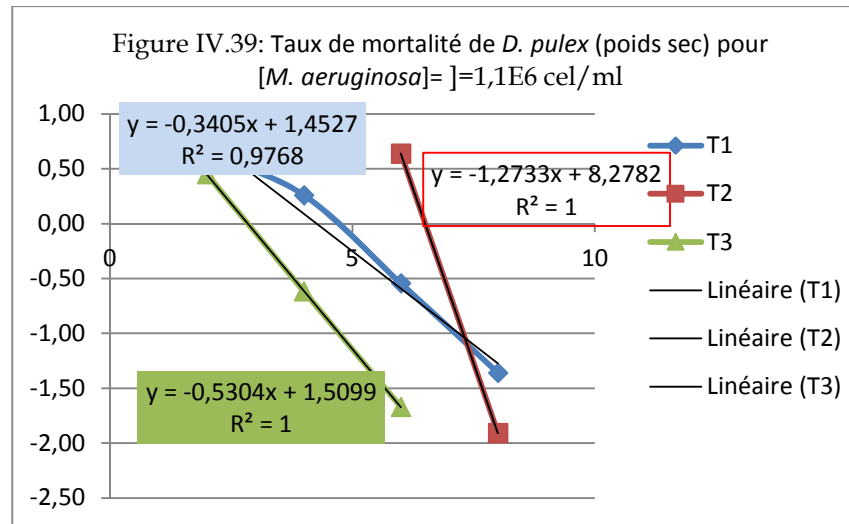
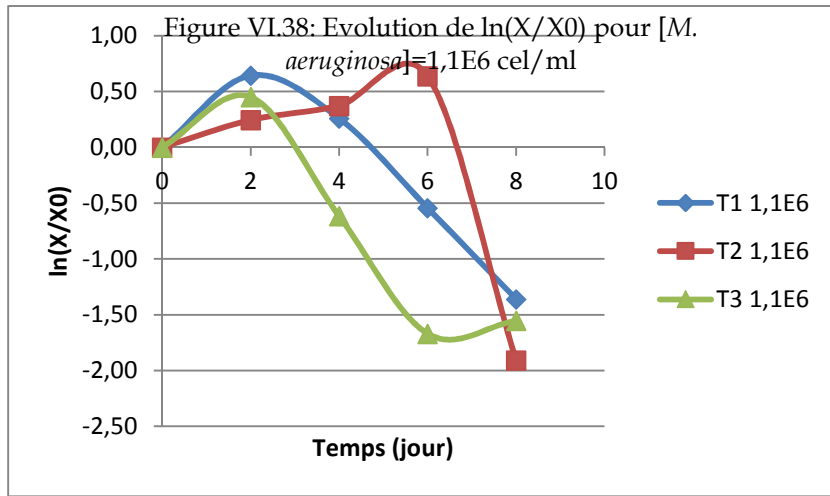
Tableau IV.17 : Synthèse des taux spécifiques de mortalité de *D. pulex* déterminés graphiquement pour chaque teneur en *M. aeruginosa*

| r<br>(j <sup>-1</sup> ) | [ <i>M. aeruginosa</i> ] |                 |          | r <sup>2</sup> |
|-------------------------|--------------------------|-----------------|----------|----------------|
|                         | cel/ml                   | mg poids sec /l | mg DCO/l |                |
| -0,22                   | 1,10E+05                 | 2,47            | 2,35     | 0,50           |
| -0,12                   | 1,10E+05                 | 2,47            | 2,35     | 0,46           |
| -0,14                   | 1,10E+05                 | 2,47            | 2,35     | 0,76           |
| -0,19                   | 5,50E+05                 | 12,35           | 11,73    | 0,91           |
| -0,14                   | 5,50E+05                 | 12,35           | 11,73    | 0,49           |
| -0,34                   | 1,10E+06                 | 24,7            | 23,47    | 0,98           |
| -0,53                   | 1,10E+06                 | 24,7            | 23,47    | 1              |
| -0,48                   | 2,00E+06                 | 44,91           | 42,66    | 0,82           |
| -0,63                   | 2,00E+06                 | 44,91           | 42,66    | 0,88           |

## Chapitre IV



Chapitre IV



## Chapitre IV

On observe une bonne corrélation négative entre les taux de mortalité dus à *M. aeruginosa* et les teneurs en cette cyanobactérie (Figure IV.42 ;  $r=-0,91$ ,  $p=0,002$ ). Cette corrélation montre que l'effet toxique létal qu'exerce *M. aeruginosa* sur *D. pulex*, est par ailleurs lié à la teneur en cette cyanobactérie ; par conséquent, nous avons recherché à exprimer le taux de mortalité de *D. pulex* dû à *M. aeruginosa* en fonction de la teneur en cette cyanobactérie. Pour ce faire, deux modèles linéaires ont été testés (Tableaux IV.18 et IV.19). Le modèle avec terme indépendant explique jusqu'à 80% de la variabilité totale alors que celui sans terme indépendant n'en explique que 60% ; mais nous n'avons pas d'explication à donner concernant le terme indépendant. Par conséquent, nous suggérons, dans le cadre de la modélisation de considérer une valeur de taux de mortalité dû à *M. aeruginosa*, variant entre :  $-0,01*[M. aeruginosa]$  et  $-0,01*[M. aeruginosa]-0,14$ . Cela revient à exprimer le taux de mortalité en fonction de la teneur en *M. aeruginosa* par exemple sous la forme  $d_{Dp-Ma}=k_{M,a}*X_{M.aeruginosa}$  où " $d_{Dp-Ma}$ " représente le taux de mortalité, ( $j^{-1}$ ) ;  $k_{M,a}$ , un paramètre cinétique (en  $l.j^{-1}.mg^{-1}$ ) et,  $X_{M.aeruginosa}$  (en  $mg.l^{-1}$ ) représente la biomasse de *M. aeruginosa*.

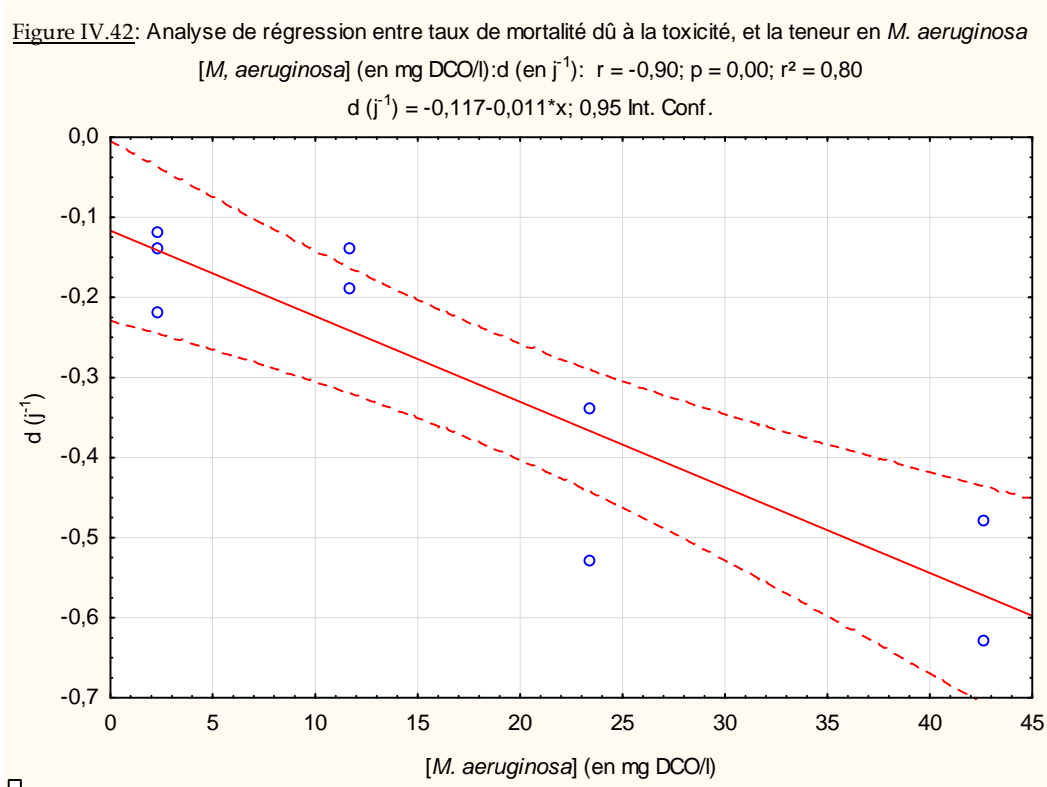


Tableau IV.18: Comparaison des modèles de régression taux de mortalité de *D. pulex*= $f([M. aeruginosa])$

| Modèle                    |                             | Multiple<br>- R | Ajusté<br>- R <sup>2</sup> | SC -<br>Modèle | dl -<br>Modèle | MC -<br>Modèle | SC -<br>Résidus | dl -<br>Résidus | MC -<br>Résidus | F     | p    |
|---------------------------|-----------------------------|-----------------|----------------------------|----------------|----------------|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-------|------|
| sans terme<br>indépendant | $d_{Dp-Ma}$<br>( $j^{-1}$ ) | 0,77            | 0,59                       | 0,16           | 1              | 0,16           | 0,11            | 7               | 0,02            | 10    | 0,02 |
| avec terme<br>indépendant | $d_{Dp-Ma}$<br>( $j^{-1}$ ) | 0,91            | 0,80                       | 0,22           | 1              | 0,22           | 0,05            | 6               | 0,01            | 28,47 | 0,00 |

Tableau IV.19: Analyse des coefficients des modèles taux de mortalité de *D. pulex*=f([*M. aeruginosa*])

| Modèle                    |   | $d_{Dp-Ma}$<br>(j <sup>-1</sup> )<br>(param.) | $d_{Dp-Ma}$<br>(j <sup>-1</sup> )<br>Err-Type | $d_{Dp-Ma}$<br>(j <sup>-1</sup> )<br>t | $d_{Dp-Ma}$<br>(j <sup>-1</sup> )<br>p | -95%<br>Lim<br>Conf | +95%<br>Lim.<br>Conf | $d_{Dp-Ma}$<br>(j <sup>-1</sup> )<br>Bêta (β) | $d_{Dp-Ma}$<br>(j <sup>-1</sup> )<br>ErTyp.β | -95%<br>Lim.<br>Conf | +95%<br>Lim.<br>Conf |
|---------------------------|---|---|---|--|--|---------------------|----------------------|---|--|----------------------|----------------------|
| sans terme<br>indépendant | [ <i>M. aeruginosa</i> ]<br>(mg/l)              | -0,01   | 0,00  | -8,17                                  | 0,00                                   | -0,02               | -0,01                | -0,95   | 0,12   | -1,23                | -0,68                |
| avec terme<br>indépendant | Ord.Orig.<br>[ <i>M. aeruginosa</i> ]<br>(mg/l) | -0,14   | 0,05  | -2,86                                  | 0,03                                   | -0,25               | -0,02                |   |  |                      |                      |
|                           |   | -0,01   | 0,00  | -5,34                                  | 0,00                                   | -0,01               | -0,01                | -0,91   | 0,17   | -1,33                | -0,49                |

La mortalité de *D. pulex* du fait de *M. aeruginosa* étant décrite par une fonction exponentielle (figures IV.32 à IV.41), alors la cinétique de la mortalité de *D. pulex* du fait de *M. aeruginosa* peut être décrite telle que :

$$\frac{dX_{D.p}}{dt} = d_{D.p-M.a} \cdot X_{D.P} = k_{M.a} * X_{M.a} * X_{D.P} \text{ ou}$$

$$\frac{dX_{D.p}}{dt} = d_{D.p-M.a} \cdot X_{D.P} = (k_{M.a} * X_{M.a} - 0,14) * X_{D.P}$$

### III.5 Cinétique de croissance de *D. pulex* dans le milieu combo sans substrat

Les résultats obtenus montrent pendant les neuf premiers jours, une croissance démographique qui n'est pas observée lorsque ces organismes sont nourris avec la cyanobactérie *M. aeruginosa*. Une telle observation montre le degré de toxicité de *M. aeruginosa* vis-à-vis de la croissance de *D. pulex*. *M. aeruginosa* constitue, visiblement, une très mauvaise compagnie pour *D. pulex* : ***D. pulex* préfère être seule plutôt qu'en mauvaise compagnie.**

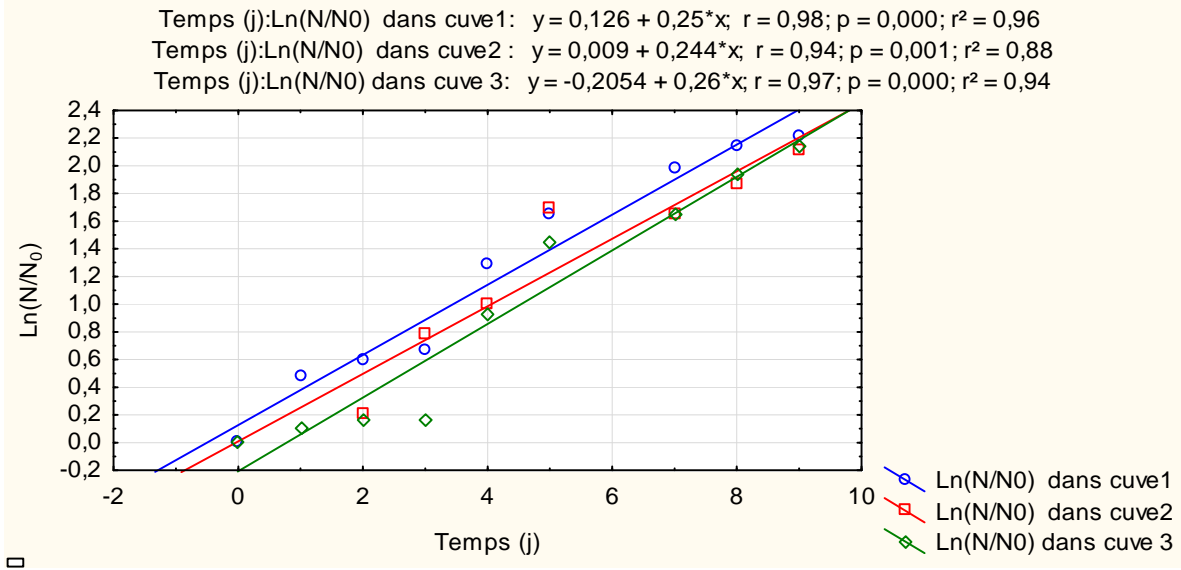
Certes les tests n'ont pas été dans les deux cas, démarrés avec des organismes du même stade de développement mais, il convient de faire remarquer que dans le cas d'*E. coli* ou de *Scenedesmus sp.* (comme substrats), malgré que les tests ont été démarrés, sur des néonates, l'on a pu observer une croissance démographique avec ces deux premiers substrats alors qu'on en a pas observé avec *M. aeruginosa*. Par conséquent, le résultat ici rapporté reste important dans son contexte.

Les taux de croissances démographiques observées pour *D. pulex* cultivée sans substrat, vont de 0,24 j<sup>-1</sup> à 0,26 j<sup>-1</sup> (figure IV.43) et sont très élevés par rapport à ceux enregistrés lorsque ces organismes sont nourris de *M. aeruginosa* (-0,19 à -0,40 j<sup>-1</sup> ; Tableau IV.17).



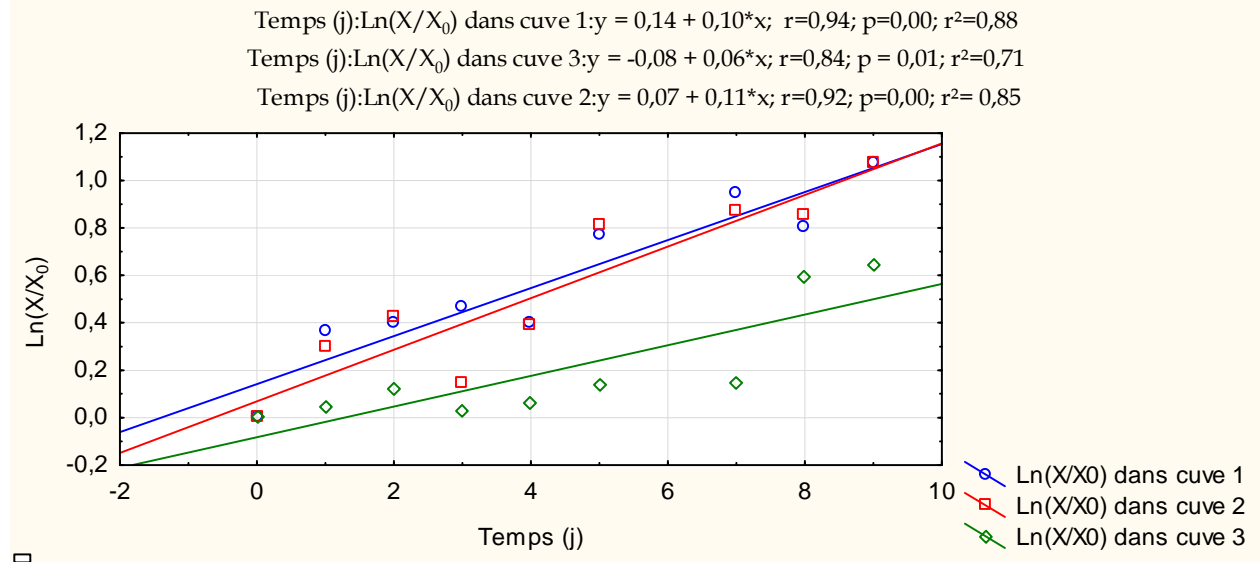
## Chapitre IV

Figure IV.43: Taux de croissance démographique de *D. pulex* cultivé dans e milieu Combo sans substrat



Les taux de croissances pondérales de *D. pulex* cultivés sans substrats (Figure IV.40), sont logiquement plus bas ( $0,06 \text{ j}^{-1}$  à  $0,11 \text{ j}^{-1}$ ) que ceux obtenus en la nourrissant des substrats qui sont favorables à sa croissance (en l'occurrence, *E. coli* et *Scenedesmus sp.*, dans le présent travail).

Figure IV.44: Taux de croissance pondérale de *D. pulex* cultivé sur le milieu Combo sans substrat



III.6 Cinétique globale de croissance de *D. pulex* sur ses substrats

III.6.1 Taux de croissance pondérale sur différentes mixtures de *Scenedesmus sp.* et *E. coli*

Au regard des résultats obtenus des études réalisées en considérant les substrats individuellement, la cinétique globale du processus de croissance de *D. pulex* a été étudiée en considérant uniquement l'algue *Scenedesmus sp.* et la bactérie *E. coli* comme les substrats favorables à la croissance de *D. pulex*.

Les taux spécifiques de croissance pondérale de *D. pulex* déterminés graphiquement pour chaque mixture de substrat (*Scenedesmus sp.* et *E. coli*) sont présentés dans le tableau IV.20 avec les coefficients de détermination des ajustements.

Tableau IV.20: Synthèse des taux spécifiques de croissance pondérale de *D. pulex* déterminés graphiquement pour chaque mixture de substrat (*Scenedesmus sp.* et *E. coli*)

| [ <i>Scenedesmus sp.</i> ] |                 | [ <i>E. coli</i> ] |          | $r_{mesuré}$ | Coefficient de     |                                 |
|----------------------------|-----------------|--------------------|----------|--------------|--------------------|---------------------------------|
| Cel/ml                     | mg poids sec /l | mg DCO/l           | Cel/ml   | mg/l         | (j <sup>-1</sup> ) | détermination (r <sup>2</sup> ) |
| 5,00E+05                   | 9,75E+00        | 9,26E+00           | 1,00E+06 | 3,00E-01     | 0,44               | 0,98                            |
| 5,00E+05                   | 9,75E+00        | 9,26E+00           | 1,00E+06 | 3,00E-01     | 0,43               | 0,96                            |
| 5,00E+05                   | 9,75E+00        | 9,26E+00           | 1,00E+06 | 3,00E-01     | 0,43               | 0,99                            |
| 1,00E+06                   | 1,95E+01        | 1,85E+01           | 1,00E+08 | 3,00E+01     | 0,48               | 0,98                            |
| 1,00E+06                   | 1,95E+01        | 1,85E+01           | 1,00E+08 | 3,00E+01     | 0,42               | 0,96                            |
| 1,00E+06                   | 1,95E+01        | 1,85E+01           | 1,00E+08 | 3,00E+01     | 0,38               | 0,97                            |
| 3,00E+06                   | 5,85E+01        | 5,56E+01           | 1,00E+07 | 3,00E+00     | 0,52               | 0,97                            |
| 3,00E+06                   | 5,85E+01        | 5,56E+01           | 1,00E+07 | 3,00E+00     | 0,51               | 0,99                            |
| 1,00E+04                   | 1,95E-01        | 1,85E-01           | 1,00E+04 | 3,00E-03     | 0,32               | 0,97                            |
| 1,00E+04                   | 1,95E-01        | 1,85E-01           | 1,00E+04 | 3,00E-03     | 0,31               | 0,95                            |
| 1,00E+04                   | 1,95E-01        | 1,85E-01           | 1,00E+04 | 3,00E-03     | 0,3                | 0,98                            |

III.6.2 Caractérisation de la cinétique globale

Étant donné qu'il est bien documenté que les cladocères ingèrent indistinctement les algues et les bactéries (Lampert, 1974 ; Peterson et Hobbie, 1978), seul le modèle de cinétique de croissance sans interaction entre substrats (somme des cinétiques de croissance) et le modèle de cinétique de croissance avec paramètres d'interaction ont été testés dans ce travail. Leurs expressions respectives au regard des résultats précédents sont indiquées ci-dessous :

- Modèle de cinétique de croissance sans interaction entre substrats

$$r = \frac{r_{maxScenedesmus} X_{Scenedesmus}}{(K_{Scenedesmus} + X_{Scenedesmus})} \text{Exp}\left(-\frac{X_{Scenedesmus}}{K_{I Scenedesmus}}\right) + \frac{r_{maxE.coli} X_{E.coli}}{K_{X_{E.coli}} + X_{E.coli}}$$

- Modèle de cinétique de croissance avec paramètres d'interaction entre substrats

$$r = \frac{r_{maxScenedesmus} X_{Scenedesmus}}{(K_{X_{Scenedesmus}} + X_{Scenedesmus} + I_{E.coli/Scenedesmus\ sp.} * X_{E.coli})} \text{Exp}\left(-\frac{X_{Scenedesmus}}{K_{I Scenedesmus}}\right) + \frac{r_{maxE.coli} X_{E.coli}}{K_{X_{E.coli}} + X_{E.coli} + I_{Scenedesmus\ sp./E.coli} * X_{Scenedesmus\ sp.}}$$

Avec les définitions des symboles conformes à celles données dans la partie "Matériels et Méthodes"

### III.6.3 Estimation des paramètres d'interaction

Nos données expérimentales s'ajustent très bien au modèle de cinétique de croissance avec paramètres d'interaction (≈80% de variabilité expliquée ; Tableau IV.21), confirmant ainsi l'existence d'une forme d'interaction qui n'est ni **compétitives**, ni **non compétitives** et non plus **incompétitives**, entre les deux substrats. On obtient également de bonnes estimations des paramètres d'interaction  $p < 0,05$ , tableau IV.22).

Tableau IV.21: Résultats de l'ajustement des données expérimentales relatives à la croissance de *D. pulex* sur *Scenedesmus sp.* et *E. coli*, au modèle de cinétique avec paramètres d'interactions

|                              | Somme des Carrés | DL | Moindres Carrés | Valeur F | Valeur P | Proportion de la variance expliquée | r    |
|------------------------------|------------------|----|-----------------|----------|----------|-------------------------------------|------|
| Régression                   | 1,92             | 2  | 0,96            | 641,78   | 0,00     | 0,77                                | 0,88 |
| Résidu                       | 0,01             | 9  | 0,00            |          |          |                                     |      |
| Total                        | 1,93             | 11 |                 |          |          |                                     |      |
| Total Corrigé                | 0,06             | 10 |                 |          |          |                                     |      |
| Régression vs. Total Corrigé | 1,92             | 2  | 0,96            | 160,50   | 0,00     |                                     |      |

Tableau IV.22: Résultats de l'estimation des paramètres d'interaction

|                | Estimat. | Erreur - Type | Valeur t dl = 9 | Valeur p | Conf. Inf Limite | Conf. Sup Limite |
|----------------|----------|---------------|-----------------|----------|------------------|------------------|
| I <sub>1</sub> | 1,07     | 0,29          | 3,71            | 0,00     | 0,42             | 1,72             |
| I <sub>2</sub> | 0,04     | 0,01          | 4,83            | 0,00     | 0,02             | 0,06             |

Où I<sub>1</sub> = I<sub>E. Coli / Scenedesmus sp.</sub> Et I<sub>2</sub> = I<sub>Scenedesmus sp./E. coli</sub>

$$r = \frac{0,37 * X_{Scenedesmus}}{(0,14 + X_{Scenedesmus} + 0,04 * X_{E.coli})} \exp\left(-\frac{X_{Scenedesmus}}{577,36}\right) + \frac{0,30 * X_{E.coli}}{7,17.10^{-06} + X_{E.coli} + 1,07 * X_{Scenedesmus sp}}$$

Dans le cas présent, on observe une plus grande valeur obtenue pour I<sub>1</sub>=I<sub>E. Coli / Scenedesmus sp.</sub> comparée à celle obtenue pour I<sub>2</sub>= I<sub>Scenedesmus sp./E. coli</sub> traduisant une inhibition (quoique de faible intensité) par *E. coli*, de l'ingestion *Scenedesmus sp.*, par les cladocères.

Les interactions entre algues et bactéries dans le milieu naturel ont fait l'objet de nombreuses études au nombre desquelles on peut citer : Cole (1982) et Berland *et al.* (1972) et DE LUCCA *et al.* (1977) cités par Gauthier *et al.* (1984); mais ces interactions n'ont jamais été étudiées, à notre connaissance, au regard de la croissance des cladocères pour que nous puissions discuter nos résultats. Des tests d'ingestion ont été effectués pour étudier, la capacité des cladocères à opérer une sélection parmi leurs substrats et, au nombre de ceux-ci, Lampert (1974) a montré qu'en dehors des individus de tailles inférieures à 1,5mm les cladocères ingèrent indistinctement les algues et les bactéries.

Afin de tester la pertinence de considérer l'interaction ainsi relevé entre *Scenedesmus sp.* et *E. coli*, sur la croissance de *D. pulex*, nous avons comparé les ajustements de nos données, d'une part au modèle de cinétique de croissance avec paramètre d'interaction, à ceux réalisés avec le modèle de cinétique de croissance sans interactions entre les substrats.

### III.6.4 Comparaison des deux modèles de cinétiques de croissance sur substrats hétérologues

Les taux de croissance observés et ceux estimés à l'aide de chacun des deux modèles sont présentés dans le tableau IV.23.

Tableau IV.23: Taux de croissance pondérale mesuré et estimé

| $r_{\text{mesuré}} (j^{-1})$ | $r_{\text{modèle SKIP}} (j^{-1})$ | $r_{\text{modèle somme}} (j^{-1})$ |
|------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|
| 0,44                         | 0,48                              | 0,66                               |
| 0,43                         | 0,48                              | 0,66                               |
| 0,43                         | 0,48                              | 0,66                               |
| 0,48                         | 0,43                              | 0,66                               |
| 0,42                         | 0,43                              | 0,66                               |
| 0,38                         | 0,43                              | 0,66                               |
| 0,52                         | 0,48                              | 0,63                               |
| 0,51                         | 0,48                              | 0,63                               |
| 0,32                         | 0,3                               | 0,51                               |
| 0,31                         | 0,3                               | 0,51                               |
| 0,3                          | 0,3                               | 0,51                               |

Les résultats de la comparaison des deux modèles testés (tableau IV.24) révèle que le modèle de cinétique de croissance avec paramètres d'interaction s'ajuste mieux à nos données expérimentales (EQM=0,001 et EAM=0,032) que le modèle sans interaction (EQM=0,043 et EAM=0,201).

Tableau IV.24: Comparaison des ajustements des données expérimentales aux deux modèles de cinétique de croissance sur substrat mixte

|                                  | $r_{\text{modèle SKIP}} (j^{-1})$ | $r_{\text{modèle somme}} (j^{-1})$ |
|----------------------------------|-----------------------------------|------------------------------------|
| Erreur quadratique moyenne (EQM) | 0,001                             | 0,043                              |
| Erreur absolue moyenne (EAM)     | 0,032                             | 0,201                              |

Mais, nous n'avons pas encore d'éléments pour expliquer l'inhibition par *E. coli* de l'ingestion de *Scenedesmus sp.* par *D. pulex*.

## IV. Conclusions

Nos résultats sont conformes à ceux de la littérature concernant l'effet des algues, des bactéries, et des cyanobactéries sur la croissance des cladocères. Nos données expérimentales prouvent que la cinétique de la croissance des cladocères sur les bactéries, est bien décrite par un modèle de type Monod qui, traduit une augmentation du taux de croissance en fonction des teneurs en bactéries, jusqu'à une certaine teneur en bactéries à partir de laquelle on observe une saturation de la croissance.

Comparées aux bactéries, les algues constituent les meilleurs substrats à certaines concentrations. En effet, en concordance avec les observations de Ovie et Egborge (2002) et Ovie et Ovie (2008), le présent travail confirme l'inhibition de la croissance des cladocères par les fortes teneurs en algues. Bien que l'explication des mécanismes en cause, ne fasse pas l'objet du présent travail, il convient de préciser que cette inhibition de croissance n'est pas liée à l'état physiologique des algues car, nos cultures d'algues ont été maintenues en phase de croissance exponentielle via la culture en chémostat. Par ailleurs, la très grande valeur obtenue pour la constante d'inhibition ( $K_i$ ), dans le présent travail, montre que les algues sont toutefois de mauvais inhibiteurs de la croissance des cladocères. Par contre, les cyanobactéries constituent de véritables nuisances pour la croissance des cladocères. Ce travail est le premier à notre connaissance à prendre en compte, en modélisation, la mortalité des cladocères du fait de la toxicité des cyanobactéries.

Le présent travail montre l'intérêt de décrire la cinétique de croissance des cladocères sur les algues par un modèle qui traduit une inhibition de la croissance par de fortes teneurs en algues et, apporte deux réponses pour expliquer les causes possibles de l'échec des modèles ayant porté sur le zooplancton à traduire, en tout temps par simulations, les biomasses de cladocères réellement observées. Il s'agit de :

- une description inadéquate de la cinétique de croissance des cladocères sur les algues ;
- L'ignorance de la toxicité des cyanobactéries lorsque les biomasses algales sont mesurées par dosage de la chlorophylle a. Étant donné que les cyanobactéries produisent aussi la chlorophylle a, la mesure de cette variable tend à surestimer la biomasse algale et n'apporte pas la précision, pourtant nécessaire, sur les parts respectives dues aux algues et aux cyanobactéries qui, ont des effets antagonistes sur la production des cladocères.

La cinétique globale de la croissance de *D. pulex* simultanément sur *Scenedesmus sp.* et *E. coli* est mieux décrite par le modèle de cinétique avec paramètre d'interaction (EQM=0,001 et EAM=0,032) que par le modèle sans interaction (EQM=0,043 et EAM=0,201). Mais, nous n'avons pas encore d'éléments pour expliquer l'inhibition par *E. coli* de l'ingestion de *Scenedesmus sp.* par *D. pulex*.

### V. Références

Alva-Martínez A. F., Sarma S. S. S. et Nandini S. 2004. Population growth of *Daphnia pulex* (cladocera) on a mixed diet (*Microcystis aeruginosa* with chlorella or scenedesmus). *Crustaceana*. 77(8), 973-988.

Andrews J. F. 1968. Mathematical model for the continuous culture of microorganisms utilizing inhibitory substrates. *Biotechnol. Bioeng.* 10: 707-723

Beyenal H., Chen S. N. et Lewandowski Z. 2003. The double substrate growth kinetics of *Pseudomonas aeruginosa*. *Enzyme and Microbial Technology*. 32: 92-98

Briggs G. E. et Haldane J. B. S. 1925. A note on the kinetics of enzyme action. *Biochem. J.* 19 : 338-339

## Chapitre IV

- Castillo N. 1981. Culture of the fresh water cladoceran, *Daphnia pulex* F. utilizing *Scenedesmus obliquus* grown in diary water medium. Mémoire de master. University of British Columbia.
- Cole J. J. 1982. Interactions between bacteria and algae in aquatic ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 13: 291-314
- Contois D. E. 1959. Kinetics of bacterial growth: relationship between population density and specific growth rate of continuous cultures. *J. Gen. Microbiol.* 21: 40-49.
- Edwards V. H. 1970. The influence of high substrate concentration on microbial kinetics. *Biotechnol. Bioeng.* 12: 679-712.
- Færøvig P. J., Andersen T. et Hessen D. O. 2002, Image analysis of *Daphnia* populations: non-destructive determination of demography and biomass in cultures *Freshwater Biology.* 47: 1956-1962.
- Gauthier M., Martin Y., Lelong P., et Breittmayer V. 1986. Interactions entre les bactéries et les algues dans une culture continue de phytoplancton naturel soumise aux conditions extérieures. IFREMER, Actes de Colloques. 3 : 361-373
- Hathaway C. J. et Stefan H. G. 1995. Model of daphnia populations for wastewater stabilization ponds, *Water Res.* 29 (1), 195-208.
- Hooper H. L., R. Connon A. Callaghan S. J. Maund M. Liess, S. Duquesne T. H. Hutchinson J. Moggs et Sibly R. M. 2006. The use of image analysis to estimate population growth rate in *Daphnia magna*. *Journal of Applied Ecology.* 43: 828-834.
- Kilham S. S., Kreeger D. A., Lynn S. G., Goulden C. E. et Herrera L. 1998. COMBO: a defined freshwater culture medium for algae and zooplankton. *Hydrobiologia.* 377: 147-159.
- Lampert W. 1974. A method for determining food selection by zooplankton. *Limnol. Oceanogr.* 19: 995-998.
- Lampert W. 1976. A directly coupled artificial two-step food chain for long term experiments with filter feeders at constant food concentration. *Marine Biology.* 37: 349-355.
- Mahapatra D., Chanakya H. N. et Ramachandra T. V. 2013. Treatment efficacy of algae-based sewage treatment plants. *Environ Monit Assess.* DOI 10.1007/s10661-013-3090-x.
- Monod J. 1949. The growth of bacterial cultures. *Ann. Rev. Microbiol.* 3: 371-394.
- Omlin M., Reichert P., Forster R. 2001. Biogeochemical model of Lake Zurich: Model equations and results. *Ecological Modelling.* 141: 77-103
- Ovie S. I. et Egborge A. B. M. 2002. The effect of different algal densities of *Scenedesmus acuminatus* on the population growth of *Moina micrura* Kurz (Crustacea: Anomopoda, Moinidae). *Hydrobiologia.* 477: 41-45
- Ovie S. I. et Ovie S. O. 2008. Population growth of the freshwater cladoceran, *Diaphanosoma excisum*, fed different densities of the alga, *Scenedesmus acuminatus*. *The Israeli Journal of Aquaculture - Bamidgeh.* 60 (2), 107-112.

## Chapitre IV

- Peterson B. J. et Hobbie J. E. 1978. *Daphnia* grazing on natural bacteria. *Limnol. Oceanogr.* 23 (5), 1039-1044.
- Prescott L. M., Harley J. P., Klein D. A. 2003. *Microbiologie*. 2ème édition française. De Boeck (ed). ISBN 2-8041-4256-6.
- Reardon K. F., Mosteller D. C., Rogers J. D. 2000. Biodegradation Kinetics of Benzene, Toluene and Phenol as Single and Mixed Substrates for *Pseudomonas putida* F1. *Bioeng.* 69: 385-400.
- Rohrlack T., Christoffersen K. Kaebernick M. et Neilan B. A. 2004. Cyanobacterial Protease inhibitor Microviridin J causes a Lethal Molting disruption in *Daphnia pulex*. *Applied and environmental microbiology.* 70 (8), 5047-5050.
- Ryther J. H. 1954. Inhibitory Effects of Phytoplankton upon the Feeding of *Daphnia magna* with Reference to Growth, Reproduction, and Survival. *Ecology.* 35 (4), 522-533.
- Sterner R. W. 1993. *Daphnia* growth on varying quality of *Scenedesmus*: mineral limitation of zooplankton. *Ecology.* 74(8), 2351-2360.
- Sancho E. M., Castillo J. J. M., El Yousfi F. 1999. Photoautotrophic consumption of phosphorus by *Scenedesmus obliquus* in a continuous culture. Influence of light intensity. *Process Biochemistry.* 34: 811-818.
- Tezuka Y. 1971. Feeding of *Daphnia* on planktonic bacteria. *Jpn J. Ecol.* 21: 127-134.
- Vasconcelos V. M. et Pereira E. 2001. Cyanobacteria diversity and toxicity in a wastewater treatment plant (Portugal). *Wat. Res.* 35 (5), 1354-1357.

**Chapitre V: DESCRIPTION CONCEPTUELLE DU SOUS - MODELE  
"PRODUCTION DES CLADOCERES DANS LES BASSINS DE  
LAGUNAGE"**

---

**I. Introduction**

Au regard des résultats obtenus de la caractérisation de la cinétique de croissance des cladocères (chapitre IV) qui montrent clairement que seules les bactéries et les algues doivent être considérées comme substrats pour leur croissance, le présent chapitre décrit, de manière conceptuelle, le sous-modèle proposé pour décrire la production des cladocères dans les bassins de lagunage. Ce sous-modèle prend en compte les effets des teneurs en substrats sur le taux de croissance des cladocères, tout en traduisant l'impact des cladocères sur les conditions physico-chimiques du système (consommation d'oxygène, excréments de CO<sub>2</sub>, de matières organiques particulières mortes, d'azote ammoniacal et de phosphates).

Ce chapitre comprend :

- Une présentation conceptuelle du sous-modèle proposé à travers ses processus de conversion biochimique et ses variables considérées;
- Une présentation théorique du sous modèle proposé, dans le formalisme de matrice des processus.

Ce chapitre est purement théorique ; il vise à donner une vue "panoramique et conceptuelle" du sous-modèle proposé et, à rendre logiquement compréhensible la suite du travail (dans les prochains chapitres). La description définitive du sous-modèle avec les valeurs de tous les paramètres (cinétiques et stœchiométriques) interviendra au chapitre VII.

**II. Sous-modèle conceptuel proposé**

Dans les bassins de lagunage où les biomasses d'algues et de bactéries d'une part, et les teneurs en oxygène dissous, d'autre part, sont compatibles avec leur croissance, les cladocères s'installent naturellement. Ils s'y multiplient (**processus de croissance**), dans la colonne d'eau, à des vitesse qui dépendent des teneurs en oxygène, mais aussi, en algues et en bactéries dont ils interviennent en quelque sorte dans le recyclage en libérant dans le milieu, les produits de leurs digestions (matières organiques particulières mortes (y compris les exuvies), azote (ammoniacal et organique), phosphate, et CO<sub>2</sub>). Certains de ces produits contribuent d'ailleurs à stimuler la croissance des algues et des bactéries présentes dans le milieu. L'influence de l'oxygène, tout comme celle des bactéries sur la vitesse de croissance des cladocères peut être décrite par une fonction qui traduit une saturation de cette vitesse de croissance à partir de certaines teneurs (respectivement) en oxygène et en bactéries. Par contre, au-delà de certaines teneurs, les algues entraînent une chute de cette vitesse de croissance suivant une relation qui est bien décrite par une fonction d'inhibition de croissance par les fortes teneurs en algues.



En considérant une biomasse constante pour toutes les classes de taille de daphnies, le sous-modèle décrit une relation stœchiométrique entre la biomasse de daphnie et celles des substrats qu'elle consomme d'une part, et les produits qu'elle excrète d'autre part, au cours de ce processus de croissance.

Lorsque, dans le milieu, il n'y a plus assez de substrats (algues et/ou bactéries) pour satisfaire les besoins physiologiques pour la croissance (somatique et parthénogénétique), les cladocères puisent dans leurs propres réserves suivant un processus qualifié de **respiration endogène**. La vitesse de ce processus qui occasionne une baisse de la biomasse de daphnies, est gouvernée uniquement par la teneur en oxygène du milieu. En se nourrissant dans leurs propres réserves, les daphnies, continuent d'excréter les produits habituels de la respiration, (précédemment cités) suivant une stœchiométrie propre à ce processus.

Compte tenu de l'écologie des bassins de lagunage caractérisée par des apparitions de cyanobactéries, il est considéré dans le présent sous-modèle que la mortalité des daphnies intervient naturellement avec l'âge des individus, mais également avec l'agressivité du milieu vis-à-vis des individus, notamment en présence de cyanobactéries. En effet, les cyanobactéries ont un effet toxique fatal sur les daphnies (**processus de mortalité dû à la présence des cyanobactéries**). Les cyanobactéries, n'étant pas assimilables par les daphnies, il est considéré dans ce sous modèle qu'elles ne sont pas biochimiquement converties par les daphnies. Une cinétique d'ordre 1 dont la valeur du coefficient dépend de la teneur en cyanobactérie dans le milieu, décrit cet impact négatif des cyanobactéries sur la croissance des cladocères.

**A ces processus de conversion biochimique, il faut ajouter le transport hydraulique qui a tendance à emporter une partie des daphnies dans l'effluent.**

Les daphnies se déplacent librement dans la colonne d'eau et, il n'est pas considéré qu'elles sédimentent, sauf après leur mort et dans ce cas, elles contribuent plutôt aux matières organiques qui, peuvent effectivement sédimenter.

L'ensemble de cette description est résumé dans le schéma ci-dessous et la légende qui l'accompagne.

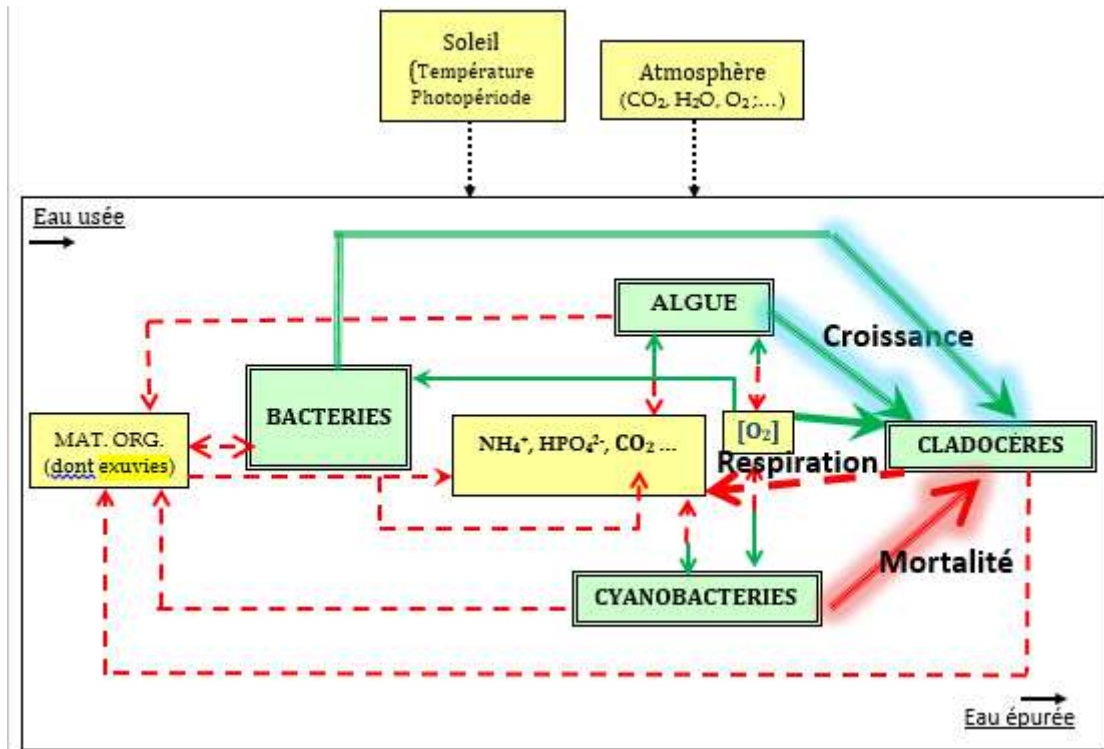
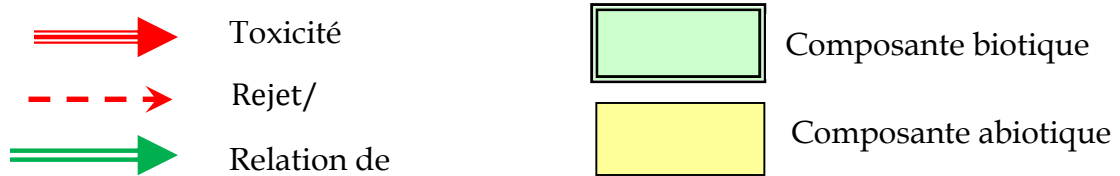


Figure V.1: Description schématique du modèle proposé

Légende



Synthèse

Dans le sous-modèle ici proposé, le taux net de croissance des daphnies dans un bassin de lagunage, résulte du solde entre les taux respectifs des processus de **croissance** ( $r_{\text{croissance}}$ ), de **respiration endogène** ( $k_{\text{respiration}}$ ), de **mortalité naturelle** ( $k_{\text{mort}}$ ) et de **mortalité due aux cyanobactéries** ( $k_{\text{mort cyanobactéries}}$ ).

Le taux net de la croissance des daphnies dans un tel bassin correspond à la somme algébrique des taux respectifs de chacun de ces quatre processus :

$$r_{\text{net}} = r_{\text{croissance}} - k_{\text{respiration}} - k_{\text{mort}} - k_{\text{mort cyanobactéries}}$$

La dynamique de la biomasse de daphnies dans un bassin de lagunage, peut être exprimée mathématiquement, à l'aide de l'équation bilan:

$$\frac{V * dX_{\text{Daphnies}}}{dt} = QX_0 + (r_{\text{croissance}} - k_{\text{respiration endogène}} - d_{\text{mortalité naturelle}} - d_{\text{mortalité due aux cyanobactéries}}) * V * X_{\text{Daphnies bassin}} - k_{\text{drainage}} * Q * X_{\text{Daphnie bassin}}$$

soit

$$\frac{dX}{dt} = \frac{X_0}{\theta} + (r_{\text{croissance}} - k_{\text{respiration endogène}} - k_{\text{mort}} - k_{\text{mort cyanobactéries}} - \frac{k}{\theta}) * X_{\text{Daphnie bassin}}$$

Avec :

$X_0$  : Biomasse de daphnies dans l'affluent entrant dans le bassin (elle est nulle pour le tout premier bassin si l'on considère que l'apport de daphnies par l'eau usée brute entrant dans la station est négligeable) ;

$X_{\text{Daphnie bassin}}$  : Biomasse de daphnie dans le bassin ;

$V$  : Volume du bassin

$Q$  : Débit (identique à l'entrée et à la sortie du bassin)

$\Theta$  : Temps de séjour hydraulique

$r_{\text{croissance}}$  : Taux de croissance sur les algues et les bactéries

$k_{\text{respiration endogène}}$  : Taux de respiration

$k_{\text{mort}}$  : taux de mortalité naturelle

$k_{\text{mort cyanobactéries}}$  : Taux de mortalité due aux cyanobactéries

$k_{\text{drainage}}$  : Coefficient de perte de biomasse de daphnies à travers l'effluent (sortant du bassin)

### II.1 Les processus de conversion biochimique

Quatre processus de conversions biochimiques ont été retenus le sous-modèle proposé. Il s'agit de:

- la croissance sur les algues,
- la croissance sur les bactéries,
- la respiration endogène,
- la mortalité due ou non aux cyanobactéries.

La production d'exuvies n'a pas été considérée comme un processus car elle est intimement liée à la croissance. Par ailleurs, la distinction entre les exuvies et les autres matières particulaires présenterait un intérêt si une valorisation était envisagée pour les exuvies, ce qui n'est pas le cas dans ce travail. Les exuvies sont donc incluses dans les matières organiques particulaires ( $X_s$ ).

Les processus retenus sont décrits, ci-dessous, au plan de leur cinétique et de leur stœchiométrie.

#### II.1.1 Le processus de croissance

##### II.1.1.1 Cinétique de croissance des cladocères

Au regard des concentrations en algues rencontrées dans les bassins de lagunage et sur la base des résultats de l'étude sur la caractérisation de la cinétique de la croissance des cladocères (chapitre IV), la cinétique de la croissance des cladocères sur les algues est décrite par une modèle de type inhibition (modèle d'Edwards, 1970).

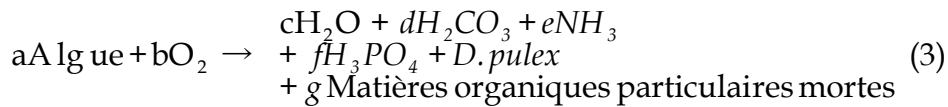
Ce choix est également justifié par les résultats des travaux de Ovie et Egborge (2002) et Ovie et Ovie (2008) qui ont aussi relevé, dans le cadre d'études visant à optimiser la production de cladocères à partir d'algues, une inhibition de la croissance des cladocères par les fortes concentrations d'algues.

Une cinétique de type Monod décrit l'influence des biomasses de bactéries sur le taux de croissance des cladocères, conformément aux résultats de nos travaux.

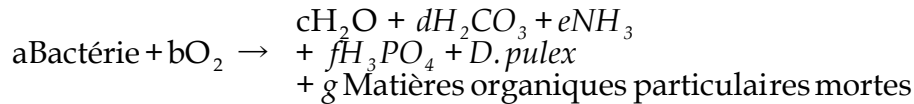
La cinétique globale de la croissance de *D. pulex* simultanément sur *Scenedesmus sp.* et *E. coli* est mieux décrite par le modèle de cinétique de croissance avec paramètres d'interaction (EQM=0,001 et EAM=0,032) que par le modèle sans interaction (EQM=0,043 et EAM=0,201).

### II.1.1.2 Stœchiométrie de la croissance des cladocères

Du fait de la distinction de deux groupes de substrats (algues et bactéries) que les daphnies ingèrent, une stœchiométrie est proposée séparément pour les algues et les bactéries, pour rendre compte des impacts sur la différentes variables d'état (composition chimique) du milieu. Cette approche est préférée pour tenir compte du fait que les algues et les bactéries n'ont pas la même composition élémentaire (biomole). Littéralement, ceci peut être illustré par les équations suivantes :



Et



La description détaillée de la stœchiométrie de la croissance est faite au chapitre VI.

### II.1.2 Processus de respiration endogène

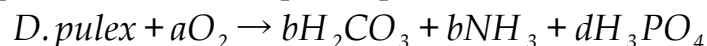
Ce processus semble, à priori, pertinent à considérer pour le compartiment "daphnie" dans un modèle dédié aux bassins de lagunage même dans le cas où celui-ci est conçu pour les régions tropicales. En effet, on peut imaginer des situations où la biomasse de daphnies est suffisamment importante pour que la quantité disponible de substrat puisse satisfaire ses besoins. Cependant les doutes possibles sur la pertinence de considérer ce processus dans un contexte comme le nôtre, ne pourront être levés que lors de la phase de calibration ou conciliation du modèle, aux mesures effectuées que le terrain.

#### II.1.2.1 Cinétique

Contrairement au processus de croissance, aucun indice (dans la littérature) ne justifiait que sa description telle que proposée dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) soit remise en cause; par conséquent, elle a été maintenue comme telle, dans le présent travail, avec la valeur du paramètre cinétique qui lui est associé.

#### II.1.2.2 Stœchiométrie

Littéralement, ce processus est décrit par l'équation de réaction :



La stœchiométrie détaillée de la respiration endogène est présentée au chapitre VI.

### II.1.3 Processus de mortalité (avec ou sans l'influence des cyanobactéries)

Ce processus traduit la perte de biomasse active de cladocères (par effet de vieillissement) sans que cela soit associé à une consommation d'oxygène. La biomasse active ainsi perdue va accroître la matière organique particulaire biodégradable (Xs) et, la matière particulaire inerte (Xi) du milieu.

La description faite pour ce processus, dans le présent travail, diffère de celle proposée dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001), car elle prend en compte l'effet létal des cyanobactéries sur les biomasses de daphnies.

#### II.1.3.1 Cinétique

La cinétique proposée pour ce processus, dans le modèle originel RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001), est de premier ordre relativement à la biomasse de *D. pulex* avec bien sûr l'influence de la température.

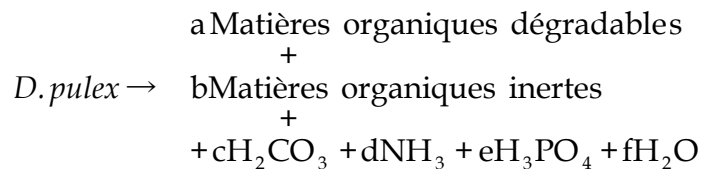
$$k_{\text{mort,D.p.T}^\circ} * T_0 e^{\beta_{\text{D,p}}(T-T_0)} X_{\text{D,p}}$$

La cinétique proposée dans le présent travail est décrite par l'expression (complétée par l'effet des cyanobactéries justifié dans le chapitre IV):

$$e^{\beta_{\text{D,p}}(T-T_0)} X_{\text{D,p}} * (k_{\text{mort,D,p}} + k_{\text{M.a}} * X_{\text{M.a}}) \text{ ou } e^{\beta_{\text{D,p}}(T-T_0)} X_{\text{D,p}} * (k_{\text{mort,D,p}} + (k_{\text{M.a}} * X_{\text{M.a}} - 0,14))$$

#### II.1.2.2 Stœchiométrie

Sa stœchiométrie peut être illustrée, par l'équation de réaction :



Sa description approfondie est fournie dans le chapitre VI.

### II.2 Les variables du sous-modèle : origines et devenir

Il n'est présenté ici, que les variables qui interviennent dans les processus de conversion biochimiques impliquant les cladocères. Elles constituent seulement une partie des principales variables qui influencent la qualité de l'eau dans les bassins de lagunage.

Ainsi, outre la biomasse de cladocères représentée ici par *D. pulex*, les variables considérées dans le sous-modèle peuvent être réparties en trois grands groupes : les **substrats** constituant l'alimentation de *D. pulex* (en l'occurrence, *Scenedesmus sp.* et *E. coli*), l'**accepteur final d'électron** (en l'occurrence, l'oxygène) et les **produits de la respiration** (CO<sub>2</sub>, ammonium, ortho phosphates, matières organiques particulaires mortes), les produits **de la mortalité** (matières particulaires mortes) de *D. pulex* et les cyanobactéries.

Les hypothèses simplificatrices du modèle de base RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) ont été maintenues pour la description des organismes .

Chacune des variables est décrite ci-dessous :

**S<sub>NH4</sub>**: Teneur en ammonium. Généralement caractérisé par la masse d'azote issu de la respiration des daphnies sur ses substrats; sa forme ammoniacale (selon le pH du milieu) est consommée comme source d'énergie par les bactéries nitrifiantes et comme source d'azote par les bactéries hétérotrophes, les algues et les macrophytes flottants. Dans notre modèle, il est exprimé en masse d'azote par litre (gN/l).

**S<sub>HPO4</sub>**: Représente la part de phosphates inorganique dissout. Il est généralement caractérisé par la masse de phosphore et sa teneur est exprimée en masse de phosphore par litre (g P/l). Le phosphore inorganique total dissout comprend le S<sub>HPO4</sub><sup>2-</sup> et le S<sub>H2PO4</sub><sup>-</sup>, leur distribution dépendant du pH du milieu. Tout comme l'ammonium, il est produit par la respiration des daphnies sur leurs substrats, et est consommé comme source de phosphore par les bactéries, les algues et les macrophytes.

**S<sub>O2</sub>**: Teneur en oxygène dissout. L'essentiel des processus considérés dans la présente matrice concerne les prélèvements d'oxygène par les daphnies. Aucune source d'approvisionnement en oxygène n'est ici présentée. Cependant, dans le modèle global, l'oxygène provient de la photosynthèse des algues, des cyanobactéries, des macrophytes et, des échanges avec l'atmosphère. Sa teneur dans le sous-modèle, est exprimée sous la forme d'une DCO négative, en masse d'oxygène par litre (g d'O<sub>2</sub>/l).

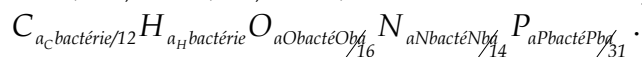
**S<sub>CO2</sub>**: Somme du dioxyde de carbone et de H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>. Dans le présent sous-modèle, il provient essentiellement de la respiration des daphnies (processus de respiration endogène et processus de croissance sur les substrats). Sa teneur est exprimée en masse de carbone par litre (g de C/l) ;

**X<sub>scene</sub>**: Biomasse de *Scenedesmus sp.*, substrat représentant ici, les algues. Sa composition élémentaire est caractérisée par les fractions massiques : α<sub>C,algue</sub>; α<sub>H, algue</sub> ; α<sub>O, algue</sub>; α<sub>N, algue</sub>; α<sub>P, algue</sub>; ou la formule chimique



Les algues colonisent naturellement les bassins de lagunage, où elles croissent sur les éléments minéraux dont une partie est issue de l'activité des bactéries et du zooplancton. Les processus décrivant leur croissance sont décrits dans le modèle global mais ne sont pas repris dans la présente matrice. Elles constituent l'un des substrats favorables à la croissance des cladocères. Leur biomasse est exprimée en équivalent DCO par litre ou en poids sec par litre.

**X<sub>E. coli</sub>**: Biomasse d'*E. coli*, substrat représentant ici les bactéries. Sa composition élémentaire est caractérisée par les fractions massiques : α<sub>C,bactérie</sub>; α<sub>H, bactérie</sub> ; α<sub>O, bactérie</sub>; α<sub>N, bactérie</sub>; α<sub>P, bactérie</sub>; ou la formule chimique :



## Chapitre V

Les bactéries colonisent naturellement les bassins de lagunage, où elles croissent sur les éléments organiques contenues dans l'eau usée et sur les minéraux dont une partie est issue de l'activité des algues et du zooplancton. Les processus décrivant leur croissance sont présentés dans le modèle global mais ne sont pas repris dans la présente matrice. Elles constituent l'un des substrats favorables à la croissance des cladocères. Leur biomasse est exprimée en équivalent DCO par litre ou en poids sec par litre.

**X<sub>D, p</sub>**: Biomasse de *Daphnia pulex*, représentant ici, les cladocères. Les cladocères colonisent naturellement les bassins de lagunage où elles croissent grâce, essentiellement, à l'oxygène, aux algues et aux bactéries, dont ils se nourrissent. Leur composition est caractérisée par :  $\alpha_{C,D,p}$  ;  $\alpha_{H,D,p}$  ;  $\alpha_{O,D,p}$  ;  $\alpha_{N,D,p}$  ;  $\alpha_{P,D,p}$  ; ou la formule chimique  $C_{\alpha_{C,D,p}/12} H_{\alpha_{H,D,p}} O_{\alpha_{O,D,p}/16} N_{\alpha_{N,D,p}/14} P_{\alpha_{P,D,p}/31}$ .

Leur biomasse est exprimée en équivalent DCO par litre ou en poids sec par litre.

**X<sub>M.aerug</sub>**: Biomasse de *M. aeruginosa*, représentant ici les cyanobactéries. Leur composition est caractérisée par :  $\alpha_{C,Cyan}$  ;  $\alpha_{H,Cyan}$  ;  $\alpha_{O,Cyan}$  ;  $\alpha_{N,Cyan}$  ;  $\alpha_{P,Cyan}$  ; ou la formule chimique  $C_{\alpha_{C,cyan}/12} H_{\alpha_{H,cyan}} O_{\alpha_{O,cyan}/16} N_{\alpha_{N,cyan}/14} P_{\alpha_{P,cyan}/31}$ . Tout comme les algues,

les cladocères et les bactéries, les cyanobactéries colonisent naturellement les bassins de lagunage où elles croissent, à partir des éléments minéraux dont une partie est issue de l'activité des bactéries et du zooplancton. Les processus décrivant leur croissance sont décrits dans le modèle global mais ne sont pas présentés dans la présente matrice. Elles ne sont pas assimilables par les cladocères et conduisent plutôt à leur mort mais contribuent à l'oxygénation globale du milieu. Sur la base de cette considération, les cyanobactéries, ne participent pas aux processus de conversion biochimiques représentés dans le présent sous-modèle; leur représentation (dans une colonne) est toutefois maintenue pour rappeler qu'elles participent à l'accroissement de la mortalité des daphnies. Leur biomasse est exprimée en équivalent DCO par litre ou en poids sec par litre.

**X<sub>S</sub>**: Matières organiques particulières (dont les exuvies). Leur composition est caractérisée par  $\alpha_{C,xs}$  ;  $\alpha_{H,xs}$  ;  $\alpha_{O,xs}$  ;  $\alpha_{N,xs}$  ;  $\alpha_{P,xs}$  ; ou la formule chimique  $C_{\alpha_{C,Xs}/12} H_{\alpha_{H,Xs}} O_{\alpha_{O,Xs}/16} N_{\alpha_{N,Xs}/14} P_{\alpha_{P,Xs}/31}$ .

Elles proviennent en partie, de l'eau brute et en partie de la mort des organismes vivant dans le milieu (bactéries, algues, cyanobactéries, macrophytes et cladocères). Leur biomasse est exprimée en équivalent DCO par litre ou en poids sec par litre.

**X<sub>I</sub>**: Matières inertes particulières. Elles proviennent en partie de l'eau brute et en partie, de la minéralisation, de la matière organique par les bactéries. Leur composition est caractérisée par  $\alpha_{C,XI}$  ;  $\alpha_{H, XI}$  ;  $\alpha_{O, XI}$  ;  $\alpha_{N, XI}$  ;  $\alpha_{P, XI}$  ou la formule chimique:  $C_{\alpha_{C,XI}/12} H_{\alpha_{H,XI}} O_{\alpha_{O,XI}/16} N_{\alpha_{N,XI}/14} P_{\alpha_{P,XI}/31}$

Leur biomasse est exprimée en équivalent DCO par litre ou en poids sec par litre.

### III. Expression du sous modèle dans le formalisme de matrice des processus

Le formalisme de matrice des processus (Henze *et al.*, 2000) est un format de description synthétique des modèles de conversions biochimiques. Il permet de :

- décrire à la fois la cinétique et la stœchiométrie de chaque processus.
- vérifier la conservation de la matière relativement à chaque élément chimique dans chaque processus ;
- faciliter les bilans de matières pour chaque élément (en prenant en compte, les processus qui le produisent et ceux qui le consomment).

**La matrice des processus (Tableau V.1) se présente sous la forme de deux matrices combinées:** l'une relative aux **stœchiométries** (mais qui prend toutefois en compte un **vecteur de cinétique** dans sa dernière colonne à droite) et l'autre relative aux **compositions élémentaires**. Elle simplifie la présentation des modèles de conversions biochimiques qui font généralement intervenir de nombreuses équations mathématiques, de nombreuses équations de réactions, de nombreuses variables et beaucoup de paramètres.

Dans ce formalisme:

- Chaque composé ou variable (i) intervenant dans le modèle est représenté dans une colonne de la matrice. Son sigle est présenté dans la première cellule de la colonne et sa définition et l'unité dans laquelle elle est exprimée sont présentées dans la dernière cellule (en bas) de la colonne.
- Chaque processus (j) est représenté dans une ligne de la matrice des stœchiométries. Sa définition est présentée dans la première cellule de la ligne et la vitesse ( $\rho_j$ ) à laquelle il se déroule est exprimée mathématiquement dans la dernière cellule de la ligne.
- Chacun des éléments chimiques retenus dans le modèle est représenté par une ligne de la matrice de composition.
- Et la composition chimique de chacune des variables (ou composés) retenues dans la matrice est donnée par une colonne de la matrice de composition (qui constitue d'ailleurs, le prolongement de la colonne représentant ladite variable).
- L'intersection de chaque processus (j) et de chaque variable (i) indique le coefficient stœchiométrique ( $v_{ij}$ ) de cette variable dans ce processus c'est-à-dire, le taux relatif de conversion de cette variable par ce processus. Les produits  $v_{ij}\alpha_{ik}$  sont les taux de conversions relatifs correspondants des "constituants élémentaires" k, contenus dans ces variables i». Un signe "+" ou "-" accompagne chaque coefficient stœchiométrique pour indiquer, respectivement, si l'élément est produit ou consommé dans le processus.

Le formalisme de la matrice des processus allège l'écriture et la lecture de la vitesse globale de réaction d'une variable dans le modèle ; celle-ci est égale à la somme algébrique des vitesses spécifiques de réaction de cette variable (i) dans chacun des

processus (j) dans lequel elle intervient soit :  $r_i = \sum_j r_{ij} = \sum_j v_{ij} \rho_j$



## Chapitre V

Le formalisme de matrice des processus (Henze *et al.*, 2000) facilite aussi la vérification de la conservation de la matière relativement à chaque élément chimique dans chaque processus, soit :  $\sum v_{ij} a_i = 0$ .

Parfois, seule la matrice des stœchiométries est présentée, accompagnée du vecteur des cinétiques des processus (la matrice des compositions n'est alors pas représentée) et, la matrice résultante est connue sous l'appellation de **matrice de Petersen**.

Une illustration de matrice des processus est donnée dans le tableau V.1 avec les paramètres cinétiques et stœchiométriques présentés respectivement dans les tableaux V.2 et V.3. Elle ne comporte toutefois, pas encore les valeurs des coefficients stœchiométriques qui ne seront connues que dans le prochain chapitre (Chapitre VI), qui est relatif aux stœchiométries des processus de conversion biochimiques proposés dans le présent sous-modèle, relatif aux cladocères.

Tableau V.1: Format de présentation de la matrice des processus en cours d'élaboration pour le sous-modèle relatif aux cladocères

## Chapitre V

|                |   | Substances et/ou organismes             |            |          |            |             |              |           |           |       |  |  |
|----------------|---|---|------------|----------|------------|-------------|--------------|-----------|-----------|-------|--|--|
|                |   | Vitesse des processus, $\rho_j$ (g/l.j) |            |          |            |             |              |           |           |       |  |  |
| Bilan massique | Composé (i)                             |   |            |          |            |             |              |           |           |       |  |  |
|                | Processus (j)                           | $S_{NH4}$                               | $S_{HPO4}$ | $S_{O2}$ | $S_{HCO3}$ | $X_{Scene}$ | $X_{E.coli}$ | $X_{D.p}$ | $X_{M.a}$ | $X_S$ | $X_I$  |  |
|                | 1                                       | Croissance algues sur                   | +          | +        | -          | +           | -            | +1        |           | +     | $\left( \frac{S_{O_2}}{K_{S_{O_2}} + S_{O_2}} \right) \left( \frac{r_{maxScene} X_{Scene}}{(K_{X_{Scene}} + X_{Scene} + I_{E.coli/Scene} * X_{E.coli})} \text{Exp}\left(-\frac{X_{Scene}}{K_{I_{Scene}}}\right) \right) X_{D.p}$ |  |
|                | 2                                       | Croissance bactéries sur                | +          | +        | -          | +           | -            | +1        |           | +     | $\left( \frac{S_{O_2}}{K_{S_{O_2}} + S_{O_2}} \right) \left( \frac{r_{maxE.coli} X_{E.coli}}{(K_{X_{E.coli}} + X_{E.coli} + I_{Scene/E.coli} * X_{Scene})} \right) * X_{D.p}$  |  |
|                | 3                                       | Respiration endogène                    | +          | +        | -          | +           |              | -1        |           |       | $k_{respiration, D.p} * e^{\beta_{D.p} (T-T_0)} \left( \frac{S_{O_2}}{K_{S_{O_2}} + S_{O_2}} \right) * X_{D.p}$  |  |
| 4              | Mortalité due ou non aux Cyanobactéries |   |            |          |            |             | -1           |           | (+)       | (+)   | $e^{\beta_{D.p} (T-T_0)} X_{D.p} * (k_{mort, D.p} + k_{M.a} * X_{M.a})$ <p style="text-align: center;">OU</p> $e^{\beta_{D.p} (T-T_0)} X_{D.p} * (k_{mort, D.p} + (k_{M.a} * X_{M.a} - 0,14))$                                   |  |

Taux de conversion observé de chaque composant i (g/m<sup>3</sup>.j)

$$r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$$

|   |                | $S_{NH4}$         | $S_{HPO4}$          | $S_{O2}$ | $S_{HCO3}$ | $X_{Scene}$         | $X_{E.coli}$         | $X_{D.p}$         | $X_{M.a}$         | $X_S$            | $X_I$            |
|---|----------------|-------------------|---------------------|----------|------------|---------------------|----------------------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|
| 1 | C              | 0                 | 0                   | 0        | $\alpha_C$ | $\alpha_{C, Scene}$ | $\alpha_{C, E.coli}$ | $\alpha_{C, D.p}$ | $\alpha_{C, M.a}$ | $\alpha_{C, Xs}$ | $\alpha_{C, Xi}$ |
| 2 | H              | $\alpha_{H, NH3}$ | $\alpha_{H, H3PO4}$ | 0        | $\alpha_H$ | $\alpha_{H, Scene}$ | $\alpha_{H, E.coli}$ | $\alpha_{H, D.p}$ | $\alpha_{H, M.a}$ | $\alpha_{H, Xs}$ | $\alpha_{H, Xi}$ |
| 3 | N              | $\alpha_{N, NH3}$ | 0                   | 0        | 0          | $\alpha_{N, Scene}$ | $\alpha_{N, E.coli}$ | $\alpha_{N, D.p}$ | $\alpha_{N, M.a}$ | $\alpha_{N, Xs}$ | $\alpha_{N, Xi}$ |
| 4 | O              | 0                 | $\alpha_{O, H3PO4}$ | 1        | $\alpha_o$ | $\alpha_{O, Scene}$ | $\alpha_{O, E.coli}$ | $\alpha_{O, D.p}$ | $\alpha_{O, M.a}$ | $\alpha_{O, Xs}$ | $\alpha_{O, Xi}$ |
| 5 | P              | 0                 | $\alpha_{P, H3PO4}$ | 0        | 0          | $\alpha_{P, Scene}$ | $\alpha_{P, E.coli}$ | $\alpha_{P, D.p}$ | $\alpha_{P, M.a}$ | $\alpha_{P, Xs}$ | $\alpha_{P, Xi}$ |
| 6 | Nbre de charge | +                 | 2-                  |          |            | -                   |                      | 0                 | 0                 | 0                | 0                |

## Chapitre V

### Paramètres

#### stœchiométriques :

$Y_{D,p}$  : Rendement de conversion

$f_e$  : Taux d'excrétion

$f_{I,D,p}$  : Taux de minéralisation

$Y_{D,p,mort}$  : Rendement de la mortalité

Ammonium (gN/L)

Phosphates (gP/L)

Oxygène (négative gDCO/L)

Carbone (gC/L)

Biomasse algue (gDCO/L)

Biomasse bactérie (gDCO/L)

Biomasse Daphnie (gDCO/L)

Biomasse de *M. aeruginosa* (g DCO/L)

Biomasse Mat. Org dégradable (gDCO/L)

Mat. org. inerte (gDCO/L)

### Paramètres cinétiques :

$r_{max}$  : Taux de croissance spécifique maximum :

$K_{SO_2}$  : Constante de demi-saturation pour l'oxygène

$k_{mort}$  : Coefficient de mortalité

$k_{respiration}$  : Coefficient de respiration

$k_{M,a}$  : Coefficient de la mortalité due aux cyanobactéries

$Kx_{algue}$  : Constante de demi saturation pour la croissance sur les algues

$K_{i,algue}$  : Constante d'inhibition pour la croissance sur les algues

$Kx_{E.coli}$  : Constante de demi saturation pour la croissance sur les bactéries

$I_{Scene/E.coli}$  : Paramètre d'interaction traduisant l'influence de *Scenedesmus sp.* sur la consommation de *E. coli* par *D. pulex*

$I_{E.coli/Scene}$  : Paramètre d'interaction traduisant l'influence de *E. coli* sur la consommation de *Scenedesmus sp.* par *D. pulex*

Tableau V.2: Les paramètres cinétiques

| Symbole                                 | Définition  | Unité                  |
|---|---|------------------------|
| $r_{\max,D,p,Scenedesmus\ sp, T^\circ}$ | Taux de croissance spécifique maximum de <i>D. pulex</i> sur <i>Scenedesmus sp.</i>                               | $j^{-1}$               |
| $r_{\max,D,p,E. coli, T^\circ}$         | Taux de croissance spécifique maximum de <i>D. pulex</i> sur <i>E. coli.</i>                                      | $j^{-1}$               |
| $K_X, \text{algue}$                     | Constante de demi saturation pour la croissance sur les algues  | mg DCO/l               |
| $K_I, \text{algue}$                     | Constante d'inhibition pour la croissance sur les algues  | mg DCO/l               |
| $K_X, E. coli$                          | Constante de demi saturation pour la croissance sur les bactéries   | mg DCO/l               |
| $I_{E. Coli/Scenedesmus\ sp.}$          | Paramètre d'interaction indiquant le degré auquel <i>E. coli</i> affecte la dégradation du <i>Scenedesmus sp.</i> | Sans dimension         |
| $I_{Scenedesmus\ sp./E. Coli}$          | Paramètre d'interaction indiquant le degré auquel <i>Scenedesmus sp.</i> affecte la dégradation de <i>E. coli</i> | Sans dimension         |
| $k_{M,aeruginosa,D,p,T^\circ}$          | Coefficient de la mortalité de <i>D. pulex</i> due aux cyanobactéries   | $j^{-1} \cdot mg^{-1}$ |
| $K_{SO_2,D,p}$                          | Constante de demi saturation pour la croissance sur l'O <sub>2</sub>  | gO/m <sup>3</sup>      |
| $k_{\text{respiration}, D, p}$          | Coefficient de respiration de <i>D. pulex</i>   | $j^{-1}$               |
| $k_{\text{mort},D,p,T^\circ}$           | Coefficient de mortalité de <i>D. pulex</i>   | $j^{-1}$               |
| $\beta_{D,p}$                           | Facteur de correction de la température pour le taux de croissance  | °C <sup>-1</sup>       |

La plupart des réactions biologiques étant influencée par de nombreux facteurs environnementaux au nombre desquels la température occupe une place importante, l'influence de celle-ci sur les paramètres est généralement pris en compte par une fonction du type :  $K_{(T)} = K_{(20^\circ C)} e^{K(T-20)}$ , comme dans le RWQM1.

Ils sont résumés dans le tableau V.3 :

Tableau V.3: les paramètres stœchiométriques

| Symbole              | Définition  | Unité                            |
|----------------------|---|----------------------------------|
| $Y_{D, P -algue}$    | Rendement de conversion des algues en daphnies  | $gX_{Dp-DCO}/gX_{algue-DCO}$     |
| $Y_{D, P -bactérie}$ | Rendement de conversion des bactéries en daphnies   | $gX_{D,p-DCO}/gX_{bactérie-DCO}$ |
| $Fe_{-algue}$        | Fraction de la biomasse algale incorporée qui est excrétée comme pellette fécale              | $gX_S-DCO/gXDp-DCO$              |
| $Fe_{-bactérie}$     | Fraction de la biomasse bactérienne incorporée qui est excrétée comme pellette fécale         | $gX_S-COD/gXDp-DCO$              |
| $f_{i,D,p}$          | Fraction de la matière organique particulaire qui devient inerte pendant la mort des daphnies | $gX_I-DCO/g(X_S+X_I)-DCO$        |
| $Y_{D, P, mort}$     | Rendement de mortalité  | $g(X_S+X_I)-DCO/gX_{Dp-DCO}$     |

#### IV. Conclusion

Cette première description est entendue comme une démarche de communication visant à rendre logiquement compréhensible la suite du travail (dans les prochains chapitres). L'objectif de cette thèse étant de proposer un sous-modèle relatif aux cladocères, en complément au modèle de lagunage "ModLag" existant déjà au sein de l'unité "Assainissement et Environnement" de l'université de Liège, la matrice des processus présentée ici, s'est limitée aux variables intervenants dans les processus de conversions biochimiques impliquant les cladocères. Pour sa clarté en termes de continuité et de conservation de matière, il est important de garder à l'esprit les autres processus de conversions biochimiques, non repris ici, et qui sont liés aux bactéries, aux algues, aux macrophytes flottants, dans le complément du modèle.

**V. Références**

- Alva-Martínez A. F., Sarma S. S. S. et Nandini S. 2004. Population growth of *Daphnia pulex* (cladocera) on a mixed diet (*Microcystis aeruginosa* with chlorella or scenedesmus). *Crustacean*. 77(8), 973-988.
- Arnold D. E. 1971. Ingestion, assimilation, survival and reproduction by *Daphnia pulex* fed seven species of blue green algae. *Limnol. Oceanogr.* 16: 906-920.
- Edwards V. H. 1970. The influence of high substrate concentration on microbial kinetics. *Biotechnol. Bioeng.* 12: 679-712.
- Lampert W. 1987. Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 21: 483-490
- Henze M., Gujer W., Mino, T. et van Loosdrecht M. C. M. 2000. Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. IWA Scientific and Technical Report no 9 IWA. London.
- Omlin M., Reichert P., Forster R. 2001. Biogeochemical model of Lake Zurich: Model equations and results. *Ecological Modelling*. 141: 77-103
- Ovie S. I. et Egborge A. B. M. 2002. The effect of different algal densities of *Scenedesmus acuminatus* on the population growth of *Moina micrura* Kurz (Crustacea:Anomopoda, Moinidae). *Hydrobiologia*. 477: 41-45
- Ovie S. I. et Ovie S. O. 2008. Population growth of the freshwater cladoceran, *Diaphanosoma excisum*, fed different densities of the alga, *Scenedesmus acuminatus*. *The Israeli Journal of Aquaculture - Bamidgeh*. 60 (2), 107-112.
- Reichert P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Shanahan P., Somlyódy L. et Vanrolleghem P. 2001. River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): II. Biochemical process equations. *Water Science and Technology*. 43 (5), 11-30
- Reichert P. et Schuwirth N. 2010. A generic framework for deriving process stoichiometry in environmental models. *Environmental Modelling & Software*. 25: 1241-1251.
- Rohrlack T., Dittmann E., Henning M. Börner T. et Kohl J.-G. 1999. Role of Microcystins in Poisoning and Food Ingestion Inhibition of *Daphnia galeata* Caused by the Cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. *Applied and Environmental microbiology*. 65 (2), 737-739.
- Rohrlack T., Christoffersen, K. Kaebernick, M. et Neilan, B. A. 2004. Cyanobacterial Protease inhibitor Microviridin J causes a Lethal Molting disruption in *Daphnia pulicaria*. *Applied and environmental microbiology*. 70 (8), 5047-5050.
- Tezuka Y. 1971. Feeding of *Daphnia* on planktonic bacteria. *Jpn J. Ecol.* 21: 127-134.

**Chapitre VI : STOECHIOMETRIE DES CONVERSIONS BIOCHIMIQUES  
IMPLIQUANT LES CLADOCERES DANS LES BASSINS DE  
LAGUNAGE: Cas de *D. pulex***

---

**I. Introduction**

La **stœchiométrie d'un processus** de conversion biochimique traduit les rapports de proportions d'un ou plusieurs substrats dans leur transformation pour générer une unité de biomasse donnée, en tenant compte des quantités de métabolites qui sont produites. Sa connaissance est toute aussi importante que celle de la cinétique pour décrire entièrement un processus donné et établir les bilans de matière correspondants. En effet, **la vitesse nette de génération ou de disparition d'un composé donné dans un processus de conversion biochimique, est donnée par le produit de la cinétique dudit processus et du coefficient stœchiométrique affecté à ce composé dans ledit processus. Dans un modèle (tous les processus pris en compte), c'est justement, la somme algébrique des différentes vitesses de génération et de disparition d'un composé donné, qui permet de décrire l'évolution quantitative de ce composé à tout moment (dynamique dudit composé).**

Il se déduit de ce qui précède que, dans notre contexte d'épuration des eaux usées par le lagunage, la description de la stœchiométrie d'un processus donné permet notamment de décrire la contribution effective dudit processus à l'épuration globale de l'eau usée. La dynamique d'un composé se déduit de la prise en compte de ses différentes sources de production ou d'apport, et de ses différentes sources de consommation ou de prélèvement. Les différentes sources pouvant comprendre les échanges atmosphère-eau, les échanges eau-sédiment, les transports hydrauliques et, **les conversions biochimiques dont il est question dans le présent travail.**

L'importance de la prise en compte de la stœchiométrie peut être décrite par ces trois phrases de Rittman et McCarty (2001) : « *Probably, the most important concept in the engineering design of systems for biological treatment is the mass balance. For a given quantity of waste, a mass balance is used to determine the amount of chemicals that must be supplied to satisfy the energy, nutrient and environmental needs of the microorganisms. In addition, the amount of end products generated can be estimated* ».

La prise en compte des aspects stœchiométriques des processus de conversions biochimiques portant sur les cladocères en modélisation, n'est pas nouvelle (on peut citer comme exemple, les travaux de Reichert *et al.* (2001) et Omlin *et al.* (2001)). **La nécessité de réviser, dans le présent travail, l'approche utilisée dans le River Water Quality Model No.1 ou RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001), a été dictée par la distinction entre les algues et les cyanobactéries, en raison des différences de leurs effets sur la production des cladocères.** Ainsi que cela a été démontré dans le chapitre IV, les cyanobactéries exercent un effet toxique létal sur les cladocères alors que les algues constituent des substrats favorables à leur production ; par conséquent, les estimations de biomasses algales à partir de mesures de chlorophylle a apparaissent inappropriées puisqu'elles ne permettent pas d'exclure les cyanobactéries dont, la prise en compte occasionne une surestimation des biomasses algales et compromet la bonne simulation de la production du zooplancton en général, et des cladocères en particulier.

**Cet effet toxique létal qu'exercent les cyanobactéries sur les cladocères doit être pris en compte pour bien modéliser la production de cladocères dans tout système.**

A notre connaissance, aucun autre modèle n'avait abordé cet aspect de la modélisation. Omlin *et al.* (2001) ont bien considéré séparément, l'espèce particulière de cyanobactéries *Planktothrix (Oscillatoria) rubescens* pour plusieurs raisons: elle contribue sur plusieurs années à 20% en moyenne de la biomasse de phytoplancton du lac Zürich et présente un intérêt particulier pour l'autorité chargée de la fourniture d'eau potable; en accord avec nos conclusions sur *M. aeruginosa*, ils ont également considéré que *Planktothrix (Oscillatoria) rubescens* n'est pas consommé par les cladocères. **Cependant, leur objectif n'étant pas axé sur la production de cladocères, ils ont omis de prendre en compte cette cyanobactérie dans le processus de mortalité des cladocères** (comme le témoigne l'absence, dans leur travail, d'une expression reliant la mortalité des daphnies, à la concentration de *Planktothrix (Oscillatoria) rubescens*).

Le processus de la respiration endogène n'étant affecté que par la teneur en oxygène dissous, sa description est maintenue telle que proposée dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) et appliquées par Omlin *et al.* (2001). Les stœchiométries des croissances sur les algues et les bactéries ont également été maintenues (seules leurs cinétiques ont été révisées au chapitre IV). **Par contre, le processus de mortalité a été reformulé pour prendre en compte l'impact létal des cyanobactéries sur la production des cladocères.**

Dans la présente partie de cette thèse, au lieu de nous limiter à la présentation de la stœchiométrie du processus de mortalité due aux cyanobactéries, nous avons voulu présenter toute la démarche suivie pour décrire la stœchiométrie de chacun des quatre processus retenus dans le présent sous-modèle relatif aux processus de conversions biochimiques impliquant les cladocères. Cette description est d'abord faite littéralement dans la partie "matériels et méthodes", puis numériquement dans la partie "résultats et discussions"; elle est toutefois précédée de quelques considérations simplificatrices prises en compte pour réaliser cette description stœchiométrique.

## **II. Considérations simplificatrices**

✓ **Les exuvies sont considérées, conformément à Baudouin et Ravera (1972), comme partie intégrante de la biomasse des cladocères** essentiellement sous forme de carbone inorganique ( $\text{CaCO}_3$ ). Il n'est pas considéré une biomole pour les exuvies et, une variable relative au  $\text{CaCO}_3$  n'est pas proposée dans la matrice de Petersen.

✓ **Dans le calcul du rendement de conversion, un taux moyen d'ingestion est considéré pour toutes les classes de daphnies:** en réalité, le taux d'ingestion des cladocères, dépend de plusieurs facteurs tels que :

- La concentration alimentaire (Mc Mahon et Rigler, 1962; Lampert 1987 Sterner *et al.* (1993a)).
- La qualité de l'alimentation (Sterner et Smith, 1993; Sterner *et al.* (1993))
- La taille des individus (Haney, 1985, Lampert, 1987)
- L'état physiologique des individus (Lampert, 1987)
- L'intensité et la qualité de la lumière (Buikema, 1973 ; Mc Mahon, 1965)

## Chapitre VI

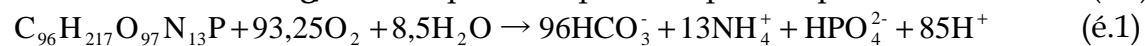
- La période d'acclimatation, avant la mesure du taux d'ingestion, (Buikema, 1973)
  - La densité des cladocères dans le milieu (Helgen, 1987)
  - La température, dont l'effet varie en fonction de la concentration en substrat (Kersting, 1978).
- ✓ La composition élémentaire en C, N et P des populations naturelles de cladocères variant très peu (Andersen et Hessen, 1991 ; cités par Omlin *et al.*, 2001)), une composition élémentaire constante leur est maintenue quelles que soient les conditions alimentaires en vigueur. Supposant également que la croissance des algues n'est limitée à aucun moment par aucun nutriment, dans les bassins de lagunage où croissent les cladocères, leur composition élémentaire est également maintenue constante. Mieux encore, suivant Reichert *et al.* (2001) et Omlin *et al.* (2001), **une biomole identique est maintenue pour le plancton** (les cladocères et les algues). L'applicabilité des biomoles proposées dans le RWQM1 (et dans le modèle de lagunage de l'unité Eau et Assainissement), aux algues et aux cyanobactéries considérés dans le présent travail, a déjà été démontrée dans le chapitre III. Les compositions élémentaires proposées pour les différents organismes et composés dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001), sont rappelées dans le tableau VI.1.

Tableau VI.1: Composition des composés organiques (Reichert *et al.*, 2001)

|   | S <sub>S</sub> | S <sub>I</sub> | X <sub>H</sub> | X <sub>N1</sub> | X <sub>N2</sub> | X <sub>ALG</sub> | X <sub>CON</sub> | X <sub>S</sub> | X <sub>I</sub> |
|---|----------------|----------------|----------------|-----------------|-----------------|------------------|------------------|----------------|----------------|
| C | 0,57           | 0,61           | 0,52           | 0,52            | 0,52            | 0,36             | 0,36             | 0,57           | 0,61           |
| H | 0,08           | 0,07           | 0,08           | 0,08            | 0,08            | 0,07             | 0,07             | 0,08           | 0,07           |
| O | 0,28           | 0,28           | 0,25           | 0,25            | 0,25            | 0,50             | 0,50             | 0,28           | 0,28           |
| N | 0,06           | 0,03           | 0,12           | 0,12            | 0,12            | 0,06             | 0,06             | 0,06           | 0,03           |
| P | 0,01           | 0,01           | 0,03           | 0,03            | 0,03            | 0,01             | 0,01             | 0,01           | 0,01           |

Elles considèrent une composition élémentaire identique pour le plancton (phyto et zooplancton) et une autre composition élémentaire identique pour tous les groupes de bactéries (hétérotrophes, nitritantes, et nitratantes); les composés organiques (particulaires et dissouts) sont caractérisés par une même composition élémentaire tout comme les matières inertes (particulaires et dissoutes) sont caractérisées par la même composition élémentaire.

La biomole considérée conformément à cette approche pour les algues, les cyanobactéries et les cladocères est : **C<sub>96</sub>H<sub>217</sub>O<sub>97</sub>N<sub>13</sub>P** avec une masse molaire moléculaire **de 3134 g/mol**; ce qui correspond d'après l'équation de réaction (é.1):



à :

- ✓ un équivalent DCO théorique de **2984g d'O<sub>2</sub>/mol**
- ✓ ou (i<sub>DCO ; DP</sub>) **0,95 d'O<sub>2</sub>/g MES (C<sub>96</sub>H<sub>217</sub>O<sub>97</sub>N<sub>13</sub>P) ;**

Les états de références pour l'oxydation du C, du N et du P ont été fixés dans tout le travail respectivement à HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et HPO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, afin d'harmoniser les bilans effectués sur la DCO, pour chacun des processus étudiés, dans notre matrice de Petersen.



### III. Matériels et méthodes

Dans le présent travail, les deux approches de comptabilité de la matière utilisées dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) ont été adoptées pour décrire la stœchiométrie de chacun des quatre processus de conversion biochimique dans lesquels interviennent les cladocères: l'une est basée sur les poids secs, et l'autre est basée sur l'équivalent DCO (Demande Chimique en Oxygène) dudit composé. Des facteurs de conversion sont établis pour permettre de passer, d'une unité de biomasse à l'autre.

Avec chacune de ces deux approches, chaque processus de conversion biochimique peut être décrit sous la forme d'une réaction chimique et représenté par l'équation correspondante. Les **coefficients stœchiométriques** sont alors obtenus après détermination des **paramètres stœchiométriques** et en équilibrant ladite équation suivant les lois de la conservation des atomes, des charges et de l'énergie.

La première étape, commune, pour la description de la stœchiométrie de chacun des quatre processus consiste en la caractérisation des différents composés par leurs biomoles (compositions élémentaires) et les équivalents DCO de ces biomoles. Cette question a été résolue en partie dans le chapitre III en montrant l'applicabilité des compositions élémentaires et biomoles proposées dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) à *Scenedesmus sp.*, et à *M. aeruginosa*. En raison des problèmes techniques rencontrés, ces analyses n'ont pas pu être effectuées pour *E. coli*: la biomole proposée dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) a été directement appliquée. La description de la composition élémentaire de *D. pulex* est faite dans la présente partie.

Ensuite, pour chacun des quatre processus, trois étapes ont été suivies : la première consistant en l'expression sous une forme conceptuelle dudit processus à travers une équation de réaction ; la deuxième consistant à déterminer (expérimentalement ou dans la littérature) les paramètres stœchiométriques ; et enfin la troisième a consisté à déterminer les coefficients stœchiométriques.

Enfin, pour chaque processus de conversion biochimique, la stœchiométrie est décrite dans le formalisme de la matrice de Petersen, en calculant, les quantités de réactifs requis et de produits générés pour chaque gramme de biomasse de daphnie produite.

#### II.1 Applicabilité de la biomole proposée pour le zooplancton dans le RWQM1 à notre contexte

Pour réaliser cette analyse, les étapes suivantes ont été suivies :

- ✓ Analyse de l'effet de la température de séchage des échantillons de *D. pulex*, sur ses fractions organiques et inorganiques ;
- ✓ Détermination de biomole théorique et de DCO équivalente pour *D. pulex* à partir des données de la littérature
- ✓ Mesures expérimentales de DCO et de composition élémentaire de *D. pulex*
- ✓ Comparaison des résultats expérimentaux aux résultats théoriques.

### **II.1.1 Analyse de l'effet de la température de séchage des échantillons de *D. pulex*, sur ses fractions organiques et inorganiques**

Traditionnellement, en hydrobiologie, les mesures de poids secs de zooplancton sont effectuées à 65°C alors qu'en épuration des eaux (pour ce qui nous concerne) ces mesures sont effectuées sur des échantillons séchés à 105°C. L'influence de la température de séchage sur les résultats des différentes fractions organiques et inorganiques a été analysée dans le présent travail.

#### **II.1.1.1 Préparation des échantillons**

Les daphnies de tailles variées maintenues dans une boîte de pétri en verre, ont été séchées pendant 24h dans une étuve maintenue à 65°C ou 105°C. Dans la même étuve, dix creusets devant servir plus tard pour la minéralisation au four, à 550°C, ont été séchés à vide pendant une heure. Après séchage, la boîte en verre contenant les daphnies ainsi que les creusets, ont été acclimatés dans un dessiccateur pendant deux heures, au moins, à la température du laboratoire. Le poids à vide de chaque creuset a ensuite été déterminé puis 18 à 20 mg d'échantillon sec de daphnies a été introduit dans chaque creuset pour les mesures de fractions inorganiques. Toutes les pesées ont été effectuées à l'aide d'une balance BP 301 Sartorius de sensibilité 0,1mg (Sartorius, Germany).

#### **II.1.1.2 Mesure de la fraction inorganique ( $X_{iD. pulex}$ )**

La fraction inorganique a été déterminée par incinération à 550°C des échantillons préalablement séchés à 65°C ou 105°C ; elle correspond aux cendres.

#### **II.1.1.3 Calcul de la fraction organique ( $X_{sD. Pulex}$ )**

La fraction organique est considérée dans ce travail, comme correspondant au poids sec déterminé à 65°C ou à 105°C, ôté du poids de la fraction inorganique (les cendres).

### **II.1.2 Détermination de biomole théorique et de DCO équivalente pour *D. pulex* à partir des données de la littérature**

Cette mesure a été précédée par l'exploitation des données de la littérature relatives à la composition élémentaire des daphnies pour estimer une biomôle possible pour *D. pulex*, puis son équivalent DCO. L'intérêt de cette démarche est de pouvoir prévoir la gamme du Kit DCO à utiliser.

A partir de la connaissance de sa composition élémentaire (théorique ou expérimentale), une expression de biomole peut être proposée pour tout composé organique, suivant les cinq étapes déjà décrite dans le chapitre III.

#### **II.1.3 Dosage de la DCO de *D. pulex***

Pour déterminer la DCO expérimentale,  $5,2 \pm 0,1$  mg ont été prélevés d'un échantillon de *D. pulex*, préalablement séché pendant 24h dans une étuve à 60°C, puis maintenu pendant 12h environ au dessiccateur avant d'être broyé dans un mortier de laboratoire. Le broyat obtenu a ensuite été mis en suspension pendant 15min dans 50ml d'eau ultra pure. Les mesures de DCO ont été effectuées par la méthode photométrique en inoculant 2ml de la suspension de *D. pulex* à 0,104g/l dans des tubes DCO (Spectroquant, Merck).

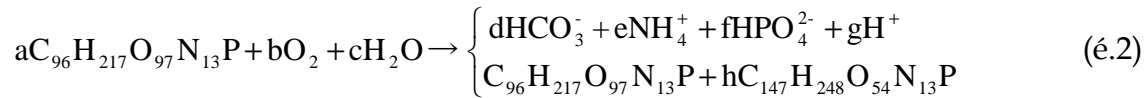
### II.1.4 Analyse élémentaire C, H et N

Les fractions de C, H et N ont été dosées sur deux échantillons secs de *D. pulex* à l'aide d'un analyseur élémentaire (Flash EA Thermo Electrons 112 Series) au laboratoire de chimie pharmaceutique (Université de Liège).

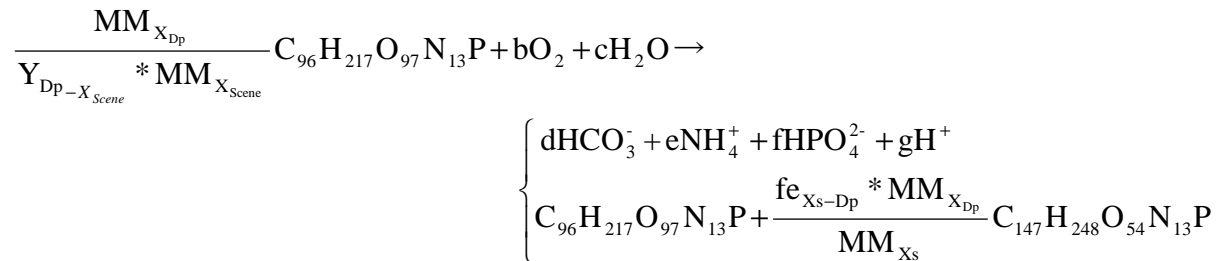
## II.2 Stœchiométrie du processus de croissance et sa présentation dans la matrice de Petersen

### II.2.1 Expression conceptuelle du processus de croissance des cladocères

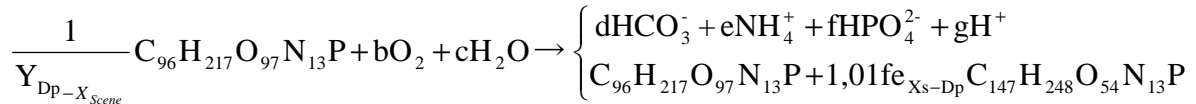
A partir de la connaissance de la biomole de chacun des composés organiques qui interviennent dans ce processus, la croissance des cladocères sur les algues peut être décrite par l'équation chimique (é.2):



Soit :

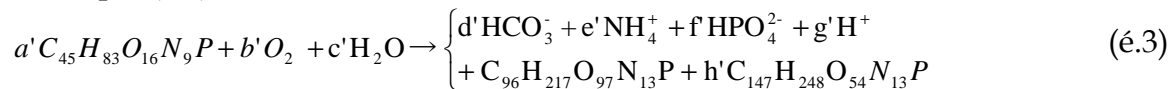


Soit encore:

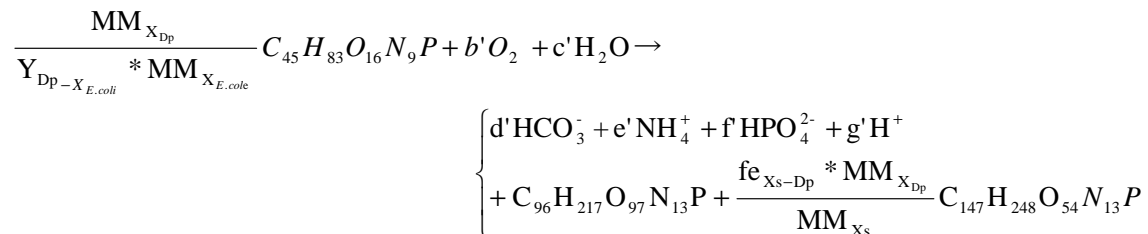


Où  $Y_{XDp-XScene}$  et  $fe_{XScene}$ , sont des paramètres stœchiométriques et a, b, c, d, e, f, g et h sont des coefficients stœchiométriques.

La croissance des cladocères sur les bactéries, peut être décrite par l'équation chimique (é.3):



soit,



Où  $Y_{XDp-XEcoli}$  et  $fe_{XEcoli}$ , sont des paramètres stœchiométriques et a', b', c', d', e', f', g' et h' sont des coefficients stœchiométriques.

## II.2.2 Détermination des paramètres stœchiométriques du processus de croissance

Deux paramètres stœchiométriques importants ont été retenus pour la description de la stœchiométrie de la croissance:

- ✓ Le **rendement de production de daphnie**  $\frac{Y_{X_{D,p}-X_{substrat}}}{gX_{D,p}/gX_{substrat}}$  : il traduit, la biomasse de daphnie produite par unité de masse de substrat ingéré.
- ✓ Le **taux d'excrétion fe** ( $gX_S/gX_{D,p}$ ): il traduit, la quantité de matière organique dégradable ( $X_S$ ) excrétée (**sous forme de pellettes fécales**) par unité de biomasse de daphnie ( $X_{D,p}$ ) produite.

Leurs mesures n'ont pas été possibles dans le cadre de la présente thèse, car les cladocères n'émettant pas de pellettes fécales distinctes, les mesures de leurs excréments sont plus indiquées à partir de mesures de radioactivité des substrats préalablement marqués ; malheureusement, notre laboratoire n'est pas équipé d'appareil de mesures de radioactivité. Les valeurs proposées dans le RWQM1 ont été reprises dans ce travail. Cependant, des commentaires importants sont ici effectués à leurs propos et, les méthodes de leurs mesures sont présentées.

### II.2.2.1 Commentaires sur les mesures de rendement de conversion et de taux d'excrétion chez les cladocères

Ainsi que déjà mentionné au chapitre IV, les cultures de daphnies sont effectuées en continu mais pas au sens des chémostat, car ici, les sorties de biomasses de daphnies ne sont pas permises ; seules celles de la suspension de substrat vivant (ici algues et bactéries) sont permises, sans compter qu'une fraction de substrat, aussi minime soit-elle, peut s'accrocher aux parois de la cuve de culture et biaiser le calcul de la véritable consommation due aux daphnies. Il n'y a donc pas à attendre d'atteindre un état stationnaire pour déterminer les taux de conversion, comme il en est de coutume dans les cultures en chémostat. Dans notre application, les rendements de conversion doivent être déterminés à partir des mesures de taux d'ingestion des daphnies effectuées suivant les techniques utilisées en hydrobiologie.

Ainsi que relevé par Frangoulis *et al.* (2010), la conversion des paramètres traduisant l'activité du zooplancton, comme le taux d'ingestion et le taux d'excrétion, dans les unités appropriées pour les modèles biogéochimiques, est une tâche délicate. Dans ce travail, il convient de faire remarquer que le concept de **rendement de production** ( $gX_{D,p}/gX_{substrat}$ ) utilisé, diffère du concept du **taux d'ingestion** utilisé en hydrobiologie. En effet, ici, on s'intéresse de savoir la biomasse de daphnie (exprimée en g de poids sec) produite par unité de masse de substrat ingérée (également exprimé en g de poids sec). Alors que le taux d'ingestion utilisé en hydrobiologie, rapporte la biomasse de substrat ingéré (généralement exprimée en nombre de cellules), par unité de biomasse de daphnie (généralement exprimée en nombre d'individus) et par unité de temps.

Pour déterminer le rendement de production l'on a besoin de connaître sur une même période: d'une part, **la quantité de substrat ingéré** (en d'autre terme, le taux d'ingestion multiplié par un temps) et d'autre part, (non pas la biomasse de daphnie qui a ingéré cette quantité de substrat algal, mais plutôt) **la biomasse de daphnie produite du fait de cette ingestion de substrat**.

De même que pour le rendement de production de daphnies, le concept de taux d'excrétion utilisé ici (en modélisation) diffère de celui généralement employé en hydrobiologie.

Dans ce travail, on s'intéresse pour une même période, à la **quantité (en g de poids sec) de substrat excrétée par une unité de biomasse (en g de poids sec) de daphnie produites.**

Les différentes calibrations effectuées pour estimer les biomasses de *Scenedesmus sp.* ; *M. aeruginosa* et *E. coli* (Chapitre III) permettent d'estimer le poids sec moyen d'une cellule et, par conséquent, de convertir des densités cellulaires en poids sec.

### II.2.2.2 Méthodes de mesure de rendement de conversion et de taux d'excrétion chez les cladocères (proposées dans ce travail).

#### II.2.2.2.1 Mesure du rendement de production des daphnies

Pour déterminer le rendement de production nous avons besoin de connaître sur une même période: d'une part, **la quantité de substrat ingéré** ou consommation de substrat (exprimée en g de poids sec) et d'autre part, **la biomasse de daphnie produite** (exprimée en g de poids sec), **du fait de cette ingestion de substrat.**

Tout comme le taux d'ingestion, la croissance somatique, est également influencée par la température et la concentration en substrat. Il serait par conséquent dans notre travail, intéressant de déterminer le rendement de conversion et par ricochet, l'ingestion et la croissance somatique sur au moins deux différentes concentrations en substrats. La proposition de le déterminer sur au moins deux différentes concentrations en substrat, se justifie par le fait que pour la modélisation, l'idéal est d'avoir des ordres de grandeur (minimum et maximum) autour desquels doivent tourner ces paramètres.

$$Y_{X_{Dp}-X_{substrat}} = \frac{-\Delta m X_{Dp}}{\Delta m X_{substrat}}$$

Les rendements de conversion seront déterminés sur chacun des substrats suivants: *Scenedesmus sp.* et *E. coli*.

#### ➤ Proposition de mode de calcul de la consommation de substrat " $\Delta m X_{substrat}$ "

La quantité de substrat ingéré ou consommé " $\Delta m X_{substrat}$ " pendant une (01) heure par une biomasse " $\alpha$ " (en poids sec) de daphnie, peut être calculée en faisant le produit du taux d'ingestion "I", du temps (ici une heure) et de la biomasse " $\alpha$ " de daphnie comme résumé dans la formule :

$$\Delta m X_{substrat} \text{ (poids sec de substrat)} = I * \alpha * 1h \text{ ou encore}$$

L'équation dimensionnelle, ci-dessous, permet de justifier la formule proposée :

$$\Delta m X_{\text{substrat}} (\text{poids sec de substrat}) = \frac{g (\text{poids sec de substrat})}{h * g (\text{poids sec daphnie})} * \alpha (g \text{ poids sec daphnie}) * 1h$$

Les lignes qui suivent présentent les méthodes pour déterminer le taux d'ingestion et la croissance pondérale.

o Mesure du taux d'ingestion

Peters (1984) In Downing et Rigler (1984)), présente une revue de la littérature sur les différentes méthodes d'estimation des taux d'ingestion, de filtration et d'assimilation au laboratoire et, sur le terrain. Chacune de ces méthodes présente ses avantages et ses inconvénients. Dans notre travail, nous proposons d'utiliser la méthode des radio-isotopes, car du fait de la courte durée d'exposition des animaux (qu'elle exige), elle permet d'éviter les biais induits par le risque de ré-ingestion de matières déféquées par ces mêmes animaux. Par ailleurs, la sédimentation des algues peut être considérablement minimisée durant cette courte période.

La méthode consiste à laisser croître, pendant un temps inférieur à la durée de leur transit intestinal, les individus dans une suspension de substrat puis à mesurer la **vitesse d'accumulation** du substrat au sein des individus. Pour ce faire, le substrat est préalablement marqué par un radio-isotope tel que le <sup>14</sup>C (carbone 14), son accumulation au sein des individus est alors déterminée indirectement en mesurant l'activité produite par les individus, du fait du substrat marqué qu'ils ont ingéré. Cette mesure d'activité est ensuite utilisée pour calculer la vitesse d'accumulation ou taux d'ingestion à l'aide d'une formule.

Pour Peters 1984, le taux d'ingestion (cel/ind. h) est calculé par la formule

$$I = \frac{A_a * 60 * S}{A_s * N * t}$$

Avec **A<sub>a</sub>** la radioactivité accumulée par **N** individus, d'une suspension de particules à **S** particules par ml et de **A<sub>s</sub>** activité, après **t** minutes d'exposition.

A partir des expérimentations d'estimation de nos biomasses de substrats déjà réalisées dans le cadre de mes travaux, les quantités de cellules de substrat ingérées pourront être converties en poids sec.

En pratique, la mesure du taux d'ingestion, suivant cette technique, se déroule en cinq étapes ci-dessous décrites:

✓ 1<sup>ère</sup> étape: Détermination de la durée du transit intestinal

Le temps de transit intestinal des cladocères dépend de la concentration en nourriture et de la taille des individus. Pour *D. pulex*, il varie de 20 à 30 min selon Geller (1975, cité par Haney *et al.*, 1986), 25-28 min selon Haney *et al.* (1986) sur des individus de 1,8 à 2,3 mm de taille, cultivés sur *Rhodotorula glutinus* à 1.10<sup>5</sup> cellules/ml.

Crowley (1973) a observé un temps "compromis" d'incubation de 5 min conformément à (Haney, 1971; Burns et Rigler, 1967), afin que tout en permettant aux animaux d'ingérer suffisamment de substrat marqué, d'éviter l'observation d'une défécation du substrat marqué.

## Chapitre VI

La justification donnée à ce choix est que même s'il a été rapporté que la durée minimale du transit intestinal de *D. pulex* est supérieure à 10 min (Pacaud, 1939), l'égestion post abdominale du substrat marqué pourrait démarrer pour des fortes concentrations de substrat, après environ 4,0 à 4,5 min d'incubation pour *D. magna* (Rigler, 1961).

### ✓ 2<sup>ème</sup> étape : Marquage des algues au <sup>14</sup>C et suivi de la croissance

Une culture d'algue en phase de croissance exponentielle est divisée en deux parties de volumes identiques. La première partie est marquée au <sup>14</sup>C en introduisant dans 250 ml de milieu de culture, 250  $\mu$ Ci sous forme de NaHCO<sub>3</sub>. La culture est ensuite éclairée en continue pendant 24 à 48 h pour les substrats mixtes (ou entre 6 et 24h pour les substrats purs conformément à Conover et Francis, 1973 ; cités par Peters, 1983) afin de permettre l'incorporation du radio-isotope lors de la photosynthèse.

L'autre partie, représentant le témoin, permet de suivre l'évolution de biomasse algale en toute sécurité pour éviter le risque de contamination lié aux manipulations.

### ✓ 3<sup>ème</sup> étape: Acclimatation des individus de daphnies

L'acclimatation consiste à placer les individus de cladocères dans un volume donné de la culture algale (non marquée) à la même concentration que celle à laquelle l'on voudrait les exposer (plus tard), afin de leur permettre de s'adapter aux conditions alimentaires du milieu et d'atteindre un comportement nutritionnel constant avant que les mesures soient effectuées (Crowley, 1973).

L'acclimatation est effectuée avec un substrat non marqué au radio-traceur. La durée de la phase d'acclimatation doit se situer entre 30 min et 60 min pour les cladocères, conformément à McMahon et Rigler (1963, 1965) et Geller (1975) cités par Peters (1984).

### ✓ 4<sup>ème</sup> étape: Mesure du taux d'ingestion

Au début de l'expérience, les cladocères sont récupérés à l'aide d'un tamis de 100  $\mu$ m de maille et placés dans le milieu de culture COMBO de sorte à obtenir un volume final de 200 ml.

Au temps 0, les algues marquées sont ajoutées au volume expérimental et, à ce moment précis, 1 ml de milieu est prélevé puis filtré sur filtre GF/C (Whatman 0,45 $\mu$ m) pour **mesurer l'activité de la culture mère**. Après le temps d'incubation observé (5min), les cladocères sont filtrés et narcotisés pendant deux minutes à l'eau carbonatée pour éviter la perte du traceur par défécation ou régurgitation (Thompson *et al.*, 1982), puis tués par immersion dans du formol tamponné à 2% (Prepas, 1978).

Un témoin de volume identique au volume expérimental, constitué de 10 cladocères tués au formol tamponné, subit les mêmes manipulations. Les cladocères récupérés dans le milieu combo après lavage du tamis, sont rincés par trois bains successifs de milieu Combo, puis placés dans des fioles à scintillation (3ind/fiole) contenant 500 $\mu$ l de dissolvant cellulaire (lumasolve ou protosol, Dupont de Neumours).

Après 2h d'incubation à 45°C, 300  $\mu$ l d'acide acétique glacial sont ajoutés pour réduire l'importance de la chimioluminescence générée par le dissolvant cellulaire. 5 ml de liquide scintillant sont ajoutés et les fioles sont placées dans un compteur à scintillation donnant **l'activité de la suspension en daphnies**, en coups par minute (cpm).

✓ 5<sup>ème</sup> étape: Calcul du taux d'ingestion

Les taux d'ingestion seront déterminés sur chacun des substrats: *Scenedesmus sp.* et *E. coli*.

➤ Mesure de la variation pondérale des cladocères

$$\Delta m_{X_{Daphnie}}$$

La croissance somatique des cladocères survient de manière périodique et précisément au moment de chaque mue. **Il s'avère évident par conséquent que l'on ne saurait en pratique mesurer la croissance en 5 min (temps observé pour la détermination du taux d'ingestion).** Pour ces raisons, nous suggérons de déterminer la variation pondérale des daphnies, à partir du taux de croissance somatique déterminé préalablement (sur la durée qui convient). En effet, le taux de croissance pondérale somatique " $\mu^*$ " (exprimé en g poids sec/jour), bien déterminé, pourra être converti par exemple en g poids sec/min ou en g poids sec/.h et l'on pourra estimer la variation pondérale " $\Delta m_{X_{Daphnie}}$ " sur n'importe quelle durée, en faisant le produit du taux de croissance pondérale somatique " $\mu^*$ " et de la durée (par exemple 1h). Mathématiquement, cela peut être exprimé par l'équation :

$$\Delta m_{X_{Daphnie}} \text{ (en g)} = \text{temps (en h)} * \mu^* \text{ (en g/h)}$$

La cinétique de la croissance somatique individuelle des cladocères est bien documentée. Les juvéniles connaissent une croissance (en taille) généralement linéaire (Frey et Hann, 1985; Taylor, 1985; Tessier et Goulden, 1987; Perrin, 1989 ; cités par Rata *et al.*, 1993). Cette croissance ralentit à la maturité des individus en raison de l'allocation d'une partie des ressources pour la reproduction. Et, une décroissance survient jusqu'à une certaine stabilité (en taille), à mesure que l'individu vieillit.

Ranta *et al.* (1993) ont pu observer une croissance linéaire en travaillant sur des individus néonates jusqu'à quatre à six jours après le début de la reproduction. Dans nos expériences, nous pourrions également commencer par déterminer le taux de croissance somatique de *D. pulex* en considérant cette période et cette caractéristique des individus.

En réalité, les données que nous avons déjà mobilisées dans le cadre des études des cinétiques de croissance en fonction des teneurs en substrat, peuvent être exploitées à cette fin.

II.2.2.2 Mesure du taux d'excrétion " $fe_{X_{substrat-Dp}}$ "

On s'intéresse, pour une même période, à la **quantité de substrat excrétée** par unité de **biomasse de cladocère produite**.

$$fe_{Xs-D,p} = \frac{g \text{ Xsubstrat excrété}}{g \text{ X}_{Dp} \text{ produite}}$$

La méthode d'estimation de la biomasse produite de daphnie ayant été exposée précédemment, (S.I.B), seule la proposition de méthode pour estimer l'excrétion "E" est exposée ci-dessous.



La terminologie anglaise distingue "Egestion" qui correspond à la fraction des aliments non assimilés à travers le tube digestif et éliminés sous forme de fèces et, "excrétion" qui correspond aux déchets résultants de l'assimilation. Dans le présent travail de modélisation, c'est bien de la proportion non assimilée qu'il s'agit.

Les cladocères n'émettent pas de pelletes fécales discernables et récoltables. Leurs excrétion sont très vite dissoutes dans le milieu de culture, mais peuvent être estimées par la méthode basée sur les radio-isotopes. Cette méthode décrite par Haney *et al.* (1986), consiste à cultiver les cladocères sur du substrat préalablement marqué comme pour les mesures de taux d'ingestion, puis à les récupérer (après rinçage) dans du substrat non marqué mais ayant la même concentration que celui marqué et, à suivre l'excrétion du radio-isotope dans ce nouveau milieu. L'excrétion du radio isotope est alors estimée à partir des mesures de radio activité initiale et finale des animaux (on devrait observer, logiquement, un accroissement de radioactivité). Haney *et al.* (1986) ont observé que l'egestion d'isotope par *D. pulex* se fait très lentement. Elle suit l'allure d'une courbe continue avec un pic de 2 % (de la quantité ingérée) à environ 10 à 25 min lorsque les individus sont nourris à postériori (partie a) et une allure relativement continue (sans pic formel, graphique b ci-dessous) en absence d'alimentation à postériori.

**La durée de l'egestion dépend de la durée de l'incubation** préalable: l'extension de la durée d'incubation à 5 min rallonge la durée de l'egestion qui va de 25 à 30 min.

Quelle que soit la durée de l'incubation, les pics d'egestion apparaissent avant les 35 min dans la période d'alimentation à postériori. Les pertes d'isotopes survenant en dehors de cette période sont considérées comme correspondant à **l'excrétion**.

L'excrétion est obtenue en faisant le produit du taux d'excrétion (E), de la biomasse de daphnie de départ ( $\alpha$ ) et de la durée de l'observation (1 h). Mathématiquement cela peut être exprimé à l'aide d'équation :

$$\Delta m X_{\text{substrat excrété}} \text{ (poids sec de substrat excrété)} = E * \alpha * 1h$$

L'équation dimensionnelle, ci-dessous, permet de justifier la formule proposée :

$$\Delta m X_{\text{substrat excrété}} \text{ (poids sec)} = \frac{g \text{ (poids sec de substrat excrété)}}{h * g \text{ (poids sec daphnie)}} * \alpha (g \text{ poids sec daphnie}) * 1h$$

## II.2.3 Détermination des valeurs des coefficients stœchiométriques et leur présentation dans le formalisme de la matrice de Petersen

### II.2.3.1 Détermination des valeurs des coefficients stœchiométriques

Pour chacun des deux groupes de substrat (chlorophycée ou bactérie), les valeurs des huit (8) coefficients stœchiométriques inconnus (a, b, c, d, e, f, g et h) sont déterminées en résolvant un système de sept (9) équations comprenant:

- Deux équations (2) portant sur les deux paramètres stœchiométriques ( $Y_{XD,p-X_{\text{substrat}}}$  et  $f_{eX_{s-D,p}}$ ) pour calculer les coefficients stœchiométriques associés:
  - o Calcul du coefficient stœchiométrique "a" à partir du paramètre stœchiométrique  $Y_{XD,p-X_{\text{substrat}}}$  (rendement de conversion) du substrat en biomasse de *D. pulex*:

$$Y_{X_{D,p}-X_s} = \frac{\text{g DCO biomasse produite}}{\text{g DCO substrat ingéré}} = \frac{\text{DCO molaire biomasse produite}}{a_1 \text{ DCO molaire substrat consommé}} = \frac{\text{DCO molaire } X_{D,p}}{a_1 \text{ DCO molaire } X_{\text{Substrat}}}$$

$$\text{alors, } a = \frac{\text{DCO molaire } X_{D,p}}{Y_{D,p} \times \text{DCO molaire } X_{\text{Substrat}}} \quad (1)$$

o Calcul du coefficient stœchiométrique "h" à partir du paramètre stœchiométrique  $fe_{X_s-D,p}$  (**Taux d'excrétion**) de matière détritrique  $X_{s-Dp}$ :

$$fe_{X_s-D,p} = \frac{\text{g DCO } X_{s-Dp} \text{ formé}}{\text{g DCO } X_{D,p} \text{ produite}} = \frac{h * \text{DCO molaire } X_{s-Dp} \text{ formé}}{\text{DCO molaire } X_{D,p} \text{ produite}} = \frac{h * \text{DCO molaire } X_{s-Dp}}{\text{DCO molaire } X_{D,p}}$$

, alors :

$$h = \frac{fe_{X_s-D,p} \times \text{DCO molaire } X_{D,p}}{\text{DCO molaire } X_s} \quad (2)$$

- Une équation portant sur le bilan énergétique (DCO) :

$$a * \text{DCO molaire}_{\text{substrat}} - 32 * b = \text{DCO molaire } X_{D,p} + h * \text{DCO molaire } X_s \quad (3)$$

En prenant l'exemple de *Scenedesmus sp.*, comme substrat, pour la suite,

- Une équation portant sur la conservation des charges

$$0 = -d + e - 2f + g \quad (4)$$

- Une équation portant sur le bilan des atomes de carbones :

$$96a = d + 96 + 147h \quad (5)$$

- Une équation portant sur le bilan des atomes d'azote :

$$13a = e + 13 + 13h \quad (6)$$

- Une équation portant sur le bilan des atomes de phosphore :

$$a = f + 1 + h \quad (7)$$

- Une équation portant sur le bilan des atomes d'hydrogène:

$$217a + 2c = d + 4e + f + g + 217 + 248h \quad (8)$$

- Une équation portant sur le bilan des atomes d'oxygène:

$$97a + 2b + c_i = 3d + 4f + 97 + 54h \quad (9)$$

### II.2.3.2 Présentation dans le formalisme de la matrice de Petersen

Les coefficients stœchiométriques précédemment calculés sur base de relations molaires entre les réactifs et les produits, sont présentés dans le formalisme de Petersen en calculant **les quantités de réactifs et de produits par gramme de biomasse formée de daphnie**.

En pratique, pour chaque composé, la valeur du coefficient présenté dans la matrice de Petersen est calculée en effectuant le produit du coefficient stœchiométrique déterminé sur base molaire et de la masse molaire du composé et en divisant la valeur ainsi obtenue, par la masse molaire de la biomasse de daphnie. Pour rappel, le coefficient (dans la matrice de Petersen) de la biomasse formée (daphnie) a été fixé à 1 g DCO. Pour les autres composés ou variables, deux cas se présentent selon qu'il s'agisse de composé à DCO non nulle ou à DCO nulle.

II.2.3.2.1 Cas des composés à DCO non nuls

Les coefficients stœchiométriques précédemment calculés sur base de relations molaires entre les réactifs et les produits, sont présentés dans le formalisme de Pertersen en calculant **les quantités (en DCO) des réactifs et des produits, par gramme de DCO de biomasse formée de daphnie.**

En pratique, pour chaque composé, la valeur du coefficient présenté dans la matrice de Pertersen est calculée en effectuant le produit du coefficient stœchiométrique déterminé sur base molaire et de la DCO molaire du composé, et en divisant la valeur ainsi obtenue par la DCO molaire de la biomasse de daphnie.

$$\text{Coef. stœchio. Petersen (g DCO)} = \frac{\text{Coef. stœchio. molaire "C" * DCO Molaire "C"}}{\text{DCO Molaire}_{\text{Daphnie}}}$$

Avec :

- Coef.stœchio.Petersen (g DCO): Coefficient stœchiométrique présenté dans la matrice de Petersen en g d'O<sub>2</sub>
- Coef.stœchio.molaire "C": Coefficient stœchiométrique calculé sur base des relations molaires, pour un composé "C"
- DCO Molaire"C": DCO molaire du composé "C"
- DCO Molaire<sub>Daphnie</sub> : DCO molaire des daphnies

II.2.3.2.2 Cas des composés à DCO nuls

La DCO étant nulle pour l'ammoniaque, les phosphates et les carbonates, les valeurs (du coefficient stœchiométrique) présentées dans la matrice de Pertersen pour ces substances ont été calculées respectivement :

- en g de N-NH<sub>4</sub> produit par g de DCO de daphnie produite, suivant la formule :

$$\text{Coef. stœchio. Petersen (g de N - NH}_3) = \frac{\text{Coef. stœchio. molaire "NH}_4^+ \text{ * 14}}{\text{DCO Molaire}_{\text{Daphnie}}}$$

- en g de P-HPO<sub>4</sub> produit par g de DCO de daphnie produite, suivant la formule :

$$\text{Coef. stœchio. Petersen (g de P - HPO}_4^{2-}) = \frac{\text{Coef. stœchio. molaire "HPO}_4^{2-} \text{ * 31}}{\text{DCO Molaire}_{\text{Daphnie}}}$$

- en g de C-HCO<sub>3</sub> produit par g de DCO de daphnie produite, suivant la formule :

$$\text{Coef. stœchio. Petersen (g de C - HCO}_3^-) = \frac{\text{Coef. stœchio. molaire "HCO}_3^- \text{ * 12}}{\text{DCO Molaire}_{\text{Daphnie}}}$$

Dans chacune des cellules de la matrice de Petersen, un signe "+" ou "-" précède la valeur ainsi calculée :

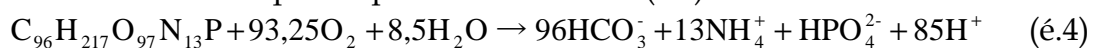
- le signe "-" symbolise une consommation ou perte du composé concerné;
- le signe "+" symbolise une production du composé concerné.

L'oxygène est considéré comme une DCO négative.

II.3 Stœchiométrie du processus de respiration des daphnies

**II.3.1 Expression du processus de respiration**

Ce processus est décrit par l'équation de réaction (é.4):



Aucun paramètre stœchiométrique n'est prévu (ni par Reichert *et al.* (2001), ni par Omlin *et al.* (2001).

### II.3.2 Détermination des valeurs des coefficients stœchiométriques du processus de respiration

Ces coefficients stœchiométriques sont déterminés suivant les mêmes principes basés sur la conservation des atomes et des charges.

### II.3.3 Présentation des coefficients stœchiométriques dans le formalisme de la matrice de Petersen

Les valeurs des coefficients présentés dans la matrice de Petersen, sont calculées suivant la même démarche que celle présentée précédemment pour le processus de la croissance.

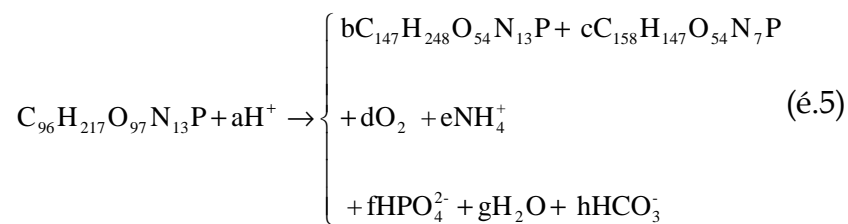
## II.4 Stœchiométrie du processus de mortalité des daphnies due ou non aux cyanobactéries

### II.4.1 Expression conceptuelle du processus de mortalité des cladocères

Deux démarches ont été proposées dans la littérature pour décrire la stœchiométrie de ce processus :

- la première appliquée par (Reichert *et al.*, 2001a), dans l'exemple numérique qu'ils ont fourni dans leur publication, considère des **biomoles différentes pour les matières organiques** (part dégradables et part inerte) **issues de la mort des cladocères**. Pour ce faire, deux paramètres stœchiométriques sont proposés : le **Rendement de mortalité des cladocères**  $Y_{Dp\text{mort}}$  et, le **Taux de minéralisation des cladocères**  $f_{I,Dp}$ . Suivant cette démarche, l'écriture de la réaction chimique traduisant le processus mortalité fait apparaître d'autres substances "supposées" excrétées afin d'équilibrer l'équation.

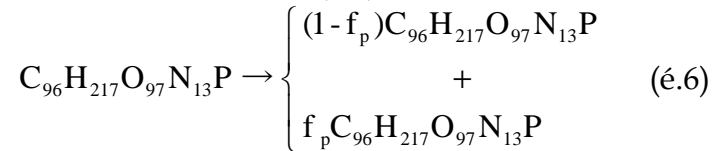
Au sens de cette approche, l'équation de réaction traduisant le processus de mortalité s'écrit sous la forme ci-dessous (é.5):



- La deuxième proposée par dans le modèle originel (Reichert *et al.*, 2001b), considère qu'avec le degré de simplification utilisé dans le modèle qui suppose une composition élémentaire constante pour chaque classe de matière organique, la mortalité des cladocères peut être difficile à décrire parce que **les matières organiques devraient avoir une composition différente de celle des cladocères**.

Dans cette démarche, il est proposé que s'il n'y a pas une forte évidence de différence de compositions élémentaires pour les différentes classes de matières organiques, l'on utilise la même composition élémentaire pour les algues, les consommateurs (donc ici, les cladocères) et les matières organiques mortes, tout en maintenant la somme de ces coefficients égale à l'unité. Cette démarche a été appliquée par Omlin *et al.* (2001) en considérant alors, uniquement le taux de minéralisation ( $f_{i-Dp}$ ).

Au sens de cette deuxième approche, l'équation de réaction traduisant le processus de mortalité s'écrit comme ci-dessous (é.6):



Du fait que le sous-modèle en développement, ici, vise à compléter un modèle existant déjà sur le lagunage et dans lequel des biomoles sont déjà définies pour les matières particulières (organiques et inorganiques), c'est la première démarche qu'il nous a convenu de suivre.

#### II.4.2 Valeurs des paramètres stœchiométriques du processus de mortalité

Sur la base de la considération simplificatrice prise en compte par rapport aux biomoles, les deux paramètres stœchiométriques importants prévus dans ce processus sont:

- **Le Rendement de la mortalité des cladocères**  $Y_{-Dp,mort}$ : traduit la fraction de cladocères qui se transforme en matières organiques (dégradable et inerte incluses) suite à la mort. D'après l'équation de réaction traduisant le processus de mortalité, ce taux peut être traduit mathématiquement par l'équation ci-dessous :

$$Y_{-Dp,mort} = \frac{g_{DCO}(X_i + X_s)}{g_{DCO} X_{Dp}} = \frac{b * DCO \text{ molaire}_{X_i} + a * DCO \text{ molaire}_{X_s}}{DCO \text{ molaire}_{X_{Dp}}}$$

Etant donné que ce travail ne présente pas d'objection par rapport au processus de mortalité tel que conçu par le modèle original Reichert *et al.* (2001a et b) la valeur de **1,20 gDCO (Xs<sub>Dp</sub>+ Xi<sub>Dp</sub>)/gX<sub>D,p</sub>**, a été maintenue pour ce paramètre stœchiométrique dans le présent travail.

- **Le Taux de minéralisation des cladocères**  $f_{-i,Dp}$  : traduit la matière organique, originaire des cladocères, qui devient inerte suite à leur mort:

$$f_{-i,Dp} = \frac{g_{DCO} X_i}{g_{DCO} (X_i + X_s)} = \frac{b * DCO \text{ molaire}_{X_i}}{b * DCO \text{ molaire}_{X_i} + a * DCO \text{ molaire}_{X_s}}$$

Comme pour le rendement de mortalité des cladocères, la valeur de 21% de la particulière formée contribuant au résidu inerte proposée dans le modèle original Reichert *et al.* (2001a et b) est ici maintenue soit encore  **$f_{-i,Dp} = 0,21 \text{ gDCO } X_{i,Dp} / \text{gDCO}(X_{s,Dp} + X_{i,Dp})$**  pour  $f_{-i,Dp}$ .

### II.4.3 Détermination des valeurs des coefficients stœchiométriques du processus de mortalité

Les valeurs des huit (8) coefficients stœchiométriques inconnus (a, b, c, d, e, f, g et h) sont déterminées en résolvant un système d'équation comprenant :

- Les deux (2) équations relatives aux deux paramètres stœchiométriques ( $Y_{-Dp,mort}$  et  $f_{-i,Dp}$ ) pour calculer les coefficients stœchiométriques associés:

$$Y_{-Dp,mort} = \frac{g_{DCO} (X_i + X_s)}{g_{DCO} X_{Dp}} = \frac{bDCOmolaire_{X_i} + aDCOmolaire_{X_s}}{DCOmolaire_{X_{Dp}}} \text{ et}$$

$$f_{-i,Dp} = \frac{g_{DCO} X_i}{g_{DCO} (X_i + X_s)} = \frac{b * DCOmolaire_{X_i}}{b * DCOmolaire_{X_i} + a * DCOmolaire_{X_s}}$$

- Une équation portant sur le bilan énergétique (DCO)
- Une équation portant sur la conservation des charges
- cinq (5) équations relatives, respectivement (à la conservation de chacun des cinq éléments chimiques (C, H, N, O, P)).

### II.4.4 Présentation des coefficients stœchiométriques dans le formalisme de la matrice de Petersen

Les valeurs des coefficients présentés dans la matrice de Petersen sont calculées suivant la même démarche que celle présentée pour le processus de la croissance.

## IV. Résultats et discussions

### IV.1 Applicabilité de la biomole proposé pour le zooplancton dans le RWQM1 à notre contexte

#### IV.1.1 Effet de la température de séchage sur les fractions organiques et inorganiques de *D. pulex*

Les données brutes des mesures des différentes fractions à 65 °C et à 105 °C, sont présentées en annexe VI.1. La comparaison des mesures effectuées à 65 °C à celle effectuée à 105 °C révèle que la valeur moyenne de la fraction inorganique obtenue après séchage des échantillons de *D. pulex* à 65 °C n'est pas significativement différente (Tableau VI.3) de celle obtenue après séchage des échantillons de *D. pulex* à 105 °C ( $p=0,31>0,05$ ). De même, la valeur moyenne de la fraction organique obtenue après séchage des échantillons de *D. pulex* à 65 °C n'est pas significativement différente (Tableau IV.4) de celle obtenue après séchage des échantillons de *D. pulex* à 105°C ( $p=0,31>0,05$ ). Le séchage des échantillons à 65 °C ou à 105 °C, n'affecte pas le résultat de la mesure de la fraction organique.

**Tableau VI.3:** Analyse de l'influence de la température de séchage sur la valeur de la fraction inorganique (Test t pour des Echantillons Indépendants)

|   | Moyenne - Groupe 1 | Moyenne - Groupe 2 | valeur t | dl | p    | N Actifs Groupe 1 | N Actifs Groupe 2 | Ec-Type Groupe 1 | Ec-Type Groupe 2 | Ratio F - Variances | p - Variances |
|---|--------------------|--------------------|----------|----|------|-------------------|-------------------|------------------|------------------|---------------------|---------------|
| $X_i/X_{D.pulex}$ (%)<br>105 °C vs.<br>$X_i/X_{D.pulex}$ (%)<br>65 °C | 14,22              | 12,37              | 1,04     | 45 | 0,31 | 24                | 23                | 6,86             | 5,21             | 1,73                | 0,2           |

**Tableau VI.4:** Analyse de l'influence de la température de séchage sur la valeur de la fraction organique (Test t pour des Echantillons Indépendants)

|  | Moyenne<br>- Groupe<br>1 | Moyenne<br>- Groupe<br>2 | valeur<br>t | dl | p    | N Actifs<br>Groupe 1 | N Actifs<br>Groupe<br>2 | Ec-Type<br>Groupe<br>1 | Ec-Type<br>Groupe<br>2 | Ratio F -<br>Variances | p -<br>Variances |
|--|--------------------------|--------------------------|-------------|----|------|----------------------|-------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------|
| $X_s/X_{D, pulex}$ (%)<br>105 °C       |                          |                          |             |    |      |                      |                         |                        |                        |                        |                  |
| vs.<br>$X_s/X_{D, pulex}$ (%)<br>65 °C | 85,78                    | 87,63                    | -1,04       | 45 | 0,31 | 24                   | 23                      | 6,86                   | 5,21                   | 1,73                   | 0,2              |

#### IV.1.2 Estimation d'une biomole théorique et de la DCO correspondante pour *D. pulex* à partir des données de la littérature

Les données de Birge et Juday (1922) cités par Baudouin et Ravera (1972) d'une part (Tableau VI.5), et celles de Reichert *et al.* (2001) d'autre part (Tableau VI.7), ont été exploitées dans ce travail pour comparer nos résultats expérimentaux.

**Tableau VI.5:** Composition élémentaire de *D. pulex* (Birge et Juday, 1922; cités par Baudouin et Ravera, 1972)

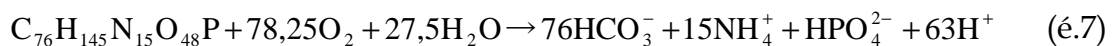
| $\alpha C_{D, pulex}$<br>(% du poids sec) | $\alpha N_{D, pulex}$<br>(% du poids sec) | $\alpha P_{D, pulex}$<br>(% du poids sec) | $\alpha H_{D, pulex}$<br>(% du poids sec) | Par déduction<br>$\alpha O_{D, pulex}$<br>(% du poids sec) |
|---|---|---|---|--|
| 37,92 à 43,05                             | 7,47 à 10,32                              | 0,76 à 1,48                               | 5,2 à 7,41                                | 37,74 à 48,6   |

À partir de ces données, en prenant les valeurs dans le haut de la fourchette pour les valeurs fournies (donc en minimisant la valeur déduite pour la teneur en O), une biomole théorique correspondant à  $C_{76}H_{145}N_{15}O_{48}P$  a été établie comme indiqué dans le tableau VI.6 avec pour masse molaire 2834 g/mol.

**Tableau VI.6:** Estimation théorique d'une biomole de *D. pulex* à partir des données de Birge et Juday (1922) cités par Baudouin et Ravera (1972)

| Atome   | C                            | N    | P    | H    | O    |
|---|------------------------------|------|------|------|------|
| Pourcentage du massique du poids sec (%)                      | 44                           | 10   | 1,5  | 7    | 37,5 |
| Nombre de moles d'atome de l'élément dans une mole du composé | 3,67                         | 0,71 | 0,05 | 7,00 | 2,34 |
| Indices des formules chimiques possibles                      | 76                           | 15   | 1    | 145  | 48   |
| Formule chimique possible                                     | $C_{76}H_{145}N_{15}O_{48}P$ |      |      |      |      |
| Masse Molaire possible (g/mol)                                | 2834                         |      |      |      |      |

La DCO théorique molaire correspondante est obtenue à partir de l'équation de réaction :



Elle correspond à 2504g d' $O_2$ /mole de *D. pulex* soit encore **0,88g d' $O_2$ /g *D. pulex***. Ainsi que montré dans le tableau VI.1 et l'équation "é.1", la biomole adoptée pour *D. pulex* d'après les données de Reichert *et al.* (2001), est  $C_{96}H_{217}O_{97}N_{13}P$ . Elle correspond à une masse molaire de 3134 g/mole pour une DCO théorique de **2984 g d' $O_2$ /mole** soit encore **0,95 g d' $O_2$ /g de poids sec**.

**IV.1.3 Mesures expérimentales réalisées sur nos cultures de *D. pulex***

Deux mesures ont été effectuées sur nos cultures de *D. pulex*. Il d'agit d'une part, de mesures de DCO, et d'autre part, de composition élémentaire. Leurs résultats sont présentés respectivement dans les tableaux VI.7 et VI.8, pour les mesures de DCO, et 9 pour les mesures de composition élémentaire.

Tableau VI.7: Résultats des mesures expérimentales de DCO

| N°Sous-échantillon | Dilution | DCO lue (mg d'O <sub>2</sub> /l) | DCO corrigé par rapport à la dilution (mg d'O <sub>2</sub> /l) | DCO corrigée par rapport au blanc mg d'O <sub>2</sub> /l | DCO dans les 2ml ensemencé (mg d'O <sub>2</sub> ) | DCO dans les 50ml ensemencé (mg) | Equivalent DCO Daphnies mesuré (g d'O <sub>2</sub> /g <i>D. pulex</i> ) |
|--------------------|----------|----------------------------------|--|--|---|----------------------------------|---|
| 0=blanc            | 1        | 56                               | 56   | 0  | -   | -                                | -   |
| 1                  | 2        | 72                               | 144  | 88   | 0,176   | 4,4                              | 0,85  |
| 2                  | 1        | 158                              | 158  | 102  | 0,204   | 5,1                              | 0,98  |
| 3                  | 1        | 168                              | 168  | 112  | 0,224   | 5,6                              | 1,08  |

La description statistique de ces données est fournie dans le tableau VI.8 et permet de résumer la DCO moyenne de *D. pulex* à  $0,97 \pm 0,07$  g d'O<sub>2</sub>/g *D. pulex*.

Tableau VI.8: Statistiques descriptives des mesures expérimentales de DCO

|  | N Actifs | Moyenne | Minimum | Maximum | Ecart-type | Erreur - Type |
|--|----------|---------|---------|---------|------------|---------------|
| Equivalent DCO Daphnies correspondant (g d'O <sub>2</sub> /g <i>D. pulex</i> ) | 3        | 0,97    | 0,85    | 1,08    | 0,12       | 0,07          |

Tableau VI.9: Données expérimentales et données de la littérature sur la composition élémentaire des daphnies

| % | Ce travail |       | Birge et Juday (1922) cités par Baudouin et Ravera (1972) | Valeurs considérées dans Reichert <i>et al.</i> (2001) |
|---|------------|-------|---|--|
|   | 1          | 2     |   |  |
| N | 8,76       | 8,19  | 7,47 à 10,32  | 6,30   |
| C | 43,37      | 43,85 | 37,92 à 43,05   | 35,80  |
| H | 6,68       | 6,66  | 5,2 à 7,41  | 7,40   |
| P | -          | -     | 0,76 à 1,48   | 0,90   |
| O | -          | -     | -   | 49,60  |

Sur les deux échantillons analysés, les résultats expérimentaux obtenus pour les teneurs en carbone, azote et hydrogène sont bien comprises dans les gammes de teneurs trouvées par Birge et Juday (1922) cités par Baudouin et Ravera (1972).

**IV.1.4 Comparaison des résultats expérimentaux aux résultats de la littérature**

La comparaison (tableau VI.10) de la valeur obtenue expérimentalement à celle estimée théoriquement d'après les données de composition élémentaire de Birge et Juday (1922) cités par Baudouin et Ravera (1972), montre que la DCO expérimentale moyenne n'est pas significativement différente à la DCO estimée ( $p=0,31 > 0,05$ ).



## Chapitre VI

**Tableau VI.10 :** Comparaison de la DCO expérimentale à la théorique calculée d'après les données de Birge et Juday (1922) cités par Baudouin et Ravera (1972)

|   | Moyenne | Ec-Type | N | Erreur-T | Valeur de Référence | Valeur t | dl | p    |
|---|---------|---------|---|----------|---------------------|----------|----|------|
| Equivalent DCO Daphnies mesuré (g d'O <sub>2</sub> /g <i>D. pulex</i> ) | 0,97    | 0,12    | 3 | 0,07     | 0,88                | 1,35     | 2  | 0,31 |

De même, la comparaison (Tableau VI.11) de la valeur obtenue expérimentalement à celle estimée théoriquement d'après les données de composition élémentaire de Reichert *et al.* (2001), montre que la DCO expérimentale moyenne n'est pas significativement différente de la DCO estimée ( $p > 0,05$ ).

**Tableau VI.11 :** Comparaison de la DCO expérimentale à la DCO théorique calculée d'après les données de Reichert *et al.* (2001)

|   | Moyenne | Ec-Type | N | Erreur-T | Valeur de Référence | Valeur t | dl | p    |
|---|---------|---------|---|----------|---------------------|----------|----|------|
| DCO expérimentale de <i>D. pulex</i> (g d'O <sub>2</sub> /g <i>D. pulex</i> ) | 0,97    | 0,12    | 3 | 0,07     | 0,95                | 0,3      | 2  | 0,79 |

Il ressort de l'analyse de nos résultats expérimentaux (y compris leur comparaison par rapport aux données de la littérature), qu'ils se situent dans le même ordre de grandeur que les valeurs théoriques estimées à partir des données de composition élémentaires de daphnies et de zooplancton fournies dans la littérature. La biomole proposée pour les zooplancton, dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) est bien applicable *D. pulex* dans le cadre du sous-modèle de conversion biochimique, relatif aux daphnies, que nous sommes en train de développer car, ils ont l'avantage d'être représentatifs d'un grand nombre d'espèce de cladocères.

### IV.2 Biomoles et équivalents DCO considérés dans ce travail

Compte tenu des choix expliqués plus haut (§I) les biomoles, masses molaires et équivalents DCO retenues sont résumés dans le tableau VI.12:

**Tableau VI.12:** Synthèse des formules chimiques établies à partir des données du tableau VI.1

| Composé                               | Formule chimique  | MM                       | DCO <sub>M</sub><br>(g d'O <sub>2</sub> /mol) | DCO/MM<br>(g d'O <sub>2</sub> /g) |
|---------------------------------------|---|--------------------------|---|-----------------------------------|
| Cladocères (exp : <i>D. pulex</i> )   | C <sub>96</sub> H <sub>217</sub> O <sub>97</sub> N <sub>13</sub> P  | 3134 (g/mol)             | 2984  | 0,95                              |
| Algue (exp : <i>Scenedesmus sp.</i> ) | C <sub>96</sub> H <sub>217</sub> O <sub>97</sub> N <sub>13</sub> P  | 3134 (g/mol)             | 2984  | 0,95                              |
| Xs                                    | C <sub>147</sub> H <sub>248</sub> O <sub>54</sub> N <sub>13</sub> P | 3089 (g/mol)             | 5552  | 1,80                              |
| Xi                                    | C <sub>158</sub> H <sub>217</sub> O <sub>54</sub> N <sub>7</sub> P  | 3106 (g/mol)             | 5800  | 1,87                              |
| Bactérie (exp : <i>E. coli</i> )      | C <sub>45</sub> H <sub>83</sub> O <sub>16</sub> N <sub>9</sub> P    | 1036 (g/mol)             | 1672  | 1,61                              |
| Ion bicarbonate                       | HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>                                       | 12g C/mol                | 0   | 0                                 |
| Gaz carbonique                        | CO <sub>2</sub>   | 12g C/mol                | 0   | 0                                 |
| Ion hydrogénophosphate                | HPO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>                                      | 31 g P/mol               | 0   | 0                                 |
| Ion hydrogène                         | H <sup>+</sup>  | 1                        | 0   | 0                                 |
| Dioxygène                             | O <sub>2</sub>  | 32 g O <sub>2</sub> /mol | -32   | -1                                |
| Eau                                   | H <sub>2</sub> O  | 18 g/mol                 |   |                                   |

IV.3 Stœchiométrie du processus de croissance

IV.3.1 Croissance sur *Scenedesmus sp.*

Le processus de la croissance de *D. pulex* sur *Scenedesmus sp.* est conceptuellement décrit par l'équation de réaction é.2.

En considérant les valeurs des paramètres stœchiométriques indiquées, dans le tableau 13, les valeurs des coefficients stœchiométriques a, b, c, d, e, f g et h sont calculées suivant la méthode décrite plus haut et l'on débouche sur l'équation de réaction définitive é.7.

Tableau VI.13: Valeurs des paramètres Stœchiométriques pour le processus de croissance (Reichert *et al.*, 2001)

|   |   |
|---|---|
| Y_CON soit Y <sub>DP</sub> dans mon texte | 0,20 g DCO X <sub>Dp</sub> /gX DCO X <sub>Algue</sub> |
| f_e soit fe <sub>Xs-Dp</sub>              | 0,77 g DCO X <sub>S</sub> /g DCO X <sub>Dp</sub>      |

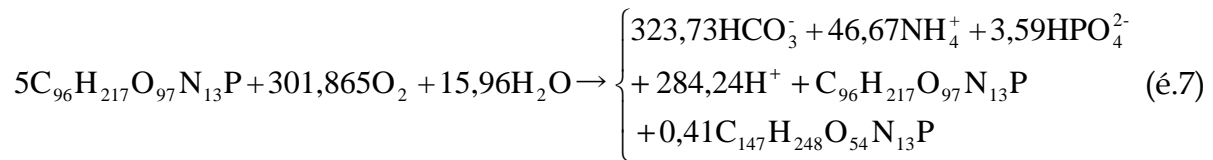


Tableau VI.14 : Vérification des bilans des atomes, des charges et de la DCO dans l'équation "é.7"

| Élément  | Partie gauche de l'équation | Partie droite de l'équation |
|----------|-----------------------------|-----------------------------|
| C        | 480                         | 480                         |
| N        | 65                          | 65                          |
| P        | 5                           | 5                           |
| H        | 1116,92                     | 1116,92                     |
| O        | 1104,69                     | 1104,69                     |
| Electron | 0                           | 0                           |
| DCO      | 5260,32                     | 5260,32                     |

Conformément à la méthode décrite plus haut, les coefficients stœchiométriques de cette équation sont présentés dans le formalisme de la matrice de Pertersen dans le tableau VI.15.

Tableau VI.15 : Matrice partielle de Petersen relative à la croissance de *D. pulex* sur *Scenedesmus sp.* avec production de matière particulaire

|   | S <sub>NH4</sub><br>(gN-NH4) | S <sub>O2</sub><br>(g DCO) | S <sub>HCO3</sub><br>(g C-HCO <sub>3</sub> ) | HPO <sub>4</sub><br>(g P-HPO <sub>4</sub> ) | (g S <sub>H</sub><br>(g H) | X <sub>Scene</sub><br>(g DCO) | X <sub>E.Coli</sub><br>(g DCO) | X <sub>Dp</sub><br>(g DCO) | X <sub>s</sub><br>(g DCO) |
|---|------------------------------|----------------------------|--|---|----------------------------|-------------------------------|--------------------------------|----------------------------|---------------------------|
| Croissance de <i>D. pulex</i> sur <i>Scenedesmus sp.</i> (avec production de Daphnie et de matière organique particulaire | + 0,22                       | + 3,24                     | + 1,30                                       | + 0,04                                      | + 0,095                    | - 5                           |                                | + 1                        | + 0,76                    |

A cette étape de la description du processus de croissance de *D. pulex*, on observe que pour produire 1g d'équivalent DCO de *D. pulex*, 5 g d'équivalent DCO de *Scenedesmus sp.*, sont oxydés dont 0,76 sont convertis en matières organiques particulaire et, le reste (soit 3,24 équivalent DCO ou 65%) est brûlé (pour la production de l'énergie nécessaire au métabolisme) sous forme de CO<sub>2</sub>. Les valeurs que nous **avons** trouvées sont cohérentes par rapport aux valeurs des paramètres fournies par Reichert *et al.* (2001) qui ont par ailleurs certainement commis une erreur de calcul dans la présentation de leur matrice de pertersen en trouvant 3,8 g DCO de Xs par 1 g de DCO zooplancton produit, alors qu'ils ont indiqué une valeur de paramètre stœchiométrique f<sub>e</sub> de 0,77 g DCO de Xs produit par 1 g DCO de DCO zooplancton produit (Tableau VI.13).

Cette analyse traduit l'impact qu'ont les cladocères sur l'abattement de la biomasse algale dont l'élimination peut poser problème à la fin de l'épuration des eaux usées, une fois que l'on n'en a plus besoin pour sa production d'oxygène par le processus de la photosynthèse et sa consommation des nutriments issus de la minéralisation de la matière organique par les bactéries.

Cette analyse traduit également le bienfondé d'une bonne régulation de la biomasse de cladocères dans les bassins de lagunage, pour maintenir les performances épuratoires du système. Une biomasse excessive de cladocères, par sa forte prédation pourrait éliminer complètement la biomasse algale dont le rôle dans le système est très important.

Cette analyse partielle sera approfondie par la modélisation globale (Chapitre VIII) qui prend compte les autres processus de conversion biochimique qui concernent, notamment, les algues et des bactéries.

#### IV.3.2 Croissance sur *E. coli*

En appliquant à *E. coli*, les mêmes principes que ceux décrits pour *Scenedesmus sp.*, avec les valeurs des paramètres stœchiométriques indiquées dans le tableau VI.13, on obtient l'équation de réaction définitive é.8, dont la vérification des bilans est présentée dans le tableau VI.16.

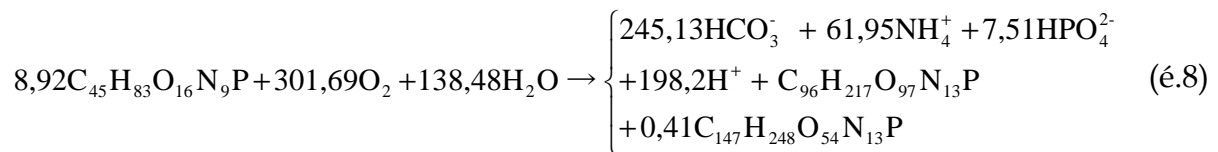


Tableau VI.16 : Vérification des bilans des atomes, des charges et de la DCO

| Elément  | Partie gauche de l'équation | Partie droite de l'équation |
|----------|-----------------------------|-----------------------------|
| C        | 401,4                       | 401,4                       |
| N        | 80,28                       | 80,28                       |
| P        | 8,92                        | 8,92                        |
| électron | 0                           | 0                           |
| H        | 1017,32                     | 1017,32                     |
| O        | 884,58                      | 884,57                      |
| DCO      | 5260,16                     | 5260,32                     |

## Chapitre VI

**Tableau VI.17 : Matrice partielle de Petersen relative à la croissance de *D. pulex* sur *E. coli* avec production de matière particulaire**

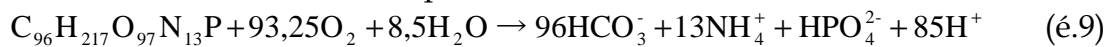
|  | $S_{NH_4}$<br>(gN-NH <sub>4</sub> ) | $S_{O_2}$<br>(g DCO) | $S_{HCO_3}$<br>(g C-HCO <sub>3</sub> ) | $S_{HPO_4}$<br>(g P-HPO <sub>4</sub> ) | $S_H$<br>(g H) | $X_{Scene}$<br>(g DCO) | $X_{E. Coli}$<br>(g DCO) | $X_{Dp}$<br>(g DCO) | $X_s$<br>(g DCO) |
|--|-------------------------------------|----------------------|--|--|----------------|------------------------|--------------------------|---------------------|------------------|
| Croissance de <i>D. pulex</i> sur <i>E. coli</i> (avec production de <i>D. pulex</i> et de matière organique particulaire) | + 0,29                              | + 3,24               | + 0,99                                 | + 0,08                                 | +<br>0,066     |                        | - 5,00                   | + 1,00              | + 0,76           |

Comme pour *Scenedesmus sp.*, on observe que pour produire 1g d'équivalent DCO de *D. pulex*, 5 g d'équivalent DCO d'*E. coli* sont oxydés dont 15 % environ sont convertis en matières organiques particulaire et, 65% sont brûlés (pour la production de l'énergie nécessaire au métabolisme) sous forme de CO<sub>2</sub>.

L'analyse effectuée dans le cas de la croissance des cladocères sur les algues est valable également pour les bactéries. L'impact des cladocères sur l'abattement de la biomasse bactérienne dont l'élimination peut poser problème à la fin de l'épuration des eaux usées, une fois que l'on n'en a plus besoin pour sa minéralisation de la matière organique par les bactéries s'en déduit. Cette analyse traduit également le bienfondé d'une bonne régulation de la biomasse de cladocères, en général, présent dans les bassins de lagunage, pour maintenir les performances épuratoires du système car, une biomasse excessive de cladocères, par sa forte prédation pourrait éliminer complètement la biomasse bactérienne dont le rôle dans le système est très important. Comme pour les algues, cette analyse d'étape sera approfondie par la modélisation globale (Chapitre VIII) qui tient compte des autres processus de conversion biochimique qui concernent notamment les algues et des bactéries.

### IV.4 Stœchiométrie du processus de respiration

Le processus de respiration est numériquement décrit par l'équation de réaction é.9, dont la vérification des bilans est présentée dans le tableau VI.18:



**Tableau VI.18 : Vérification des bilans des atomes, des charges et de la DCO de l'équation de réaction traduisant le processus de respiration**

| Elément   | Partie gauche<br>de l'équation | Partie droite<br>de l'équation |
|-----------|--------------------------------|--------------------------------|
| C         | 96                             | 96                             |
| N         | 13                             | 13                             |
| P         | 1                              | 1                              |
| électrons | 0                              | 0                              |
| H         | 234                            | 234                            |
| O         | 292                            | 292                            |
| DCO       | 0                              | 0                              |

## Chapitre VI

La matrice de Petersen relative au processus de respiration de *D. pulex*, peut alors être présentée partiellement (Tableau VI.19).

Tableau VI.19: Matrice partielle de Petersen relative à la respiration de *D. pulex*

|                                | $S_{NH_4}$<br>(gN-NH <sub>4</sub> ) | $S_{O_2}$<br>(g DCO) | $S_{HCO_3}$<br>(g C-HCO <sub>3</sub> ) | $S_{HPO_4}$<br>(g P-HPO <sub>4</sub> ) | $S_H$<br>(g H) | $X_{Scene}$<br>(g DCO) | $X_{E. Coli}$<br>(g DCO) | $X_{Dp}$<br>(g DCO) | $X_S$<br>(g DCO) |
|--------------------------------|-------------------------------------|----------------------|--|--|----------------|------------------------|--------------------------|---------------------|------------------|
| Respiration de <i>D. pulex</i> | + 0,06                              | + 1                  | + 0,39                                 | + 0,01                                 | + 0,028        |                        |                          | -1                  |                  |

Cette analyse fait ressortir qu'en absence de substrat, 1 g de DCO est consommé du milieu sous forme d'oxygène, par 1 g de daphnie, pour satisfaire les besoins énergétiques requis pour la respiration endogène.

### IV.5 Stœchiométrie du processus de mortalité due ou non aux cyanobactéries

Tableau VI.20: Valeurs des paramètres stœchiométriques utilisés pour décrire le processus de mortalité de *D. pulex*

|                 |      |                                    |
|-----------------|------|------------------------------------|
| $f_{I,CON}$     | 0,21 | $gX_{I-COD}/g(X_S+X_I)$ - DCO      |
| $Y_{CON, mort}$ | 1,20 | $g(X_S+X_I)$ -COD/ $gX_{CON}$ -COD |

Le processus de mortalité (due ou non aux cyanobactéries) est numériquement décrit par l'équation de réaction é.10, dont la vérification des bilans est présentée dans le tableau VI.21.

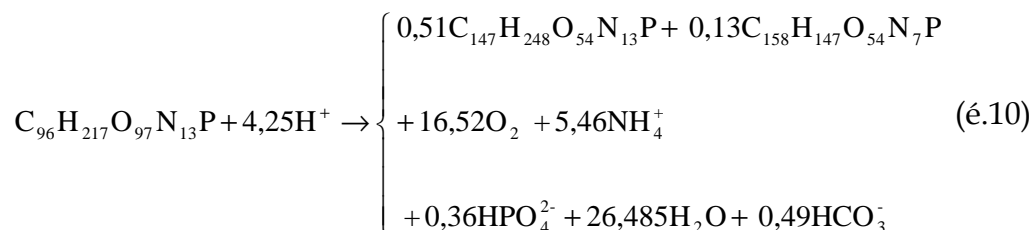


Tableau VI.21: Vérification des bilans des atomes, des charges et de la DCO de l'équation de réaction traduisant le processus de respiration

|          | Gauche      | Droite         |
|----------|-------------|----------------|
| C        | 96          | 96             |
| N        | 13          | 13             |
| P        | 1           | 1              |
| électron | 4,25        | 4,25           |
| H        | 221,25      | 221,25         |
| O        | 97          | 97,00          |
| DCO      | <b>2984</b> | <b>3056,88</b> |

Il n'est pas surprenant ici, d'avoir de difficulté à obtenir un bilan nul sur la DCO. Ce problème annoncé par Reichert *et al.* (2001) est lié au fait d'utiliser des biomoles différentes pour les cladocères et les matières organiques particulières mortes et qui, nécessite d'apporter des éléments chimiques pour équilibrer l'équation de la réaction. Comme conséquence, ici, on observe que la mort de l'équivalent d'un gramme de DCO de *D. pulex*, accroît la DCO particulière morte du milieu de plus d'un gramme qu'équivalent DCO.

Tableau VI.22 : Matrice partielle de Petersen relative à la mortalité de *D. pulex*

|  | S <sub>NH4</sub><br>(gN-NH4) | S <sub>O2</sub><br>(g DCO) | S <sub>HCO3</sub><br>(g C-HCO <sub>3</sub> ) | S <sub>HPO4</sub><br>(g P-HPO <sub>4</sub> ) | S <sub>H</sub><br>(g H) | X <sub>Scene</sub><br>(g DCO) | X <sub>E. Coli</sub><br>(g DCO) | X <sub>Dp</sub><br>(g DCO) | X <sub>s</sub><br>(g DCO) | X <sub>i</sub><br>(g DCO) |
|--|------------------------------|----------------------------|--|--|-------------------------|-------------------------------|---------------------------------|----------------------------|---------------------------|---------------------------|
| Mortalité de <i>D. pulex</i> due ou non à la toxicité des cyanobactéries | + 0,03                       | -0,18                      | + 0,002                                      | + 0,004                                      | - 0,001                 |                               |                                 | - 1                        | + 0,95                    | + 0,25                    |

### V. Synthèse de la stœchiométrie des processus de conversion biochimique impliquant les cladocères

Cette synthèse est présentée sous la forme d'une partie de la matrice de Petersen utilisée pour décrire le sous-modèle de conversion biochimique relatif aux cladocères. Ladite partie de matrice de Petersen sera complétée par les expressions de cinétiques pour chacun de processus de conversion biochimique. La stœchiométrie est la même pour le processus de mortalité naturelle des daphnies et le processus de leur mortalité liée à la toxicité des cyanobactéries ; ce sont les cinétiques qui diffèrent entre ces deux processus.

Tableau VI.23: Stœchiométrie globale des processus de conversion biochimique relatifs aux cladocères (DCO)

|  | S <sub>NH4</sub><br>(gN-NH4) | S <sub>O2</sub><br>(g DCO) | S <sub>HCO3</sub><br>(g C-HCO <sub>3</sub> ) | S <sub>HPO4</sub><br>(g P-HPO <sub>4</sub> ) | S <sub>H</sub><br>(g H) | X <sub>Scene</sub><br>(g DCO) | X <sub>E. Coli</sub><br>(g DCO) | X <sub>Dp</sub><br>(g DCO) | X <sub>s</sub><br>(g DCO) | X <sub>i</sub><br>(g DCO) |
|--|------------------------------|----------------------------|--|--|-------------------------|-------------------------------|---------------------------------|----------------------------|---------------------------|---------------------------|
| Croissance de <i>D. pulex</i> sur <i>Scenedesmus</i> sp. (avec production de Daphnie et de matière organique particulaire) | + 0,22                       | + 3,24                     | + 1,30                                       | + 0,04                                       | + 0,095                 | - 5                           |                                 | + 1                        | + 0,76                    |                           |
| Croissance de <i>D. pulex</i> sur <i>E. coli</i> (avec production de <i>D. pulex</i> et de matière organique particulaire) | + 0,29                       | + 3,24                     | + 0,99                                       | + 0,08                                       | + 0,066                 |                               | - 5,00                          | + 1,00                     | + 0,76                    |                           |
| Respiration de <i>D. pulex</i>   | + 0,06                       | + 1                        | + 0,39                                       | + 0,01                                       | + 0,028                 |                               |                                 | -1                         |                           |                           |
| Mortalité de <i>D. pulex</i> due ou non à la toxicité des cyanobactéries   | + 0,03                       | - 0,18                     | + 0,002                                      | + 0,004                                      | - 0,001                 |                               |                                 | - 1                        | + 0,95                    | + 0,25                    |

## VI. Conclusion

La comparaison de nos données expérimentales sur la composition élémentaire de *D. pulex*, aux données de la littérature y compris celles considérées dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001), a montré que la biomole proposée pour le zooplancton dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001) est applicable pour *D. pulex*. Ce résultat a été le point de départ pour la description de la stœchiométrie des processus de conversion biochimique impliquant les cladocères.

Les mesures des paramètres stœchiométriques, n'ont pas été possibles dans le cadre de nos travaux pour des raisons matérielles. En effet, les cladocères n'émettant pas de pellettes fécales distinctes, les mesures de leurs excréments sont plus indiquées à partir de mesures de radioactivité des substrats préalablement marqués ; malheureusement, notre laboratoire n'est pas équipé d'appareil de mesures de radioactivité. Par conséquent, à défaut de pouvoir améliorer ce qui existe déjà, nous l'avons utilisé. **Ainsi, comme beaucoup de travaux de modélisation, nous avons eu recours aux valeurs proposées dans la littérature et plus précisément (dans notre cas), dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001). Cependant, nous avons effectué des commentaires importants aux regards non seulement des pratiques en vigueur en hydrobiologie d'une part et en biotechnologies (sur les cultures en continue sur chémostat notamment) d'autre part, vis-à-vis des besoins pour la modélisation.**

Par ailleurs, lorsqu'on sait que le taux d'ingestion, par exemple, varie avec les stades de développement des individus, tout comme la cinétique de la croissance pondérale (Frey et Hann, 1985; Taylor, 1985; Tessier et Goulden, 1987; Perrin, 1989; cités par Rata *et al.*, 1993), on comprend qu'il n'y a pas d'objection au fait d'utiliser les données de la littérature, les valeurs expérimentales ne peuvent que se situer dans une fourchette de valeurs. **Une méthode de mesure de rendement de conversion et de taux d'excrétion chez les cladocères, dans les unités appropriées pour les modèles biogéochimiques, a été proposée dans ce travail.**

Au lieu de limiter le travail à la présentation de la stœchiométrie du processus de mortalité due aux cyanobactéries, toute la démarche suivie pour décrire la stœchiométrie de chacun des quatre processus retenus dans le présent sous-modèle a été décrite pour prouver notre aptitude à réaliser une telle étude, si les conditions de travail s'y prêtent.

Les résultats des analyses de la stœchiométrie des processus révèlent que :

- Pour produire 1g d'équivalent DCO de *D. pulex*, 5 g d'équivalent DCO de *Scenedesmus sp.*, (ou d'*E. coli*) sont oxydés dont 0,77 sont convertis en matières organiques particulaire et, le reste (soit 3,23 équivalent DCO ou 65%) est brûlé (pour la production de l'énergie nécessaire au métabolisme) sous forme de CO<sub>2</sub>.
- En conditions de respiration endogène (observée dans les bassins de lagunage, en période de surpopulation de cladocères par rapport aux ressources alimentaires disponibles), on assiste à un abattement de la DCO des daphnies exclusivement au profit de la production d'énergie pour le catabolisme.
- Lorsque l'équivalent en DCO de 1 g de *D. pulex* meurt, 1,2 g de DCO de matières organiques particulières sont produites dont 79 % est biodégradable.

L'impact des cladocères sur l'épuration des eaux dans les stations d'épurations peut ainsi être décrite à la fois au plan cinétique et stœchiométrique, à l'aide de la modélisation globale du système "bassin de lagunage" qui tient compte, entre autres, des autres processus de conversion biochimiques qui concernent notamment les algues et des bactéries. Cela peut se faire en complétant le "sous-modèle cladocère" proposé dans la présente thèse, au modèle de lagunage "ModLag" et, en réalisant des simulations dans WEST. L'essentiel du travail nécessaire pour la réalisation des simulations a été effectué et présenté dans le chapitre VIII; par contre, les simulations n'ont pas pu être finalisées avant le dépôt de la présente thèse dans les délais exigés, en raison d'un problème survenu sur "WEST". Elles le seront avant la défense publique de cette thèse et, les résultats pourront alors être présentés.

En attendant, les analyses cinétiques et stœchiométriques montrent que dans des conditions non limitantes en substrats et en absence de cyanobactéries, la vitesse de croissance des cladocères étant supérieure à la somme des vitesses de leur respiration et de leur mortalité, en termes de DCO, on assisterait plus à un abattement de la DCO essentiellement algale et bactérienne. Cela révèle qu'un étage trophique supplémentaire constitué de cladocères peut contribuer à accroître le rendement épuratoire en réduisant les biomasses d'algues et de bactéries en fin de traitement à condition, de ne pas trop les réduire car elles assurent respectivement l'oxygénation de l'eau et la minéralisation de la pollution organique dissoute avec un effet détoxifiant notamment à travers la nitrification de l'ammoniac.

Les récoltes planifiées et raisonnables de cladocères contribueront à maintenir l'équilibre du système pour optimiser les performances épuratoires, et leur valorisation pourrait s'avérer financièrement rentable (chapitre VII) pour la gestion de la station d'épuration, voire du secteur de l'assainissement.

### VII. Références

Arnold E. D. 1971. Ingestion, assimilation, survival, and reproduction by *Daphnia pulex* fed seven species of blue-green algae. *Limnol Oceanogr.* 16: 906-920.

Baudouin M. F. et Ravera O. 1972. Weight, size and chemical composition of some freshwater zooplankters: *Daphnia hyalina* (Leydig). *Limnol. Oceanogr.* 17: 645-649.

Buikema A. L. 1973. Filtering rate of the cladoceran *Daphnia pulex* as a function of body size, light and acclimatation. *Hydrobiologia.* 41 (4), 515-527.

Crowley P. H. 1973. Filtering rate inhibition of *Daphnia pulex* in winter green lake water. *Limnology and Oceanography.* 18: 394 - 402.

Doran P. M. 1995. Bioprocess engineering principles. Academic press limited. ISBN 0-12-220855-2.

El Ouarghi H. 2003. Interaction phytoplancton-qualité physico-chimique des eaux dans les lagunes naturelles et lagunes à haut rendement algal. Fondation universitaire luxembourgeoise. Thèse de doctorat. 199 pages.



## Chapitre VI

- Frangoulis C., Carlotti F., Eisenhauer L., et Zervoudakia S. 2010. Converting copepod vital rates into units appropriate for biogeochemical models. *Progress in Oceanography*. 84 (1-2): 43-51.
- Fritz J. J., Middleton A. C. et Meredith D. D. 1979. Dynamic process modeling of wastewater stabilization ponds. *J. Water Pollut. Cont. Fed.* 51: 2724-2743.
- Haney J. 1985. Regulation of cladoceran filtering rates in nature by body size, food concentration and diet feeding patterns. *Limnol. Oceanogr.* 30 (2), 397-411.
- Haney J. R., Brauer M. et Niirnber G. 1986. Feeding and egestion rates of individual zooplankton using Cerenkov counting. *Hydrobiologia*. 141: 165–174.
- Helgen J. C. 1987. Feeding rate inhibition in crowded *Daphnia pulex*. *Hydrobiologia* 154: 113-119.
- Henze M., Grady C. P. L., Gujer W., Marais G. v. R., Matsuo T. 1986. Activated sludge model no. 1. Scientific and Technical Report 1, IAWPRC Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment Processes, IAWPRC, London.
- Kong S.-K. et Toshiuki N. 2002. Activity of *Chlorella vulgaris* associated by *Escherichia coli* W3110 on Removal of Total Organic Carbon in Continuous River Water Flow System. *Algae* 17 (3), 195-199.
- Lampert W. 1987. Feeding and nutrition in *Daphnia* -In: *Daphnia*- Peters, R. H. et De Bernardi R. Mem. Ist. Ital. Idrobiol. 45: 143-192.
- Mc Mahon J. W. et Rigler F. H. 1962. Mechanisms regulating the feeding rate of *Daphnia magna* Strauss. *Canadian Journal of Zoology*. 41:321-332.
- Omlin M., Reichert P., Forster R. 2001. Biogeochemical model of Lake Zurich: Model equations and results. *Ecological Modelling*. 141: 77-103
- Peters R. H. 1984. Methods for the study of feeding, grazing and assimilation by zooplankton. In: Downing, J.A. and F.H. Rigler 1984. *A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters*. 2nd ed. 1. Freshwater productivity - Measurement. ISBN 0-632-00616-1
- Prepas E. 1978. Sugar-frosted *Daphnia*: An improved fixation technique for Cladocera. *Limnol. Oceanogr.* 23(3), 557-559
- Reichert P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Shanahan P., Somlyódy L., et Vanrolleghem P. 2001a. River Water Quality Model No.1 Scientific and Technical report n°12. IWA publishing, 136p. ISBN 1 900222 82 5.
- Reichert P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Shanahan P., Somlyódy L., et Vanrolleghem P. 2001b. River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): II. Biochemical process equations. *Water Science and Technology*. 43 (5), 11-30.
- Rittman B. E. et McCarty P. L. 2001. *Environmental Biotechnology, Principles and applications*, McGraw-Hill International Editions, New York, p. 755.

## Chapitre VI

Sterner R. W. 1993. Daphnia growth on varying quality of Scenedesmus: mineral limitation of zooplankton. *Ecology*. 74 (8), 2351-2360.

Sterner R. W. et Smith R. F. 1993a. Clearance, ingestion and release of N and P by *Daphnia obtusa* feeding on *Scenedesmus acutus* of varying quality. *Bulletin of marine science*, 53 (1), 228-239.

Sterner R. W., Hagemeyer D. D., Smith W. L., et Smith R. F. 1993b. Phytoplankton nutrient limitation and food quality for Daphnia. *Limnol. Oceanogr.* 38(4), 857-871.

## Chapitre VII : ANALYSE DE RENTABILITE D'UN AVANT-PROJET DE VALORISATION DES CLADOCERES PRODUITS DANS LES BASSINS DE LAGUNAGE AU BENIN

---

### I. Introduction

#### I.1 Contexte et justification

Le contexte du présent projet, développé en détail dans l'introduction générale de la thèse, se caractérise par le fait que « ... un tiers de la population mondiale, n'aura toujours pas accès à des services d'assainissement améliorés en 2015 (W. H. O. et UNICEF, 2013)» avec les conséquences sanitaires dramatiques qui en découlent. Cette situation est entretenue par le **manque de rentabilité financière des projets d'assainissement tels qu'ils sont actuellement conçus dans la plupart des pays du sud**, et qui font de l'assainissement un secteur qui n'attire ni les pouvoirs publics, ni le secteur privé. Pourtant, les systèmes d'épuration d'eaux usées par lagunage, en plus d'être performants (Middlebrooks *et al.*, 1982 ; cité par Hathaway et Stefan, 1995) et adaptés aux conditions socio-économiques et climatiques de la plupart de ces pays (Srivastava *et al.*, 1986; Mara, 1987; cités par Hathaway et Stefan, 1995), présentent des opportunités réelles de création de richesse à travers les algues (Edwards, 1992) cité par Mara *et al.*, 1993; Mara *et al.*, 1993; Beal *et al.*, 2012) et le zooplancton (Barnabé, 1979; Myrand et de la Noue, 1982; Barnabé, 1983; Guerrin, 1988; Beal *et al.*, 2012; et Kring *et al.*, 2013) qui sont valorisables en production de biocarburant et en pisciculture ; le zooplancton est également valorisable en pharmacie (Cauchie, 2000). La possibilité de valoriser le zooplancton en production de biocarburant est justifiée par Kring *et al.* (2013), par le fait que, de par sa taille, il constitue un bon moyen de collecter indirectement le phytoplancton.

De **nombreuses expériences de valorisation du plancton** (produit dans des bassins de lagunage) **en pisciculture** ont été capitalisées depuis trois décennies à travers le monde; elles montrent l'évolution des connaissances et, leurs points forts peuvent être mis à profit pour une valorisation économiquement viable. Ces expériences peuvent être distinguées en deux catégories :

- Les expériences de valorisation indirecte du zooplancton en pisciculture : elles correspondent aux premières expérimentations scientifiques (Barnabé, 1979 et 1983 ; Guerrin, 1988). Elles suggèrent une séparation des sites de production de proies (zooplancton) par rapport aux sites de production d'animaux consommables, afin d'éviter l'effet sélectif des eaux épurées qui ne conviennent pas à de nombreuses espèces de poissons. Les biomasses valorisables de proies devaient alors être récoltées (dans les bassins de lagunage) avec des moyens mécaniques motorisés autonomes, puis, conditionnées et transportées vers les sites de production d'animaux consommables pour y être valorisées. L'étude de la rentabilité de tels systèmes de valorisation indirecte mérite d'être abordée pour compléter l'évaluation (avantages et inconvénients) de ce type d'approche. À notre connaissance, une telle étude n'a pas encore été réalisée. La récolte périodique du zooplancton dans les bassins de lagunage permettrait également d'éviter une surproduction de zooplancton, qui perturberait le système en réduisant excessivement les biomasses d'algues et de bactéries.

- Les expériences de valorisation directe du phytoplancton pour produire des poissons phytoplanctonophages correspondent aux travaux, plus récents, d'Edwards (1992 cité par Mara *et al.*, 1993); et de Mara *et al.* (1993). Leur principe pourrait être appliqué pour produire des espèces de poisson zooplanctonophages, ainsi qu'il est envisagé, plus loin dans le présent travail. Il repose sur la conciliation des exigences qualitatives des eaux de culture des poissons, avec les critères de dimensionnement des différents bassins d'épuration d'eaux usées, rendant ainsi possible un écoulement direct des eaux épurées (chargées des biomasses planctoniques) vers les étangs de production de poissons. Ce principe permet ainsi, d'éviter les coûts liés aux récoltes, aux conditionnements et aux transports des proies, vers les sites de valorisation. Au plan financier, le caractère hautement rentable de ces systèmes de valorisation directe basés sur l'association de bassins de lagunage et d'étangs piscicoles a été prouvé sur les poissons phytoplanctonophages (Mara *et al.*, 1993) sur une pisciculture de carpes et de tilapia à partir d'eau usées faiblement traitées par lagunage. Ils ont observé un rendement de 5 à 7 tonnes par hectare et par an de poissons majoritairement constitués de carpes et ont estimé que ce rendement aurait pu atteindre 13 tonnes par hectare et par an de poissons, si les tilapias (30% des poissons) qui étaient difficiles à pêcher et représentés par une grande proportion d'adultes à faible taux de croissance, n'avaient pas été présents dans les bassins, en compétition avec les carpes.

Des expériences existent également en matière de **valorisation indirecte du zooplancton, produit dans les bassins de lagunage, en aquariologie** pour produire de la nourriture pour les poissons d'aquarium. Au nombre de celles-ci, on peut citer la société anonyme Luxembourgeoise Bioplancton (citée par Cauchie, 2000), dont l'expérience a mis en évidence l'absence de barrière technique et économique à la récolte des daphnies produites dans les bassins de lagunage. Après la récolte, le zooplancton est généralement conditionné sous forme de surgelés et commercialisé. Ainsi, la société Aqualux (située à Arlon) propose 100 g de daphnies surgelées à 3,29 euros ; Europrix (en France) propose des daphnies fraîches à 1,5 euros les 90 ml (photo VII.1). Mais que représentent réellement ces prix par rapport aux coûts de production? Serait-il économiquement envisageable d'adapter ces expériences aux conditions socio-économiques des pays du sud pour valoriser le zooplancton en pisciculture ? Ces questions sont également étudiées, dans le présent chapitre.

Au regard du contexte décrit, la faisabilité d'une valorisation du zooplancton (des bassins de lagunage) dans les pays du sud, est étudiée dans ce chapitre, sous la forme d'un avant-projet portant sur le Bénin.



Figure VII.1 : Photographie du conditionnement des daphnies tel que proposé par la société Europrix (France)

Source : [http://www.achat-aquarium.fr/achat/produit\\_details.php?id=4993&catid=674](http://www.achat-aquarium.fr/achat/produit_details.php?id=4993&catid=674)

Référence 03133505

NOURRITURE VIVANTE - DAPHNIES - SACHET 90 ML - PAR 1 ; 1,50 € T.T.C

## I.2 Objectifs de l'avant-projet

### I.2.1 Objectif général

Contribuer aux efforts de facilitation de l'accès à l'assainissement pour tous dans les pays du sud, en intégrant des incitants financiers dans les projets d'assainissement.

### I.2.2 Objectif spécifique

Estimer la rentabilité financière d'un avant-projet portant sur la valorisation des cladocères, produits dans des bassins de lagunage, dans le contexte d'un pays du sud, en l'occurrence, le Bénin.

## II. Description de l'avant-projet et des données de base

### II.1 Description de l'avant-projet

L'avant-projet proposé comporte deux variantes dénommées respectivement "Variante 1" et "Variante 2" et décrites comme suit :

#### II.1.1 Variante 1: Valorisation indirecte des cladocères en pisciculture

Dans cette variante, le mode de valorisation est inspiré des pratiques en vigueur chez les vendeurs de nourritures vivantes pour poisson d'aquarium en Europe.

Cette variante est étudiée à travers deux sous-variantes :

- La sous-variante 1.1, consiste en la **vente de biomasse de cladocères sous forme de surgelés**. Pour ce faire, les cladocères sont récoltés puis conditionnés, par 100 g de poids frais, dans des sacs de congélation qui sont ensuite stockés jusqu'à leur vente, dans des congélateurs.
- La sous-variante 1.2, prend en compte les menaces liés au sous-développement de la chaîne du froid et aux coupures intempestives de l'énergie électrique au Bénin, et propose plutôt une vente des biomasses récoltées sous la forme de produits séchés en étuve, à utiliser dans les formulations de nourriture pour poisson (par la suite il serait aisé de prévoir un système de séchage par panneaux solaires thermiques).

En effet d'après Cowey (1979) cité par Guérrin (1988) la teneur en protéine du zooplancton déshydraté suffit à couvrir les besoins quantitatifs de la plupart des poissons étudiés ; ces besoins sont compris entre 38% et 46% de l'aliment sec, pour la carpe commune, la truite arc-en-ciel, et le saumon chinook, qui ne sont pas exclusivement zooplanctonophages. La substitution des besoins protéiques conventionnels à 40% par la protéine zooplancton a donné le meilleur résultat (indice minimum de consommation et coefficient d'efficacité protéique maximum) de culture.

Afin de maintenir l'efficacité de la contribution des cladocères à l'épuration des eaux, et par ricochet l'équilibre du système, seule la production journalière est récoltée dans les deux bassins de maturation. Celle-ci est calculée à l'aide de données expérimentales liées aux facteurs qui gouvernent la production des cladocères dans le milieu et, sur la base du sous-modèle mathématique développé dans la présente thèse.

La figure VII.1 présente la série de bassins adaptés dans cette variante; leur dimensionnement est discuté au §C.2

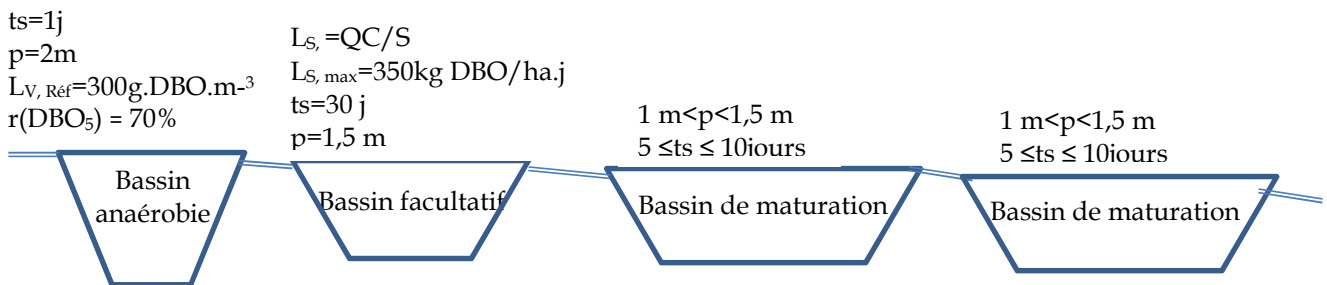


Figure VII.2 : Série de bassins adaptés dans la variante 1

### II.1.2 Variante 2: Valorisation directe des cladocères en pisciculture

Cette variante est inspirée du principe, proposé par Mara *et al.* (1993) basé sur la conciliation des exigences qualitatives des eaux de culture des poissons, avec les critères de dimensionnement des différents bassins d'épuration d'eaux usées pour valoriser directement le zooplancton sur la même exploitation en y produisant des poissons. Les bassins sont dimensionnés conformément à Mara (1993) suivant les critères qui sont rappelés au §C.2, mais à la place du bassin à poisson, prévu par Mara (1993) avec des caractéristiques qui permettent d'y maintenir une biomasse algale abondante pour subvenir aux besoins alimentaires des poissons phytoplanctonophages, nous avons maintenus les bassins de maturation.

En effet, dans des expériences de production de poissons dans des bassins de lagunage, dimensionnés suivant la méthode empirique française, Guérrin (1988) a observé un taux de survie de 99% dans le deuxième bassin (2,5m<sup>2</sup>/Eh soit 2,5m<sup>2</sup>/54g DBO.j. exprimé en charge surfacique, cela donne 54g DBO/2,5 m<sup>2</sup>.j soit 216 kg DBO/ha.j) et de 70% dans le premier bassin (6m<sup>2</sup>/Eh soit 90kg DBO/ha.j ou 90 kg DBO/m<sup>3</sup>.j.), qui au regard des faibles charges appliquées et des faibles profondeurs, peuvent être assimilés à des bassins de maturation.

L'autre raison qui justifie, dans notre contexte, la préférence pour les bassins de maturation est leur faible exigence en terres (1 ha environ) comparé aux 6 ha qui auraient été nécessaires dans notre contexte (§C.2) pour le bassin à poisson.

Ainsi, les caractéristiques des bassins retenus dans cette variante, sont identiques à celles des bassins de la variante 1. Il est considéré dans la variante 2 que l'essentiel de la production de cladocère a uniquement lieu dans le premier bassin de maturation; le deuxième bassin de maturation abritant les poissons.

Pour cette variante, une estimation de la rentabilité d'une production de poissons zooplanctonophages, est proposée. La quantité de cladocères arrivant dans le bassin contenant les poissons dépend essentiellement de la charge (concentration x débit) de cladocère provenant du premier bassin de maturation.

En plus des bassins décrits précédemment, les deux variantes ont en commun de comporter chacune :

- ✓ **Un chenal de mesure doté d'un dispositif jaugeur type canal venturi à l'entrée de la station.**
- ✓ **Un dessableur,**
- ✓ **Un dégrilleur,**
- ✓ **Un chenal de mesure doté d'un dispositif jaugeur type canal venturi à la sortie de la station.**

Le présent avant-projet ne prend pas en compte les raccordements à la station qui doivent rester dans le cadre de la politique d'assainissement de la ville. Son seul objectif est d'étudier la rentabilité d'une valorisation des cladocères produits dans une station d'épuration de type lagunage.

### II.2 Données de base

#### II.2.1 Dimensions des bassins et de l'exploitation

Dans cette étude d'avant-projet, le dimensionnement des bassins de lagunage est effectué suivant les modèles rationnels sur la base d'une part, des caractéristiques de l'eau usée arrivant à la station, et d'autre part, des caractéristiques spécifiques de chaque bassin.

Les caractéristiques des eaux usées arrivant à la station comprennent:

- Le débit Q ;  
Le débit provenant d'un bassin précédent peut être estimé en tenant compte des pertes par évaporation dans ledit bassin précédent.
- La concentration en polluant (DBO<sub>5</sub> ou N ou coliformes fécaux) ;  
La concentration en polluant (DBO<sub>5</sub> ou N ou coliformes fécaux) en provenance d'un bassin précédent peut être estimée en tenant compte du rendement de son abattement (r), généralement observé par expérience, dans ce type de bassin (précédent).
- La température

## Chapitre VII

Les caractéristiques moyennes des eaux usées, d'un pays donné, sont généralement exprimées sous la forme d'équivalent-habitant c'est-à-dire la quantité de pollution générée par un habitant. Leur connaissance combinée à la connaissance de l'effectif de la population ciblée par le projet d'assainissement, peuvent être exploitées pour dimensionner les différents bassins. À titre d'illustration nous avons présenté dans le tableau I.4 (chapitre I), les caractéristiques des eaux usées européennes :

Pour l'instant, nous ne disposons pas de données sur les caractéristiques des eaux usées béninoises.

Les caractéristiques spécifiques de chaque bassin comprennent généralement:

- Le temps de séjour :  $t_s$
- La profondeur :  $p$
- La charge volumique maximale ( $L_v$ ) ou la charge surfacique maximale ( $L_s$ ) applicables.

Dans le présent travail, afin de rendre possible la comparaison entre les résultats des deux variantes, le dimensionnement des bassins est réalisé en considérant les données de Mara *et al.* (1993):

- Un débit ( $Q$ ) =  $1000\text{m}^3/\text{j}$
- Une concentration en  $\text{DBO}_5$  =  $200\text{ mg/l}$ , soit  $0,2\text{kg}/\text{m}^3$
- une concentration en coliformes fécaux ( $\text{CF}_0$ ) =  $5.10^7$  coliformes fécaux/100 ml ;
- une température ambiante ( $T$ ) =  $25^\circ\text{C}$
- et une évaporation nette ( $E_v$ ) =  $5\text{ mm}/\text{jour}$

Sur la base de ces données, chaque type de bassin est dimensionné suivant le même critère dans les deux variantes.

### II.2.1.1 Dimensionnement des bassins anaérobies

En considérant, une profondeur ( $p_{\text{ana}}$ ) de 2 m, un temps de séjour ( $t_{s_{\text{ana}}}$ ) d'un jour, et le débit ( $Q$ ) de  $1000\text{m}^3/\text{j}$ , **la surface moyenne ( $S_{\text{ana}}$ ) à la mi- profondeur du bassin anaérobie est de  $500\text{m}^2$**  tel que décrit dans le calcul ci-dessous:

$$S_{\text{ana}} = \frac{Q * t_{s_{\text{ana}}}}{p_{\text{ana}}} = \frac{1000\text{m}^3 \cdot \text{j}^{-1} * 1\text{j}}{2\text{m}} = 500\text{m}^2$$

**La charge volumique ( $L_{\text{vol}}$ ) résultante vaut  $200\text{gDBO}_5/\text{m}^3.\text{j}$**  (calcul ci-dessous) et est conforme par rapport à la valeur maximale de  $300\text{ gDBO}_5/\text{m}^3.\text{j}$ , préconisée par Mara et Pearson (1986) cités par Mara (1993).

$$L_{\text{vol}} = \frac{Q * [\text{DBO}_5]}{S * p} = \frac{1000\text{m}^3 \cdot \text{j}^{-1} * 200\text{g} \cdot \text{m}^{-3}}{500\text{m}^2 * 2\text{m}} = 200\text{g} / \text{m}^3 \cdot \text{j}$$

### II.2.1.2 Dimensionnement des bassins facultatifs

Les bassins facultatifs sont dimensionnés sur la base de la charge surfacique appliquée ( $L_{\text{surf}}$ ) telle que proposée par Mara et Pearson (1998).



Pour une profondeur ( $p_{fac}$ ) de 1,5m, le débit (Q) de 1000m<sup>3</sup>/j, et un temps de séjour ( $ts_{fac}$ ) de 5 jours proposé par Mara (1993), on obtient une **surface moyenne ( $S_{fac}$ ) à la mi-profondeur du bassin facultatifs, de 3333m<sup>2</sup>** (calcul ci-dessous):

$$S_{fac} = \frac{Q * ts_{fac}}{p_{fac}} = \frac{1000 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1} * 5 \text{ j}}{1,5 \text{ m}} = 3333 \text{ m}^2 ; \text{ Puis, en supposant un abattement de 70\%}$$

de la DBO<sub>5</sub> initiale, on obtient une **charge surfacique de 0,018 kg/m<sup>2</sup>.j (soit 180kg/ha.j) appliquée au bassin facultatif** (calcul ci-dessous),

$$L_{surf} = \frac{Q * 0,3 * [DBO_5]}{S_{fac}} = \frac{1000 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1} * 0,3 * 200 \cdot 10^{-3} \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}}{3333 \text{ m}^2} = \frac{60 \text{ kg} \cdot \text{j}^{-1}}{3333 \text{ m}^2} = 0,018 \text{ kg} / \text{m}^2 \cdot \text{j}$$

Avec une évaporation estimée à 5mm/j, **les pertes d'eau par évaporation ( $Q_{évap, fac}$ ), sont d'environ 17 m<sup>3</sup>/j :**

$$Q_{évap} = \frac{5 \cdot 10^{-3} \text{ m}}{\text{m}^2 \cdot \text{j}} * 3333 \text{ m}^2 \approx 17 \text{ m}^3 / \text{j}$$

Ainsi, du fait de l'évaporation, 98,3% (soit 983l/j) du débit entrant sur la station, repart du bassin facultatif, à destination du bassin du premier bassin de maturation.

**Les bassins facultatifs doivent donc avoir une surface d'environ 3333 m<sup>2</sup> et un temps de séjour hydraulique de 5 j.**

### II.2.1.3 Dimensionnement des bassins de maturation

Le critère majeur de dimensionnement du bassin de maturation est le temps de rétention hydraulique qui peut varier entre 5 à 10 jours (Ouano, 1981).

En fixant un temps de séjour ( $ts_{mat}$ ) de 5 jours dans le bassin de maturation, pour le débit de 983m<sup>3</sup>/j et une profondeur ( $p_{mat}$ ) de 1m on obtient une surface ( $S_{mat,1}$ ) de **4915 m<sup>2</sup> pour le premier bassin de maturation** de :

$$S_{mat,1} = \frac{Qts_{mat,1}}{p_{mat,1}} = \frac{983 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1} * 5 \text{ j}}{1 \text{ m}} = 4915 \text{ m}^2$$

Avec une évaporation estimée à 5mm/j, **les pertes d'eau par évaporation ( $Q_{évap, mat,1}$ ), sont d'environ m<sup>3</sup>/j**

$$Q_{évap} = \frac{5 \cdot 10^{-3} \text{ m}}{\text{m}^2 \cdot \text{j}} * 4915 \text{ m}^2 \approx 25 \text{ m}^3 / \text{j}$$

Par conséquent, il arrive 958 m<sup>3</sup>/j dans le deuxième bassin de maturation qui, avec une profondeur d'un mètre et un temps de séjour 5 jours, a une **surface ( $S_{mat,2}$ ) de 4790 m<sup>2</sup>.**

$$S_{mat,2} = \frac{Qts_{mat,2}}{p_{mat,2}} = \frac{958 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1} * 5 \text{ j}}{1 \text{ m}} = 4790 \text{ m}^2$$

L'efficacité de la désinfection (abattement de la charge en coliformes fécaux) est vérifiée à l'aide de la formule de Marais (1974) cité par Mara (1993) qui prend en compte la désinfection survenant dans les bassins précédents et s'écrit comme suit :

$$C_e = \frac{C_o}{(1 + k * ts_{ana})(1 + k * ts_{fac})(1 + k * ts_{mat,1})(1 + k * ts_{mat,2})} ;$$

Avec :

$C_o$  : la concentration en coliforme dans l'influent soit 5.10<sup>7</sup> UFC/100 ml, dans le cas présent,

## Chapitre VII

$C_e$  : la concentration en coliforme dans l'effluent (UFC/100 ml)

$t_{sana}$ ,  $t_{sfac}$ ,  $t_{smat,1}$  et  $t_{smat,2}$ : respectivement, les temps de rétention hydraulique (temps de séjour) dans le bassin anaérobie, dans le bassin facultatif et dans le bassin de maturation.

$k$ : Constante d'abattement de la charge en coliforme fécaux ( $j^{-1}$ )

L'effet de la température sur le paramètre cinétique  $k_b$  est pris en compte à l'aide du modèle exponentielle proposé par Marais (1974) cité par Mara (1993):

$$k_{(T)} = 2,6(1,19)^{(T-20)}$$

Il est considéré dans ce travail que  $k_{25^{\circ}C} = 6,2 j^{-1}$

En appliquant cette formule aux données ici considérées pour les deux bassins de maturation et les deux bassins précédents, on obtient:

$$C_e = \frac{5 \cdot 10^7}{(1 + 6,2j^{-1} * 1j)(1 + 6,2j^{-1} * 5j)(1 + 6,2j^{-1} * 5j)(1 + 6,2j^{-1} * 5j)} = 212 CF / 100ml$$

Par conséquent, la désinfection est donc effective en disposant en série, deux bassins de maturation, dans lesquels un temps de séjour hydraulique identique de 5 jours est observé. En effet, on satisfait dans ces conditions aux recommandations de l'OMS (cité par Mara, 1993) qui suggèrent d'observer une concentration en coliformes fécaux inférieure à 1000CF/100 ml, en sortie.

En réalité, les premiers bassins ont une turbidité élevée et laissent peu passer les rayons ultraviolets; et il est raisonnable de considérer 2 unités log d'abattement sur le bassin anaérobie et le bassin facultatif. On obtient alors 488 CF/100ml :

$$C_e = \frac{5 \cdot 10^5}{(1 + 6,2j^{-1} * 5j)(1 + 6,2j^{-1} * 5j)} = 488 CF / 100ml$$

La désinfection reste donc effective avec les deux bassins de maturation, montées en série.

Les caractéristiques des différents bassins sont résumées dans le tableau VII.1

Tableau VII.1: Synthèse des caractéristiques des bassins

| Bassin                        | Caractéristique  | Valeur |
|-------------------------------|--|--------|
| Anaérobie                     | Surface (m <sup>2</sup> )  | 500    |
|                               | Profondeur (m)   | 2      |
|                               | Temps de séjour (m)  | 1      |
|                               | Charge volumique de DBO <sub>5</sub> (g DBO <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> .j)           | 200    |
| Facultatif                    | Surface (m <sup>2</sup> )  | 3333   |
|                               | Profondeur (m)   | 1,5    |
|                               | Temps de séjour (m)  | 5      |
|                               | Charge surfacique de DBO <sub>5</sub> (kg DBO <sub>5</sub> /ha.j)                      | 180    |
| Maturation 1                  | Surface (m <sup>2</sup> )  | 4915   |
|                               | Profondeur (m)   | 1      |
|                               | Temps de séjour (m)  | 5      |
| Maturation 2                  | Surface (m <sup>2</sup> )  | 4790   |
|                               | Profondeur (m)   | 1      |
|                               | Temps de séjour (m)  | 5      |
| Ensemble des bassins          | Surface (m <sup>2</sup> )  | 13538  |
| Aire de circulation et autres | Surface (m <sup>2</sup> )=54%Surface totale des bassins                                | 7311   |
| Ensemble de l'exploitation    | Surface (ha)= Surface (Ensemble des bassins) + surface (Aire de circulation et autres) | 2      |

Il s'agit d'un dimensionnement assez sommaire, mais qui suffira pour les besoins de calculs de l'avant-projet.

#### II.2.1.4 Les Chenaux de mesure dotés de dispositif jaugeur à l'entrée et à la sortie de la station

L'aménagement du chenal et la disposition du canal venturi (dispositif jaugeur) répondent aux recommandations de Pronost *et al.* (2002).

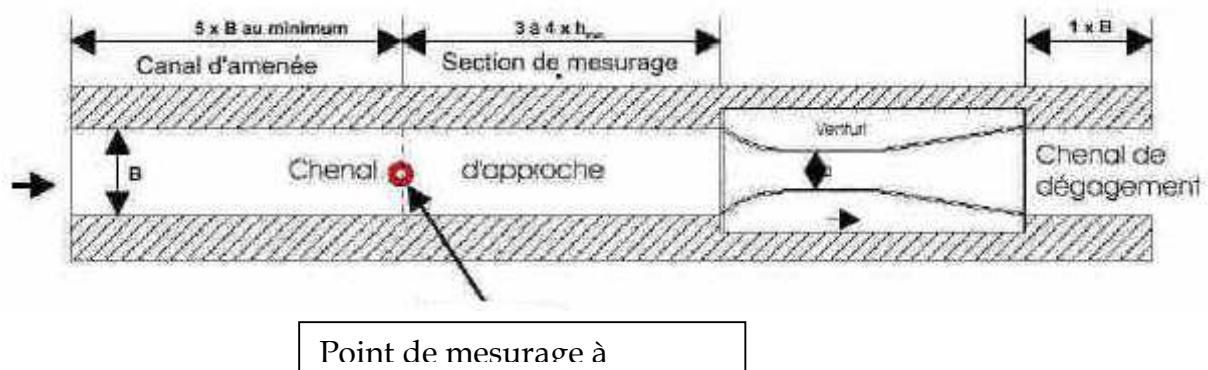


Figure VII.3: Schéma de principe d'un canal de mesure type Venturi (Pronost *et al.*, 2002)

#### II.2.1.5 Le Dégrilleur

Les dégrilleurs assurent la protection des conduites mises en place dans la station d'épuration, contre les risques de colmatage. Il s'agit, le plus souvent, de grilles qui récupèrent les déchets plus ou moins volumineux entraînés par les eaux s'écoulant dans les canalisations d'assainissement. Plus communément, l'espacement des barreaux est de 3 à 4 cm pour un dégrilleur manuel fortement incliné sur le courant 2 à 3 pour 1).

### II.2.1.6 Le Dessableur

Le dessableur permet de retenir les particules denses dont la vitesse de chute est comprise entre 0,2 et 0,3 m/s (principalement le sable) en amont de la station pour éviter qu'ils s'accumulent dans les bassins, réduisant leur volume utile pour l'eau usée, et par ricochet, accélérant les interventions pour curage.

En pratique, le dessableur est dimensionné sur la base d'une vitesse ascensionnelle (V) de 960 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.j (soit 40m/h) à l'aide de la formule:

$$V = \frac{Q}{lL} = \frac{Q}{S_H}$$

Avec:

V : Vitesse ascensionnelle (ou charge hydraulique) en m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h

Q : débit du dessableur

S<sub>H</sub> : Surface horizontale du dessableur

l: largeur du dessableur

L : Longueur du dessableur (Il est souvent retenu un ratio L/l égal à 5).

### II.2.2 Production journalière de biomasse

La production journalière moyenne de cladocères est estimée sur les données de Pizay-Parenty (1985) qui ne prennent pas en compte les cyanobactéries, à l'aide du sous-modèle proposé dans la présente thèse et qui est rappelée ci-dessous :

$$\frac{dX_{Dp}}{dt} = (e^{\beta_{Dp}(T-T_0)}) \left( \frac{S_{O_2}}{K_{S_{O_2}} + S_{O_2}} \right) \left( \frac{r_{\max \text{Scene}} X_{\text{Scene}}}{(K_{X_{\text{Scene}}} + X_{\text{Scene}} + I_{E.\text{coli}/\text{Scene}} * X_{E.\text{coli}})} \text{Exp}\left(-\frac{X_{\text{Scene}}}{K_{I\text{Scene}}}\right) + \frac{r_{\max E.\text{coli}} X_{E.\text{coli}}}{K_{X_{E.\text{coli}}} + X_{E.\text{coli}} + I_{\text{Scene}/E.\text{coli}} * X_{\text{Scene}}} - k_{mort} \right) X_{D.p}$$

Les définitions des symboles et les valeurs des paramètres intervenant dans cette formule sont les mêmes que celles fournies dans le chapitre VIII. Elles sont rappelées en annexe 3 du présent chapitre, uniquement pour faciliter la lecture aux membres du jury. Les facteurs de conversion utilisés pour exprimer les différentes biomasses en poids sec sont les mêmes que ceux déjà présentés dans les chapitres précédents et n'ont pas été repris ici.

Le résultat obtenu de cette estimation (tableau VII.2) révèle une production moyenne de 1,19 mg poids sec/(l.j). Cette valeur est assez proche de celle de Tifnouti et Pourriot (1989) qui ont relevé une production de 1,43mg poids sec/l.j. dans les bassins de lagunage de Marrakech.

Tableau VII.2: Estimation de la production journalière moyenne de cladocères (dans le bassin 3 d'après les données de Pizay-Parenty, 1985)

| Date   | T<br>(°C) | O <sub>2</sub><br>(g/m <sup>3</sup> ) | Coliformes totaux |                   | Algues        |           |                               | Biomasse cladocères |                                | $\frac{dX_{\text{Cladocère}}}{dt}$ |
|--|-----------|---------------------------------------|-------------------|-------------------|---------------|-----------|-------------------------------|---------------------|--------------------------------|------------------------------------|
|  |           |                                       | cel/l             | mg poids<br>sec/l | mg<br>Chl.a/l | mg<br>C/l | g poids<br>sec/m <sup>3</sup> | mg poids<br>frais/l | g poids sec<br>/m <sup>3</sup> | g poids<br>sec/m <sup>3</sup> .j   |
| 01/06/1976   | 27        | 6,2                                   | 1,00E+05          | 3,00E-05          | 85,8          | 1430      | 3972,22                       | 325                 | 34,775                         | -2,80                              |
| 01/07/1976   | 21        | 1,2                                   | 1,00E+03          | 3,00E-07          | 34,4          | 573,33    | 1592,59                       | 22486               | <b>2406,002</b>                | -48,91                             |
| 01/08/1976   | 21,1      | 4,09                                  | 1,00E+03          | 3,00E-07          | 13,9          | 231,67    | 643,52                        | 2666                | 285,262                        | 19,78                              |
| 01/09/1976   | 17        | 2,95                                  | 1,00E+02          | 3,00E-08          | 10,5          | 175       | 486,11                        | 648                 | 69,336                         | 5,10                               |
| 01/10/1976   | 11,1      | 6,85                                  | 1,00E+03          | 3,00E-07          | 9,7           | 161,67    | 449,07                        | 576                 | 61,632                         | 3,38                               |
| 01/11/1976   | 4,8       | 6,7                                   | 1,00E+04          | 3,00E-06          | 3,7           | 61,67     | 171,3                         | 582                 | 62,274                         | 3,86                               |
| 01/12/1976   | 3,9       | 9,47                                  | 1,00E+04          | 3,00E-06          | 7,5           | 125       | 347,22                        | 12,81               | 1,371                          | 0,05                               |
| 01/01/1977   | 0         | 8,4                                   | 1,00E+05          | 3,00E-05          | 10,9          | 181,67    | 504,63                        | 12                  | 1,284                          | 0,03                               |
| 01/02/1977   | 6,4       | 3,5                                   | 1,00E+06          | 3,00E-04          | 18            | 300       | 833,33                        | 0,03                | 0,003                          | 0,00                               |
| 01/03/1977   | 9,1       | 3,2                                   | 1,00E+07          | 3,00E-03          | 4,8           | 80        | 222,22                        | 124,1               | 13,279                         | 0,97                               |
| 15/03/1977   | 7,4       | 2,1                                   | 1,00E+04          | 3,00E-06          | 2,7           | 45        | 125                           | 1896                | 202,872                        | 14,81                              |
| 01/04/1977   | 8,9       | 3,7                                   | 1,00E+03          | 3,00E-07          | 16,4          | 273,33    | 759,26                        | 237                 | 25,359                         | 0,45                               |
| 15/04/1977   | 12,4      | 4,4                                   | 1,00E+04          | 3,00E-06          | 1,9           | 31,67     | 87,96                         | 124,5               | 13,322                         | 1,74                               |
| 01/05/1977   | 14,2      | 6                                     | 1,00E+03          | 3,00E-07          | 16,4          | 273,33    | 759,26                        | 6185                | 661,795                        | 18,91                              |
| 01/06/1977   | 18,2      | 3,5                                   | 1,00E+04          | 3,00E-06          | 16,4          | 273,33    | 759,26                        | 128                 | 13,696                         | 0,51                               |
| Production moyenne journalière (g poids sec/m <sup>3</sup> .j) |           |                                       |                   |                   |               |           |                               |                     |                                | 1,19                               |

Razouls *et al.* (1973, cité par Balvay, 1987) ont montré que le ratio poids sec/poids frais peut varier entre 5,9% et 29,2% pour le zooplancton (toutes espèces confondues) alors que Watanabe *et al.* (1983, cité par Balvay, 1987) ont observé qu'il est de 10,7% si l'on considère uniquement les individus appartenant au genre *Daphnia sp.* et Dabrowski *et al.* (1983, cité par Balvay, 1987) ont observé qu'il varie entre 6,95% et 6,98% pour *Daphnia pulex*. Dans le présent travail, nous considérons, un ratio "poids sec/poids frais" de 10%.

Ainsi, la production journalière retenue dans ce travail vaut 1,19 mg poids sec/l.j, soit à 11,9 mg poids frais/l.j. cette production correspond à la biomasse de cladocères récoltable journallement par unité de volume, pour maintenir le réacteur dans un état stationnaire où les performances épuratoires du système sont préservées.

Il est considéré dans la variante 1 du projet que les cladocères sont récoltés dans les deux bassins de maturation de volume équivalent à 9705m<sup>3</sup> alors que dans la variante 2, ils sont essentiellement produits dans le premier bassin de maturation (4915 m<sup>3</sup>).

Étant donné que la production journalière dépend du volume du réacteur, on obtient:

- Pour la variante 1 :

Une production journalière de **13,88 kg poids sec/j** ou encore **138,8 kg poids frais/j** (soit 5066,2 kg poids sec/an ou 50662 kg poids frais/an) ainsi que détaillé dans le calcul ci-dessous:

$$\frac{1,19 \text{ mg poids sec}}{l} * \frac{1 \text{ kg}}{1.10^6 \text{ mg}} * 9705 \text{ m}^3 * \frac{1000 \text{ l}}{\text{m}^3} = 13,88 \text{ kg poids sec/ j soit } 138,8 \text{ kg poids frais/ j}$$

## Chapitre VII

- Pour la variante 2 :

Une charge en cladocères estimée à **5,85 kg poids sec/j ou encore 58,5 kg poids frais/j** (soit 2135,25 kg poids sec/an ou 21352,5 kg poids frais/an) ainsi que détaillé dans le calcul ci-dessous:

$$\frac{1,19 \text{ mg poids sec}}{l} * \frac{1 \text{ kg}}{1.10^6 \text{ mg}} \frac{4915 \text{ m}^3}{j} * \frac{1000 l}{\text{m}^3} = 5,85 \text{ kg poids sec/ j soit } 58,5 \text{ kg poids frais / j}$$

Dans cette variante, toute cette production journalière sort dans le volume d'effluent (et arrive donc dans le deuxième bassin de maturation) à la concentration de 61,04 mg/l, tel que détaillé dans le calcul ci-dessous:

$$\frac{58,5 \text{ kg poids frais} \cdot j^{-1}}{958 \text{ m}^3 \cdot j^{-1}} = 61,04 \text{ mg / l}$$

### II.2.3 Poids volumique de *D. pulex*

En considérant que l'axe majeur moyen d'un individu récolté vaut 1500 $\mu\text{m}$ , on obtient conformément aux résultats du chapitre II:

- Axe mineur dorsal microscope ( $\mu\text{m}$ ) = 0,316 \* Axe majeur microscope ( $\mu\text{m}$ ) = 474  $\mu\text{m}$
- Axe mineur latéral microscope ( $\mu\text{m}$ ) = 0,57 \* Axe majeur microscope ( $\mu\text{m}$ ) = 855  $\mu\text{m}$
- $\text{Volume} = \frac{\pi}{6} * \text{Axe majeur} * \text{Axemin dorsal} * \text{Axe min latéral} = 3,18.10^8 \mu\text{m}^3$  ou  $3,18.10^{-7} \text{ l}$
- $\text{Poids sec} (\mu\text{g}) = 1,811.10^{-7} L_{\text{Maj}}^{2,585} = 29,38 \mu\text{g poids sec}$  soit  $2,939.10^{-5} \text{ g poids sec}$ , ou  $2,939.10^{-4} \text{ g poids frais}$
- $\text{Poids volumique (g/l)} = \frac{\text{Poids}}{\text{Volume}} = \frac{2,939.10^{-4} \text{ g poids frais}}{3,18.10^{-7} \text{ l}} = 923,90 \text{ g/l}$

### II.2.4 Site du projet

Pour maintenir un niveau constant des eaux dans les bassins pendant la saison sèche, il faudrait que le débit entrant corresponde au moins à la somme des pertes par évaporation et par infiltration. Les coûts d'imperméabilisation des sols filtrants, sont prohibitifs et peuvent être évités en exploitant des sols naturellement étanches avec une perméabilité inférieure ou égale à  $10^{-8} \text{ m/s}$ .

Le présent projet est proposé pour être mis en œuvre dans la zone située sur la terre de barre dans la commune d'Abomey-Calavi (Bénin). Les critères ayant conduit à la proposition de cette zone sont :

- Zone lotie et en pleine croissance démographique ;
- Habitat de type moderne, pouvant facilement adhérer au projet de connexion à un réseau d'égouttage (type "Réseau à Faible Diamètre", éventuellement)
- Disponibilité des terres ;
- Sol naturellement argileux nécessitant peu ou pas d'imperméabilisation des bassins et des digues si la perméabilité est inférieure ou égale à  $10^{-8} \text{ m/s}$  (recherches d'informations sur la perméabilité du sol dans la zone, en cours)
- Niveau profondeur des eaux souterraines pendant la saison pluvieuse (recherches d'informations en cours).
- Evaporation (recherches d'informations en cours)

### III. Méthode

La méthode proposée pour analyser la viabilité économique du projet, repose sur une analyse de filière pour chacune de ses deux variantes, et une comparaison de leur rentabilité financière.

#### III.1 Analyse de filière

L'analyse de filière, a été faite suivant une démarche graduelle spécifique pour chaque variante:

Dans le cas de la variante 1, cette démarche comprend cinq étapes:

- 1<sup>ère</sup> étape: Description de la filière de valorisation proposée
- 2<sup>ème</sup> étape: Identification et estimation des besoins de financement
- 3<sup>ème</sup> étape: Estimation du prix de revient du kilogramme de daphnies
- 4<sup>ème</sup> étape: Estimation du prix de vente du kilogramme de daphnies
- 5<sup>ème</sup> étape: Analyse de Faisabilité/durabilité de la variante du projet

Dans le cas de la variante 2, cette démarche comprend neuf étapes:

- 1<sup>ère</sup> étape: Choix d'espèce de poisson et description de ses caractéristiques
- 2<sup>ème</sup> étape: Estimation du taux de croissance pondérale du poisson
- 3<sup>ème</sup> étape: Estimation de la biomasse maximale cultivable de poisson
- 4<sup>ème</sup> étape: Production possible de poisson
- 5<sup>ème</sup> étape: Description de la filière de valorisation
- 6<sup>ème</sup> étape: Identification et estimation des besoins de financement par activité
- 7<sup>ème</sup> étape: Estimation du prix de revient du kilogramme de poisson
- 8<sup>ème</sup> étape: Estimation du prix de vente du kilogramme de poisson
- 9<sup>ème</sup> étape: Analyse de Faisabilité/durabilité de la variante du projet

Les besoins de financement ont d'abord été identifiés pour chaque activité, puis distingués selon leur durabilité en deux catégories:

- **Dépenses de fonctionnement:** lorsqu'ils sont récurrents ;
- **Investissements:** lorsqu'ils ne sont pas renouvelés à très courts termes.

Les paramètres considérés pour calculer le coût de la main d'œuvre sont:

- Le temps moyen mensuel de travail est légalement de 173,33 h par ouvrier
- Le salaire brut mensuel minimum par ouvrier est de 76,34€
- Les charges sur salaire sont : Versement Patronal sur Salaires ( $2\% \times 76,34€ = 1,53€$ ) + Cotisations Sécurité Sociales CNSS ( $16,4\% \times 76,34€ = 12,52€$ ) + Frais administratifs forfaitaires pour la gestion du contrat de travail (7,63€) soit un total de charges sur salaire de 21,68 €
- Les frais de personnel coûteront donc par ouvrier : = 98,02€/mois. ouvrier.

Les charges administratives et autres charges de gestion du projet n'ont pas été évaluées et incorporées au coût en tant que charges indirectes (loyer, amortissements équipements administratifs, frais de télécommunication, salaire personnel administratif, impôts et autres charges induites par la création de toute structure juridique (association, entreprise individuelle ou société).

### III.2 Analyse de rentabilité financière

La rentabilité financière de chaque variante est analysée en comparant le coût de revient au prix de vente possible, pour chacune unité du produit généré (daphnies fraîches ou sèches dans le cas de la variante 1, ou poisson dans le cas de la variante 2).

Le prix (ou coût) de revient du kilogramme de produit, est estimé en deux étapes :

- D'abord le prix de revient annuel ( $PR_{an}$ ) est estimé en additionnant toutes les dépenses annuelles et le dixième du montant des investissements (en considérant un recouvrement des investissements sur dix ans)

$$PR_{an} (\text{€}/\text{an}) = \sum \text{Dépenses annuelles} + \frac{\sum \text{Investissements (en €)}}{10 \text{ans}}$$

- Ensuite le prix (ou coût) de revient du kilogramme ( $PR_{kg}$ ) est estimé en divisant le prix de revient annuel par la production totale (en kg) d'une année.

$$PR_{kg} (\text{€}/\text{kg}) = \frac{PR_{an} (\text{en €})}{\text{Biomasse annuelle récoltée (kg)}}$$

Le prix de vente par kilogramme ( $PV_{kg}$ ) est défini en ajoutant une marge de bénéfice ( $B_{kg}$ ) au coût de revient ( $PR_{kg}$ ) précédemment estimé :

$$PV_{kg} (\text{€}/\text{kg}) = PR_{kg} (\text{€}/\text{kg}) + B_{kg} (\text{€}/\text{kg})$$

Il est également possible d'exprimer le prix de vente et le bénéfice annuels, à l'hectare de terres exploitées.

## IV. Résultats et discussions

### IV.1 Variante 1: Valorisation indirecte des cladocères en pisciculture

#### IV.1.1 Sous variante 1: Production et vente de cladocères sous forme de surgelés

##### IV.1.1.1 Description de la filière de valorisation proposée

La filière proposée comprend quatre activités :

- Production: elle comprend en termes de coûts, les investissements pour l'achat des terres et les aménagements d'une part, et les investissements et dépenses pour la récolte d'autre part.
- Conditionnement: il consiste en l'ensachage dans des sacs de congélation, de la biomasse des cladocères récoltée.
- Stockage: il consiste au stockage jusqu'à leur vente, des sacs de cladocères, dans des congélateurs.
- Vente et livraison: cette activité comprend l'identification, le recensement et la sensibilisation de tous les clients potentiels. Le projet prend en charge le maintien par téléphone des contacts avec les clients ainsi que les livraisons des commandes.



## Chapitre VII

### IV.1.1.2 Identification et estimation des besoins de financement

#### IV.1.1.2.1 Identification des besoins de financement par activité

**Tableau VII.3: Besoins de financements identifiés pour la sous variante 1 du projet**

| Activité           | Besoin de Financement                       | Nature du financement |
|--------------------|---|-----------------------|
| Production         | Achat de terres                             | Investissement        |
|                    | Aménagements des bassins et autres ouvrages | Investissement        |
|                    | Appareil collecteur de cladocères           | Investissement        |
|                    | Chargeur de batterie                        | Investissement        |
|                    | Energie pour la récolte                     | Dépense               |
|                    | Main d'œuvre                                | Dépense               |
| Conditionnement    | Sac de congélation                          | Dépense               |
|                    | Soudeuse pour plastique                     | Investissement        |
|                    | Balance de cuisine pour 0,5 à 1kg           | Investissement        |
|                    | Energie pour le conditionnement             | Dépense               |
| Stockage           | Congélateur                                 | Investissement        |
|                    | Energie pour le stockage                    | Dépense               |
|                    | Local de stockage                           | Investissement        |
| Vente et Livraison | Véhicule utilitaire                         | Investissement        |
|                    | Carburant                                   | Dépense               |
|                    | Main d'œuvre                                | Dépense               |

#### IV.1.1.2.2 Estimation des montants des besoins de financement par activité

##### IV.1.1.2.2.1 Activités de récolte

#### **Achat de terres**

Le prix de l'hectare de terre doté de titre foncier est estimé à, entre 22.900€ et 30.534€ auprès de l'agence immobilière Global Service Plus (sur place au Bénin). Dans nos calculs, nous considérons le prix maximum de 30.000€/ha. Sur cette base, **les 2 hectares requis dans la variante 1, coûteront 60.000€.**

#### **Aménagements des bassins**

Le type proposé comprend les travaux de creusement et endiguement, ce qui donne l'équilibre des déblais et des remblais. **Le coût des travaux est estimé à 104.803€, décomposé comme suit :**

- Terrassements: (Désherbage, dessouchage, décapage, etc. et implantation: forfait de 7.633€;
- Fouilles: 25.175€
- Compactage de la surface: 21.702€
- Digues: 50.351€
- Couche d'imperméabilisation des digues et fonds des bassins, en terre argileuse d'apport: Supposée nulle parce que la terre de barre en place pourra acquérir une étanchéité suffisante après compactage.

#### **Achat d'appareils collecteurs**

Les appareils collecteurs retenus, correspondent au modèle proposé par Barnabé (1980). Ses images sont reprises en annexe VII.1 du présent chapitre. Il comprend deux grandes parties :

- Le dispositif de fourniture d'énergie et de commande. Celui-ci comprend :

## Chapitre VII

- o Une batterie qui assure la fourniture d'énergie
  - o Un contacteur
  - o Un coffre de protection étanche équipé de deux poignets de portage
- Le dispositif de pêche. Il comprend :
- o Un flotteur qui assure la flottation du système en maintenant le moteur émergé
  - o Un moteur (12V/20W) qui assure la mise en œuvre de l'hélice, à partir de l'énergie qu'il reçoit de la batterie;
  - o Une hélice (60 à 100 tr/min) reliée au moteur et mise en marche par celui-ci ;
  - o Une poche filtrante (retenant le zooplancton contenu dans l'eau que lui envoie l'hélice lorsqu'elle est en mouvement).

### Caractéristiques à prévoir pour chaque batterie

- L'autonomie minimale ( $Auton_{min}$ ) à garantir pour chaque batterie

Chaque batterie devra assurer une autonomie d'au moins 40h que nous majorons à 45h :

$$Auton_{min} = \frac{8h}{j} * \frac{5j}{semaine} = 40h / semaine$$

- Capacité minimale à garantir pour chaque batterie

L'autonomie réelle ( $Auton_{réel}$ ) d'une batterie est calculée à l'aide de la formule :

$$Auton_{réel} (h) = \frac{Capacité\ de\ la\ batterie\ (en\ Ah)}{Consommation\ du\ dispositif\ (en\ A)} * 0,7 ; \text{ de laquelle l'on déduit la formule}$$

de calcul de la capacité (Cap) d'une batterie :

$$Cap (en Ah) = \frac{Auton_{réel} (en h) * Consommation\ du\ dispositif\ (en\ A)}{0,7}$$

La consommation du dispositif ou, dans le cas présent, intensité (I) débitée par une batterie (12V) pour satisfaire les besoins d'un moteur d'une puissance (20W) et de tension est de 1,66A:

$$I = \frac{Puissance\ du\ moteur\ alimenté}{Tension\ aux\ bornes\ de\ la\ batterie} ; \text{ dans le cas présent, } I = \frac{20\ W}{12\ V} = 1,66A$$

Chaque batterie devra alors avoir une capacité de 106,7Ah:

$$Cap. = \frac{45h * 1,66A}{0,7} = 106,7Ah$$

Les informations obtenues sur internet indiquent que 180€ est un montant raisonnable à prévoir pour l'achat d'une batterie de 12V et 110Ah

### Coût total de revient d'un appareil collecteur

Sur la base des informations complémentaires obtenues par correspondance mail avec Monsieur Barnabé Gilbert, le prix de revient d'un appareil-collecteur équipé de la batterie (110Ah/12V) répondant aux besoins décrits plus haut, peut être estimé à 580€ ainsi que détaillé dans le tableau VII.4:

**Tableau VII.4 : Estimation détaillée du prix de revient d'un appareil- collecteur**

| Rubrique                        | Composante   | Montant (€) |
|---------------------------------|--|-------------|
| Energie                         | Batterie 12V, 110Ah  | 180         |
|                                 | Coffre étanche de protection de la batterie                        | 108         |
|                                 | Câble de rechargement pour batterie auto                           | 25          |
|                                 | Poignets de portage du coffre                                      | 20          |
| Support moteur                  | Flotteur de 3 à 5Kg de flottabilité                                | 20          |
| Moteur                          | Câble à 2 conducteurs de 4mm <sup>2</sup> de section et 8m de long | 10          |
|                                 | Moteur d'essuie-glace (ou micromoteur) Puissance:20w               | 10          |
|                                 | Gaine de matériaux plastique pour protéger le moteur               | 20          |
|                                 | Poulie de l'axe moteur (poulie à gorge)                            | 0           |
|                                 | Axe de sortie du motoréducteur                                     | 7           |
|                                 | Axe d'hélice et supports verticaux                                 |             |
| Système d'entraînement de l'eau | Plaque de PVC de 2 à 3 mm d'épaisseur (pour construire l'Hélice)   | 20          |
|                                 | Pas de l'hélice : 40cm   |             |
|                                 | Diamètre de l'hélice : 29,5cm                                      | 110         |
|                                 | Nombre de pâles :<br>Tube PVC 30cm de diamètre (abritant l'hélice) |             |
| Poche filtrante                 | Poche filtrante  | 50          |
| Coût total                      |  | 580         |

Nombre d'appareil collecteur à prévoir

Barnabé (1980) indique qu'avec un motoréducteur d'une puissance de 20 W, le dispositif ainsi proposé peut filtrer 110m<sup>3</sup>/h par conséquent, en considérant 8 heures de fonctionnement par appareil et par jour, chaque appareil filtrera 880m<sup>3</sup> d'après le

calcul ci-contre:  $\frac{110\text{m}^3}{\text{h}} * \frac{8\text{h}}{\text{appareil.j}} = 880\text{m}^3/\text{appareil.j}$

En disposant un filet de maille approprié à la sortie du deuxième bassin de maturation, l'on peut retenir les cladocères dans les deux bassins de maturation et récolter dans leur volume total de **9705m<sup>3</sup>**; ce qui nécessiterait de disposer de 11 appareils ainsi qu'il est détaillé dans le calcul ci-dessous :

$$\frac{9705 \text{ m}^3 \cdot \text{j}^{-1}}{880 \text{ m}^3 \cdot \text{appareil}^{-1}} = 11 \text{ appareils}$$

**Par conséquent, les onze (11) appareils reviendront à 6380€**

**Achat de chargeur de batteries**

6 chargeurs de batterie autos (110Ah, 12V, 12A) à 240 euros (soit 40 euros l'unité)

**Coût énergétique de la récolte**

Données de base

- Caractéristique du moteur à alimenter : 20w
- Usage du moteur : 8h/jour

Nombre de rechargement (Nbre Rech) annuel d'une batterie

L'autonomie d'une batterie ayant déjà été calculée sur base hebdomadaire, le nombre de rechargement requis pour une batterie en un an est de 52.

Coût d'un rechargement d'une batterie

- Caractéristiques du chargeur de la batterie :
  - o Tension ( $U_{\text{chargeur}}$ ):12V
  - o Intensité ( $I_{\text{chargeur}}$ ):12A
  - o **Puissance du chargeur ( $P_{\text{chargeur}}$ ):** 12V \*12A =144W soit **0,144kW**
  
- Caractéristiques de la batterie :
  - o **Durée de chargement ( $T_{\text{chargement}}$ ):** considérons **10h** comme détaillé ci-dessous :

$$T_{\text{chargement}} \text{ (h)} = \frac{\text{Capacité de la batterie (en Ah)}}{\text{Intensité du chargeur (A)}} \text{ soit dans le cas présent } 110\text{Ah}/12\text{A}$$

- Consommation énergétique d'un rechargement : 0,144kW \* 10h = 1,44kWh
- Tarif de l'énergie (au Bénin) : 0,22€/Kwh
- Coût d'un rechargement d'une batterie : 1,44kWh\*0,22€/kWh=0,317€

**La facture énergétique annuelle de l'activité de récolte correspond au coût annuel du rechargement des 11 batteries et vaut 181,32€/an, ainsi qu'il est détaillé dans le calcul ci-dessous :**

$$\text{Rechargement total} = 11 \text{ batteries} * \frac{52 \text{ rechargements}}{\text{batterie.an}} * \frac{0,317\text{€}}{\text{rechargement}} = 181,324 \text{ €/an}$$

**Coût de la main d'œuvre dédiée à la récolte**

Il est prévu l'équivalent de cinq personnes pour une rémunération mensuelle de 98,02€/ mois soit au total de 5881,2€/an.

$$\text{Main d'oeuvre récolte} = 5 \text{ personnes} * \frac{98,02\text{€}}{\text{personne.mois}} * \frac{12\text{mois}}{\text{an}} = 5881,2 \text{ €/an}$$

IV.1.1.2.2 Activités de conditionnement

La quantité totale de cladocères récoltée dans les deux bassins de maturation correspond à la production journalière de ces deux bassins et équivaut à **13,88 kg poids sec/j** ou encore **138,8 kg poids frais/j**, ainsi que mentionné plus haut.

**Besoins en sac de congélation**

Avec un poids volumique de 923,90g poids frais/l et une production journalière 138,8 kg de poids frais de daphnies produit par jour il faudrait un volume total de 15,26 litre

par jour pour conditionner la production journalière  $\frac{138800 \text{ g} \cdot \text{j}^{-1}}{923,90 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}} = 150,23 \text{ l} \cdot \text{j}^{-1}$  soit

environ 150 sacs de congélation de 1 litre chacun, par jour.

Les sacs de congélation étant vendus en rouleaux de 50 sacs chacun, il faudrait

l'équivalent de  $\frac{150 \text{ sacs} \cdot \text{j}^{-1}}{50 \text{ sacs} \cdot \text{rouleau}^{-1}} = 3 \text{ rouleaux} \cdot \text{j}^{-1}$

Le rouleau de 50 sacs étant vendu à 1,37€, **le coût total des besoins en sac est estimé à pour un coût estimé à 1068,6€/an** détaillé ci-dessous:

$$\frac{3rouleaux}{j} * \frac{1,37\text{€}}{rouleau} * \frac{5j}{semaine} * \frac{52semaines}{an} = 1068,6\text{€}/ an$$

### Balance

Il est prévu d'acquérir quatre balances de cuisine, pour un coût total de 100 € pour les pesées.

### Main d'œuvre pour le conditionnement

Il est prévu l'équivalent de deux personnes pour une rémunération mensuelle de **98,02€/ mois** soit au total de **2352,48€/an**.

### Coût énergétique annuel du conditionnement

Le modèle de soudeuse proposé est de type manuel de 300W.

La consommation énergétique annuelle pour le conditionnement est estimée à **780 kWh/an** conformément au calcul ci-dessous :

$$2 \text{ soudeuses} * \frac{150sacs}{j} * \frac{2 \text{ min}}{sac} * \frac{0,3kW}{soudeuse} * \frac{5j}{semaine} * \frac{52 \text{ semaines}}{an} * \frac{1h}{60 \text{ min}} = 780 kWh / an$$

**Le coût énergétique annuel de l'activité de conditionnement est de 171,6 €/an** estimé

suivant le calcul ci-contre:  $\frac{780kWh}{an} * \frac{0,22\text{€}}{kWh} = 171,6\text{€}/ an$

#### IV.1.1.2.2.3 Activités de stockage

### Nombre de congélateur nécessaire

En se fixant une durée maximale de stockage d'une semaine, on obtient :

- une production hebdomadaire de  $\frac{150l}{j} * \frac{5j}{semaine} = 750 l/semaine$
- il faudrait prévoir  $\frac{750l.semaine^{-1}}{400l.congélateur^{-1}} \approx 2 \text{ congélateurs} / semaine$

### Coût de l'achat des congélateurs

Les deux congélateurs de 400 litres chacun, coûterait 800€

### Coût de l'énergie nécessaire pour le stockage

Les estimations sont faites sur la base des spécifications fournies sur le Congélateur coffre Zanussi ZFC 41400 WA (Classe énergétique A+/Classe climatique SN-N-ST-T)

- Consommation 339 kWh/an
- Capacité surgélation 19 kg/24h
- Autonomie 31 h sans courant

D'après ces données de base, le coût annuel de l'énergie nécessaire pour stockage est estimé à **149,16 €/an** conformément au calcul présenté ci-dessous :

$$\frac{0,22\text{€}}{kWh} * \frac{339kWh}{an.congélateur} * 2 \text{ congélateurs} = 149,16 \text{€}/ an$$

Il est prévu d'aménager un local de stockage pour y abriter le matériel.

## Chapitre VII

### IV.1.1.2.2.4 Activités de commercialisation

#### Véhicule de livraison

Un véhicule utilitaire d'occasion est proposé pour un coût estimatif de 5000€

#### Coût du carburant

Le coût annuel de carburant est estimé à **2600€/an**

$$\frac{\text{€}}{l} * \frac{50l}{\text{semaine}} * \frac{52\text{semaines}}{\text{an}} = 2600\text{€/an}$$

Un forfait annuel de 100 € est prévu pour l'entretien du véhicule.

#### Main d'œuvre pour la commercialisation

Il est prévu l'équivalent d'une personne pour une rémunération mensuelle de 98,02€ par personne et par mois soit au total de **1176,24€/an**

### IV.1.1.3 Estimation du prix de revient par kilogramme de daphnies fraîches

Le tableau VII.5 résume les estimations de besoins de financement et de prix de revient pour la sous-variante 1 du projet, dans le cas d'un remboursement sur 10 ans, de l'achat des terres et du coût des aménagements.

Tableau VII.5: Besoins de financement et prix de revient du kilogramme frais de cladocère

| Activité   | Besoin de Financement             | Nature du financement | Quantité  | Coût sur 10 ans | Coût annuel |
|--|-----------------------------------|-----------------------|-----------|-----------------|-------------|
| Production=<br>Récolte                                   | Achat de terres                   | Investissement        | 2ha       | 60000           | 6000        |
|  | Aménagements                      | Investissement        |           | 104803          | 10480       |
|  | Appareil collecteur               | Investissement        | 11 unités | 6380            | 638         |
|  | Chargeur de batterie              | Investissement        | 6 unités  | 240             | 24          |
|  | Energie pour la récolte           | Dépense               | -         | -               | 181,324     |
|  | Main d'œuvre                      | Dépense               | -         | -               | 5881,2      |
| Conditionnement  | Sac de congélation                | Dépense               | -         | -               | 1068,6      |
|  | Soudeuse pour plastique           | Investissement        | 2 unités  | 105,26          | 10,5        |
|  | Balance de cuisine pour 0,5 à 1kg | Investissement        | 4 unités  | 100             | 10          |
|  | Energie pour le conditionnement   | Dépense               |           | -               | 171,6       |
|  | Main d'œuvre                      | Dépense               |           | -               | 2352,48     |
| Stockage   | Congélateur                       | Investissement        | 2 unités  | 800             | 80          |
|  | Energie pour le stockage          | Dépense               | -         | -               | 149,16      |
|  | Local de stockage                 | Investissement        | -         | -               |             |
| Vente: Livraison   | Véhicule utilitaire               | Investissement        | 1 unité   | 5000            | 500         |
|  | Carburant                         | Dépense               |           | -               | 2600        |
|  | Entretien                         | dépense               |           | -               | 100         |
|  | Main d'œuvre                      | Dépense               |           | -               | 1.176,24    |
| Prix de revient total annuelle (€)                       |                                   |                       |           |                 | 30.166,86   |
| Production annuelle (kg poids frais)                     |                                   |                       |           |                 | 50.662      |
| Prix de revient par kg de poids frais (€/kg poids frais) |                                   |                       |           |                 | 0,60        |

Il ressort de son analyse que le prix de revient total annuel s'élève à 30.166,86 € dont 55% sont représentés par le remboursement de l'achat des terres et du coût des aménagements sur 10 ans ; permettant ainsi de définir un prix de revient au kilogramme de poids frais, de 0,60€/kg.

Ce prix de revient peut être ramené à 0,27 €/kg de poids frais, si l'achat des terres et leur aménagement ne sont pas pris en charge par le projet.

#### IV.1.1.4 Estimation du prix de vente par kilogramme de daphnies fraîches

En admettant un prix de revient de 0,60 €/kg (si le remboursement de l'achat des terres et du coût des aménagements est admis sur 10 ans) et en admettant un bénéfice de 50%, on peut proposer un prix de vente de 1,20€/kg de poids frais. Ce qui permettrait alors de réaliser **un bénéfice annuel de 30.166,86 € (soit 19.759.296 fcfa/an)**, ainsi qu'il est détaillé dans le calcul suivant :

$$\frac{50662 \text{ kg poids frais}}{\text{an}} * \frac{1,20 \text{ €}}{2 \text{ kg poids frais}} = 30.166,86\text{€}$$

Une telle marge n'est pas négligeable dans le contexte du Bénin, où, le problème du chômage des jeunes se pose avec acuité. Des publications n'existant pas, à notre connaissance sur la rentabilité d'une telle pratique de valorisation indirecte, des cladocères en particulier (et du zooplancton en général), la discussion de nos résultats ne peut pas être étendue. Les seules données disponibles concernent quelques prix de vente pratiqués en Europe par les vendeurs de nourriture pour poisson d'aquarium.

A ce propos, il est difficile d'effectuer une comparaison fiable car, les données de base concernant les coûts de production (main d'œuvre, électricité, ...) en Europe diffèrent certainement de celles qui ont été considérées ici pour le Bénin.

Toutefois, en rappelant que les investissements relatifs à l'achat de terrain et à l'aménagement des stations d'épuration d'eaux usées en Europe relèvent (à notre connaissance) des communes et des associations intercommunales, il apparaît évident que seuls les coûts liés à la récolte, au conditionnement et au stockage seraient pris en charge par les vendeurs de produits d'aquarium, qui entreprennent de commercialiser le zooplancton en général. Dans ces conditions, la rentabilité financière de ces pratiques n'est plus à démontrer ; son ordre de grandeur aurait été intéressant à savoir. Malheureusement, toutes nos tentatives pour entrer en contact avec ces acteurs pour obtenir ces informations financières se sont soldées par des échecs.

### IV.1.2 Sous variante 2 : Production et vente de cladocères séchés

#### IV.1.2.1 Identification et estimation des besoins de financement

Cette sous variante diffère de la sous-variante 1, uniquement par la méthode de conditionnement. Pour cette raison, seul le détail des estimations des dépenses énergétiques pour le séchage est fourni.

- Le volume annuel de cladocères à sécher est estimé à 54.834,94l/an:

$$\text{Volume} = \frac{\text{Production annuelle}}{\text{Poids volumique}} = \frac{50662 \text{ Kg} \cdot \text{an}^{-1}}{0,9239 \text{ Kg} \cdot \text{l}^{-1}} = 54834,94 \text{l/an}$$

- 994 séchages seront nécessaires si l'on considère une étuve de 55 litres ayant une puissance de 1 kW

$$\text{Nombre de séchage} = \frac{\text{Volume total de cladocères frais}}{\text{Volume de l'étuve}} = \frac{54834,94 \text{l} \cdot \text{an}^{-1}}{55 \text{l}} = 994 / \text{an}$$

## Chapitre VII

- Dans ces conditions, deux heures par séance de séchage, **le coût annuel du séchage est estimé à 437,36 €/an.**

Coût annuel de l'énergie = Energie consommée \* coût unitaire de l'énergie

$$\text{Coût annuel de l'énergie} = 1 \text{ kW} * \frac{2 \text{ h}}{\text{séchage}} * \frac{994 \text{ séchages}}{\text{an}} * \frac{0,22 \text{ €}}{\text{Kwh}} = 437,36 \text{ €/an}$$

### IV.1.2.2 Estimation du prix de revient par kilogramme de cladocères séchés

**Ainsi, la production de cladocère sec, revient (tableau VII.6) à 0,58 euros/kg (soit 380 fcfa/kg).** Ce prix est raisonnable dans le contexte du Bénin même si l'on considère le nombre de kilogrammes qu'un pisciculteur doit acheter par volume de bassin jusqu'à la maturité des poissons d'une part, et le prix de vente des poissons pratiqué sur le marché local.

Il n'existe pas de données dans la littérature pour permettre d'étendre la présente discussion.

**Tableau VII.6:** Besoin de financement et prix de revient du kilogramme sec de cladocères

| Activité   | Besoin de Financement             | Nature du financement | Quantité  | Coût sur 10 ans | Coût annuel |
|--|-----------------------------------|-----------------------|-----------|-----------------|-------------|
| Production=<br>Récolte                                   | Achat de terres                   | Investissement        | 2ha       | 60000           | 6000        |
|  | Aménagements                      | Investissement        |           | 104803          | 10480       |
|  | Appareil collecteur               | Investissement        | 11 unités | 6380            | 638         |
|  | Chargeur de batterie              | Investissement        | 6 unités  | 240             | 24          |
|  | Energie pour la récolte           | Dépense               | -         | -               | 181,324     |
|  | Main d'œuvre                      | Dépense               | -         | -               | 5881,2      |
| Conditionnement  | Etuve de séchage                  | Investissement        | 2         | 3000            | 300         |
|  | Balance de cuisine pour 0,5 à 1kg | Investissement        | 4 unités  | 100             | 10          |
|  | Energie pour le séchage           | Dépense               |           | -               | 437,36      |
|  | Main d'œuvre                      | Dépense               |           | -               | 2352,48     |
| Stockage   | Local de stockage                 | Investissement        | -         | -               |             |
| Vente: Livraison   | Véhicule utilitaire               | Investissement        | 1 unité   | 5000            | 500         |
|  | Carburant                         | Dépense               |           | -               | 2600        |
|  | Entretien                         | dépense               |           | -               | 100         |
|  | Main d'œuvre                      | Dépense               |           | -               | 1.176,24    |
| Prix de revient total annuelle (€)                       |                                   |                       |           |                 | 29.504,36   |
| Production annuelle (kg poids frais)                     |                                   |                       |           |                 | 50.662      |
| Prix de revient par kg de poids frais (€/kg poids frais) |                                   |                       |           |                 | 0,58        |

### **Analyse de Faisabilité/durabilité de la variante 1 du projet**

D'après les analyses financières et techniques faites ci-dessus, la variante 1 du projet semble faisable sous ses deux formes (sous variantes 1 et 2) même en prenant en charge, dans des conditions bien précises, le remboursement de l'achat des terres et du coût des aménagements.



Les bénéfices susceptibles d'être réalisés sont considérables dans l'hypothèse d'un bénéfice correspondant à la moitié du prix de vente fixé (14.752 €/ha.an à 15.083 €/ha.an) si l'on considère la surface totale de l'exploitation (et non uniquement celle des bassins de maturation). Il reste cependant à s'assurer que les pisciculteurs seront intéressés par le produit et le prix proposés.

Ainsi que mentionné en introduction, aucune étude à notre connaissance n'avait été publiée sur la rentabilité d'une valorisation indirecte des cladocères.

IV.2 Variante 2: Valorisation directe des cladocères en pisciculture

IV.2.1 L'Espèce de poisson proposée et ses caractéristiques biologiques

IV.2.1.1 Espèce de poisson proposée

En tenant compte de l'alimentation principale (cladocère) retenue pour le poisson, l'espèce *Alestes baremoze* a été proposée car, elle se nourrit principalement de zooplancton, n'est pas invasive et, de nombreuses données sont disponibles sur sa biologie. Par ailleurs, ce poisson dulçaquicole existe bien au Bénin.

Ces appellations en langues locales sont indiquées dans le tableau VII.7.

Tableau VII.7: Les appellations de *A. baremoze* dans quelques langues locales béninoises

| Langue locale | Appellation du poisson |
|---------------|------------------------|
| Fon-Goun      | Agontcha               |
| Pédah         | Abouè                  |
| Xwla          | Aboué                  |
| Dendi         | Kalankassi             |

IV.2.1.2 Les caractéristiques biologiques de *Alestes baremoze*

- **Taille des alevins** : 15 à 50 mm
- **Age de reproduction** : 2 ans en milieu fluvial à 3 ans en milieu lacustre (Durand, 1978): le bassin piscicole est ici assimilé à un milieu fluvial du fait de son débit (983m<sup>3</sup>/j)
- **Fécondité** : 51.000 œufs pour une femelle moyenne de 220 g (Durand, 1978)
- **Nutrition** : Le zooplancton constitue la nourriture lacustre exclusive des *Alestes baremoze* de tous âges mais ils sont tout à fait à l'aise dans des milieux où les sources de nourriture sont très différentes (Durand, 1978).
- **Besoins alimentaires**: 11,4 g de zooplancton sont nécessaires à l'élaboration de 1 gramme de poisson (Durand, 1978).

Il n'est pas précisé s'il s'agit de poids frais ou de poids sec ; nous supposons qu'il s'agit de poids frais étant donné c'est que la mesure la plus fréquente en pisciculture.

Le poids des poissons est généralement estimé à partir de mesure de leur longueur, via des modèles de régression taille poids comme ceux utilisés pour les cladocères : **Poids = a\*Longueur<sup>b</sup>, soit P=aL<sup>b</sup>.**

Dans le cas de *Alestes baremoze*, la croissance peut être décrite par la même fonction chez les deux sexes jusqu'à la maturité sexuelle (vingt mois environ), aux alentours de 200 mm, soit avec la relation:  $P_{20\text{mois}}(\text{en g}) = 3.10^{-5} * L^{2,815}(\text{en mm})$  (Durand, 1978).

Au-delà, on trouve des coefficients d'allométrie nettement supérieurs à 3 et différents chez les mâles et les femelles. La croissance pondérale doit donc être calculée en fonction de ces différents paramètres et surtout en tenant compte des variations saisonnières de condition qui introduisent des variations de poids très notables – elles-mêmes fonction des fluctuations des réserves et des migrations.

Dans le cadre du présent avant-projet, nos estimations sont basées sur les considérations simplificatrices suivantes :

- Age à la maturité sexuelle: 20 mois
- Taille à la maturité sexuelle  $L=200$  mm
- Poids à la maturité sexuelle :  $P_{20\text{mois}}(\text{en g}) = 3.10^{-5} * (200\text{mm})^{2,815} = 90,06$  g
- $X=X_{\text{alevin}}$  : le poids moyen d'un alevin 0,14g (taille moyenne =20 mm)

#### IV.2.2 Estimation de la biomasse maximale de *Alestes baremoze* cultivable dans nos conditions

Il s'agit de déterminer la biomasse de *Alestes baremoze* dont nous serons à même de subvenir aux besoins nutritifs en cladocères jusqu'à leur maturité. Cette biomasse dépend de notre capacité à alimenter le bassin piscicole en cladocères, soit des 58,5 kg poids frais de cladocères que nous sommes à même de produire par j, ainsi que cela a été déterminé plus haut.

##### IV.2.2.1 Biomasse finale de *Alestes baremoze* productible

Sachant qu'il faut 11,4 g frais de zooplancton pour produire 1g frais de *Alestes baremoze*, la biomasse maximale de ce poisson que nous pourrions produire en nous basant sur une alimentation exclusivement constituée de cladocères est de 5131,58 g/j, ainsi qu'il est détaillé ci-dessous :

$$\frac{58500\text{g de Daphnies} * 1\text{g de Alestesbaremoze}}{11,4\text{g de Daphnie}} = 5131,58\text{ g de Alestesbaremoze/j}$$

Mais si l'on considère que seuls 46% de l'alimentation est constituée de cladocères (conformément à Cowey (1979) cité par Guérrin (1988)), on produirait le double de la valeur obtenue précédemment soit 11155,6 g/j comme il est détaillé dans le calcul suivant :

$$\frac{58500\text{g de Daphnies} * 1\text{g de Alestesbaremoze}}{0,46 * 11,4\text{g de Daphnie}} = 11155,6\text{ g de Alestesbaremoze/j}$$

Soit en 20 mois d'élevage, nous aurons produit 6693,60 kg de poissons:

$$\frac{11,156\text{kg}}{j} * \frac{30\text{ j}}{\text{mois}} * 20\text{ mois} = 6693,60\text{kg de Alestes baremoze} ; \text{ ce qui correspondrait à } 74323 \text{ individus.}$$

##### IV.2.2.2 Taux de croissance spécifique (TCS) individuel de *Alestes baremoze* durant notre période d'élevage

En nutrition des poissons, le taux de croissance spécifique qui exprime le taux de gain de poids par unité de temps est déterminé à l'aide de la formule :

$$TCS = \frac{(\ln(Poids\ final) - \ln(Poids\ initial))}{durée\ de\ l'élevage}$$

Dans le cas présent, en considérant un seul individu, on obtiendra un taux TCS de 0,32/mois comme détaillé dans le calcul ci-dessous:

$$TCS = \frac{(\ln(90,06g) - \ln(0,14g))}{20\ mois} = 0,32.mois^{-1}\ ou\ 0,01.j^{-1}$$

Ce taux correspondrait au même que celui obtenue sur une cohorte et permet d'estimer la biomasse initiale de cohorte, requise pour notre élevage.

#### IV.2.2.3 Biomasse initiale de Alestes baremoze requise pour démarrer l'élevage

En considérant cette fois-ci toute la cohorte, pour laquelle on peut considérer la même valeur de TCS, calculée ci-dessus, on peut tirer la valeur de la biomasse d'alevin requise (poids initiale) pour démarrer notre élevage, comme suit :

$$Poids\ initial = Exp(\ln(poids\ final) - TCS * durée\ de\ l'élevage)$$

Dans le cas présent, pour démarrer notre culture, il faudrait 79.435 alevins de 0,14 g (ou 20 mm) environ chacun, ainsi qu'il est détaillé dans le calcul ci-dessous :

$$Poids\ initial = Exp\left(\ln(6693,60kg) - \frac{0,32}{mois} * 20\ mois\right) = 11,12kg\ soit\ 79435\ alevins$$

Cela correspond à une densité de 17 alevins/m<sup>3</sup>

$$\frac{79435\ alevins}{4790\ m^2 * 1m} = 17\ alevins / m^3$$

#### IV.2.3 Production possible de poisson

Après 20 mois (maturité sexuelle) on obtient une biomasse totale produite correspondant à la somme de la biomasse initiale des alevins et de la croissance soit 11,12 kg+ 6693,60 kg= 6704,72 kg

Pour les besoins de nos calculs d'estimations de coûts, cela correspond à une production 4022,83 kg/an ou encore 8,40 t/hectare.an si l'on tient compte de la surface de production (bassin de maturation 2) ou seulement 2,023t/ha.an, si l'on considère plutôt la surface de toute l'exploitation (2 ha environ y compris les aires de circulations) :

$$\frac{4,023t.an^{-1}}{0,479ha} = 8,399t.ha^{-1}.an^{-1}$$

Il apparaît ici que la production obtenue, ici avec les cladocères est aussi importante que celle relevée par Mara *et al.* (1993) et mentionnée dans l'introduction. En effet, dans leur calcul, Mara *et al.* (1993) ont seulement considéré la surface des deux bassins de lagunage et celle de l'étang piscicole dont la surface vaut à elle seule 90% de la surface totale. Par conséquent, c'est notre production par unité de surface de production qui a été comparée aux données de Mara *et al.* (1993).

Dans le cadre d'une gestion pérenne de cette activité, 5 poissons devraient être admis à poursuivre leur développement jusqu'à la production du nombre d'alevins requis pour le prochain cycle de production. Pour rappel, une femelle 220 g porte en moyenne 51.000 œufs (Durand, 1978). On suppose que la moitié environ des œufs produits n'arrive est perdue par divers processus, tels que la mortalité naturel, la prédation des oiseaux piscivores, ...

### IV.2.3 Description de la filière de valorisation proposée

La filière de valorisation comprend quatre étapes :

- La production des poissons
- La récolte des poissons
- Le conditionnement des poissons
- La vente des poissons

### IV.2.4 Identification et estimation des besoins de financement par activité

#### IV.2.4.1 Identification des besoins de financement par activité

Tableau VII.8: Besoins de financements identifiés pour la variante 2 du projet

| Activité               | Besoin de financement        | Nature du financement |
|------------------------|------------------------------|-----------------------|
| <b>Production</b>      | Achat de terre               | Investissement        |
|                        | Aménagement                  | Investissement        |
|                        | Achat d'alevins              | Investissement        |
| <b>Récolte</b>         | Grande senne (pour la pêche) | Investissement        |
|                        | Epuisette                    | Investissement        |
|                        | Bassine                      | Investissement        |
|                        | Peson                        | Investissement        |
|                        | Moto pompe                   | Investissement        |
|                        | Moyens roulants              | Investissement        |
|                        | Grands seaux en plastique    | Investissement        |
|                        | Main d'œuvre                 | Dépense               |
| <b>Conditionnement</b> | Congélateur                  | Investissement        |
|                        | Glacières isothermes (70l)   | Investissement        |
|                        | Energie                      | Dépense               |
|                        | Magasin                      | Investissement        |
| <b>Vente</b>           | Véhicule utilitaire          | Investissement        |
|                        | Main d'œuvre                 | Dépense               |

#### IV.2.4.2 Estimation des besoins de financement par activité

##### IV.2.4.2.1 Activités de production

##### Achat de terres

Idem que pour la variante 1, soit **les 2 hectares de terre requis à 60.000€.**

##### Aménagement

Idem que pour la variante 1, soit 104.803 €.

##### Achat d'alevins

Au prix d'achat équivalent en euro 0,076€ (soit 50fcfa), les 79.435 alevins à acheter couteront 6037,06€.

IV.2.4.2.2 Activités de récolte

**Achat de matériels**

Tableau VII.9 : Estimations des besoins de financement pour la récolte des poissons

| Matériel                   | Prix unitaire (€) | Quantité | Montant (€) |
|----------------------------|-------------------|----------|-------------|
| Grande senne               | 381,68            | 20       | 7633,6      |
| Epuisette                  | 7,63              | 20       | 152,6       |
| Bassine                    | 7,63              | 20       | 152,6       |
| Peson                      | 3,82              | 20       | 76,4        |
| Véhicule utilitaire        | 5000              | 1        | 5000        |
| Carburant pour le véhicule | 1                 | 240l     | 240         |
| Grands seaux en plastique  | 15,27             | 20       | 305,4       |

**Estimation des dépenses en carburant pour la récolte :**

En considérant que la récolte des poissons durera 12 jours, le coût estimatif du carburant est de :

$$\frac{1\text{€}}{l} * \frac{20l}{jour} * \frac{12\text{jours}}{20\text{mois}} * \frac{12\text{mois}}{an} = 144\text{€/an}$$

**Main d'œuvre**

En considérant que 4 personnes sont requises pour pêcher une superficie de 500m<sup>2</sup> pendant 2 heures, il faudrait **l'équivalent de 38 personnes** pour pêcher les 4790 m<sup>2</sup> de bassins (soit l'équivalent de 10 bassins de 500 m<sup>2</sup> chacun). L'expression "équivalent de 38 personnes" est employée pour traduire la possibilité d'employer un effectif plus restreint sur le nombre de jours requis pour effectuer le même travail qui aurait pu être effectué en deux heures par les 38 personnes. Par exemple, 8 personnes effectueraient le même travail en travaillant pendant 9,5 heures.

En considérant une rémunération de 4,58€/personne, **le coût total de la main d'œuvre est estimé à 174,04€** ainsi que détaillé dans l'équation ci-dessous :

$$\frac{4,58\text{euros}}{\text{personne}} \times 38\text{personnes} = 174,04\text{euros}$$

Pour les besoins de nos calculs de coût, cela correspond à **104,42€/an**

IV.2.4.2.3 Activités de conditionnement

La fréquence des pêches sera régulée en fonction de la capacité de vente des poissons sur le marché afin de limiter le coût du conditionnement.

**Achat de congélateur**

Un congélateur de 400 litres, coûterait 400€

**Estimation du coût de l'énergie nécessaire pour le conditionnement**

Les estimations sont faites sur la base des spécifications fournies sur le Congélateur coffre ZANUSSI ZFC 41400 WA et déjà présentées plus haut.

## Chapitre VII

En considérant que le conditionnement durera au maximum un mois pendant chaque cycle de production de 20 mois, d'après ces données de base, **le coût annuel de l'énergie nécessaire pour le stockage annuel est de 6,22 €/an** estimé conformément au calcul présenté ci-dessous :

$$\frac{0,22\text{€}}{\text{kWh}} * \frac{339\text{kWh}}{12\text{mois.congélateur}} * 1\text{congélateurs} = 6,22 \text{ €/ mois}$$

Étant donné que le stockage est prévu pour maximum 1 mois tous les 20 mois, sa consommation énergétique annuelle est estimée à :  $\frac{6,22\text{€}}{20\text{mois}} * \frac{12\text{mois}}{\text{an}} = 3,73\text{€/ an}$

Tableau VII.10: Estimation des besoins de financement pour le conditionnement des poissons

|                            | PU (€) | Quantité | Montant (€) |
|----------------------------|--------|----------|-------------|
| Glacières isothermes (70l) | 100    | 4        | 400         |
| Congélateur                | 400    | 1        | 400         |
| Energie                    | 3,73   | -        | 3,73        |

### IV.2.4.2.4 Activités de commercialisation

#### **Véhicule de livraison**

Un véhicule utilitaire d'occasion est proposé pour un coût estimatif de 5000€.

#### **Coût du carburant**

$$\frac{1\text{€}}{\text{l}} * \frac{20\text{l}}{\text{semaine}} * \frac{2\text{semaines}}{\text{an}} = 40\text{€/ an}$$

Le coût annuel de carburant est estimé à 40€/an

Un forfait annuel de 100 € est prévu pour l'entretien du véhicule.

#### **Honoraire pour la commercialisation**

La commercialisation des 6704,72 kg ne devrait pas durer plus de 10 jours ; cependant il est prévu l'équivalent d'une personne pour une rémunération mensuelle de 98,02€. Étant donné que la commercialisation aura lieu une fois au cours de chaque cycle de production de 20 mois, pour les besoins de nos estimations de coût, cela correspond à **58,81 €/an**.

### **IV.2.5 Estimation du prix de revient du kilogramme de poisson**

Le prix de revient total annuel s'élève à 25.302,22€ dont 65,13% sont représentés par le remboursement de l'achat des terres et du coût des aménagements sur 10 ans (tableau VII.11). Le prix du kilogramme de poisson revient à 6,29€.

Tableau VII.11: Besoins de financement et prix de revient du poisson

| Activité                             | Besoin de financement       | Nature du financement | Coût sur dix ans | Coût annuel |
|--------------------------------------|-----------------------------|-----------------------|------------------|-------------|
| <b>Production</b>                    | Achat de terre              | Investissement        | 60000            | 6000        |
|                                      | Aménagement                 | Investissement        | 104803           | 10480       |
|                                      | Achat d'alevins             | Investissement        |                  | 6037,06     |
| <b>Récolte</b>                       | Grande senne                | Investissement        | 7633,6           | 763,4       |
|                                      | Epuisette                   | Investissement        |                  | 152,6       |
|                                      | Bassine                     | Investissement        | 152,6            | 15,26       |
|                                      | Peson                       | Investissement        | 76,4             | 76,4        |
|                                      | Véhicule utilitaire         | Investissement        | 5000             | 500         |
|                                      | Carburant pour le véhicule  | Investissement        | -                | 240         |
|                                      | Grands seaux en plastique   |                       | 305,4            | 30,54       |
|                                      | Main d'œuvre                | Dépense               |                  | 104,42      |
| <b>Conditionnement</b>               | Congélateur                 | Investissement        |                  | 400         |
|                                      | Glacières isothermes (70l)  | Investissement        |                  | 400         |
|                                      | Energie                     | Dépense               |                  | 3,73        |
|                                      | Magasin                     | Investissement        |                  |             |
| <b>Vente</b>                         | Véhicule utilitaire         | Investissement        | -                |             |
|                                      | Carburant pour la livraison | Dépense               |                  | 40          |
|                                      | Main d'œuvre                | Dépense               |                  | 58,81       |
| Prix de revient total annuelle (€)   |                             |                       |                  | 25.302,22   |
| Production annuelle (kg poids frais) |                             |                       |                  | 4022,83     |
| Prix de revient par kg (€/kg)        |                             |                       |                  | 6,29        |

#### IV.2.6 Estimation du prix de vente du kilogramme de poissons

Le kilogramme de cette espèce de poisson étant vendu sur le marché local à 3€, cette variante du projet ne pourrait être envisageable que dans le cas où l'achat des terres et leur aménagement n'est pas pris en charge par le projet. Dans de telles conditions, le kilogramme de poissons coûterait 2,19 euros et, si l'on respectait le prix de vente pratiqué sur le marché, l'on réaliserait un bénéfice de 0,81 euro sur chaque kilogramme de poisson vendu soit 3258,49 euros/an (1629 euros/an.ha de surface d'exploitation).

#### IV.2.7 Analyse de Faisabilité/durabilité de la variante du projet

Il s'avère que, dans nos conditions, le projet est également faisable sous la forme de cette deuxième variante. Les productions de poissons estimées (8,40 t/an) sont comparables à celles relevées par Mara *et al.* (1993) et qui porte sur une production de poissons à partir des algues présentes dans des eaux faiblement épurées. En comparant les résultats obtenus ici, aux siens, il apparaît que la production de poissons à partir des cladocères est tout aussi rentable qu'à partir des algues.

### V. Conclusions

Trois questions ont été posées en introduction du présent chapitre :

- 1- La valorisation indirecte des cladocères sous forme de produits congelés ou de produits séchés serait-elle financièrement rentable ?
- 2- Leur valorisation directe à travers la production de poissons serait-elle financièrement rentable,

- 3- Que représentent les prix de vente des congelés de cladocères, par les vendeurs d'aliments pour poissons d'aquarium, par rapport aux coûts de leur production ?

L'analyse du présent avant-projet montre que, dans le contexte socio-économique d'un pays du sud comme le Bénin, la variante 1 consistant en une vente des récoltes de cladocères sous la forme de surgelés (ou de produits secs) est rentable et permet de réaliser une marge bénéficiaire non négligeable, même en prenant en compte le remboursement sur une durée raisonnable des investissements dédiés à l'achat de terrains et à l'aménagement de la station d'épuration. Dans le même contexte socio-économique, la variante 2 consistant en une valorisation sur place de la biomasse de cladocères, dans la production de poissons est également rentable mais seulement si les investissements pour l'achat de terres et les aménagements, n'étaient pas remboursés. Une phase pilote sur des installations réelles, permettrait d'approfondir les résultats obtenus dans le présent avant-projet.

Dans le contexte socio-économique européen, où seuls les coûts liés à la récolte, au conditionnement et au stockage seraient pris en charge par les vendeurs de produits d'aquarium, la commercialisation du zooplancton en général, s'avère certainement rentable. L'échec de nos tentatives d'entrer en contact avec les acteurs pour obtenir ces informations financières ne nous permet pas de donner des détails financiers sur la question.

Les résultats de la présente étude d'avant-projet s'associent à ceux de Mara *et al.* (1993) pour prouver qu'il est possible de faire des stations d'épuration, des sources de création de richesses à travers la valorisation du plancton qui y est généré (algues et cladocères). La prise en compte de ces types d'attractions financières dans les projets d'assainissement, permettrait de promouvoir ce secteur, dans les pays du sud, pour mettre les populations à l'abri des maladies hydriques, et contribuer au développement des économies nationales.

Loin de constituer uniquement une source de création de richesses, ou de préserver la santé humaine, la gestion rationnelle des systèmes combinant lagunage et aquaculture en général, devrait permettre d'améliorer les performances épuratoires des stations d'épuration de type lagunage et, par ricochet, de préserver l'équilibre des écosystèmes récepteurs des eaux épurées. En effet, en fin de traitement des eaux usées, on observe certes des rendements importants d'abattement des charges organiques, et des nutriments mais, ces charges sont en réalité transformées en biomasses algales et bactériennes (principalement) qui sont rejetées dans le milieu naturel. La valorisation directe ou indirecte du plancton, en général, contribue à coup sûr à améliorer ces rendements à travers, les prélèvements des biomasses planctoniques.

### VI. Références

Balvay G. 1987. Equivalence entre quelques paramètres estimatifs de l'abondance du zooplancton total. Schweiz. Z. Hydrol. 49 (1), 75-84.



## Chapitre VII

Barnabé G. 1979. Utilisation des chaînes alimentaires naturelles et du recyclage des eaux usées dans la production à grande échelle de juvéniles pour l'aquaculture. Actes de Colloque n° 7, CNEXO, Paris. Pp. 221-238.

Barnabé G. 1980. Système de collecte du zooplancton à l'aide de dispositifs autonomes et stationnaires, in: Billard, R. *et al.* (1980). La pisciculture en Etang. pp. 215-220.

Barnabé G. 1983. Les chaînes alimentaires naturelles et l'aquaculture. Bases biologiques de l'aquaculture. IFREMER. Actes de Colloques n. 1, pages 515 - 524

Beal C. M., Stillwell A. S., King C. W., Cohen S. M., Berberoglu H., Bhattarai R. P., Connelly R. L., Webbe M. E., Hebner, R. E. 2012. Energy return on investment for algal biofuel production coupled with wastewater treatment. *Water Environment Research*. 84(9), 672-710.

Cauchie H-M. 2000. Production de *Daphnia magna* (crustacea, Anomopoda) dans un bassin de lagunage : impacts sur les processus d'épuration des eaux et valorisation comme source de chitine, Université de Liège, Faculté des sciences, thèse de doctorat.

Guérrin F. 1988. Valorisation du zooplancton produit en étangs de lagunage comme base pour l'alimentation de larves et juvéniles de cyprinidés. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 311: 113-125.

Hathaway C. J. et Stefan, H. G. (1995). Model of daphnia populations for wastewater stabilization ponds, *Water Res.* 29 (1), 195-208.

Kring S. A., Xia X., Powers S. E. et Twiss M. R. 2013. Crustacean zooplankton in aerated wastewater treatment lagoons as a potential feedstock for biofuel. *Environmental Technology*. 34 (13-14), 1973-1981.

Mara D. D., Edwards P., Clark D., Mills S.W. 1993. A rational approach to the design of wastewater-fed fishponds. *Water Research*. 27(12), 1797-1799

Mara D. et Pearson H. 1998. Design Manual for Waste Stabilization Ponds in Mediterranean Countries, Lagoon Technology International Ltd. Newton House, Newton Road, Leeds LS7 4DN, England. ISBN 0 9519869 2 9

Myrand B. et de la Noue J. 1982. Croissance individuelle et dynamique de population de *Daphnia magna* dans les eaux usées traitées. *Hydrobiologia*. 97: 167-177.

Pizay-Parenty M. D. 1985. Bassins de lagunage (l'Aniche-Auberchicourt (Nord): Cinétiques saisonnières et spatiales du zooplancton et des descripteurs de la qualité de l'eau. Thèse de Doctorat. 3<sup>e</sup> cycle, Université des Sciences et Techniques de Lille, 195 p.

Pronost J., Pronost R., Deplat L., Malrieu J., Berland J-M. 2002. Stations d'épuration: dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation. Document technique Fonds National pour le Développement des Adductions d'Eau (FNDAE) N° 22 bis. Ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche et des affaires rurales.

Tifnouti A. et Pourriot R. 1989. Dynamique d'une population de *Moina micrura* (Crustacea, Cladocera) dans un bassin de lagunage à Marrakech (MAROC), *Rev. Hydrobiol. trop.* 22 (3), 239-250.

## Chapitre VII

Vasel J-L. 2006. Egouttage et prétraitement. Notes du cours : Complément d'épuration des eaux (ENVT0733-1), Fondation Universitaire Luxembourgeoise.

W.H.O et UNICEF. 2013. Progress on sanitation and drinking-water 2013 update: Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation. 40p. ISBN: 978 92 4 150539 0. Consulté le 02/02/2014, sur le site :

[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/2013/jmp\\_report/en/index.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2013/jmp_report/en/index.html)

**Chapitre VIII: EBAUCHE POUR L'ETUDE APPRONFONDIE DE LA  
COHERENCE DU MODELE ET DE L'IMPACT DES CLADOCERES  
SUR L'EPURATION DES EAUX DANS LES BASSINS DE  
LAGUNAGE**

---

**I. Introduction**

Après avoir mis en exergue les insuffisances relevées dans les modèles de la littérature, pour décrire la croissance du zooplancton en général et des cladocères en particulier dans les bassins de lagunage (Chapitre I), l'approche expérimentale mise en œuvre pour étudier les processus impliqués a permis d'apporter des corrections (Chapitre IV à VI). Par rapport aux modèles proposés dans la littérature, les améliorations apportées dans ce travail portent essentiellement sur la cinétique du processus de croissance et celle du processus de mortalité. Cependant, le modèle doit encore être validé de façon approfondie afin de nous assurer de sa cohérence : tel est le but du présent chapitre qui vise également, le cas échéant, à estimer plus en détail, l'impact de la présence des cladocères sur les rendements de ces bassins.

Logiquement, un modèle mathématique est cohérent vis-à-vis de la réalité lorsque ses estimations (prédictions) sont proches des observations effectuées. Il est connu en biotechnologie que dans les réacteurs biologiques parfaitement mélangés et alimentés en continu, il est possible (en maintenant un certain taux de dilution) d'observer un état stationnaire où les pertes et les productions de biomasse se compensent de sorte que la biomasse des organismes dont le taux maximum de croissance est supérieur au taux de dilution du réacteur, apparaisse également constante dans le temps. Cette situation est bien connue pour les cas où les substrats considérés sont dissous (non vivants) et, en pratique, observée après environ trois fois le temps de séjour hydraulique dans le réacteur considéré.

Les conclusions des travaux de Ginzburg et Akçakaya (1992) montrent que cette situation est également applicable aux cas où les substrats sont vivants. Deux principales théories sont généralement utilisées pour décrire la relation entre différents niveaux trophiques dans un écosystème: l'une stipulant une relation proie-prédateur, et l'autre stipulant une relation proportionnelle. Le modèle proie-prédateur stipule près de l'équilibre, des réponses périodiques, du niveau trophique supérieur à l'accroissement de la biomasse du niveau trophique inférieur, alors que le modèle stipulant une relation proportionnelle prédit un accroissement proportionnel dans tous les niveaux trophiques, en réponse à un accroissement de la biomasse du niveau trophique inférieur. En analysant les conséquences de chacun de ces deux modèles sur les propriétés d'un écosystème à l'état stationnaire, Ginzburg et Akçakaya (1992) ont montré que le comportement des écosystèmes naturels à l'état stationnaire est plus proche de la relation proportionnelle, que de la relation proie-prédateur.

Les bassins de lagunage naturel s'assimilant à la fois à un réacteur alimenté en continu à des taux de dilution relativement faibles, inférieurs ou égaux à  $0,2 \text{ j}^{-1}$  (Mara *et al.*, 1993) et, à un milieu naturel, si le modèle proposé (Chapitres IV à VI) est cohérent, il pourrait reproduire expérimentalement cette théorie relative à l'état stationnaire du système pour répondre à la question: **Est-ce que le modèle proposé dans la présente thèse (chapitres IV à VI) est cohérent ?**

Plus clairement, nonobstant l'effet des saisons (qui gouvernent par la température, par l'insolation, et par d'autres facteurs, une dynamique des populations aquatiques), en considérant des caractéristiques constantes pour l'eau usée entrant dans un bassin de lagunage, l'on devrait observer (à l'état stationnaire) des biomasses relativement stables pour toutes les composantes biologiques quel que soit le niveau trophique auquel elles appartiennent. Même des fonctions d'entrée variant de façon périodique avec des amplitudes faibles, peuvent conduire à un état quasi stationnaire.

Ainsi que montré dans le modèle conceptuel (Chapitre V) et dans la description de la stœchiométrie des processus de conversions biochimiques impliquant les cladocères (chapitre VI), la présence des cladocères n'affecte pas uniquement la biomasse d'algues et de bactéries, mais également toutes les autres composantes du bassin de lagunage considéré comme système. Il apparaît donc logique de se demander **quel est le véritable impact de leur présence sur l'efficacité de l'épuration des eaux dans ces bassins où les algues et les bactéries constituent les biomasses épuratrices ?**

Les modèles de conversions biochimiques offrent la possibilité d'étudier ces genres de questions à travers les **bilans de matières** qu'ils permettent de réaliser. L'impact des cladocères peut ainsi être étudié non seulement sur chacune des composantes du bassin de lagunage, mais également de façon plus globale, sur l'efficacité de l'épuration des eaux en termes de DCO (Demande Chimique en Oxygène), et des différents nutriments.

L'étude des deux questions posées précédemment est envisagée dans le présent chapitre à travers des simulations qui doivent être réalisées à l'aide du logiciel WEST (World Wide Engine for Simulation, Training and automation). En raison de problèmes techniques rencontrés au dernier moment, ces simulations n'ont pas pu être effectués avant le dépôt dans le délai réglementaire, de la présente thèse. Elles seront toutefois, réalisées avant la défense publique de présent travail et les résultats obtenus pourront alors être présentés à cette occasion. En raison de cette situation, le présent chapitre se limite (au stade actuel) d'une part, à la présentation des matériels et méthodes à employer dans le cadre de l'étude de la cohérence du modèle et de l'évaluation de l'impact des cladocères sur le fonctionnement des bassins de lagunage, et d'autre part, à la présentation des données mobilisées de la littérature pour réaliser les simulations.

## II. Matériel et méthodes

### II.1 Analyse de cohérence

La cohérence du modèle est analysée en comparant, à l'état stationnaire, les données prédites par le modèle aux données mesurées sur un bassin. Si le modèle proposé décrit bien le fonctionnement du bassin, l'écart, entre les données prédites (par le modèle) et mesurées dans le bassin, ne devrait pas être significativement important.

### II.2 Analyse de l'impact des cladocères sur les performances épuratoires

L'impact de la présence des cladocères sur les performances épuratoires est analysé en comparant, à l'état stationnaire, un bassin contenant des cladocères et un bassin témoin (ne contenant pas de cladocères). Les comparaisons peuvent porter d'une part, sur chacune des variables d'état prises en compte dans le modèle telle que les différentes formes de l'azote, le phosphore, et d'autre part, sur des caractéristiques plus globales telles que la  $DCO_{totale}$ , les matières en suspension, les biomasses algales et bactériennes.

### II.3 Choix du type de bassin de lagunage

Ainsi que détaillé dans la chapitre I, les cladocères sont présents dans tous les types de bassin de lagunage avec toutefois une répartition des taxons répondant surtout à un gradient d'oxydation de la matière (Loedolff, 1965 cité par Tifnouti et Pourriot, 1989), mais aussi à d'autres facteurs du milieu (Dinges, 1973; et Angeli, 1979 ; cités par Tifnouti et Pourriot, 1989) tels que le pH, la concentration en  $NH_4^+$ , et la température Angeli (1979) cité par Tifnouti et Pourriot (1989). Bien que certaines espèces comme les moindés résistent bien aux faibles teneurs en oxygène (Liebermann, 1970; cité par Tifnouti et Pourriot, 1989), les biomasses enregistrées sont généralement plus élevées dans les derniers bassins où la matière est plus oxydée (Guérrin, 1988 ; Tifnouti et Pourriot, 1998). Par conséquent, dans ce travail, l'idéal serait de simuler un bassin de maturation, afin d'obtenir une plus grande production possible de biomasse de cladocères d'une part, et d'apprécier l'impact de cette plus grande production de cladocères sur les performances épuratoires du système. Cependant, étant donné que pour les raisons expliquées dans le paragraphe suivant, nous n'avons pas pu effectuer nos propres mesures et avons dû recourir aux données de la littérature, **le type de bassin simulé nous est imposé par les données disponibles. Ainsi, en fonction des données expérimentales obtenues, différents types de bassins de lagunage peuvent être testés.**

### II.4 Sources des données expérimentales

L'importance des données expérimentales dans ce travail de modélisation est double:

- Permettre de définir des valeurs initiales des variables d'état pour réaliser les simulations ;
- Permettre d'analyser la cohérence du modèle, en comparant les valeurs expérimentales, aux valeurs estimées par (simulation) les modèles.

En raison de l'inexistence de bassins de lagunage fonctionnels au Bénin, des contacts avaient été pris avec l'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement (au Burkina Faso), afin de collecter les données requises pour notre travail dans leurs bassins de lagunage. Malheureusement ces contacts n'ont pas permis d'avoir accès à leurs installations pour des campagnes d'analyses de terrain.

Plusieurs sources de données ont été analysées dans le cadre du présent travail. Il s'agit notamment de : Pizay-Parenty (1985), Kawai *et al.* (1987), Moreno-Clavel *et al.* (1990) cités par Moreno-Grau *et al.* (1996), Cauchie (2000), et Sunarsih *et al.* (2013).

D'autres travaux portant sur la dynamique des cladocères dans les bassins de lagunage tels que Tifnouti et Pourriot (1989) et Canovas *et al.* (1991), ont été consultés mais n'ont pas pu être exploités car, ils présentaient peu de données sur les variables physico-chimiques.

Chacune des sources de données exploitées a été présentée suivant une **grille** comportant les quatre principaux points que sont :

- Les caractéristiques des bassins : type de bassin de lagunage, charge organique appliquée, temps de séjour, dimensions du bassin, type d'hydrodynamique.
- Lorsque c'est nécessaire, la vérification de la fonction du bassin ;
- Les variables d'état mesurées ;
- Les données mobilisées: dans certaines de ces sources, les données ont été présentées sous forme de graphiques ; il a donc été nécessaire de les extraire et de les remettre sous forme de tableau pour faciliter leur emploi dans le cadre des simulations. Dans le présent travail, les extractions de données graphiques ont été effectuées à l'aide de l'extension "Oodigitizer" du logiciel "Openoffice 4.1.1".

Les fonctions des bassins, ont été vérifiées suivant les références suivantes :

- pour le bassin anaérobie, la charge volumique maximale admise suivant Mara et Pearson (1986) est de 300 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.j.
- pour le bassin facultatif, la charge surfacique maximale admise à 25°C selon Mara (1987) est de 350 kg DBO<sub>5</sub>/ha.j.
- Le bassin de maturation étant normalement dimensionné sur la base du temps de séjour et du taux d'abattement des germes, lorsque qu'une source (de données) ne présente pas de données détaillées sur les teneurs en bactéries en entrée et en sortie du bassin étudié, nous avons validé sa fonction sur la base d'une très faible charge surfacique en DBO<sub>5</sub> (environ 35 kg DBO<sub>5</sub>/ha.j.).

## II.5 Conversion des valeurs dans les unités appropriées pour notre application

### II.5.1 Les biomasses algales

Quoique le facteur de conversion chlorophylle a/carbone algal, est très délicat à utiliser du fait que le ratio chlorophylle a/carbone algal est influencé par des facteurs du milieu tels que la température, l'intensité lumineuse et les teneurs en nutriments, une approximation comprise entre 0,00 et 0,06 mg Chl a/mg C, conformément à Cloern *et al.* (1995), semble être acceptable dans la plupart des cas. En considérant ensuite la biomole (C<sub>96</sub>H<sub>217</sub>O<sub>97</sub>N<sub>13</sub>P) admise dans le chapitre VI et conformément à Reichert *et al.* (2001), la teneur en carbone peut être convertie en poids sec d'algue et en unité DCO à l'aide des facteurs de conversion suivant :

- 0,36 mgC/mg poids sec d'algue
- 0,95 mg DCO/mg poids sec d'algue

### II.5.2 Les biomasses de zooplancton

En considérant la biomole admise dans le chapitre VI et conformément à Reichert *et al.* (2001), pour les cladocères (C<sub>96</sub>H<sub>217</sub>O<sub>97</sub>N<sub>13</sub>P), les biomasses de cladocères en particulier (et de zooplancton, en général), exprimées en poids sec, dans les différentes sources de données ont été converties en unité DCO, à l'aide du facteur de conversion: 0,95 d'O<sub>2</sub>/g poids sec de cladocères.

Les biomasses de zooplancton exprimées, dans certaines sources, en poids frais ont été converties en poids sec en considérant les valeurs de ratio poids sec/poids frais respectives suivantes :

## Chapitre VIII

- 10% pour les rotifères, conformément à Kleerekoper (1953) et Bottrell *et al.* (1976) cités par Balvay (1987) ;
- 10,7% pour les *Daphnia sp.*, conformément à Watanabe *et al.* (1983) cité par Balvay (1987) ;
- 12,8%, au lieu de 11 à 12,8%, pour les *Moina sp.* tel que l'ont établi Watanabe *et al.* (1983) cités par Balvay (1987) ;
- 12% au lieu de 11 à 12% pour les copépodes ainsi que l'ont établi, Dumont *et al.* (1975) cités par Balvay (1987).

### II.5.3. Les biomasses de bactéries

Dans la plupart des sources de données exploitées, les biomasses bactériennes ont été exprimées en UFC (Unité Formant Colonie)/ml, à partir de mesures effectuées par dénombrement sur gélose. Cette méthode sous estime la biomasse bactérienne réelle du milieu car, elle ne prend en compte que les bactéries cultivables sur les milieux de culture utilisés au laboratoire. A notre connaissance, il n'existe aucun facteur permettant de convertir des estimations de densités cellulaires effectuées par dénombrement dans ou sur gélose, en teneur en carbone ou en poids sec. Cependant une estimation (avec une certaine imprécision) des biomasses en DCO à partir des mesures de comptage de germes, a été considérée dans le présent travail, en considérant, qu'**une cellule bactérienne pèse 0,3 pg de poids sec (chapitre III)** d'une part, et **en partant de l'expression  $C_{45}H_{83}O_{16}N_9P$  retenue pour représenter la biomole bactérienne.** Le facteur de conversion 1,61 g d'O<sub>2</sub>/g poids sec est alors appliqué.

### II.6 Approche générale basée sur les bilans de matières

Elle repose sur la loi de la conservation de la matière et de l'énergie en prenant en compte, pour chacune des variables d'état caractérisant le système "bassin de lagunage":

- les **Entrées** qui les introduisent dans le système,
- les **Sorties** par les processus physiques qui les prélèvent du système,
- les **Consommations** qui ont lieu dans le système,
- les **Productions** qui ont lieu dans le système.

Pour chacune des variables on obtient à l'état stationnaire du système que: le solde des entrées et des sorties, correspond au solde des productions et des consommations ; soit mathématiquement : Entrées - Sortie = Productions - Consommations.

Dans le cas du présent travail, les variables d'état et les processus considérés sont ceux jusqu'ici définis dans "ModLag" (Jupsin *et al.*, 2003; Effebi, 2009 et Harerimana, 2012) déjà présenté au chapitre I, complétés de ceux pris en compte dans le sous-modèle relatif aux cladocères développé dans la présente thèse. Ce sous-modèle est présenté dans le tableau VIII.1 avec les valeurs des différents paramètres, dans les tableaux VIII.2 et VIII.3.

Pour les cladocères, l'équation bilan à l'état stationnaire du système s'écrit:

$$\frac{X_{D,In}}{\theta} - \frac{X_{D,Out}}{\theta} + (r_{D,croiss} - r_{D,resp} - r_{D,mort} - r_{D,mort,cyano}) * X_D = 0$$

Chapitre VIII

Tableau VIII.1: Matrice de Petersen du sous-modèle "cladocères" en unité DCO

|  |  | Continuité  |                 |                   |                    |                      |                 |                  |                |                |   |
|--|--|---|-----------------|-------------------|--------------------|----------------------|-----------------|------------------|----------------|----------------|---|
|  |  | Substances et/ou organismes   |                 |                   |                    |                      |                 |                  |                |                |   |
| Composant (i)<br>Processus (j)                   | S <sub>NH4+</sub>  | S <sub>HPO4</sub>   | S <sub>O2</sub> | S <sub>HCO3</sub> | X <sub>Scene</sub> | X <sub>E. coli</sub> | X <sub>Dp</sub> | X <sub>M.a</sub> | X <sub>S</sub> | X <sub>I</sub> | Vitesse des processus, ρ <sub>j</sub> (g/m <sup>3</sup> .j)   |
|  | 1  | Croissance sur <i>Scenedesmus sp.</i>   | +               | +                 | +                  | +                    | -               | +                |                | +              |   |
| 2  | Croissance sur <i>E. coli</i>                              | +   | +               | +                 | +                  | -                    | +               |                  | +              |                | $e^{\beta_{D,p}(T-T_0)} \left( \frac{S_{O_2}}{K_{S_{O_2}} + S_{O_2}} \right) \left( \frac{r_{\max E.coli} X_{E.coli}}{(K_{X_{E.coli}} + X_{E.coli} + I_{Scene./E.coli} * X_{Scene})} \right) * X_{D,p}$ |
| 3  | Respiration endogène                                       | +   | +               | +                 | +                  | -                    | -               |                  |                |                | $k_{respiration, D,p} ; e^{\beta_{D,p}(T-T_0)} \left( \frac{S_{O_2}}{K_{S_{O_2}} + S_{O_2}} \right) * X_{D,p}$  |
| 4  | Mortalité due ou non à la toxicité de <i>M. aeruginosa</i> | +   | +               | -                 | +                  | -                    | -               |                  | +              | +              | $e^{\beta_{D,p}(T-T_0)} X_{D,p} * (k_{mort, D,p} + k_{M.a} * X_{M.a})$<br>OU<br>$e^{\beta_{D,p}(T-T_0)} X_{D,p} * (k_{mort, D,p} + (k_{M.a} * X_{M.a} - 0,14))$   |
|  |  | 0,03  | 0,004           | 0,18              | 0,002              | 1                    | 0,95            | 0,25             |                |                |   |
| Taux de conversion observé de chaque composant i |  | $r_i = \sum_j v_{ij} \rho_j$  |                 |                   |                    |                      |                 |                  |                |                |   |
| Paramètres stœchio:                              |  | Paramètres cinétiques :   |                 |                   |                    |                      |                 |                  |                |                |   |
| Y <sub>D,p</sub> :                               |  | r <sub>maxScenedesmu sp.</sub> : Taux de croissance pondérale spécifique maximum sur <i>Scenedesmus sp.</i> : |                 |                   |                    |                      |                 |                  |                |                |   |
| fe   |  | r <sub>maxE.coli</sub> : Taux de croissance pondérale spécifique maximum sur <i>E. coli</i> :                 |                 |                   |                    |                      |                 |                  |                |                |   |
| f <sub>L,D,p</sub>                               |  | K <sub>O2</sub> : Constante de demi-saturation pour l'oxygène   |                 |                   |                    |                      |                 |                  |                |                |   |
| Y <sub>D,p,mort</sub>                            |  | k <sub>mort</sub> : coefficient de mortalité  |                 |                   |                    |                      |                 |                  |                |                |   |
|  |  | k <sub>respiration</sub> : coefficient de mortalité   |                 |                   |                    |                      |                 |                  |                |                |   |
|  |  | k <sub>M. aeruginosa</sub> : coefficient de mortalité   |                 |                   |                    |                      |                 |                  |                |                |   |



## Chapitre VIII

**Tableau VIII.2: Valeur des paramètres cinétiques**

| Symbole                                  | Définition  | Valeur                | Unité                              | Source                          |
|--|---|-----------------------|------------------------------------|---------------------------------|
| $r_{\max,D,p}/Scenedesmus\ sp., T^\circ$ | Taux de croissance spécifique maximum de <i>D. pulex</i> sur <i>Scenedesmus sp.</i>                               | 0,37 ± 0,01           | j <sup>-1</sup>                    | Ce travail                      |
| $r_{\max,D,p}/E.\ coli, T^\circ$         | Taux de croissance spécifique maximum de <i>D. pulex</i> sur <i>E. coli.</i>                                      | 0,30 ± 0,01           | j <sup>-1</sup>                    | Ce travail                      |
| $K_X, \text{algue}$                      | Constante de demi saturation pour la croissance sur les algues  | 0,133                 | mg DCO/l                           | Ce travail                      |
| $K_I, \text{algue}$                      | Constante d'inhibition pour la croissance sur les algues  | 548,49                | mg DCO/l                           | Ce travail                      |
| $K_X, E.\ coli$                          | Constante de demi saturation pour la croissance sur les bactéries   | 1,15.10 <sup>-5</sup> | mg/l                               | Ce travail                      |
| $I_{E.\ Coli/Scenedesmus\ sp.}$          | Paramètre d'interaction indiquant le degré auquel <i>E. coli</i> affecte la dégradation du <i>Scenedesmus sp.</i> | 1,07 ± 0,29           | Sans dimension                     | Ce travail                      |
| $I_{Scenedesmus\ sp./E.\ Coli}$          | Paramètre d'interaction indiquant le degré auquel <i>Scenedesmus sp.</i> affecte la dégradation de <i>E. coli</i> | 0,04 ± 0,01           | Sans dimension                     | Ce travail                      |
| $K_{SO_2,D,p}$                           | Constante de demi saturation pour la croissance sur l'O <sub>2</sub>  | 0,5                   | gO/m <sup>3</sup>                  | Reichert <i>et al.</i> , (2001) |
| $k_{M,a,D,p,T^\circ}$                    | Coefficient de la mortalité de <i>D. pulex</i> due aux cyanobactéries   | -0,01                 | j <sup>-1</sup> . mg <sup>-1</sup> | Ce travail                      |
| $k_{\text{respiration}, D, p}$           | Coefficient de respiration de <i>D. pulex</i>   | 0,05                  | j <sup>-1</sup>                    | Reichert <i>et al.</i> , (2001) |
| $k_{\text{mort},D,p,T^\circ}$            | Coefficient de mortalité de <i>D. pulex</i>   | 0,05                  | j <sup>-1</sup>                    | Reichert <i>et al.</i> , (2001) |
| $\beta_{D,p}$                            | Facteur de correction de la température pour le taux de croissance  | 0,08                  | °C <sup>-1</sup>                   | Reichert <i>et al.</i> , (2001) |

La plupart des réactions biologiques étant influencée par de nombreux facteurs environnementaux au nombre desquels la température occupe une place importante. L'influence de celle-ci sur les paramètres est généralement prise en compte par une fonction du type :  $K_{(T)} = K_{(20^\circ C)} e^{K(T-20)}$ , comme dans le RWQM1 (Reichert *et al.*, 2001).

**Tableau VIII.3: Valeurs des paramètres stœchiométriques (Source: Reichert *et al.*, 2001).**

| Symbole                      | Définition  | Valeur | Unité  | Valeur | Unité   |
|------------------------------|---|--------|--|--------|---|
| $Y_{D, P - \text{algue}}$    | Rendement de conversion des algues en daphnies  | 0,20   | gX <sub>Dp</sub> /gX <sub>algue</sub>                | 0,20   | g DCO X <sub>Dp</sub> /g DCO X <sub>algue</sub>               |
| $Y_{D, P - \text{bactérie}}$ | Rendement de conversion des bactéries en daphnies   | 0,20   | gX <sub>Dp</sub> /gX <sub>bactérie</sub>             | 0,20   | g DCO X <sub>D,p</sub> /g DCO X <sub>bactérie</sub>           |
| $Fe\text{-algue}$            | Fraction de la biomasse algale incorporée qui est excrétée comme pellette fécale              | 0,40   | gX <sub>s</sub> /gX <sub>D,p</sub>                   | 0,77   | g DCO X <sub>s</sub> /g DCO X <sub>Dp</sub>                   |
| $Fe\text{-bactérie}$         | Fraction de la biomasse bactérienne incorporée qui est excrétée comme pellette fécale         | 0,40   | gX <sub>s</sub> /gX <sub>D,p</sub>                   | 0,77   | g DCO X <sub>s</sub> /g DCO X <sub>Dp</sub>                   |
| $f_{i,D,p}$                  | Fraction de la matière organique particulaire qui devient inerte pendant la mort des daphnies | 0,20   | gX <sub>i</sub> /g(X <sub>s</sub> +X <sub>i</sub> )  | 0,21   | g DCO X <sub>i</sub> /g DCO (X <sub>s</sub> +X <sub>i</sub> ) |
| $Y_{D, P, \text{mort}}$      | Rendement de mortalité  | 0,62   | g(X <sub>s</sub> +X <sub>i</sub> )/gX <sub>D,p</sub> | 1,20   | g DCO (X <sub>s</sub> +X <sub>i</sub> )/g DCO X <sub>Dp</sub> |

### II.7 Simulation dans WEST

Comme tout logiciel de simulation, WEST permet de résoudre les multiples équations différentielles inhérentes aux systèmes biologiques dans lesquels chaque modèle traduit un processus spécifique. Le logiciel WEST présente entre autres avantages, de comporter une base (bibliothèque) contenant des modèles mathématiques existants et spécifiquement dédiés aux processus relatifs au traitement des eaux usées et, de permettre à son utilisateur d'implémenter (dans cette base de modèles) et de tester de nouveaux modèles (Vanhooren *et al.*, 2003). D'ailleurs, le modèle de lagunage "ModLag" de l'unité "Assainissement et Environnement" figure dans cette base de modèles.

Pour réaliser les simulations à l'aide du logiciel WEST, cinq étapes successives sont à suivre:

#### 1<sup>ère</sup> étape : Définition des modèles mathématiques

Cette étape consiste au choix (dans la base des modèles de WEST) ou à la conception des modèles mathématiques à utiliser. Les catégories de modèles les plus courantes dans la base de modèles de WEST, portent sur les boues activées ; il s'agit de : ASM1, ASM2, et ASM3. Elles se distinguent par les processus et les variables qu'elles prennent en compte. Le modèle "ModLag" (Jupsin *et al.*, 2003; Effebi, 2009; et Harerimana, 2012) développé au sein de l'unité "Assainissement et Environnement" a également été implémenté, précédemment dans cette base de modèles en tant que catégorie.

Dans le présent travail, le sous-modèle dédié aux cladocères, conçu dans les chapitres IV à VI, est intégré au modèle "ModLag" (Jupsin *et al.*, 2003; Effebi, 2009 et Harerimana, 2012).

#### 2<sup>ème</sup> étape : Construction de la configuration graphique

Cette étape consiste à réaliser la configuration graphique du système de traitement d'eaux usées à tester.

Tout en maintenant nos descriptions mathématiques des processus, conformément à la présente thèse et au modèle "ModLag" ainsi que les considérations faites dans les travaux précédents (Jupsin *et al.*, 2003 ; Effebi, 2009 et Harerimana, 2012), **en pratique la configuration graphique du modèle a été construite en tenant compte des caractéristiques des bassins telles qu'elles sont indiquées dans la source des données exploitées.**

Ainsi, en théorie, le bassin de maturation, par exemple, est structuré en trois phases essentielles:

- une phase liquide faiblement chargée où se produisent des processus quasi comparables à ceux rencontrés dans un chenal algal à haut rendement,
- une zone intermédiaire de sédimentation et d'échanges entre la phase liquide et les sédiments, et
- une phase de sédiments.

Du fait de sa faible profondeur ( $\leq 1$  m) et de sa faible charge organique, la pénétration de la lumière est importante dans sa phase liquide pour garantir l'oxygénation de la quasi-totalité de sa profondeur. L'hydrodynamique considérée dans le bassin, dépend notamment des caractéristiques géométriques du bassin sur lequel les données expérimentales ont été mobilisées. Brissaud *et al.* (2000) et les références qui y sont citées (Racault *et al.*, 1984 ; Marecos do Monte et Mara, 1987; et Namèche et Vasel, 1998) ont montré que l'hydrodynamique est de type mélange complet dans les bassins de maturation dont le ratio Longueur/largeur est inférieur à 8. Dans WEST, tous les types d'écoulement peuvent être représentés en disposant en série un nombre adéquat de bassins à mélange complet. Ce nombre étant d'autant plus élevé que l'écoulement tend vers le modèle piston.

Dans la phase liquide, les processus autres que ceux concernant les cladocères, ont été maintenus tels que décrits dans "ModLag" (Jupsin *et al.*, 2003 ; Effebi, 2009 et Harerimana, 2012).

Les processus ayant lieu dans la zone de transition et dans la phase des sédiments ne font pas l'objet du présent travail ; leurs descriptions sont maintenues identiques à celles décrites dans "ModLag" (Jupsin *et al.*, 2003 ; Effebi, 2009 et Harerimana, 2012). A titre d'illustration sur le bassin de maturation, lorsque les données disponibles dans la source exploitées permettent de considérer un écoulement de type mélange complet, la configuration illustrée sur la figure VIII.1, peut-être proposée:



Figure VIII.1: Configuration du système d'épuration des eaux usées axé sur le **bassin de maturation** dans WEST (avec en dessous la représentation structurelle du bassin de maturation)

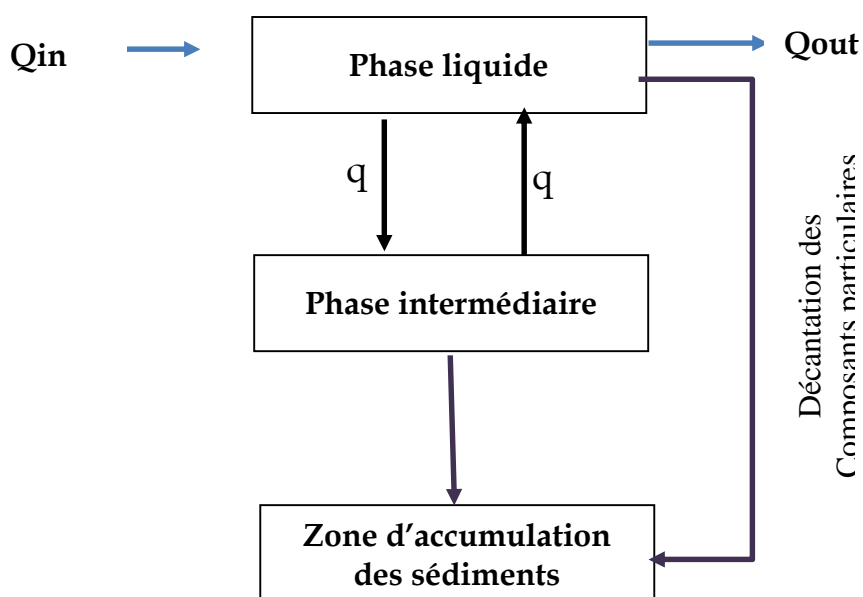


Figure VIII.2: Exemple de représentation structurelle du bassin de maturation considéré dans la configuration présentée sur la figure VIII.1

Cette configuration comprend cinq éléments:

- Une entrée notée "**Entrée de l'influent**": elle décrit les caractéristiques de l'influent (concentrations en polluants divers, débit, ...)
- Un convertisseur noté "**C/F**" : il permet de convertir les débits et concentrations en flux entrants dans le système ;
- Un "**bassin de maturation**" ;
- Un convertisseur "**F/C**", qui permet de convertir les flux sortant du système sous la forme de concentrations et de débit ;
- Une sortie notée "**Sortie Effluent traité**", décrivant les caractéristiques de l'effluent sortant du système.

Toute la biomasse de cladocères est essentiellement localisée seulement dans la phase liquide aérobie.

### 3<sup>ème</sup> étape: Paramétrage des modèles et initialisation des valeurs des variables

Cette étape consiste en la définition d'une part, des valeurs des paramètres de chaque modèle, et d'autre part, des valeurs initiales des variables d'intérêt pour la simulation.

Les valeurs des paramètres cinétiques établies expérimentalement (chapitre IV) sont présentées dans le tableau VIII.1 et celles des paramètres stœchiométriques (reprises de Reichert *et al.*, 2001) sont indiquées dans le tableau VIII.2.

**Les caractéristiques des bassins** utilisées ont été définies suivant la source des données expérimentales exploitées afin de respecter, notamment, l'hydrodynamique en vigueur dans lesdits bassins.

Pour chaque source dont les données expérimentales sont exploitées, **les valeurs initiales entrées dans le logiciel**, pour les simulations de l'état stationnaire du système, peuvent être élaborées à partir des mesures réalisées sur le terrain dans les bassins en fonctionnement relativement stable sur une longue période. Ces données sont traitées en y déterminant les valeurs moyennes que l'on considère comme représentatives de l'état stationnaire dudit système.

### 4<sup>ème</sup> étape : Définition des produits des simulations et configuration des graphiques

Cette étape consiste au choix des variables à observer comme résultats des simulations.

Pour apprécier l'impact des cladocères sur l'épuration, les variables observées ont été choisies, en gardant à l'esprit celles qui sont retenues dans les normes de rejet ; il s'agit de :

- DCO brute
- DCO filtrée
- DCO particulaire
- Matières en suspensions
- Matières volatiles en suspension
- Teneur oxygène
- Teneurs en ammonium,

- Teneurs en azote total
- Teneurs phosphates.

A ces variables, celles relatives aux biomasses d'algues, de bactéries, de cyanobactéries, et de cladocères peuvent être ajoutées, dans la mesure du possible.

### 5<sup>ème</sup> étape : Définition et réalisation des tests de simulation

La simulation consiste à calculer par intégration sur la fréquence des observations définie selon la source des données, la valeur de chacune des variables d'état à l'aide des deux éléments que sont **les expressions mathématiques proposées dans le modèle** (pour les cinétiques et les stœchiométries) et, **la valeur initiale considérée pour chaque variable d'état**.

Notons que dans West le calcul de l'état stationnaire ne se fait pas en résolvant les équations algébriques obtenues en égalant les termes de dérivées temporelles à zéro. Le calcul de l'état stationnaire du système est effectué par une simulation dynamique sur une longue période avec un effluent constant en qualité et en quantité. La période de simulation doit être suffisamment longue (au moins trois fois le temps de séjour hydraulique) afin de permettre au système d'atteindre cet état.

L'analyse des écarts entre les valeurs prédites par les simulations et celles observées expérimentalement a été employée pour apprécier la qualité des ajustements.

Les simulations sont exécutées suivant les sous-étapes ci-dessous :

- 1- Spécification des variables à observer graphiquement à la sortie du système.
- 2- Définition des données à entrer dans le système pour les simulations
- 3- Chargement du fichier contenant les données relatives aux valeurs initiales des variables : Après leur élaboration, comme présentée précédemment, les données sont chargées dans l'entrée (composante "Entrée de l'influent") de la configuration.
- 4- Exécution du test de simulation pour définir l'état stationnaire du système

### **III. Résultats et discussions**

Cinq sources de données sont proposées pour servir dans le cadre de nos simulations. Parmi elles, quatre sources (Pizay-Parenty, 1985; Moreno-Clavel *et al.*, 1990 ; cités par Moreno *et al.*, 1996; Cauchie, 2000; et Sunarsih *et al.*, 2013) présentent formellement des données détaillées sur les dynamiques des variables d'état. La cinquième source de données concerne le travail de Kawai *et al.* (1987) dans lequel, malheureusement pour nous, seules les données synthétiques portant sur les performances épuratoires ont été fournies.

Ces données sont présentées, ci-dessous, par ordre d'intérêt vis-à-vis de notre application et, conformément à la grille proposée dans la partie matériels et méthodes.

## Chapitre VIII

### III.1. Les données de Cauchie (2000)

Le travail de Cauchie (2000) a porté sur le suivi de la dynamique du métazooplancton et de la production secondaire de *Daphnia magna* dans un bassin de lagunage aéré (artificiellement).

#### III.1.1 Caractéristiques des bassins

Les caractéristiques du bassin de lagunage aéré (artificiellement) étudié sont indiquées dans le tableau VIII.4.

Tableau VIII.4: Caractéristiques du bassin de lagunage aéré étudié par Cauchie (2000)

| Caractéristiques  | Valeur          | Unité                                 |
|---|-----------------|---------------------------------------|
| Longueur  | 400             | m                                     |
| Largeur   | 150             | m                                     |
| Surface   | 59.350          | m <sup>2</sup>                        |
| Profondeur  | 2,3 à 4,2       | m                                     |
| Volume  | 136.020         | m <sup>3</sup>                        |
| Temps de séjour moyen                                   | 30,2            | j                                     |
| Aération  | 150             | kg O <sub>2</sub> .h <sup>-1</sup>    |
| Débit moyen   | 4504            | m <sup>3</sup> .j <sup>-1</sup>       |
| Charge organique surfacique moyenne en DCO              | 10,5            | (g O <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> .j) |
| Charge organique surfacique moyenne en DBO <sub>5</sub> | 5,7             | (g O <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> .j) |
| Charge surfacique en N <sub>total</sub> moyenne         | 2,8             | (g N/m <sup>2</sup> .j)               |
| Charge surfacique en P <sub>total</sub> moyenne         | 0,2             | (g P/m <sup>2</sup> .j)               |
| Charge surfacique en MES moyenne                        | 4,9             | (g/m <sup>2</sup> .j)                 |
| Ecoulement  | Mélange complet |                                       |

Ce bassin fonctionne effectivement comme un bassin de lagunage aéré artificiellement.

#### III.1.2 Les variables d'état mesurées

Vingt (20) variables d'état qui sont, pour la plupart, prises en compte dans "ModLag", ont été mesurées *in situ* ou au laboratoire selon les cas. Les variables suivies et les différents points des mesures sont indiqués dans le tableau VIII.5.

Tableau VIII.5: Synthèse des variables suivies et des différents points des mesures

| Variable mesurée  | Entrée | Intérieur | Sortie | Variable mesurée          | Entrée | Intérieur | Sortie |
|-------------------|--------|-----------|--------|---------------------------|--------|-----------|--------|
| Température       | +      | +         | +      | N-NO <sub>2</sub>         | +      |           | +      |
| Oxygène dissous   | +      | +         | +      | N-NO <sub>3</sub>         |        |           |        |
| pH                | +      | +         | +      | Phosphore réactif soluble | +      |           | +      |
| Conductivité      | +      | +         | +      | Norg                      | +      |           | +      |
| Chlorophylle a    |        | +         |        | N <sub>kjeldahl</sub>     | +      |           | +      |
| Crustacée         |        | +         |        | T <sub>total</sub>        | +      |           | +      |
| Rotifères         |        | +         |        | P <sub>total</sub>        | +      |           | +      |
| Zooplancton total |        | +         |        | MES                       | +      |           | +      |
| Germes totaux     | +      |           | +      | DBO <sub>5</sub>          | +      |           | +      |
| Ammonium          | +      |           | +      | DCO                       | +      |           | +      |

Les mesures *in situ* et les prélèvements d'échantillons ont été effectués deux fois par mois entre 10 h 00 et 12 h 00, de janvier 1994 à Décembre 1996.

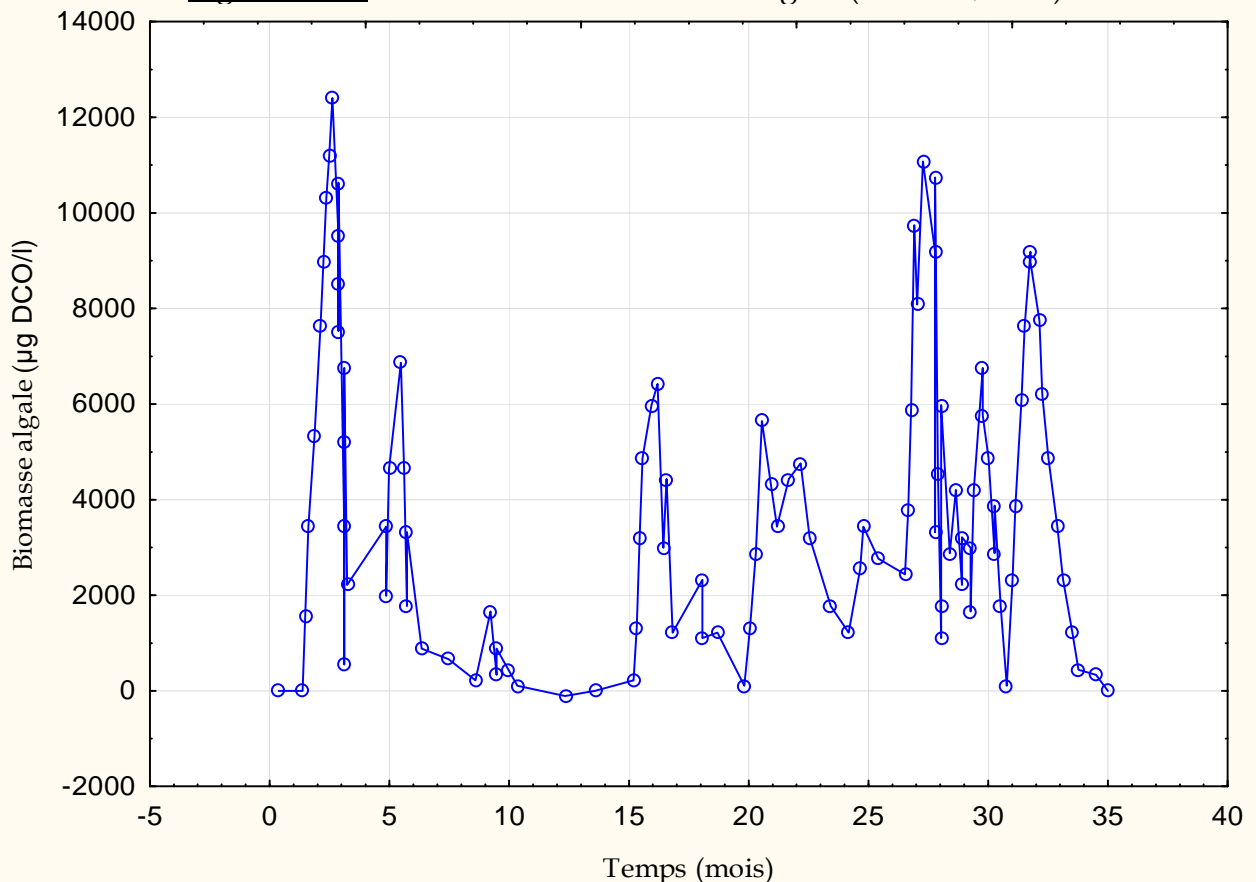
A noter que les mesures n'ont pas distingué les matières particulaires biodégradables et les matières particulaires inertes. Elles n'évoquent, malheureusement, pas non plus, la présence ou non des cyanobactéries.

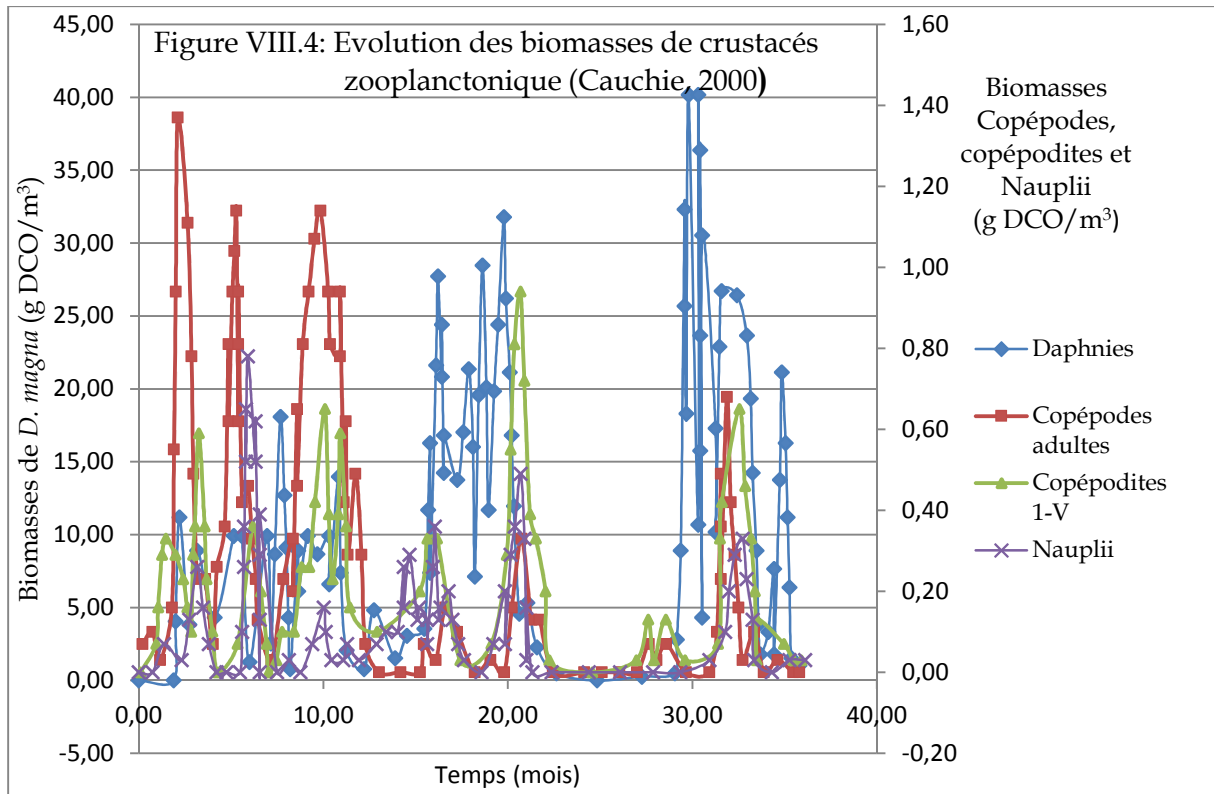
### III.1.3 Les données mobilisées

Les données mobilisées portent sur les huit (08) variables d'état que sont: la biomasse des rotifères, la biomasse des copépodites I - V, la biomasse des copépodes adultes, la biomasse de *D. magna*, la biomasse des algues, la température, la teneur en ammoniacque, et la teneur en oxygène. Elles sont toutes présentées dans les tableaux 1 à 8 en annexe VIII.4. Seules les données relatives aux biomasses d'algues et de *D. magna* sont présentées, ci-dessous, sous forme de graphique (Figures VIII.3 et VIII.4); l'objectif de cette illustration graphique n'étant toutefois pas de commenter ces résultats, qui l'ont déjà été dans leur source. On peut cependant, simplement faire remarquer la prédominance des biomasses de *D. magna* par rapport aux autres composantes du zooplancton.

Il convient de mentionner que les données relatives aux biomasses zooplanctoniques ont été fournies par Cauchie (2000), en poids par unité de surface. Pour notre application, nous avons dû les convertir en poids par unité de volume, en nous basant sur le fait que le bassin est complètement mélangé et en considérant une profondeur moyenne de 3,25 m.

Figure VIII.3: Evolution de la biomasse algale (Cauchie, 2000)





### III.2 Les données de Pizay-Parenty (1985)

#### III.2.1 Caractéristiques des bassins

Il s'agit d'un ensemble de lagunes disposées en aval d'une station prévue pour recevoir 30.000 équivalents-habitants d'eaux usées par jour. Cet ensemble de lagunes vise, d'une part, à assurer un traitement tertiaire aux eaux provenant de ladite station d'épuration et d'autre part, à servir d'étang piscicole. **Ainsi, au regard des rôles qui leur sont assignés, ces bassins peuvent être assimilés à la fois à des bassins de maturation et à des étangs piscicoles**, faisant ainsi des poissons, une variable importante qui mériterait d'être suivie (dans notre application) pour sa prédation sur le plancton en général et son impact sur l'épuration de l'eau. Mais finalement, seul le deuxième bassin a été dévolu aux activités halieutiques.

Les bassins sont, malheureusement très peu, voire pas étanches, occasionnant (la totalité de) **l'infiltration des eaux au point où le tuyau devant assurer l'évacuation des eaux de l'étang, s'est toujours trouvée au-dessus du niveau de l'eau** ; selon l'auteur : « le temps de séjour hydraulique n'a jamais pu être connu ».

Ainsi qu'illustré sur la figure VIII.5, les bassins sont au nombre de quatre. Leurs caractéristiques sont indiquées dans le tableau VIII.6.



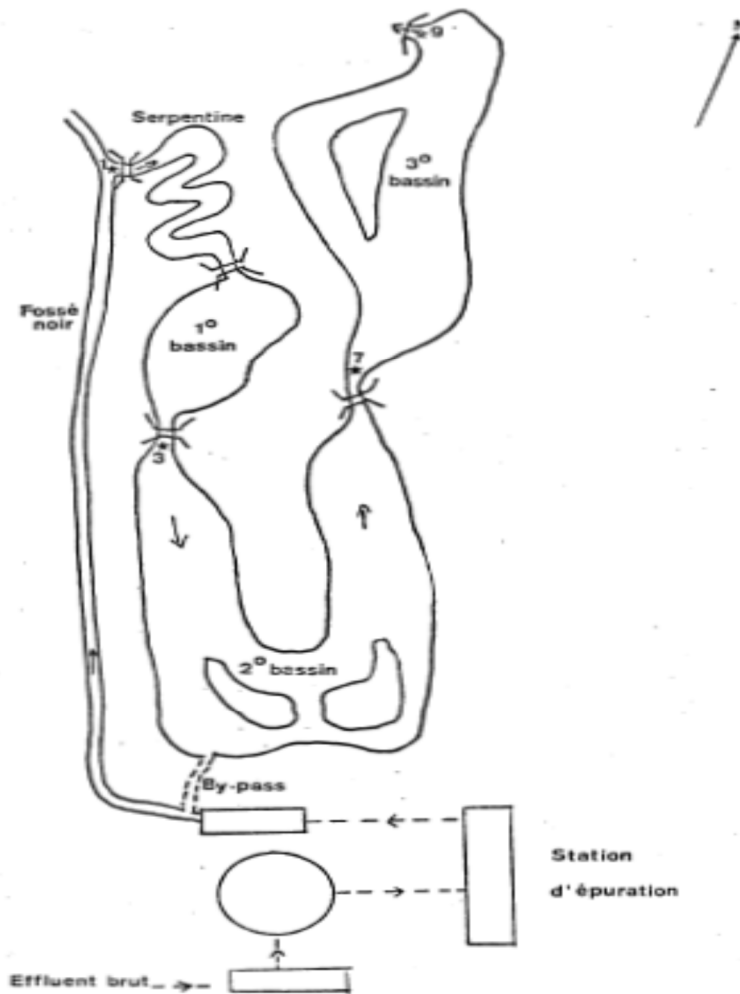


Fig. 1 : PLAN DE LA LAGUNE ET LOCALISATION DES QUATRE POINTS DE PRELEVEMENT ( 1, 3, 7, 9, ).

Figure VIII.5: Plan de la lagune et localisation des quatre points de prélèvement (1, 3, 7 et 9) (Source : Pizay-Parenty, 1985))

Tableau VIII.6: Caractéristiques des bassins de lagunage d'Aniche-auberchicourt (Nord) (Source : Pizay-Parenty, 1985)

|                         | Longueur (m) | Surface (m <sup>2</sup> ) | Volume moyen (m <sup>3</sup> ) | Profondeur moyenne calculée (m) | Largeur moyenne calculée (m) | L/l   | Modèle théorique d'écoulement si les bassins étaient étanches | Temps de séjour moyen (j) |
|-------------------------|--------------|---------------------------|--------------------------------|---------------------------------|------------------------------|-------|---|---------------------------|
| Serpentine              | 100          | 1263                      | 1300                           | 1,03                            | 12,63                        | 7,92  | Piston  | inconnu                   |
| 1 <sup>er</sup> bassin  | 75           | 2445                      | 2400                           | 0,98                            | 32,60                        | 2,30  | Mélange complet   | inconnu                   |
| 2 <sup>ème</sup> bassin | 360          | 9762                      | 10000                          | 1,02                            | 27,12                        | 13,28 | Piston  | inconnu                   |
| 3 <sup>ème</sup> bassin | 175          | 6257                      | 6200                           | 0,99                            | 35,75                        | 4,89  | Mélange complet   | inconnu                   |
| Total                   | 710          | 19727                     |                                |                                 |                              |       |   |                           |

Le modèle théorique d'écoulement déterminé en comparant le ratio L/l par rapport à 8 (Brissaud *et al.*, 2000 et les références qui y sont citées) devrait varier selon les bassins, entre l'écoulement piston et le mélange complet ; mais du fait de la perméabilité de ces bassins, il est difficile de caractériser le mode d'écoulement.

**Seul le débit à l'entrée de la serpentine a pu être estimé :** initialement prévu pour 400 m<sup>3</sup>/j à 500 m<sup>3</sup>/j, il a dû souvent être monté à 1200 m<sup>3</sup>/j ou 1500 m<sup>3</sup>/j pour compenser les pertes par infiltration. Conséquemment, la charge organique surfacique appliquée sur le bassin de tête (serpentine + bassin 1) a aussi varié : 10 à 40 kg DBO<sub>5</sub>/ha. j. en été, et 350 à 1300 kg DBO<sub>5</sub>/ha. j. au début du printemps (Figure VIII.7).

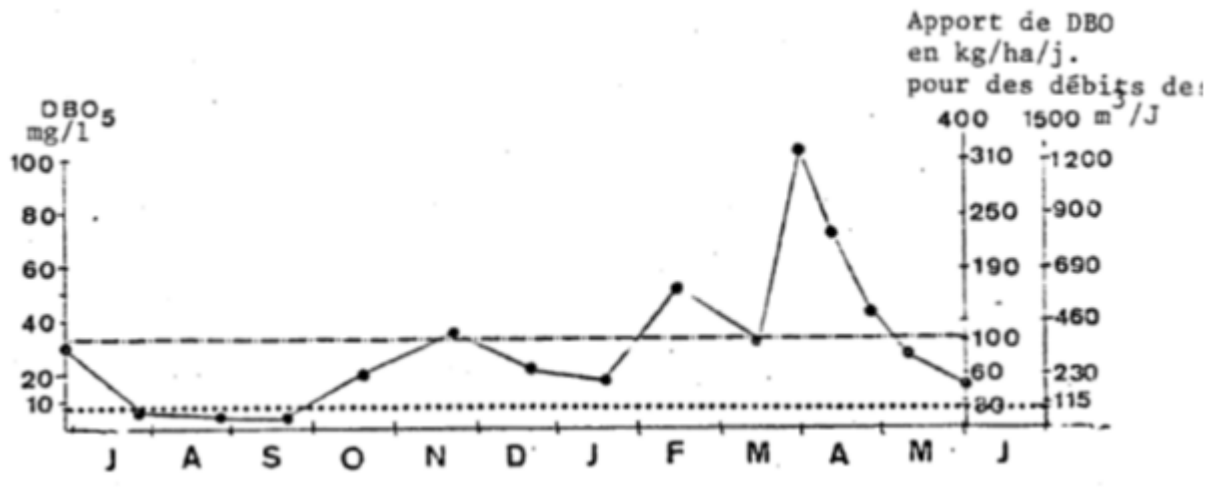


Figure VIII.7: Charge superficielle du bassin de tête (serpentine + bassin 1)  
(Source : Pizay-Parenty, 1985)

Charge préconisée pour ne pas dépasser 100 kg/ha.j.

- . - . - . - . - . Pour un débit de 400 m<sup>3</sup>/j
- ..... Pour un débit de 1500 m<sup>3</sup>/j
- Charge estimée

### III.2.2 Vérification des fonctions des bassins

L'une des conséquences de la perméabilité des bassins est qu'il devient particulièrement délicat d'effectuer un bilan rigoureux tenant compte des différents flux. Les échanges entre la masse d'eau et la nappe phréatique, entraînent notamment d'une part une dilution des concentrations des polluants dissous et d'autre part, une infiltration de ces polluants (contamination) dans la nappe phréatique.

Les profondeurs moyennes calculées (par moi) des bassins sont de l'ordre d'un mètre et correspondent à la profondeur habituelle d'un bassin de maturation. Mais du fait des fortes variations des charges surfaciques appliquées, le bassin de tête n'a pas constamment fonctionné comme un bassin de maturation si l'on compare les valeurs de charges surfaciques appliquées à 35 kg DBO<sub>5</sub>/ha.j., ainsi que mentionnée dans la partie matériels et méthodes.

### III.2.3 Les variables d'état mesurées

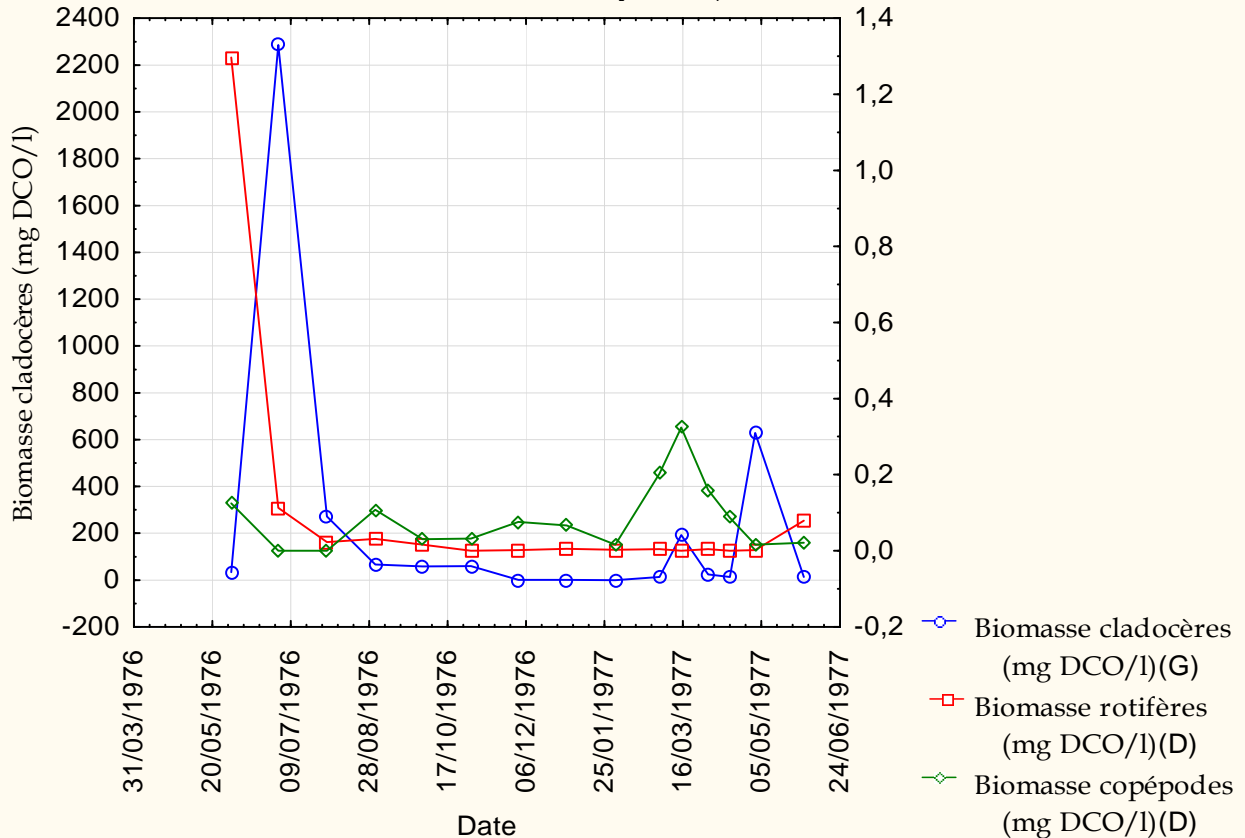
Vingt (20) variables d'état ont été suivies dont douze (12) portent sur les caractéristiques physicochimiques de l'eau, trois (3) sur le phytoplancton et cinq (5) sur le zooplancton.

Les mesures ont été effectuées au moins une fois par mois au niveau de quatre stations d'échantillonnage, pendant un an (entre la fin juin 1976 et début juin 1977). Les mesures de pH ont toutes été prises le matin avant que ne puisse se faire ressentir l'effet de la photosynthèse. Les biomasses de zooplancton ont été grossièrement estimées en poids frais, par dénombrement des espèces suivies de la description de leur contour et de l'estimation de leur biovolume.

### III.2.4 Les données mobilisées

Les données mobilisées, dans le cadre du présent travail, sur chacune des quatre stations d'observation portent sur dix huit (18) variables. Elles n'évoquent, malheureusement, pas la présence ou l'absence des cyanobactéries. Elles sont toutes présentées dans les tableaux 1 à 12 dans l'annexe VIII.5. Seules les données portant sur l'entrée du bassin 3 sont présentées ici à titre d'illustration, sur les figures VIII.8 à VIII.10 ; l'objectif de cette illustration graphique n'étant toutefois pas de commenter ces résultats, qui l'ont déjà été dans leur source.

Figure VIII.8: Evolution des biomasses de zooplancton à l'entrée du bassin 3 (Pizay-Parenty, 1985)



## Chapitre VIII

Figure VIII.9: Evolution des biomasses d'algues et de bactéries à l'entrée du bassin 3 (Pizay-Parenty, 1985)

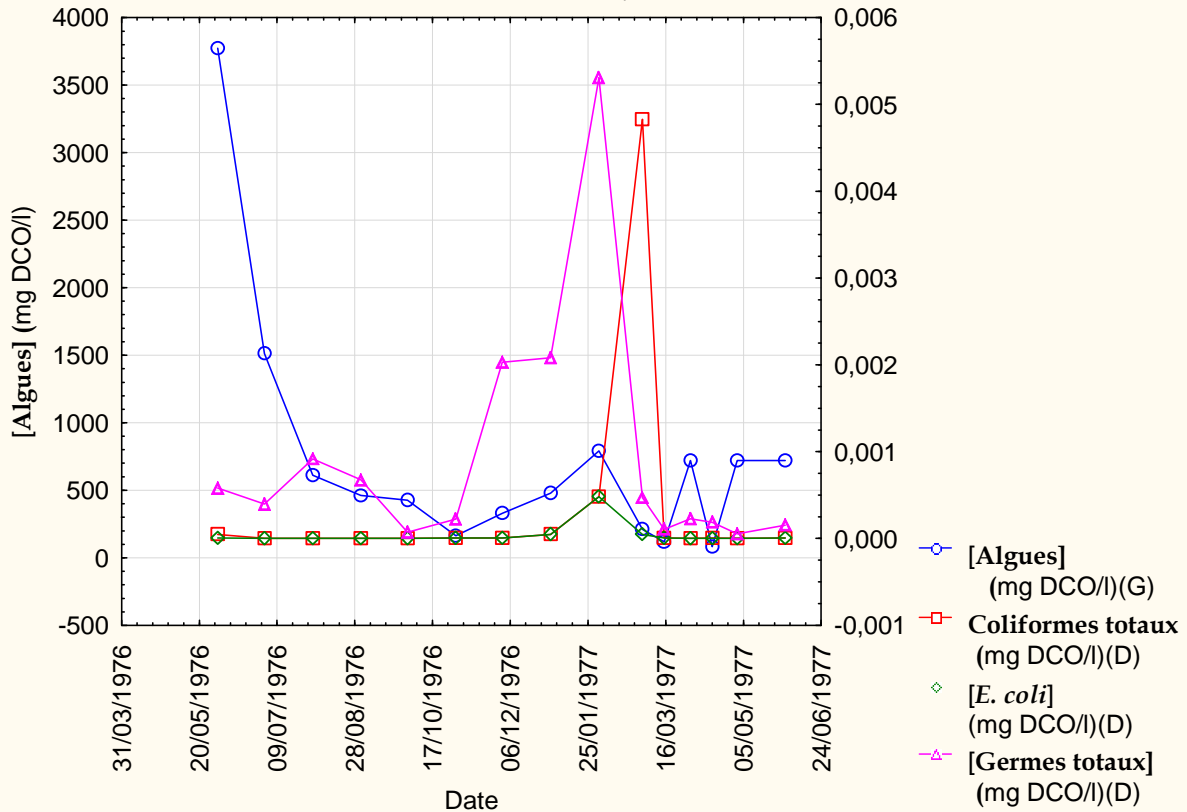
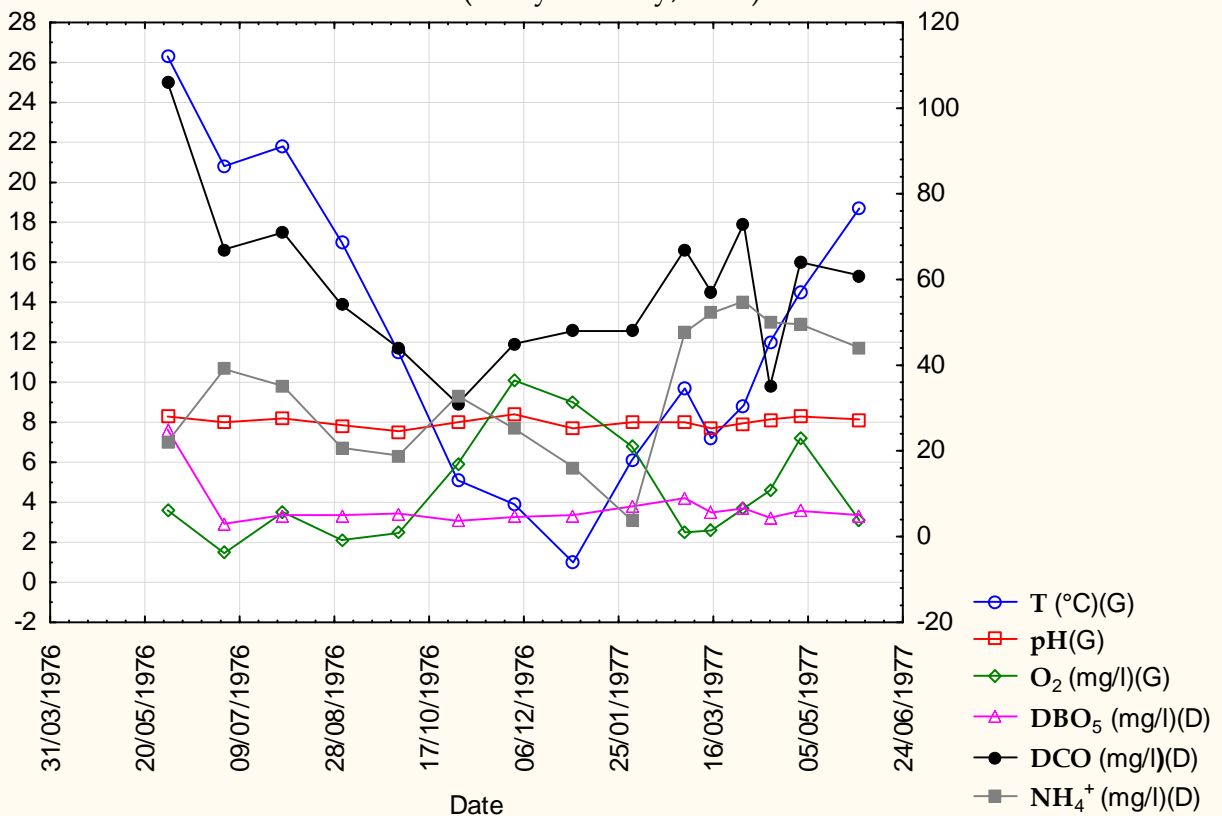


Figure VIII.10: Evolution des variables physico-chimiques à la sortie du bassin 3 (Pizay-Parenty, 1985)



III.3 les données de Moreno-Clavel *et al.* (1990) cités par Moreno-Grau *et al.* (1996)

Les données expérimentales de Moreno-Clavel *et al.* (1990) cités par Moreno-Grau *et al.* (1996) et les travaux y relatifs ont été publiés en espagnol par Moreno-Clavel *et al.* (1990) dont, nous avons pu obtenir une **copie photographiée**. Ces données ont été utilisées par Moreno-Grau *et al.* (1996), dans le cadre d'un travail similaire au nôtre, qui n'en présente qu'une partie (3 variables d'état sur les 9 mesurées) sous la forme de graphiques.

### III.3.1 Caractéristiques des bassins

Leurs bassins expérimentaux, y compris celui à microphytes disposent d'une couche de sable lavé sur le fond : ce qui n'est, en général, habituel que pour les bassins de lagunage plantés de macrophytes (comme les phragmites). Les bassins sont de faible profondeur avec des temps de séjour particulièrement élevés. Les caractéristiques des bassins sont résumées dans le tableau VIII.7.

Tableau VIII.7: Caractéristiques du bassin

| Caractéristiques                      | Valeur | Unité   |
|---------------------------------------|--------|---|
| Longueur                              | 100    | m   |
| Base inférieure                       | 1      | m   |
| Base supérieure                       | 2      | m   |
| Profondeur du bassin                  | 0,90   | m   |
| Profondeur de l'eau                   | 0,43   | m   |
| Volume                                | 75     | m <sup>3</sup>                                      |
| Vitesse moyenne                       | 3,2    | m/j   |
| Débit                                 | 2,40   | m <sup>3</sup> /j                                   |
| Temps de séjour hydraulique           | 31,3   | j   |
| Charge organique surfacique appliquée | 17,54  | kgDBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> .j <sup>-1</sup> |

En raison du ratio longueur/largeur très élevés ( $\approx 67$ ) de chacun de leurs trois bassins, l'écoulement observé est de type piston avec un gradient horizontal des concentrations de la plupart des variables en un instant donné.

### III.3.2 Vérification des fonctions des bassins

Les charges appliquées ne sont pas formellement indiquées mais il est mentionné que les trois bassins expérimentaux disposés en parallèle reçoivent les eaux usées d'une population de 170.000 habitants ce qui paraît certainement faux pour la taille des bassins indiqués. Mais, sur cette base, en considérant une répartition égale de l'eau usée arrivant sur la station dans les trois bassins expérimentaux d'une part, et en considérant les valeurs caractéristiques de l'équivalent habitant en Europe, on peut estimer la charge surfacique appliquée sur un bassin à **17,54 kgDBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>.j<sup>-1</sup>** soit 175400kg DBO<sub>5</sub>/ha.j:

$$\frac{170.000hbt * \frac{0,054 \text{ kg DBO}_5}{hbt.j}}{\frac{3bassins}{\frac{75m^3}{0,43m}}} = 17,54 \text{ kg DBO}_5/m^2 .j.bassin$$

Cette charge est 500 fois supérieure au maximum admissible (350 kg DBO<sub>5</sub>/ha.j à 25°C) selon le critère de Mara (1976) cité par Mara et Pearson (1998).

### III.3.3 Les variables d'état mesurées

Moreno-Grau *et al.* (1996) indiquent qu'ils ont élaboré les valeurs initiales en interpolant les valeurs mesurées respectivement, à l'entrée et à la sortie du bassin. Les mesures hebdomadaire, ont porté sur :

- La chlorophylle a (incluant : *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Chlamydomonas*, *Euglena*, *Phacus* et différentes diatomées)
- Les coliformes totaux et les coliformes fécaux
- DCO brut et DCO filtrée
- DBO brute et DBO filtrée
- Oxygène dissous
- pH
- Alcalinité
- Température
- Matières en suspension

Il en ressort que les biomasses des principaux organismes qui nous intéressent dans notre travail (les algues, les bactéries et le zooplancton) sont prises en compte, à l'exception des cyanobactéries. Leurs bassins expérimentaux contiennent du zooplancton. Par ailleurs, leurs biomasses sont exprimées dans une unité qui convient pour notre application, en l'occurrence, en mg/l.

Leurs données ne distinguent pas les différentes composantes du zooplancton mais, si l'on suppose (comme c'est usuellement le cas) que les cladocères sont prédominants, appliquer les modèles de cinétiques de conversions biochimiques établis pour les cladocères, à tout le zooplancton, ne devrait logiquement pas poser de gros problèmes. De même, l'on pourrait appliquer les valeurs des paramètres que nous avons trouvées pour les cladocères à tout le zooplancton. Mais, ces données sont publiées, en espagnol, par Moreno-Clavel *et al.* (1990) cités par Moreno-Grau *et al.* (1996) et n'ont été fournies qu'en partie dans Moreno *et al.* (1996) sous forme de graphique. Deux types de graphiques ont été présentés dans leur travail : le premier type concernant les résultats des simulations, le deuxième présentant à la fois les valeurs simulées et les valeurs mesurées. **De façon générale, vu que nous remettons en cause le modèle de cinétique employé pour décrire la croissance du zooplancton, et par conséquent, la cohérence des résultats de leurs simulations sur le zooplancton, leurs données expérimentales nous intéressent mais pas les résultats de leurs simulations. Par conséquent, c'est la deuxième catégorie de graphique qui nous a intéressée et, nous avons pu y récupérer quelques données expérimentales (Tableaux VIII.8 à VIII.10).** Ces données expérimentales portent sur seulement 3 des 9 variables d'état qui ont fait l'objet de mesures. Elles n'évoquent, malheureusement, pas la présence ou l'absence des cyanobactéries.

Chapitre VIII

III.3.4 Les données mobilisées

Tableau VIII.8: Evolution de la DCO expérimentale de Moreno *et al.* (1996)

| Temps (j) | [DCO] (en mg d'O <sub>2</sub> /l) | Temps (j) | [DCO] (en mg d'O <sub>2</sub> /l) | Temps (j) | [DCO] (en mg d'O <sub>2</sub> /l) | Temps (j) | [DCO] (en mg d'O <sub>2</sub> /l) |
|-----------|-----------------------------------|-----------|-----------------------------------|-----------|-----------------------------------|-----------|-----------------------------------|
| 1,97      | 46,9                              | 110,34    | 27,59                             | 195,07    | 173,79                            | 273,89    | 297,93                            |
| 11,82     | 41,38                             | 118,23    | 49,66                             | 200,99    | 212,41                            | 281,77    | 284,14                            |
| 17,73     | 33,1                              | 124,14    | 35,86                             | 208,87    | 226,21                            | 287,68    | 253,79                            |
| 31,53     | 30,34                             | 132,02    | 44,14                             | 214,78    | 262,07                            | 293,6     | 267,59                            |
| 45,32     | 24,83                             | 137,93    | 74,48                             | 222,66    | 297,93                            | 301,48    | 234,48                            |
| 51,23     | 27,59                             | 145,81    | 80                                | 226,6     | 262,07                            | 307,39    | 248,28                            |
| 61,08     | 22,07                             | 153,69    | 46,9                              | 230,54    | 286,9                             | 315,27    | 240                               |
| 70,94     | 19,31                             | 159,61    | 85,52                             | 240,39    | 308,97                            | 321,18    | 223,45                            |
| 82,76     | 24,83                             | 165,52    | 91,03                             | 244,33    | 297,93                            | 329,06    | 176,55                            |
| 90,64     | 24,83                             | 173,4     | 104,83                            | 252,22    | 314,48                            | 336,95    | 187,59                            |
| 96,55     | 27,59                             | 181,28    | 110,34                            | 258,13    | 303,45                            | 342,86    | 171,03                            |
| 102,46    | 33,1                              | 187,19    | 102,07                            | 266,01    | 308,97                            | 350,74    | 162,76                            |
| -         | -                                 | -         | -                                 | -         | -                                 | 358,62    | 151,72                            |

Tableau VIII.9: Evolution des valeurs expérimentales de l'oxygène dissous Moreno *et al.* (1996)

| Temps (j) | [O <sub>2</sub> ] (mg d'O <sub>2</sub> /l) | Temps (j) | [O <sub>2</sub> ] (mg d'O <sub>2</sub> /l) | Temps (j) | [O <sub>2</sub> ] (mg d'O <sub>2</sub> /l) | Temps (j) | [O <sub>2</sub> ] (mg d'O <sub>2</sub> /l) |
|-----------|--|-----------|--|-----------|--|-----------|--|
| 0,00      | 3,59                                       | 74,88     | 6,34                                       | 195,07    | 8,28                                       | 295,57    | 0,55                                       |
| 5,91      | 5,24                                       | 82,76     | 6,90                                       | 200,99    | 14,90                                      | 301,48    | 0,55                                       |
| 5,91      | 3,31                                       | 88,67     | 14,90                                      | 208,87    | 16,28                                      | 301,48    | 4,97                                       |
| 11,82     | 8,00                                       | 112,32    | 8,00                                       | 216,75    | 15,72                                      | 309,36    | 2,76                                       |
| 11,82     | 7,17                                       | 118,23    | 8,83                                       | 230,54    | 7,72                                       | 315,27    | 0,55                                       |
| 19,70     | 8,55                                       | 124,14    | 6,90                                       | 238,42    | 4,69                                       | 327,09    | 1,38                                       |
| 25,62     | 4,69                                       | 132,02    | 7,72                                       | 244,33    | 3,03                                       | 329,06    | 2,48                                       |
| 27,59     | 3,59                                       | 139,90    | 6,90                                       | 250,25    | 0,55                                       | 338,92    | 1,38                                       |
| 33,50     | 5,79                                       | 145,81    | 7,17                                       | 262,07    | 0,55                                       | 342,86    | 2,76                                       |
| 41,38     | 2,76                                       | 151,72    | 3,59                                       | 266,01    | 12,41                                      | 344,83    | 0,55                                       |
| 45,32     | 6,62                                       | 153,69    | 9,38                                       | 271,92    | 14,90                                      | 348,77    | 2,48                                       |
| 49,26     | 8,00                                       | 159,61    | 9,38                                       | 279,80    | 6,90                                       | 350,74    | 0,28                                       |
| 55,17     | 9,10                                       | 167,49    | 3,31                                       | 287,68    | 8,28                                       | 352,71    | 2,21                                       |
| 61,08     | 11,03                                      | 173,40    | 10,21                                      | 293,60    | 4,69                                       | 358,62    | 1,10                                       |
| 68,97     | 7,72                                       | -         | -  | -         | -  | -         | -  |

Tableau VIII.10: Evolution de la biomasse algale Moreno *et al.* (1996) converties par mes soins

| Temps (j) | mg/l DCO | Temps (j) | mg/l DCO | Temps (j) | mg/l DCO | Temps (j) | mg/l DCO |
|-----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|----------|
| 0,00      | 0,00     | 167,49    | 590,82   | 238,42    | 6263,94  | 299,51    | 3486,38  |
| 104,43    | 117,99   | 175,37    | 590,82   | 244,33    | 5968,53  | 307,39    | 3900,22  |
| 112,32    | 295,41   | 181,28    | 1772,91  | 252,22    | 6263,94  | 315,27    | 3722,79  |
| 120,20    | 472,83   | 187,19    | 2127,31  | 260,10    | 6500,36  | 323,15    | 3841,22  |
| 124,14    | 709,25   | 197,04    | 2541,15  | 267,98    | 6145,96  | 327,09    | 3486,38  |
| 133,99    | 472,83   | 202,96    | 4963,87  | 271,92    | 6382,37  | 336,95    | 2954,55  |
| 139,90    | 354,41   | 210,84    | 5732,12  | 279,80    | 6263,94  | 344,83    | 2363,73  |
| 145,81    | 590,82   | 216,75    | 5495,70  | 287,68    | 5968,53  | 352,71    | 2127,31  |
| 153,69    | 472,83   | 224,63    | 5318,72  | 293,60    | 3841,22  | 360,59    | 1772,91  |
| 159,61    | 590,82   | 230,54    | 5732,12  |           |          |           |          |

A partir des valeurs initiales des variables, et des expressions mathématiques employées pour les diverses cinétiques, les auteurs ont montré des résultats de simulation portant sur :

- Les bactéries en suspension
- Le phytoplancton (facteur de conversion proposé par Jørgensen (1982))
- Le zooplancton
- Le phosphore soluble
- L'azote ammoniacal
- La matière organique

Les résultats des ajustements réalisés sur les biomasses de zooplancton n'ayant pas été présentés, nous n'avons pas pu mobiliser de Moreno *et al.* (1996), les valeurs mesurées de biomasses de zooplancton. Il en est de même concernant l'azote ammoniacal et le phosphore soluble.

#### III.4 Les données de Kawai *et al.* (1987)

##### III.4.1 Caractéristiques des bassins

Les données expérimentales de Kawai *et al.* (1987) portent sur l'étude d'un système pilote de lagunage comprenant un bassin anaérobie, deux bassins facultatifs, et des bassins à daphnies. Les caractéristiques de ces bassins sont présentées sur la figure VIII.11.

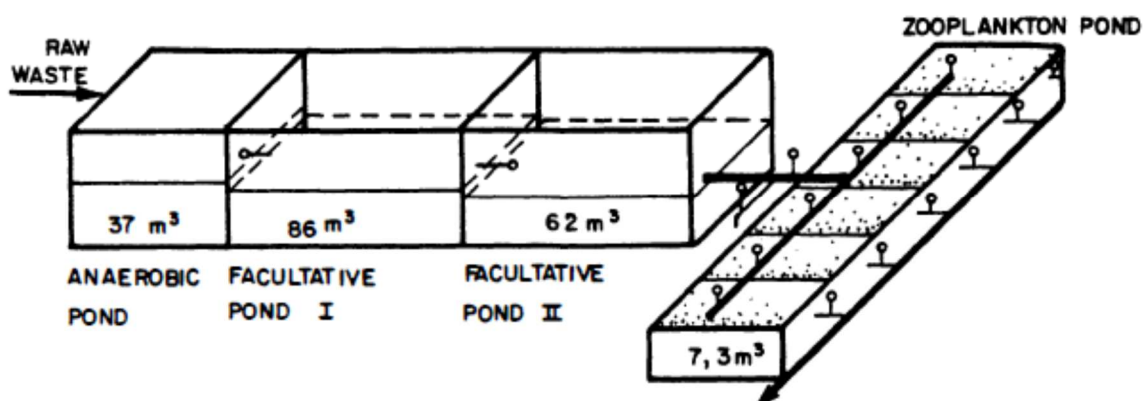


Figure VIII.11: Caractéristiques des bassins expérimentaux de Kawai *et al.* (1987)

##### III.4.2 Vérification des fonctions des bassins

Sauf pour le bassin à daphnies, la charge appliquée sur un bassin est estimée, en considérant la concentration en DBO<sub>5</sub> de l'effluent du bassin précédent (tableau VIII.11).



Tableau VIII.11: Estimation des charges appliquées et vérification des fonctions des bassins (Source: Kawai *et al.* 1987)

| Paramètre  | Effluent       |                  |                                   |   |                   |
|--|----------------|------------------|-----------------------------------|---|-------------------|
|  | Eau usée brute | Bassin anaérobie | 1 <sup>er</sup> Bassin facultatif | Effluent 2 <sup>ème</sup> Bassin facultatif | Bassin à Daphnies |
| DBO (mg/l)   | 284            | 118              | 61,6                              | 32,5  | 13,2              |
| Volume (m <sup>3</sup> )   |                | 37               | 66                                | 62  | 7,3               |
| Temps de séjour (j)  |                | 3                | 7                                 | 5   | 6                 |
| Débit (m <sup>3</sup> /j)  |                | 12,33            | 9,43                              | 12,40                                       | 1,22              |
| Charge volumique (g DBO <sub>5</sub> .m <sup>-3</sup> .j <sup>-1</sup> ) |                | 94,67            |                                   |   |                   |
| Hauteur supposée (m)   |                | 1                | 1                                 | 1   | 0,5               |
| Surface supposée (m <sup>2</sup> )                                       |                | 37               | 66                                | 62  | 14,6              |
| Charge surfacique (kg DBO <sub>5</sub> .ha.j <sup>-1</sup> )             |                | 946,67           | 168,60                            | 123,2                                       | 11                |

Il ressort de l'analyse des données du tableau VIII.11 que :

- La charge volumique appliquée sur le bassin anaérobie est de 94,67 g DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.j<sup>-1</sup>. Cette charge est conforme au critère de Mara et Pearson (1986) pour les bassins anaérobies. Exprimée en charge surfacique, on obtient une valeur de 946,67 kg DBO<sub>5</sub>/ha.j. qui est trop élevée (>>350 kg DBO<sub>5</sub>/ha.j) pour que ce bassin puisse être assimilé à un bassin facultatif.
- Les charges surfaciques appliquées aux deux bassins facultatifs sont dans la gamme admise (≤350 kg DBO<sub>5</sub>/ha.j. à 25°C), si nous supposons que ces bassins fonctionnent effectivement à 25°C.

#### III.4.3 Les variables d'état mesurées

Les mesures ont été effectuées en entrée et en sortie des trois premiers bassins (bassin anaérobie, bassin facultatif 1 et bassin facultatif 2), et uniquement en sortie du bassin à zooplancton, tous les 10 jours pendant 6 mois). Elles concernent 9 variables au total dont 3 (Daphnies, Algue, DCO) sont prises en compte dans notre sous-modèle. Les 6 autres variables (DBO ; N<sub>kjeldahl</sub> ; N-NO<sub>2</sub> ; N-NO<sub>3</sub> ; P<sub>total</sub> ; et pH) sont toutefois, prises en compte dans "ModLag", le modèle global de lagunage de l'unité "Assainissement et Environnement".

#### III.4.4 Les données mobilisées

Seules les données portant sur les performances épuratoires ont été fournies dans l'article auquel nous avons eu accès; elles pourraient servir, au moins, à définir les valeurs initiales des variables d'état, dans le cadre de nos simulations. Ces variables ainsi que leurs valeurs moyennes sont présentées dans le tableau VIII.12. Elles n'évoquent, malheureusement, pas la présence ou l'absence des cyanobactéries.

Tableau VIII.12: Les données mobilisées dans Kawai *et al.* (1987)

| Paramètre                         | Eau        | Effluent         |                                   |                                    |   |
|-----------------------------------|------------|------------------|-----------------------------------|------------------------------------|---|
|                                   | usée brute | Bassin anaérobie | 1 <sup>er</sup> Bassin facultatif | 2 <sup>ème</sup> Bassin facultatif | Bassins à daphnies  |
| DBO (mg/l)                        | 284        | 118              | 61,6                              | 32,5                               | 13,2  |
| DCO (mg/l)                        | 534        | 234              | 196,3                             | 125,4                              | 118,3   |
| N <sub>kjeldahl</sub> (mg/l)      | 15,77      | 12,35            | 8,03                              | 6,41                               | 7,64  |
| N-NO <sub>2</sub> (mg/l)          | 0          | 0,002            | 0,017                             | 0,073                              | 0,62  |
| N-NO <sub>3</sub> (mg/l)          | 0          | 0                | 0                                 | 0,078                              | 0,07  |
| Ptotal (mg/l)                     | 4,45       | 4,79             | 3,98                              | 3,4                                | 2,8   |
| Seston (mg/l)                     |            |                  |                                   |                                    | 29,3  |
| pH                                | 7          | 7                | 7,4                               | 7,5                                | 8,2   |
| Temps de séjour (j)               |            | 3                | 7                                 | 5                                  | 6   |
| Algue (cel/ml)                    |            |                  |                                   | 1,00E+06                           | 1,00E+06 (à l'entrée du bassin) à 100 à sa sortie               |
| Algue (mg poids sec /l)           |            |                  |                                   | 19,50                              | 19,50 (à l'entrée du bassin) 1,95.10 <sup>-03</sup> à sa sortie |
| Algue (mg d'O <sub>2</sub> /l)    |            |                  |                                   | 18,33                              | 18,33 (à l'entrée du bassin) 1,83.10 <sup>-03</sup> à sa sortie |
| Daphnies (mg poids sec /l)        |            |                  |                                   |                                    | 35  |
| Daphnies (mg d'O <sub>2</sub> /l) |            |                  |                                   |                                    | 33,25   |

III.5 Les données de Sunarsih *et al.* (2013)

III.5.1 Caractéristiques des bassins

Les données mobilisées par Sunarsih *et al.* (2013) portent sur le développement d'un modèle d'état stationnaire pour un **bassin facultatif** en Indonésie. Ainsi qu'il est illustré sur la figure VIII.12, la station étudiée est constituée de deux séries de trois bassins comprenant chacune deux bassins facultatifs et un bassin de maturation. Cet ensemble est assimilé, dans le cadre de leur modélisation, à un bassin facultatif sur lequel, les mesures ont été effectuées, comme indiqué sur la figure VIII.6, à l'entrée, et à la sortie dudit bassin.

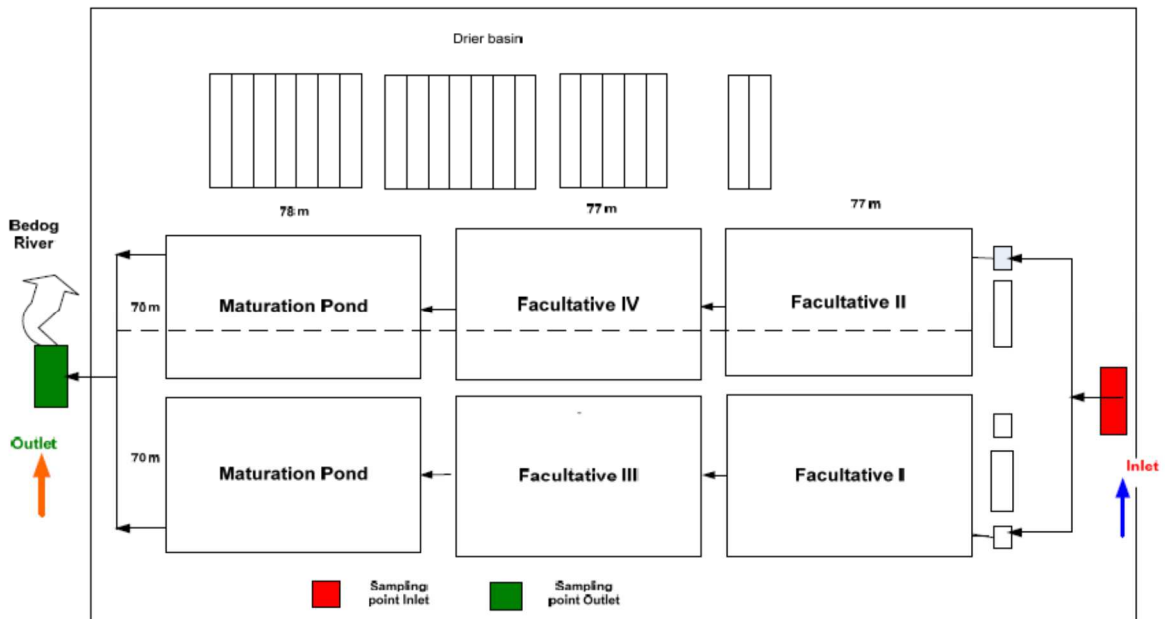


Figure VIII.12: Disposition des bassins de la station d'épuration de Sewon avec présentation des points d'échantillonnage à l'entrée et à la sortie des bassins (Sunarsih *et al.*, 2013)

Les caractéristiques du bassin facultatif auquel l'ensemble des bassins est assimilé sont indiquées dans le tableau VIII.13.

Tableau VIII.13: Caractéristiques du bassin facultatif considéré par Sunarsih *et al.* (2013)

| Paramètre   | Valeur  | Unité                    |
|---|---------|--------------------------|
| Volume de bassin  | 43680   | m <sup>3</sup>           |
| Temps de séjour total   | 4,27    | Jours                    |
| Débit calculé (par moi)   | 10229,5 | m <sup>3</sup> /j        |
| Température   | 30      | °C                       |
| Vitesse de vent   | 7       | m/s                      |
| Intensité de saturation de la radiation solaire   | 350     | kJ/m <sup>2</sup> .j     |
| Facteur de correction de l'intensité lumineuse  | 0,6     |                          |
| Profondeur  | 1,5     | m                        |
| Surface totale des bassins calculée (par moi)   | 29120   | m <sup>2</sup>           |
| DBO <sub>5</sub> moyenne à l'entrée d'un bassin facultatif calculée par moi à partir des données fournies sur les mesures effectuées à l'entrée | 180     | mg/l                     |
| Charge surfacique moyenne à l'entrée du bassin facultatif considéré pour la modélisation (Ls)   | 632,32  | kgDBO <sub>5</sub> /ha.j |

L'hydrodynamique considéré sur le bassin, est le type mélange complet.

### III.5.2 Vérification de la fonction du bassin considéré pour la modélisation

La charge surfacique appliquée (Ls), calculée à partir des données fournies dans l'article, est de 632,32 kg<sub>DBO5</sub>.ha<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>, ce qui vaut 1,80 fois la charge surfacique recommandée par Mara (1993) pour les bassins facultatifs à 25°C.

$$Ls = \frac{10229,5 \text{ m}^3}{\text{j}} * \frac{0,180 \text{ kg}}{\text{m}^3} = 632,32 \text{ kg/ha.j}$$

Cette charge organique élevée, pourrait justifier la très faible biomasse de zooplancton (5 individus au total) mentionnée dans l'article.

### III.5.3 Les variables d'état mesurées

13 variables toutes importantes pour notre application, ont été prises en compte dans ce travail qui, malheureusement, n'évoque pas la présence ou l'absence des cyanobactéries.

### III.5.4 Les données mobilisées

Les données brutes sont présentées dans les tableaux VIII.14 et VIII.15)

## Chapitre VIII

**Tableau VIII.14: Mesures à l'entrée de la station Sewon (Sunarsih *et al.* 2013)**

| Caractéristique   | Unité        | Heures   |          |          |          |          |
|-------------------|--------------|----------|----------|----------|----------|----------|
|                   |              | 8 : 00   | 10 : 00  | 12 : 00  | 14 : 00  | 16 : 00  |
| pH                |              | 7,09     | 7,19     | 7,19     | 7,19     | 7,35     |
| Température       | °C           | 27,8     | 27,5     | 27,0     | 28,0     | 28,0     |
| Oxygène dissous   | mg/l         | 0,9      | 1,5      | 0,8      | 1,7      | 1,8      |
| DBO               | mg/l         | 250      | 165      | 200      | 155      | 130      |
| DCO               | mg/l         | 752      | 346      | 700      | 364      | 368      |
| Nitrate           | mg/l         | 9,04     | 0,04     | 0,43     | 0,09     | 0,02     |
| Nitrate           | mg/l         | 0,1044   | 0,0821   | 0,6232   | 0,1051   | 0,0223   |
| N-NH <sub>4</sub> | mg/l         | 6,9915   | 8,9407   | 6,1038   | 9,0660   | 10,1800  |
| Phosphate         | mg/l         | 2,7160   | 3,9085   | 3,5675   | 4,7680   | 5,0935   |
| Phytoplancton     | Nbre d'ind.  | 29       | 16       | 22       | 25       | 23       |
|                   | mg poids sec |          |          |          |          |          |
|                   | mg poids DCO |          |          |          |          |          |
| Zooplancton       | Nbre d'ind.  | 2        | 1        | 4        | 5        | 4        |
|                   | mg poids sec |          |          |          |          |          |
|                   | mg poids DCO |          |          |          |          |          |
| Coliforme total   | mgDCO/ml     | 4,54E-04 | 1,16E-04 | 3,82E-04 | 2,37E-04 | 1,16E-05 |
| Coliforme fécal   | mgDCO/ml     | 6,28E-04 | 1,26E-02 | 1,79E-02 | 1,06E-01 | 1,35E-02 |

**Tableau VIII.15: Mesures à la sortie de la station Sewon (Sunarsih *et al.*, 2013)**

| Caractéristique   | Unité             | Heures   |          |          |          |          |
|-------------------|-------------------|----------|----------|----------|----------|----------|
|                   |                   | 8 : 00   | 10 : 00  | 12 : 00  | 14 : 00  | 16 : 00  |
| pH                |                   | 7,12     | 7,28     | 7,14     | 7,18     | 7,5      |
| Température       | °C                | 28,8     | 28,0     | 29,5     | 30,5     | 30,0     |
| Oxygène dissous   | mg/l              | 4,2      | 3,4      | 4,2      | 4,2      | 4,3      |
| DBO               | mg/l              | 16       | 20       | 18       | 19,5     | 19       |
| DCO               | mg/l              | 68       | 72       | 70       | 64       | 76       |
| Nitrate           | mg/l              | 0,18     | 0,33     | 0,20     | 0,18     | 0,09     |
| Nitrate           | mg/l              | 0,0067   | 0,1515   | 0,0821   | 0,0186   | 0,0169   |
| N-NH <sub>4</sub> | mg/l              | 6,0687   | 2,4868   | 4,6408   | 5,0284   | 6,4055   |
| Phosphate         | mg/l              | 0,6035   | 1,0360   | 1,6425   | 1,5385   | 3,3005   |
| Phytoplancton     | Nbre total d'ind. | 33       | 29       | 26       | 25       | 25       |
|                   | mg poids sec      | 5,66E-07 | 3,12E-07 | 4,29E-07 | 4,88E-07 | 4,49E-07 |
|                   | mg DCO            | 5,37E-07 | 2,96E-07 | 4,08E-07 | 4,63E-07 | 4,26E-07 |
| Zooplancton       | Nbre total d'ind. | 3        | 1        | 5        | 5        | 6        |
|                   | mg poids sec      |          |          |          |          |          |
|                   | mg DCO            |          |          |          |          |          |
| Coliforme total   | mgDCO/ml          | 2,37E-05 | 1,55E-04 | 1,64E-04 | 2,03E-04 | 2,37E-04 |
| Coliforme fécal   | mgDCO/ml          | 9,66E-03 | 3,19E-03 | 1,30E-03 | 3,48E-03 | 1,26E-03 |

Les données de Sunarsih *et al.* (2013), sont très ambiguës concernant le phytoplancton et le zooplancton. Pour ces deux variables, les biomasses sont exprimées non pas en concentration, mais, en nombre total d'individus sans pour autant donner d'indication taxonomique qui puisse faciliter les conversions en poids sec et en DCO. Dans ce cas, nous avons considéré que le phyplancton est constitué de *Scenedesmus sp.* dont le poids sec cellulaire est de 19,5 pg. Par contre il n'a pas été possible de convertir la biomasse du zooplancton en poids sec, tant qu'aucune indication taxinomique n'est obtenue. Par ailleurs, il n'a pa été indiqué l'unité de volume auquel ce nombre de zooplancton est rapporté.

### IV. Conclusion

Nous regrettons que les cyanobactéries, n'aient pas été prises en compte et comptabilisées séparément dans aucune de ces sources.

De l'analyse des cinq sources de données précédemment décrites, il ressort que les données de Cauchie (2000) sont plus complètes et appropriées pour notre application, même si elles portent plutôt sur un bassin de lagunage aéré artificiellement et non sur un bassin de maturation. Elles permettraient au moins de tester la cohérence de notre sous-modèle.

En raison du problème lié au logiciel WEST, les simulations n'ont pas pu être réalisées avant le dépôt de la présente thèse dans les délais exigés. Cependant, l'essentiel du travail nécessaire pour leur réalisation a été présenté dans ce chapitre. Ces simulations seront réalisées avant la défense publique de cette thèse et, les résultats pourront alors être présentés.

### V. Références

- Balvay G. 1987. Equivalence entre quelques paramètres estimatifs de l'abondance du zooplancton total. *Schweiz. Z. Hydrol.* 49 (1), 75-84.
- Banase K. 1977. Determining the Carbon-to-Chlorophyll Ratio of Natural Phytoplankton. *Marine Biology.* 41: 199-212.
- Brissaud F., Levine B., Ducoup C., Dejoux L., Lazarova V. et Tournoud M. G. 2000. Hydrodynamic behaviour and faecal coliform removal in a maturation pond. *Water Science and Technology.* 42 (10-11), 119-126
- Canovas S., Cassellas C., Picot B., Pena G. et Bontoux J. 1991. Evolution annuelle du peuplement zooplanctonique dans un lagunage à haut rendement et incidence du temps de séjour. *Revue des sciences de l'eau.* 4: 269-289.
- Cauchie H-M. 2000. Metazooplankton dynamics and secondary production of *Daphnia magna* (Crustacea) in an aerated waste stabilization pond. *J. Plankton Res.* 22 (12), 2263-2287.
- Finenko Z. Z., Hoepffner N., Williams R., et Piontkovski S. A. 2003. Phytoplankton carbon to chlorophyll a ratio: Response to light, temperature and nutrient limitation, *Mar. J. Ecol.*, 2 : 40-61
- Cloern J. E., Grenz C., Vidergar-Lucas L. 1995. An empirical model of the phytoplankton chlorophyll : carbon ratio-the conversion factor between productivity and growth rate. *Limnol. Oceanogr.* 40 (7), 1313-1321.
- Effebe K. R. 2009. Lagunage anaérobie: Modélisation combinant la décantation primaire et la dégradation anaérobie. Thèse de Doctorat, Université de Liège, 162 pages.
- Ginzburg L. V., et Akçkaya H. R. 1992. Consequences of ratio-dependent predation for steady-state properties of ecosystems. *Ecology.* 73 (5), 1536-1543.

## Chapitre VIII

- Guérrin F. 1988. Valorisation du zooplancton produit en étangs de lagunage comme base pour l'alimentation de larves et juvéniles de cyprinidés. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 311: 113-125.
- Harerimana C. 2011. Modélisation de l'activité des bactéries du soufre en lagunage Thèse de Doctorat, Université de Liège, 217 pages.
- Juspin H., Praet E., et Vassel J.-L. 2003. Dynamic model of High rate algal ponds (HRAP). *Water Science and Technology.* 48 (2), 197-204.
- Kawai H., Jureidini P., da Conceição Neto J., Motter O. F. et Rossetto R. 1987. The use of an algal microcrustacean polyculture system for domestic wastewater treatment. *Wat, Sci, Tech.* 19 (12), 65-70.
- Mara D. D. 1987. Waste stabilization ponds: problems and controversies. *Water Quality International.* 1: 20-22.
- Mara D. D. et Pearson H. W. 1986. Artificial freshwater environments: waste stabilization ponds. In *Biotechnology*, vol. 8 (ed. W. Schoenborn), pp. 177-206. Weinheim: VCH Verlagsgesellschaft.
- Mara D. D., Edwards P., Clark D., Mills S.W. 1993. A rational approach to the design of wastewater-fed fishponds. *Water Research.* 27(12), 1797-1799
- Moreno-Clavel, J., Moreno-Grau, S., Moreno-Grau, M. D. et Serrano-Aniorte, J., 1990. Aplicación de plantas macrofitas al lagunaje: la estación experimental Santa Bárbara. *Quím. Ind.* 36: 558-564.
- Pizay-Parenty M. D. 1985. Bassins de lagunage (l'Aniche-Auberchicourt (Nord): Cinétiques saisonnières et spatiales du zooplancton et des descripteurs de la qualité de l'eau. Thèse de Doctorat. 3<sup>ème</sup> cycle, Université des Sciences et Techniques de Lille, 195 p.
- Posch T., Loferer-Krößbacher M., Gao G., Alfreider A., Pernthaler J., Psenner R. 2001. Precision of bacterioplankton biomass determination: A comparison of two fluorescent dyes, and of allometric and linear volume-to-carbon conversion factors. *Aquat Microb Ecol.* 25: 55-63.
- Reichert P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Shanahan P., Somlyódy L., et Vanrolleghem P. 2001a. River Water Quality Model No.1 Scientific and Technical report n°12. IWA publishing, 136p. ISBN 1 900222 82 5.
- Reichert P., Borchardt D., Henze M., Rauch W., Shanahan P., Somlyódy L., et Vanrolleghem P. 2001b. River Water Quality Model no. 1 (RWQM1): II. Biochemical process equations. *Water Science and Technology.* 43 (5), 11-30.
- Sunarsih S., Purwanto P. et Budi W. S. 2013. Mathematical modeling regime steady state for domestic wastewater treatment facultative stabilization ponds. *Juee.* 7 (2), 293-301.
- Tifnouti A. et Pourriot R. 1989. Dynamique d'une population de *Moina micrura* (Crustacea, Cladocera) dans un bassin de lagunage à Marrakech. *Rev. Hydrobiol. trop.* 22 (3), 239-250.

## Chapitre VIII

Vanhooren H., Meirlaen J., Amerlinck Y., Claeys F., Vangheluwe H., Vanrolleghem P. A. 2003. WEST: modelling biological wastewater treatment. J. Hydroinformatics. 5 (1), 27-50.

## CONCLUSIONS – RECOMMANDATIONS – PERSPECTIVES

---

### Conclusions

La présente thèse s'est intéressée à l'amélioration de la modélisation du fonctionnement des bassins de lagunage à travers la prise en compte des processus de conversions biochimiques impliquant les cladocères et, à l'analyse de la rentabilité d'une valorisation de ces cladocères. Pour ce faire, cinq objectifs spécifiques ont été visés ; à savoir:

- Caractériser la cinétique de croissance d'un cladocère, en l'occurrence *D. pulex*, sur chacun de ses substrats potentiels,
- Proposer un sous-modèle de conversion biochimique relatif aux cladocères pour étendre le modèle de lagunage "ModLag" de l'unité "Assainissement et Environnement",
- Décrire la stœchiométrie des processus régulant les biomasses d'un cladocère, en l'occurrence *D. pulex*, dans les bassins de lagunage,
- Estimer la rentabilité financière d'un avant-projet de valorisation des cladocères produits dans les bassins de lagunage,
- Evaluer l'impact d'un cladocère, en l'occurrence *D. pulex*, sur l'épuration des eaux usées.

Les résultats des études de cinétiques de croissance sur les substrats considérés séparément, confirment clairement que seules les algues et les bactéries sont favorables à la croissance des daphnies suivant des cinétiques décrites respectivement par un modèle de type inhibition de croissance par les fortes teneurs (modèle d'Edwards) et un modèle de type saturation de la croissance par les fortes teneurs (modèle de Monod). La cinétique globale de la croissance de *D. pulex*, simultanément sur *Scenedesmus sp.* et *E. coli*, est mieux décrite par le modèle de cinétique avec paramètre d'interaction (EQM=0,001 et EAM=0,032). Par contre, cette même étude a montré que les cyanobactéries ne peuvent pas être considérées comme substrat pour la croissance des daphnies mais plutôt comme un facteur qui accroît leur mortalité. Une bonne corrélation négative existe entre les taux de mortalité de *D. pulex* et les teneurs en *M. aeruginosa* ( $r=-0,91$  ;  $p=0,002$ ), permettant de décrire la relation qui les lie par des modèles linéaires. A cette étape, notre travail apporte deux importantes réponses pour expliquer les causes possibles de l'échec des modèles ayant porté sur les cladocères à simuler, en tous temps, les biomasses de cladocères réellement observées. Il s'agit de :

- une description inadéquate de la cinétique de croissance des cladocères sur les algues ;
- L'ignorance de la toxicité des cyanobactéries lorsque les biomasses algales sont mesurées par dosage de la chlorophylle a. En effet, étant donné que les cyanobactéries produisent aussi la chlorophylle a, la mesure de cette variable tend à surestimer la biomasse algale et n'apporte pas la précision, pourtant nécessaire, sur les parts respectives dues aux algues et aux cyanobactéries; ces parts ayant des effets antagonistes.



Ces résultats constituent une importante contribution à la modélisation du fonctionnement de bassins de lagunage du fait qu'ils spécifient clairement les modèles qui décrivent les cinétiques de croissance des cladocères sur leurs substrats et la cinétique de la mortalité, en présence des cyanobactéries. Il est d'ailleurs possible qu'en présence des cyanobactéries, la vitesse de la mortalité naturelle soit négligeable par rapport à celle due aux teneurs en cyanobactéries. Cette hypothèse mérite d'être testée pour affiner encore le modèle cinétique de la mortalité.

Au vu des résultats de cinétiques de croissance et de mortalité, **le sous-modèle est proposé** avec quatre principaux processus de conversion biochimique (croissance sur les algues, croissance sur les bactéries, respiration endogène, et mortalité due ou non aux cyanobactéries) et dix variables d'état ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{O}_2$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{HPO}_4^-$ , cladocères, bactéries, algues, cyanobactéries, matières particulaire organiques, et matières particulaires inertes). Par rapport aux modèles proposés dans la littérature, les améliorations apportées dans ce travail portent essentiellement sur la cinétique du processus de croissance et celle du processus de mortalité qui, dans notre cas, prend en compte la toxicité des cyanobactéries.

Après avoir démontré que les biomoles appliquées dans "ModLag" et le RWQM1 sont bien applicables aux organismes étudiés dans la présente thèse, les stœchiométries des différents processus de conversion biochimiques ont été décrites en considérant les valeurs des paramètres stœchiométriques proposées dans le RWQM1, à défaut de pouvoir effectuer nos propres mesures (fautes des équipements requis).

Les résultats des analyses des stœchiométries révèlent que :

- Pour produire 1g d'équivalent DCO de *D. pulex*, 5 g d'équivalent DCO de *Scenedesmus sp.*, (ou d'*E. coli*) sont oxydés dont 0,77 sont convertis en matières organiques particulaire et, le reste (soit 3,23 équivalent DCO ou 65%) est brûlé (pour la production de l'énergie nécessaire au métabolisme) sous forme de  $\text{CO}_2$ .
- Lorsque l'équivalent en DCO de 1 g de *D. pulex*, meurt, un total de 1,2 g de DCO de matières organiques particulières sont produites dont 79% est biodégradable.
- La respiration endogène (observée dans les bassins de lagunage, en cas de surpopulation de cladocères par rapport aux ressources alimentaires disponibles), conduit à un abattement de la DCO des daphnies, exclusivement dédiée à la production d'énergie pour le catabolisme.

L'impact des cladocères sur l'épuration des eaux dans les bassins de lagunage peut ainsi être décrite à la fois au plan cinétique et stœchiométrique, à l'aide de la modélisation globale du système "bassin de lagunage" en complétant le "sous-modèle cladocère" proposé dans la présente thèse, au modèle "ModLag", et en réalisant des simulations dans le logiciel "WEST". L'essentiel du travail nécessaire pour la réalisation de ces simulations a été effectué et présenté dans le chapitre VIII. Par contre les simulations n'ont pas pu être finalisées avant le dépôt de la présente thèse dans les délais exigés, en raison d'un problème survenu dans "WEST". Elles le seront avant la défense publique de cette thèse et, les résultats seront alors présentés.

En attendant, les analyses cinétiques et stœchiométriques montrent que dans des conditions non limitantes en substrats et en absence de cyanobactéries, la vitesse de croissance des cladocères étant supérieure à la somme des vitesses de leur respiration et de leur mortalité, on assisterait plus à un abattement de la DCO essentiellement algale et bactérienne. Ainsi, un étage trophique supplémentaire constitué de cladocères peut contribuer à accroître le rendement épuratoire en réduisant les biomasses d'algues et de bactéries (partie de DCO particulière) en sortie, à condition tout, de même de ne pas trop les réduire car elles assurent respectivement, l'oxygénation de l'eau et la minéralisation de la pollution organique dissoute, avec un effet détoxifiant notamment à travers la nitrification de l'ammoniac.

**L'analyse de rentabilité, dans le contexte socio-économique du Bénin, de l'avant-projet portant sur la valorisation des cladocères produits dans les bassins de lagunage** a été faite en considérant deux variantes. Les résultats obtenus révèlent que, dans un tel contexte socio-économique, la **variante 1 consistant en une vente des récoltes de cladocères sous la forme de surgelés (ou de produits secs)** est rentable et permet de réaliser un bénéfice annuel de l'ordre de 15.000 €/ha.an (si l'on considère la surface totale de l'exploitation, même en prenant en compte le remboursement sur une durée de dix ans des investissements dédiés à l'achat de terrains et à l'aménagement de la station d'épuration. Dans le même contexte socio-économique, la **variante 2 consistant en une valorisation sur place de la biomasse de cladocères, dans la production de poissons** est également rentable mais seulement si les investissements pour l'achat de terres et les aménagements, n'étaient pas remboursés. Dans ces conditions, elle permettrait de réaliser un bénéfice annuel de 1629 €/ha.an (si l'on considère la surface totale de l'exploitation) ou 6803 €/ha.an (si l'on considère uniquement la surface du bassin de production).

Nos résultats s'associent à ceux de Mara *et al.*, (1993) pour prouver qu'il est possible de faire des stations d'épuration, des sources de création de richesses à travers la valorisation du plancton qui y est généré. Loin de constituer uniquement une source de création de richesses, ou de préserver la santé humaine, la gestion rationnelle des systèmes combinant lagunage aquaculture en général, devrait permettre d'améliorer les performances épuratoires des stations d'épuration de type lagunage et, par ricochet, de préserver l'équilibre des écosystèmes récepteurs des eaux épurées.

### **Recommandations**

Au terme de ce travail, quelques recommandations peuvent être formulées pour l'amélioration de la modélisation du fonctionnement des bassins de lagunage.

- Faute de temps et de moyens, les études sur les cinétiques des processus de croissance et de mortalité ont été effectuées, dans ce travail, sur une seule espèce respectivement, de cladocère, d'algue, de bactérie et de cyanobactérie. Il serait intéressant d'étendre ces études à d'autres espèces de ces différents groupes d'organismes pour comparer les résultats à ceux obtenus dans le présent travail.
- Le présent travail a remis en évidence la nécessité de comptabiliser séparément les algues et les cyanobactéries, dans les modèles de conversions biochimiques portant sur les bassins de lagunage et certainement d'autres écosystèmes aquatiques. Il serait intéressant de développer des procédures rapides de mesures distinctes des biomasses de ces groupes d'organismes.

- Le présent travail a été développé sur les cladocères, du fait de leur abondance, de leur spectre alimentaire plus important, et de la facilité à les récolter ; il est possible que le sous-modèle décrit ici ne soit pas applicable aux autres groupes de zooplancton. Il serait intéressant de les étudier dans le cadre d'autres travaux.
- Une méthode de mesure de rendement de conversion et de taux d'excrétion chez les cladocères dans les unités appropriées pour les modèles biogéochimiques, a été proposée dans ce travail, pour servir dans le cadre d'un travail similaire.

### **Perspective**

Plusieurs opportunités existent pour la valorisation des résultats de la présente thèse, en faveur du développement du secteur de l'assainissement dans les pays du sud en général et en Afrique de l'Ouest en particulier.

Au plan socio-économique, la valorisation de produits issus des bassins de lagunage, ne devrait pas souffrir de barrières énormes dans les pays du Sud, puisqu'elle est déjà pratiquée dans la plupart de ces pays (Mara *et al.*, 1993 ; Seidl et Mouchel, 2003). Selon une enquête réalisée par Seidl et Mouchel (2003), le maraîchage urbain est le secteur agricole où les sous-produits de l'épuration, principalement les effluents, traités ou non, sont les plus utilisés. Ce secteur est suivi respectivement par l'horticulture et l'arrosage des espaces verts, et la pisciculture.

L'applicabilité des techniques de l'assainissement collectif dans les grandes villes des pays du sud est devenue aujourd'hui, une obligation au regard de la forte pression démographique qui rend les sols de ces villes, de moins en moins aptes à supporter les techniques de l'assainissement individuel et, au regard de l'accroissement de la fragilité des milieux récepteurs naturels (Seidl et Mouchel, 2003). Quoique certains pays comme ceux du Maghreb, sont plus avancés sur la question que d'autres, ces techniques, ont été adaptées pour les grandes villes des pays du sud les moins avancés sur la question, comme ceux de l'Afrique de l'ouest, grâce aux expériences capitalisées depuis quelques années, sur l'ensemble de la filière de la collecte des eaux jusqu'à leur traitement.

Ainsi, au plan de la collecte, les "Réseaux à Faibles Diamètres d'égouts" développés et vulgarisés, sous l'initiative du réseau "Eau et Assainissement pour l'Afrique", dans de nombreux quartiers de villes d'Afrique de l'ouest permet d'adapter les ouvrages aux productions d'eaux usées. Au plan du traitement des eaux usées, des travaux de référence comme celui de Koné (2002) permettent de choisir des options technologiques et d'adapter les critères de dimensionnement au contexte de l'Afrique de l'Ouest. Cette situation, conforte les résultats du présent travail quant à l'applicabilité d'une production de cladocères dans les bassins de lagunage, et l'applicabilité de leur valorisation.

Le contexte stratégique mondial qui vise à promouvoir l'accès à l'assainissement constitue une véritable opportunité, à travers les financements qui sont mis à disposition par la communauté internationale, pour les projets d'assainissement. L'existence d'acteurs institutionnels organisés en réseau et doté d'une solide expérience de mobilisation de ressources et de vulgarisation de savoir comme l'EAA (réseau Eau et Assainissement pour l'Afrique), constitue également un atout important, dans la mesure où nos résultats peuvent leur être présentés en vue de leurs vulgarisation et leur prise en compte dans les projets d'assainissement.

Les colloques internationaux et scientifiques constituent également des opportunités de dissémination de ces résultats en vue de les rendre accessibles aux investisseurs, aux scientifiques et aux décideurs.

### **Références**

Koné D. 2002. Epuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes en Afrique de l'Ouest et du centre : Etat des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement. Thèse de doctorat Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. 194 pages.

Mara D. D., Edwards P., Clark D., Mills S.W. 1993. A rational approach to the design of wastewater-fed fishponds. *Water Research*. 27(12), 1797-1799.

Seidl M. et Mouchel J. 2003. Valorisation des eaux usées par lagunage dans les pays en voie de développement : Bilan et enseignements pour une intégration socio-économique viable. Centre d'Enseignement et de Recherche Eau Ville Environnement. Rapport final action A 10. pp. 43. Consulté le 14/11/2014, sur le site : [http://www.pseau.org/epa/gdda/Actions/Action\\_A10/Rapport\\_final\\_A10.pdf](http://www.pseau.org/epa/gdda/Actions/Action_A10/Rapport_final_A10.pdf)

Annexe I.1 : Essai de présentation du sous- modèle de Hathaway et Stefan (1995)  
dans une matrice de Petersen

| Processus                         | O <sub>2</sub> | NH <sub>3</sub> | H <sub>2</sub> S | X <sub>Algue</sub> | X <sub>Daphnie</sub> | X <sub>S</sub> | Taux de croissance (mg/l.j)  |
|-----------------------------------|----------------|-----------------|------------------|--------------------|----------------------|----------------|--|
| 1. Reproduction parthénogénétique | -              |                 |                  | -                  | +                    |                | $r_{\max} \frac{X_{Algue}}{K_{X_{Algue}} + X_{Algue}} * X_{Daphnie}$ |
| 2. Respiration endogène           | -              |                 |                  |                    | -                    |                | $T_{Resp} * T * X_{Daphnie}$   |
| 3. Mortalité par effet toxique    |                |                 |                  |                    | -                    |                | $(TOX_{NH_3} + TOX_{HS} + TOX_{DO}) * X_{Daphnie}$                   |
| 4. Mortalité liée à l'âge         |                |                 |                  |                    | -                    |                | $\frac{T}{7^{\circ C}} * T_{mort} * X_{Daphnie}$                     |

5. Perte par drainage du bassin : Perte Drainage = X<sub>Daphnies</sub> \* Q

6. Ecllosion des œufs de résistance Ecllosion<sub>OR</sub> = r<sub>éclosion</sub> \* Densité<sub>OR</sub> \* A<sub>sédiment</sub>

$$TOX_{NH_3} = \frac{\exp(\alpha_{NH_4^+} * S_{NH_3})}{\beta_{NH_4^+} + \exp(\alpha_{NH_4^+} * S_{NH_3})}$$

$$\text{Avec : } \alpha_{NH_3} = \frac{\ln\left(\frac{P}{100-P}\right) + \ln\beta_{NH_4^+}}{LC50_{NH_4^+}} \text{ et } LC50 = \frac{LC_{NH_3}}{1 + REL * 10^{pKa-pH}} \text{ et } P = \frac{e^{\alpha * S_{NH_4^+}}}{\beta + e^{\alpha * S_{NH_4^+}}} * 100$$

**Définition des symboles et sigles employés dans les équations tirées du modèle de Hathaway et Stefan (1995)**

X<sub>Daphnie</sub> : densité de daphnies (individus/m<sup>3</sup>)

Q : Débit du drainage (m<sup>3</sup>/j)

D<sub>Resp</sub> : Taux de mortalité qui est une fonction de la température (j<sup>-1</sup>)

T<sub>Resp</sub> : Constante de calibration de la fonction traduisant la respiration (j<sup>-1</sup>.j<sup>-1</sup>)

T<sub>2</sub> : Température de l'eau (°C)

TOX : taux global de mortalité par toxicité

TOX<sub>NH</sub> : Taux de mortalité par toxicité de l'ammonium

TOX<sub>HS</sub> : Taux de mortalité par toxicité du sulfure d'hydrogène

TOX<sub>DO</sub> : Taux de mortalité par toxicité du fait du déficit d'oxygène.

LC<sub>50</sub> : Concentration à laquelle 50% de la population est tuée (mg/l)

LC<sub>NH3</sub>: 50% de la concentration létale lorsque seul l'le NH3 est présent (mg/l)

REL: Toxicité relative de l'ammonium et de l'ammoniaque (adimensionnel)

pKa : logarithme décimal négative de la constant de dissociation de l'ammonium

pH: logarithme décimal négative de la concentration des ions hydrogène

P : Pourcentage de mortalité attendu (j<sup>-1</sup>)

S<sub>NH4+</sub> : Concentration en ammonium (mg/l)

α et β : Paramètre d'ajustement (adimensionnels) qui régulent la pente et la forme de la courbe sigmoïde

Age : Taux de mortalité par vieillissement

T<sub>mort</sub> : coefficient de mortalité qui est une fonction de la température (j<sup>-1</sup>. °C<sup>-1</sup>)

Annexes

Annexe I.2 : Essai de présentation des processus portant sur le zooplancton dans le modèle de Moreno-Grau *et al.*, (1996) dans une matrice de Petersen

| Processus  | Ss   | S <sub>NH3</sub> | S <sub>Norg</sub>       | S <sub>P</sub>            | S <sub>O</sub> | X <sub>zoop</sub>               | X <sub>macrop</sub>             | X <sub>s</sub>  | X <sub>Algue</sub>         | X <sub>bact susp</sub>                      | X <sub>P</sub>         | X <sub>bact accro</sub>                  | X <sub>colif.</sub>            | Taux de croissance (mg/l.j)  |
|--|--|------------------|-------------------------|---------------------------|----------------|---------------------------------|---------------------------------|---|----------------------------|---|------------------------|--|--------------------------------|--|
| Croissance du zooplancton  |  | -                |                         | -                         | -              | +                               |                                 |   |                            |   |                        |  |                                | $r_{maxZ} * f(T) * \frac{S_{NH3i}^n}{K_{ZN} + S_{NH3i}^n} \frac{S_{PSi}^n}{K_{ZP} + S_{PSi}^n} \frac{S_{O2i}^n}{K_S + S_{O2i}^n} (1 - \frac{X_{Zi}^n}{\eta_Z}) X_{Zi}^n$   |
| Respiration du zooplancton   |  |                  |                         |                           | -              |                                 |                                 |   |                            |   |                        |  |                                | $K_{ZR} Z_i^n$   |
| Mortalité du zooplancton   |  |                  |                         |                           | -              |                                 |                                 |   |                            |   |                        |  |                                | $K_{Zd} Z_i^n$   |
| Taux de conversion observé de chaque composant i (g/m <sup>3</sup> .j) |  |                  |                         |                           |                |                                 |                                 |   |                            |   |                        |  |                                | $ri = \sum_i v_{ij} \rho_j$  |
| Paramètres stoechiométrique: (R.A.S):                                  | Matières organiques dissoutes (mg <sub>DCO</sub> /l) | Ammonium (mg /l) | Azote organique (mg /l) | Phosphore soluble (mg /l) | Oxygène (mg/l) | Biomasse du zooplancton (mg /l) | Biomasse des macrophytes (mg/l) | Matières organiques particulaire (mg <sub>DCO</sub> /l) | Biomasse des Algues (mg/l) | Biomasse des bactéries en suspension (mg/l) | Phosphore total (mg/l) | Biomasse des bactéries accrochées (mg/l) | Biomasse des coliformes (mg/l) | Constante cinétique de la respiration du zooplancton:<br>$K_{cinrz20}, K_{ZR,20^\circ C} = 0,003j^{-1}$<br>Facteur de dépendance à la température pour la constance cinétique liée à la respiration: $\Theta$ $K_{cinrz} = 1,07$<br>Constante cinétique de la mortalité du zooplancton :<br>$K_{cinmz20}, K_{Zd,20^\circ C} = 0,0001j^{-1}$<br>Facteur de dépendance à la température pour la constance cinétique liée à la mortalité du zooplancton : $\Theta$<br>$K_{cinmz} = 1,07$<br>$K_{mmnh3z}, K_{ZN} = 0,01$ mg/l<br>$K_{mmpsz}, K_{ZP} = 0,01$ mg/l<br>$K_{mmO2z}, K_{ZO2} = 0,01$ mg/l<br>$V_{spcrcz20}, rz = 0,1$<br>$\Theta$ $v_{spcrcz} = 1,07$<br>$\Theta$ $f(T)Z = 1,066$<br>$C_{estqnz}, Tz = 0,14$ mg/mg<br>$C_{estqpz}, \Psi_z = 0,02$ mg/mg<br>$C_{ono2mz}, \alpha_z = 1,0$ mg/mg |

Annexe I.3: Bilan sur l'azote ammoniacal fournie par Moreno-Grau *et al.*, (1996)

$$\begin{aligned}
 & S_{NH_3i}^n - T_{X_{B1}} X_{B1} \Delta t (Y_{X_{B1}} \mu_{B1} \frac{S_{MO_i}^n}{K_{S_{MO_i}^n} + S_{MO_i}^n} \frac{S_{O_{2i}}^n}{K_{X_{B1}} + S_{O_{2i}}^n} \frac{S_{NH_3i}^n}{K_{B1N} + S_{NH_3i}^n} \frac{S_{SP_{3i}}^n}{K_{B1P} + S_{SP_{3i}}^n} * (1 - \frac{X_{B1i}^n}{\eta_{B1}}) - K_{B1R} - K_{B1d}) \\
 & - T_{X_{B2}} X_{B2} \Delta t (Y_{X_{B2}} \mu_{B2} \frac{S_{MO_i}^n}{K_{S_{MO_2}^n} + S_{MO_i}^n} \frac{S_{O_{2i}}^n}{K_{X_{B2}O_2} + S_{O_{2i}}^n} \frac{S_{NH_3i}^n}{K_{B_2N} + S_{NH_3i}^n} \frac{S_{SP_{3i}}^n}{K_{B_2P} + S_{SP_{3i}}^n} * (1 - \frac{X_{B2i}^n}{\eta_{B2}}) - K_{B_2R} - K_{B_2d}) \\
 & - T_{X_{Alg_i}^n} \Delta t (\mu_{max, Alg} f(T) f(L) * \frac{S_{NH_3i}^n}{K_{AlgN} + S_{NH_3i}^n} \frac{S_{PSi}^n}{K_{AlgP} + S_{PSi}^n} \frac{S_{O_{2i}}^n}{K_S + S_{O_{2i}}^n} (1 - \frac{X_{Alg_i}^n}{\eta_{Alg}}) X_{Alg_i}^n \Delta t - (K_{AlgR} - K_{Alg d})) \\
 & - T_{X_Z} X_{Zi}^n \Delta t (r_{maxZ} * f(T) * \frac{S_{NH_3i}^n}{K_{ZN} + S_{NH_3i}^n} \frac{S_{PSi}^n}{K_{ZP} + S_{PSi}^n} \frac{S_{O_{2i}}^n}{K_S + S_{O_{2i}}^n} (1 - \frac{X_{Zi}^n}{\eta_Z}) X_{Zi}^n - K_{ZR} - K_{Zd}) \\
 & - T_{S_s} S_{Si}^n \Delta t (\mu_{maxSs} f(T) f(L) * \frac{S_{NH_3i}^n}{K_{SsN} + S_{NH_3i}^n} \frac{S_{PSi}^n}{K_{SsP} + S_{PSi}^n} (1 - \frac{S_{Si}^n}{\eta_{Ss}}) - K_{SsR} - K_{Ssd}) + \alpha S_{NO_i}^n \Delta t \\
 & + \frac{U_r D_m}{d} \frac{\text{séd}_{B_{1i}} X_{B_{1i}}^n + \text{séd}_{Alg_{1i}} X_{Alg_{1i}}^n + \text{séd}_{S_{1i}} S_{S_{1i}}^n}{\Delta t} (T_{B1} \text{séd}_{B_{1i}} X_{B_{1i}}^n + T_{Alg} \text{séd}_{Alg_{1i}} X_{Alg_{1i}}^n + T_{S_s} \text{séd}_{S_{1i}} S_{S_{1i}}^n)
 \end{aligned}$$

**Définition des sigles employés dans les équations tirées du modèle de Moreno-Grau *et al.*, (1996)**

$f(T)$ : Fonction de correction du taux de croissance du zooplancton par la température

$r_{maxZ}$ : Taux maximum spécifique de croissance du zooplancton ( $j^{-1}$ )

$S_{NH_3i}^n$ : Teneur en ammonium dans les couches  $i$  à  $n$  (mg/l)

$S_{PSi}^n$ : Teneur en phosphore dans les couches  $i$  à  $n$  (mg/l)

$X_{Zi}^n$ : Teneur en zooplancton dans les couches  $i$  à  $n$  (mg/l)

$K_{ZN}$ : Constante de demi-saturation pour la croissance du zooplancton sur l'ammonium (mg/l)

$K_{ZP}$ : Constante de demi-saturation pour la croissance du zooplancton sur le phosphore (mg/l)

$K_{ZO}$ : Constante de demi-saturation pour la croissance du zooplancton sur l'oxygène (mg/l)

$\eta_Z$ : Population maximale du zooplancton (mg/l)

$\mu_{max, Alg}$ : Taux maximum spécifique de croissance des algues ( $j^{-1}$ )

$K_{AlgN}$ : Constante de demi-saturation pour la croissance des algues sur l'ammonium (mg/l)

$K_{AlgP}$ : Constante de demi-saturation pour la croissance des algues sur le phosphore (mg/l)

$K_{AlgO}$ : Constante de demi-saturation pour la croissance des algues sur l'oxygène (mg/l)

$\eta_{Alg}$ : Population maximale des algues (mg/l)

$K_{AlgR}$ : Constante cinétique pour la respiration des algues

$K_{Alg d}$ : Constante cinétique pour la mortalité des algues

$S_{Alg}$ : Vitesse spécifique de sédimentation des algues

$X_{Alg}^n$ : Teneur en algues dans les couches  $i$  à  $n$  (mg/l)

$\Delta t$ : Variation du temps

$f(L)$ : Fonction de correction du taux de croissance du zooplancton par la lumière (adimensionnel)

## Annexes

### Annexe II.1: Données brutes de la calibration du comptage par traitement d'image

| Comptage manuel (nombre d'individus) | Comptage par traitement d'image (nombre d'individus) | Comptage manuel (nombre d'individus) | Comptage par traitement d'image (nombre d'individus) | Comptage manuel (nombre d'individus) | Comptage par traitement d'image (nombre d'individus) | Comptage manuel (nombre d'individus) | Comptage par traitement d'image (nombre d'individus) |
|--------------------------------------|--|--------------------------------------|--|--------------------------------------|--|--------------------------------------|--|
| 5                                    | 5  | 42                                   | 42   | 64                                   | 64   | 86                                   | 85   |
| 9                                    | 9  | 44                                   | 42   | 66                                   | 64   | 88                                   | 84   |
| 15                                   | 14   | 46                                   | 43   | 68                                   | 66   | 90                                   | 86   |
| 20                                   | 20   | 48                                   | 43   | 70                                   | 70   | 92                                   | 90   |
| 23                                   | 23   | 50                                   | 47   | 72                                   | 72   | 94                                   | 91   |
| 26                                   | 23   | 52                                   | 50   | 74                                   | 71   | 97                                   | 95   |
| 30                                   | 29   | 54                                   | 50   | 76                                   | 72   | 100                                  | 95   |
| 32                                   | 32   | 56                                   | 56   | 78                                   | 76   | 105                                  | 107  |
| 35                                   | 35   | 58                                   | 56   | 80                                   | 79   | 110                                  | 107  |
| 38                                   | 35   | 60                                   | 59   | 82                                   | 84   | 115                                  | 115  |
| 40                                   | 39   | 62                                   | 60   | 84                                   | 83   | 120                                  | 120  |

### Annexe III.1: Composition des milieux de culture

#### Composition du milieu Combo (Kilham *et al.*, 1998)

| Réactif  | Concentration (mg/l) | Réactif                               | Concentration (mg/l) |
|--|----------------------|---------------------------------------|----------------------|
| CaCl <sub>2</sub> , 2H <sub>2</sub> O                | 36,76                | ZnSO <sub>4</sub> 7H <sub>2</sub> O   | 0,022                |
| MgSO <sub>4</sub> , 7H <sub>2</sub> O                | 36,97                | CoCl <sub>2</sub> 6H <sub>2</sub> O   | 0,012                |
| K <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>                      | 8,71                 | NaMoO <sub>4</sub> 2H <sub>2</sub> O  | 0,022                |
| NaNO <sub>3</sub>                                    | 85                   | H <sub>2</sub> SeO <sub>3</sub>       | 0,0016               |
| NaHCO <sub>3</sub>                                   | 12,6                 | Na <sub>3</sub> VO <sub>4</sub>       | 0,0018               |
| Na <sub>2</sub> SiO <sub>3</sub> , 9H <sub>2</sub> O | 28,42                | LiCl                                  | 0,31                 |
| H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>                       | 24                   | RbCl                                  | 0,07                 |
| KCl <sup>1</sup>                                     | 7,45                 | SrCl <sub>2</sub> , 6H <sub>2</sub> O | 0,15                 |
| Na <sub>2</sub> EDTA                                 | 4,36                 | NaBr                                  | 0,016                |
| FeCl <sub>3</sub> , 6H <sub>2</sub> O                | 1                    | KI                                    | 0,0033               |
| MnCl <sub>2</sub> , 4H <sub>2</sub> O                | 0,18                 | B <sub>12</sub>                       | 0,00055              |
| CuSO <sub>4</sub> , 5H <sub>2</sub> O                | 0,001                | Biotin                                | 0,005                |
|  |                      | Thiamine HCl                          | 0,1                  |

### Milieu minimum pour *E. coli* avec le glucose comme source de carbone

| Réactifs  | Quantité pour 1L |
|---|------------------|
| Glucose   | 1g               |
| Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>                | 16,4g            |
| KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>                 | 1,5g             |
| (NH <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> | 2g               |
| MgSO <sub>4</sub> , 7H <sub>2</sub> O           | 200mg            |
| CaCl <sub>2</sub>                               | 10mg             |
| FeSO <sub>4</sub> , 7H <sub>2</sub> O           | 0,5mg            |
| pH final  | 6,8 -7           |
| Pour milieu solide, compléter Agar              | 12g              |



## Annexes

### Annexe III.2: Préparation de la solution saline tamponnée de dilution pour les bactéries

#### Solutions mères :

- Solution de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  : 34g dans 500 ml d'eau distillée ; ajuster le pH à 7,2 avec du NaOH 1N ; diluer à 1 litre avec de l'eau distillée.
- Solution  $\text{MgSO}_4$  : 50g  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  dans 1litre d'eau distillée.

#### Solution fille

La solution saline tamponnée est préparée en ajoutant 1,25 ml de la solution de  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  à 5 ml de solution  $\text{MgSO}_4$ , et en complétant à 1 litre avec de l'eau distillée.  
La solution ainsi préparée est stérilisée à l'autoclave à 120°C pendant 1h.

### Annexe III.3: Quelques droites de calibration retrouvées dans la littérature

| Référence                   | Espèce                       | Calibration   | Longueur d'onde (nm) | Densité optique | Méthode |
|-----------------------------|------------------------------|---|----------------------|-----------------|---------|
| Jena <i>et al.</i> , (2012) | <i>Scenedesmus sp.</i>       | Biomass (g/L) = 4379*O.D (r <sup>2</sup> =0,998)          | 750                  | 0,1 - 2,2       |         |
|                             | <i>Chlorella sp.</i>         | Biomass (g/L)= 4141*O.D (r <sup>2</sup> =0,993)           |                      |                 |         |
|                             | <i>Chloccoccus sp.</i>       | Biomass (g/L)= 5458*OD (r <sup>2</sup> = 0,99)            |                      |                 |         |
| Chiu <i>et al.</i> , (2008) | <i>Chlorella sp.</i>         | Biomasse (g/l)= 0,206*OD + 0,000 (r <sup>2</sup> =0,99)   | 682                  | 0,1 - 1         |         |
| Tang <i>et al.</i> , (2011) | <i>S. obliquus</i>           | Biomasse (g/l)=0,3778*OD +0,0054 (r <sup>2</sup> =0,993)  | 650                  | 0,1 - 1         |         |
|                             | <i>Chlorella pyrenodosa</i>  | Biomasse (g/l)=0,32153*OD - 0,0239 (r <sup>2</sup> =0,99) |                      |                 |         |
| Nigam <i>et al.</i> (2011)  | <i>Chlorella pyrenoidosa</i> | Biomasse 60°C (g/l)= 0.636* OD (r <sup>2</sup> = 0,99)    | 660                  | Non précisé     |         |

### Annexe III.4: Données brutes des différentes mesures

#### Données brutes des mesures d'absorbance à 760nm et de densité cellulaire de *Scenedesmus sp.*

| Abs <sub>760nm</sub> | [ <i>Scenedesmus sp.</i> ] (.10 <sup>5</sup> Cel/ml) | Abs <sub>760nm</sub> | [ <i>Scenedesmus sp.</i> ] (.10 <sup>5</sup> Cel/ml) | Abs <sub>760nm</sub> | [ <i>Scenedesmus sp.</i> ] (.10 <sup>5</sup> Cel/ml) | Abs <sub>760nm</sub> | [ <i>Scenedesmus sp.</i> ] (.10 <sup>5</sup> Cel/ml) |
|----------------------|--|----------------------|--|----------------------|--|----------------------|--|
| 0,01                 | 0,0  | 0,17                 | 24,0   | 0,33                 | 77,00  | 0,51                 | 110,00   |
| 0,01                 | 2,0  | 0,21                 | 56,0   | 0,33                 | 57,00  | 0,51                 | 100,00   |
| 0,01                 | 3,0  | 0,21                 | 78,0   | 0,36                 | 102,00   | 0,51                 | 131,00   |
| 0,09                 | 17,0   | 0,21                 | 52,0   | 0,36                 | 90,00  | 0,56                 | 105,00   |
| 0,09                 | 26,0   | 0,24                 | 38,00  | 0,36                 | 59,00  | 0,56                 | 131,00   |
| 0,09                 | 21,0   | 0,24                 | 30,00  | 0,39                 | 91,00  | 0,56                 | 138,00   |
| 0,13                 | 24,0   | 0,24                 | 41,00  | 0,39                 | 113,00   | 0,57                 | 124,00   |
| 0,13                 | 26,0   | 0,31                 | 71,00  | 0,39                 | 104,00   | 0,57                 | 91,00  |
| 0,13                 | 37,0   | 0,31                 | 58,00  | 0,47                 | 114,00   | 0,57                 | 132,00   |
| 0,17                 | 34,0   | 0,31                 | 77,00  | 0,47                 | 142,00   | -                    | -  |
| 0,17                 | 31,0   | 0,33                 | 72,00  | 0,47                 | 67,00  | -                    | -  |

Annexes

Données brutes des mesures d'absorbance à 760 nm et de MES et MVS de *Scenedesmus sp.*

| Abs <sub>760nm</sub> | MES<br>(mg/ml) | MVS<br>(mg/ml) | Abs <sub>760nm</sub> | MES<br>(mg/ml) | MVS<br>(mg/ml) | Abs <sub>760nm</sub> | MES<br>(mg/ml) | MVS<br>(mg/ml) |
|----------------------|----------------|----------------|----------------------|----------------|----------------|----------------------|----------------|----------------|
| 0,212                | 0,06           | 0,03           | 0,285                | 0,12           | 0,07           | 0,396                | 0,17           | 0,11           |
| 0,229                | 0,08           | 0,05           | 0,285                | 0,11           | 0,07           | 0,396                | 0,17           | 0,12           |
| 0,229                | 0,08           | 0,04           | 0,304                | 0,14           | 0,08           | 0,396                | 0,17           | 0,11           |
| 0,229                | 0,07           | 0,03           | 0,304                | 0,13           | 0,08           | 0,432                | 0,19           | 0,12           |
| 0,25                 | 0,1            | 0,06           | 0,304                | 0,13           | 0,09           | 0,432                | 0,2            | 0,13           |
| 0,25                 | 0,11           | 0,05           | 0,331                | 0,13           | 0,08           | 0,432                | 0,2            | 0,13           |
| 0,25                 | 0,1            | 0,05           | 0,331                | 0,14           | 0,09           | 0,463                | 0,21           | 0,13           |
| 0,26                 | 0,11           | 0,05           | 0,331                | 0,14           | 0,08           | 0,463                | 0,22           | 0,15           |
| 0,26                 | 0,11           | 0,06           | 0,349                | 0,15           | 0,09           | 0,463                | 0,23           | 0,16           |
| 0,26                 | 0,11           | 0,06           | 0,349                | 0,16           | 0,1            | 0,517                | 0,23           | 0,15           |
| 0,27                 | 0,11           | 0,07           | 0,349                | 0,16           | 0,1            | 0,517                | 0,23           | 0,15           |
| 0,27                 | 0,12           | 0,07           | 0,371                | 0,16           | 0,1            | 0,517                | 0,23           | 0,16           |
| 0,27                 | 0,11           | 0,06           | 0,371                | 0,16           | 0,1            |                      |                |                |
| 0,285                | 0,12           | 0,07           | 0,371                | 0,16           | 0,11           |                      |                |                |

Données brutes des mesures d'absorbance à 760 nm et de DCO de *Scenedesmus sp.*

| Abs <sub>760nm</sub> | DCO<br>(mg d'O <sub>2</sub> /l) | Abs <sub>760nm</sub> | DCO<br>(mg d'O <sub>2</sub> /l) | Abs <sub>760nm</sub> | DCO<br>(mg d'O <sub>2</sub> /l) | Abs <sub>760nm</sub> | DCO<br>(mg d'O <sub>2</sub> /l) |
|----------------------|---------------------------------|----------------------|---------------------------------|----------------------|---------------------------------|----------------------|---------------------------------|
| 0,00                 | 0,00                            | 0,15                 | 108,00                          | 0,21                 | 103,00                          | 0,30                 | 186,00                          |
| 0,00                 | 0,00                            | 0,15                 | 55,00                           | 0,21                 | 76,00                           | 0,30                 | 192,00                          |
| 0,05                 | 36,00                           | 0,19                 | 88,00                           | 0,25                 | 135,00                          | 0,37                 | 248,00                          |
| 0,05                 | 13,00                           | 0,19                 | 108,00                          | 0,25                 | 173,00                          | 0,37                 | 282,00                          |

Données brutes des mesures d'absorbance à 760 nm et de densité cellulaire de *M. aeruginosa*

| Abs <sub>760nm</sub> | [ <i>M. aeruginosa</i> ]<br>.10 <sup>5</sup> cel/ml | Abs <sub>760nm</sub> | [ <i>M. aeruginosa</i> ]<br>.10 <sup>5</sup> cel/ml | Abs <sub>760nm</sub> | [ <i>M. aeruginosa</i> ]<br>.10 <sup>5</sup> cel/ml | Abs <sub>760nm</sub> | [ <i>M. aeruginosa</i> ]<br>.10 <sup>5</sup> cel/ml |
|----------------------|---|----------------------|---|----------------------|---|----------------------|---|
| 0,01                 | 3   | 0,065                | 27  | 0,129                | 45  | 0,255                | 86  |
| 0,01                 | 3   | 0,065                | 26  | 0,15                 | 38  | 0,255                | 54  |
| 0,01                 | 3   | 0,076                | 27  | 0,15                 | 49  | 0,255                | 52  |
| 0,02                 | 5   | 0,076                | 24  | 0,15                 | 56  | 0,278                | 92  |
| 0,02                 | 9   | 0,076                | 24  | 0,172                | 67  | 0,278                | 71  |
| 0,02                 | 4   | 0,089                | 28  | 0,172                | 48  | 0,278                | 96  |
| 0,036                | 9   | 0,089                | 36  | 0,172                | 59  | 0,298                | 93  |
| 0,036                | 12  | 0,089                | 25  | 0,195                | 66  | 0,298                | 111   |
| 0,036                | 13  | 0,099                | 33  | 0,195                | 55  | 0,298                | 80  |
| 0,044                | 13  | 0,099                | 29  | 0,195                | 54  | 0,324                | 112   |
| 0,044                | 16  | 0,099                | 33  | 0,213                | 67  | 0,324                | 102   |
| 0,044                | 8   | 0,109                | 44  | 0,213                | 68  | 0,324                | 95  |
| 0,055                | 24  | 0,109                | 47  | 0,213                | 81  | 0,332                | 117   |
| 0,055                | 20  | 0,109                | 47  | 0,237                | 70  | 0,332                | 134   |
| 0,055                | 15  | 0,129                | 41  | 0,237                | 78  | 0,332                | 115   |
| 0,065                | 27  | 0,129                | 38  | 0,237                | 74  |                      |   |

Annexes

Données brutes des mesures d'absorbance à 760 nm et de MES et MVS de *M. aeruginosa*.

| Abs <sub>760nm</sub> | MES <i>M. aeruginosa</i><br>(mg/ml) | Abs <sub>760nm</sub> | MES <i>M. aeruginosa</i><br>(mg/ml) | Abs <sub>760nm</sub> | MES <i>M. aeruginosa</i><br>(mg/ml) | Abs <sub>760nm</sub> | MES <i>M. aeruginosa</i><br>(mg/ml) |
|----------------------|-------------------------------------|----------------------|-------------------------------------|----------------------|-------------------------------------|----------------------|-------------------------------------|
| 0,101                | 0,07                                | 0,143                | 0,11                                | 0,136                | 0,1                                 | 0,161                | 0,14                                |
| 0,101                | 0,07                                | 0,153                | 0,1                                 | 0,136                | 0,1                                 | 0,161                | 0,14                                |
| 0,101                | 0,07                                | 0,153                | 0,11                                | 0,141                | 0,08                                | 0,161                | 0,13                                |
| 0,12                 | 0,09                                | 0,153                | 0,11                                | 0,141                | 0,1                                 | 0,209                | 0,16                                |
| 0,12                 | 0,09                                | 0,165                | 0,13                                | 0,141                | 0,1                                 | 0,209                | 0,16                                |
| 0,12                 | 0,09                                | 0,165                | 0,12                                | 0,149                | 0,11                                | 0,209                | 0,16                                |
| 0,135                | 0,1                                 | 0,165                | 0,12                                | 0,149                | 0,1                                 | 0,219                | 0,16                                |
| 0,135                | 0,1                                 | 0,133                | 0,09                                | 0,149                | 0,1                                 | 0,219                | 0,16                                |
| 0,135                | 0,1                                 | 0,133                | 0,09                                | 0,161                | 0,11                                | 0,219                | 0,16                                |
| 0,143                | 0,1                                 | 0,133                | 0,09                                | 0,161                | 0,12                                |                      |                                     |
| 0,143                | 0,1                                 | 0,136                | 0,09                                | 0,161                | 0,11                                |                      |                                     |

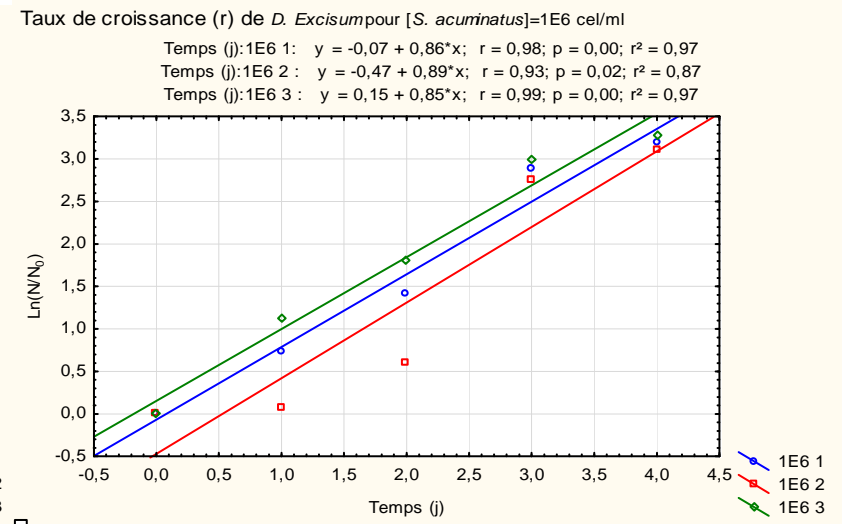
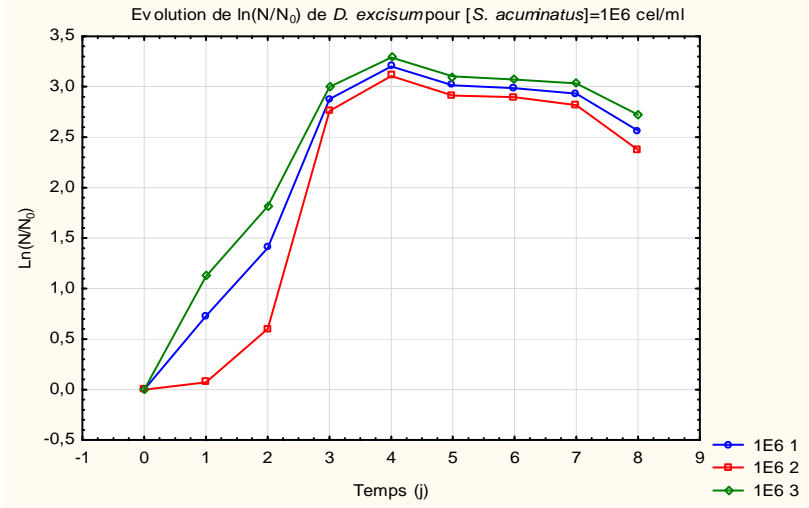
Données brutes des mesures d'absorbance à 760 nm et de DCO de *M. aeruginosa*

| Abs <sub>760nm</sub> | DCO <sub>M. aeruginosa</sub><br>(mg d'O <sub>2</sub> /l) | Abs <sub>760nm</sub> | DCO <sub>M. aeruginosa</sub><br>(mg d'O <sub>2</sub> /l) |
|----------------------|--|----------------------|--|
| 0,00                 | 0  | 0,34                 | 219  |
| 0,00                 | 0  | 0,34                 | 219  |
| 0,06                 | 37   | 0,39                 | 256  |
| 0,06                 | 43   | 0,39                 | 256  |
| 0,18                 | 134  | 0,44                 | 304  |
| 0,18                 | 113  | 0,44                 | 313  |
| 0,23                 | 162  | 0,46                 | 314  |
| 0,23                 | 158  | 0,46                 | 318  |
| 0,29                 | 185  | 0,53                 | 373  |
| 0,29                 | 182  | 0,53                 | 373  |

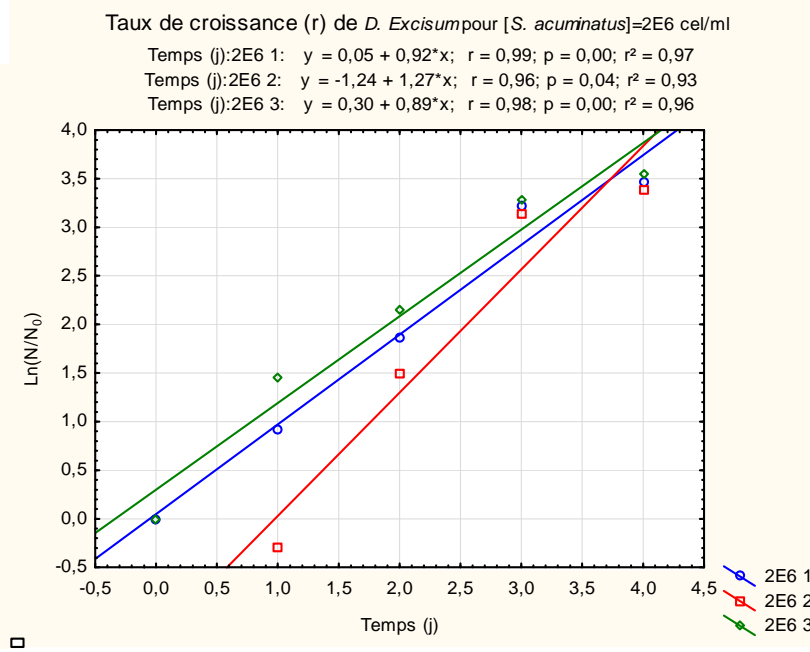
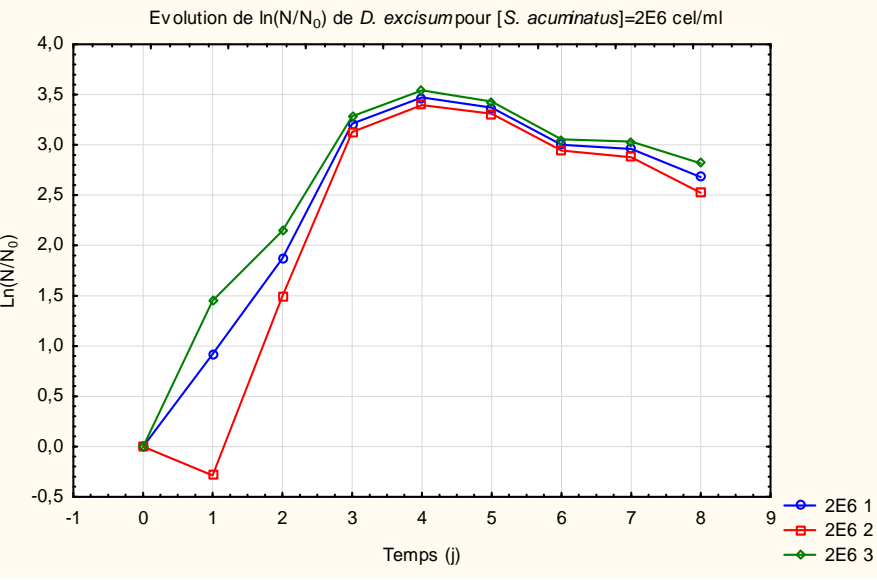
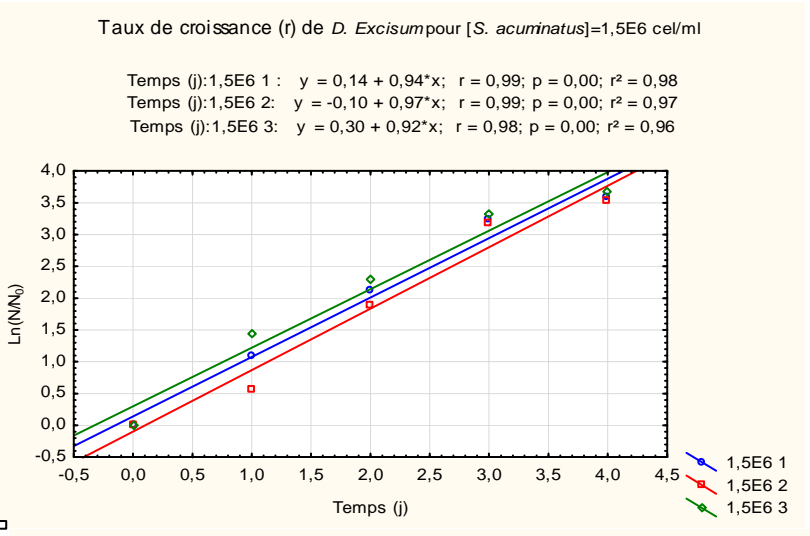
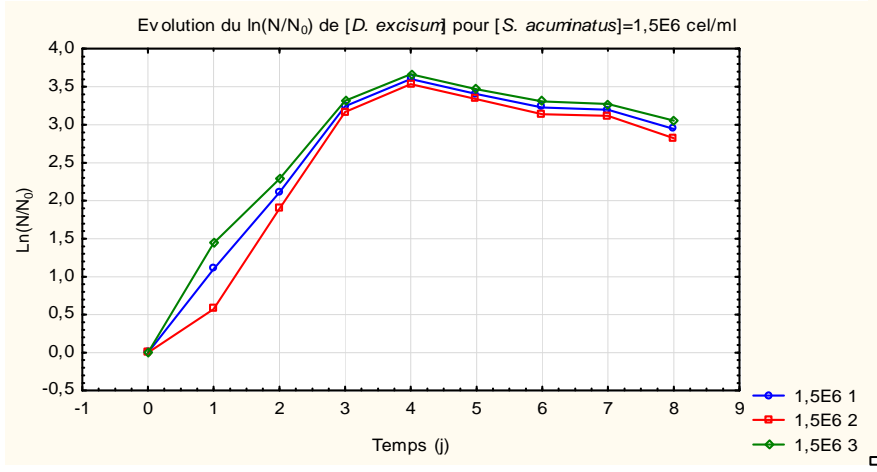
Données brutes des mesures d'absorbance à 600 nm et de densité cellulaire d'*E. coli*

| Abs <sub>600nm</sub> | [ <i>E. coli</i> ]<br>(UFC/ml) | Abs <sub>600nm</sub> | [ <i>E. coli</i> ]<br>(UFC/ml) | Abs <sub>600nm</sub> | [ <i>E. coli</i> ]<br>(UFC/ml) |
|----------------------|--------------------------------|----------------------|--------------------------------|----------------------|--------------------------------|
| 0,013                | 2,80E+07                       | 0,063                | 1,71E+08                       | 0,225                | 2,70E+08                       |
| 0,013                | 2,60E+07                       | 0,138                | 3,60E+08                       | 0,3                  | 3,50E+08                       |
| 0,013                | 3,00E+07                       | 0,138                | 3,70E+08                       | 0,3                  | 3,80E+08                       |
| 0,025                | 3,10E+07                       | 0,175                | 4,30E+08                       | 0,3                  | 5,40E+08                       |
| 0,025                | 4,50E+07                       | 0,175                | 4,60E+08                       | 0,338                | 5,20E+08                       |
| 0,025                | 4,50E+07                       | 0,225                | 3,10E+08                       | 0,338                | 7,80E+08                       |
| 0,063                | 1,45E+08                       | 0,225                | 3,60E+08                       | 0,338                | 8,20E+08                       |
| 0,063                | 1,39E+08                       |                      |                                |                      |                                |

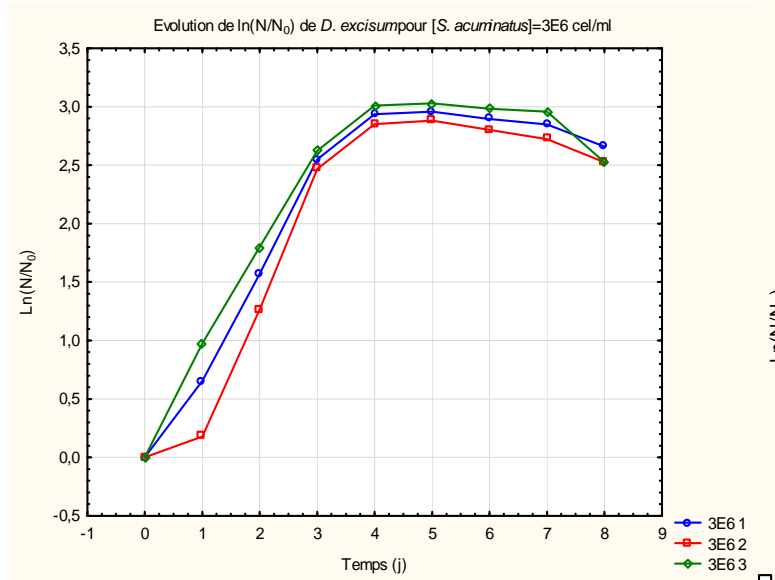
Annexe IV.1: Evolution du logarithme de la densité de *D. excisum* et détermination graphique du taux de croissance de *D. excisum* pour chaque teneur en *S. acuminatus*



# Annexes



## Annexes

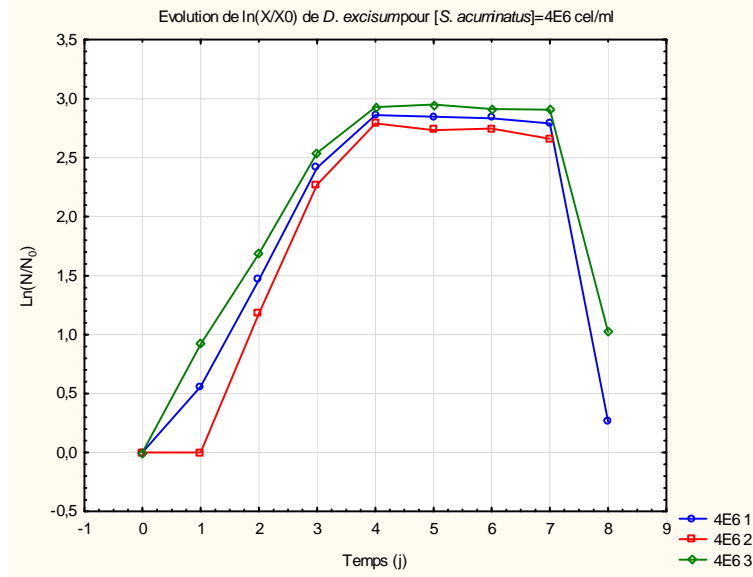
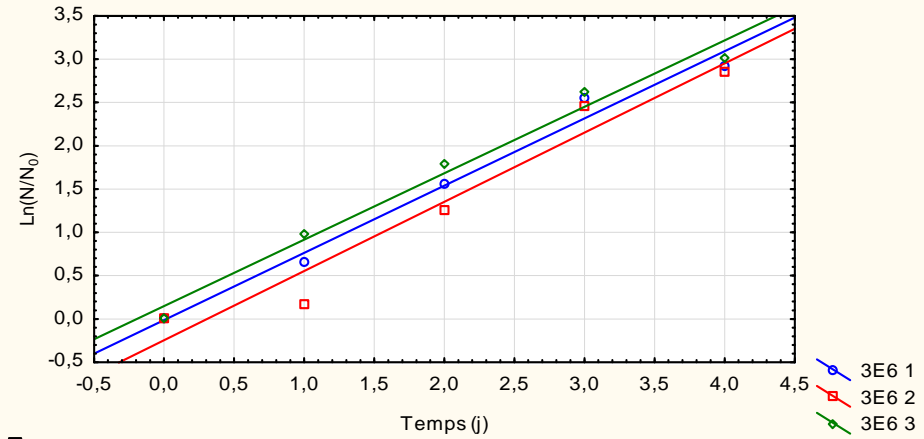


Taux de croissance ( $r$ ) de *D. Excisum* pour [*S. acuminatus*]=3E6 cel/ml

Temps (j):3E6 1:  $y = -0,01 + 0,78 \cdot x$ ;  $r = 0,99$ ;  $p = 0,00$ ;  $r^2 = 0,99$

Temps (j):3E6 2:  $y = -0,25 + 0,80 \cdot x$ ;  $r = 0,98$ ;  $p = 0,00$ ;  $r^2 = 0,95$

Temps (j):3E6 3:  $y = 0,15 + 0,77 \cdot x$ ;  $r = 0,99$ ;  $p = 0,00$ ;  $r^2 = 0,98$

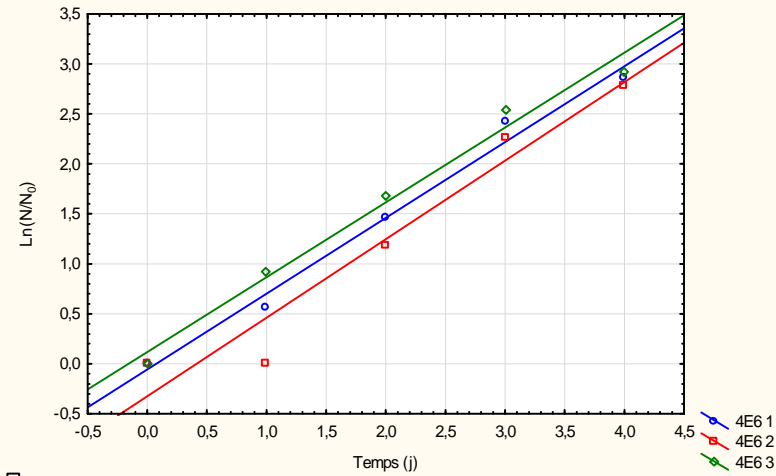


Taux de croissance ( $r$ ) de *D. Excisum* pour [*S. acuminatus*]=4E6 cel/ml

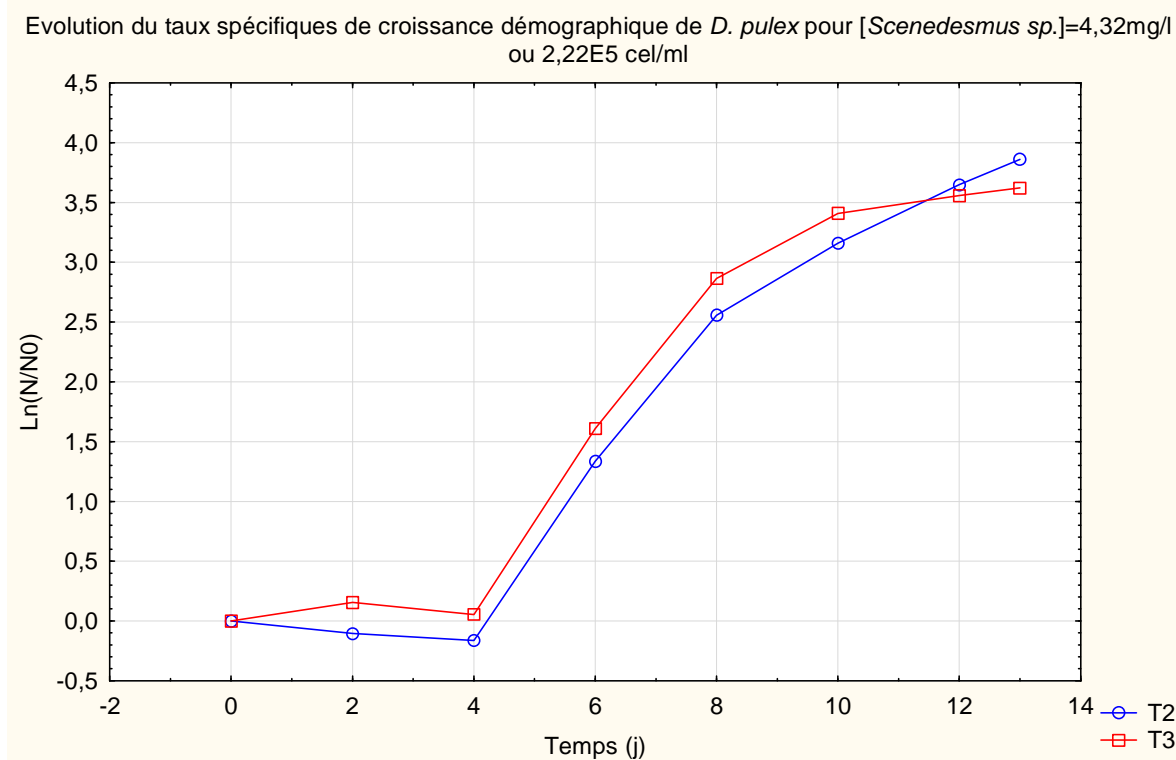
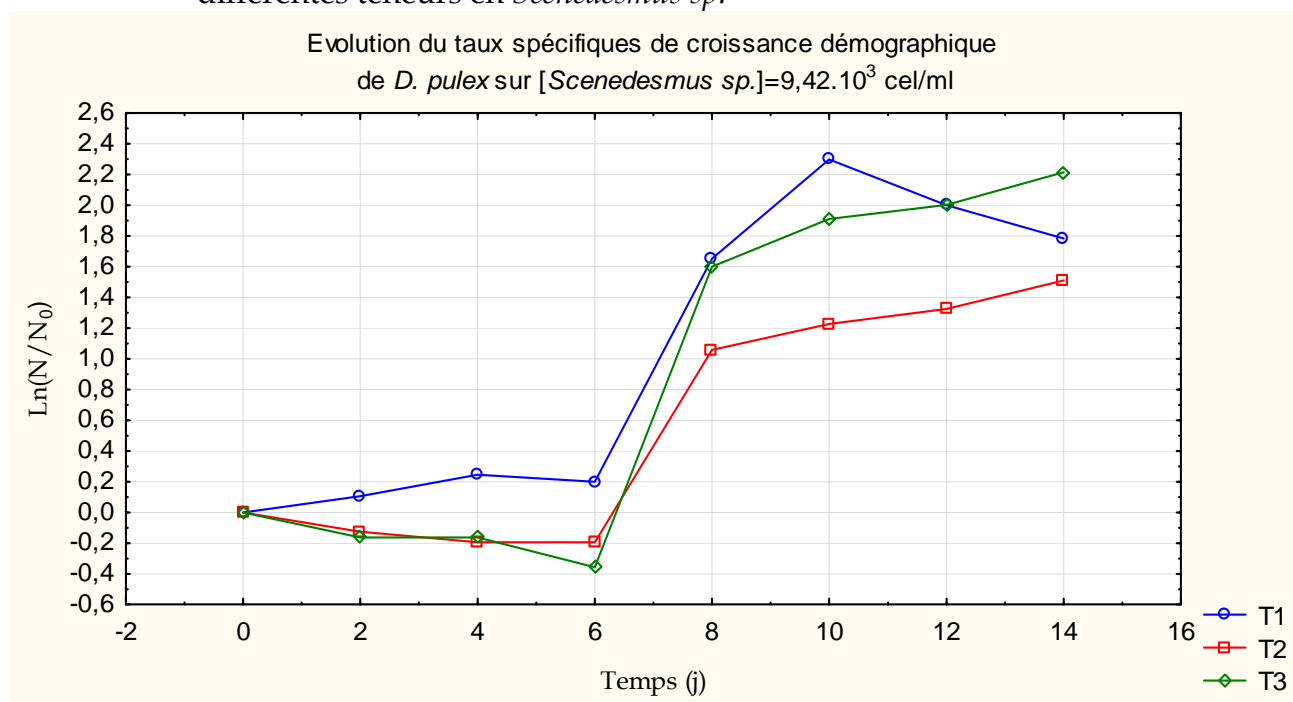
Temps (j):4E6 1:  $y = -0,06 + 0,76 \cdot x$ ;  $r = 0,99$ ;  $p = 0,00$ ;  $r^2 = 0,99$

Temps (j):4E6 2:  $y = -0,32 + 0,79 \cdot x$ ;  $r = 0,97$ ;  $p = 0,01$ ;  $r^2 = 0,94$

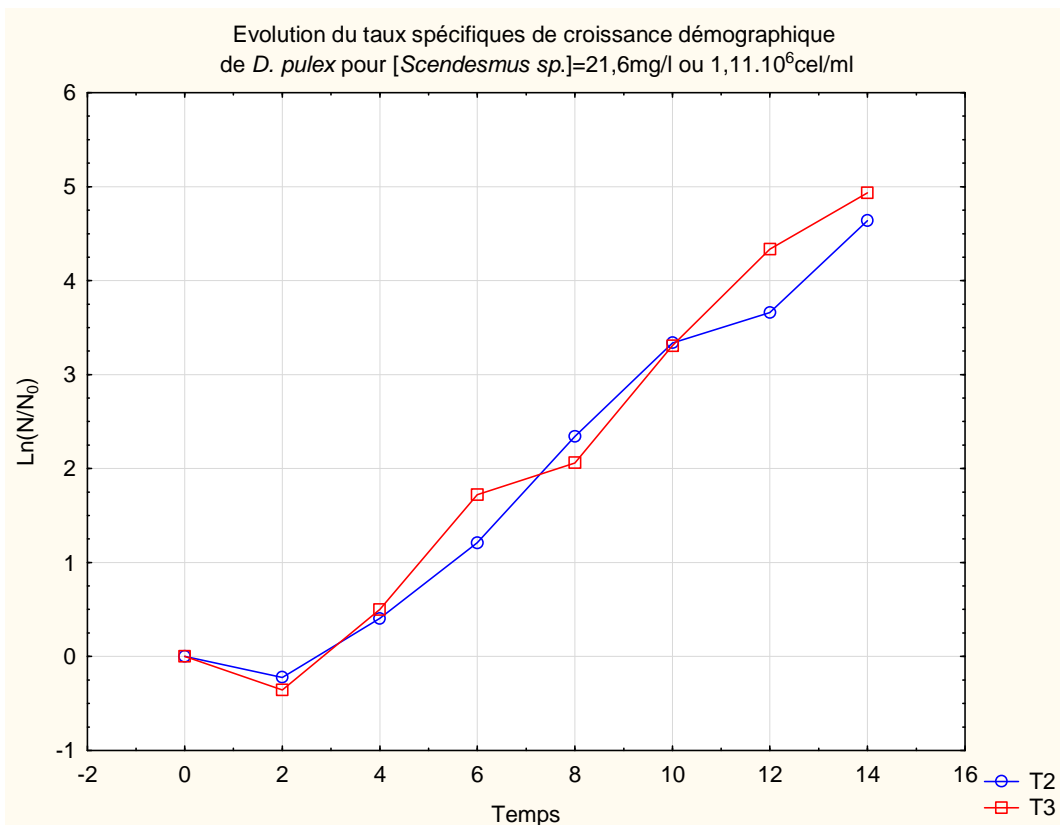
Temps (j):4E6 3:  $y = 0,12 + 0,75 \cdot x$ ;  $r = 0,99$ ;  $p = 0,00$ ;  $r^2 = 0,98$



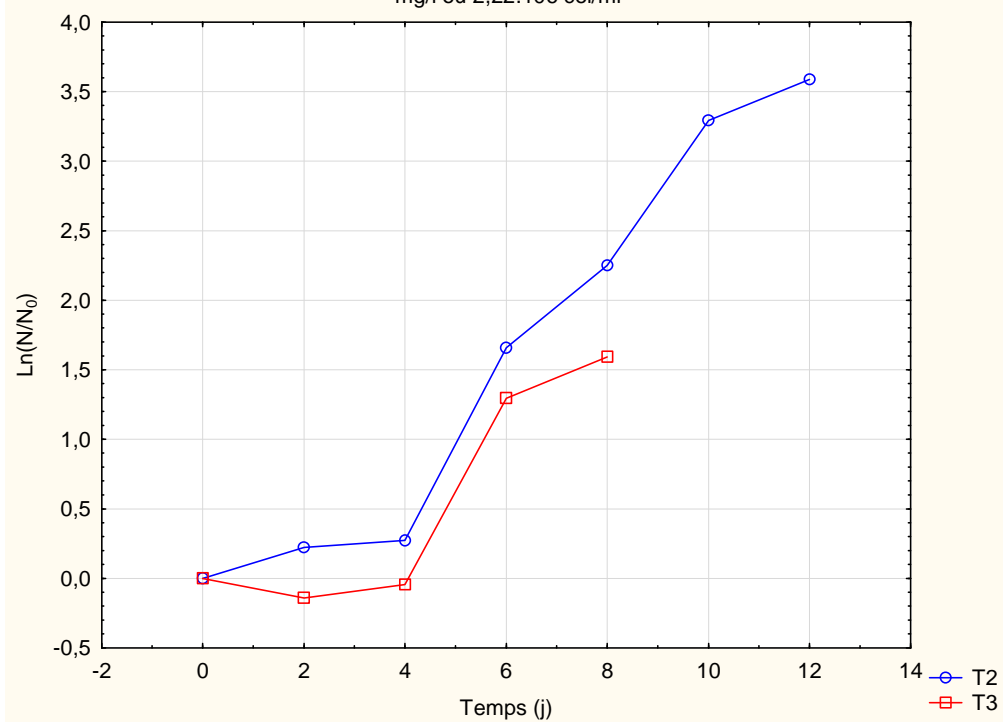
Annexe IV.2: Taux spécifiques de croissance démographique de *D. pulex* sur les différentes teneurs en *Scenedesmus sp.*



## Annexes



Evolution du taux spécifique de croissance démographique de *D. pulex* pour [Scendesmus sp.] = 43,20 mg/l ou  $2,22 \cdot 10^6$  cel/ml





## Annexes

Evolution du spécifique taux de croissance démographique de *D. pulex* pour [*Scendesmus sp.*]=78,55 mg/l ou  $4,04 \cdot 10^6$  cel/ml

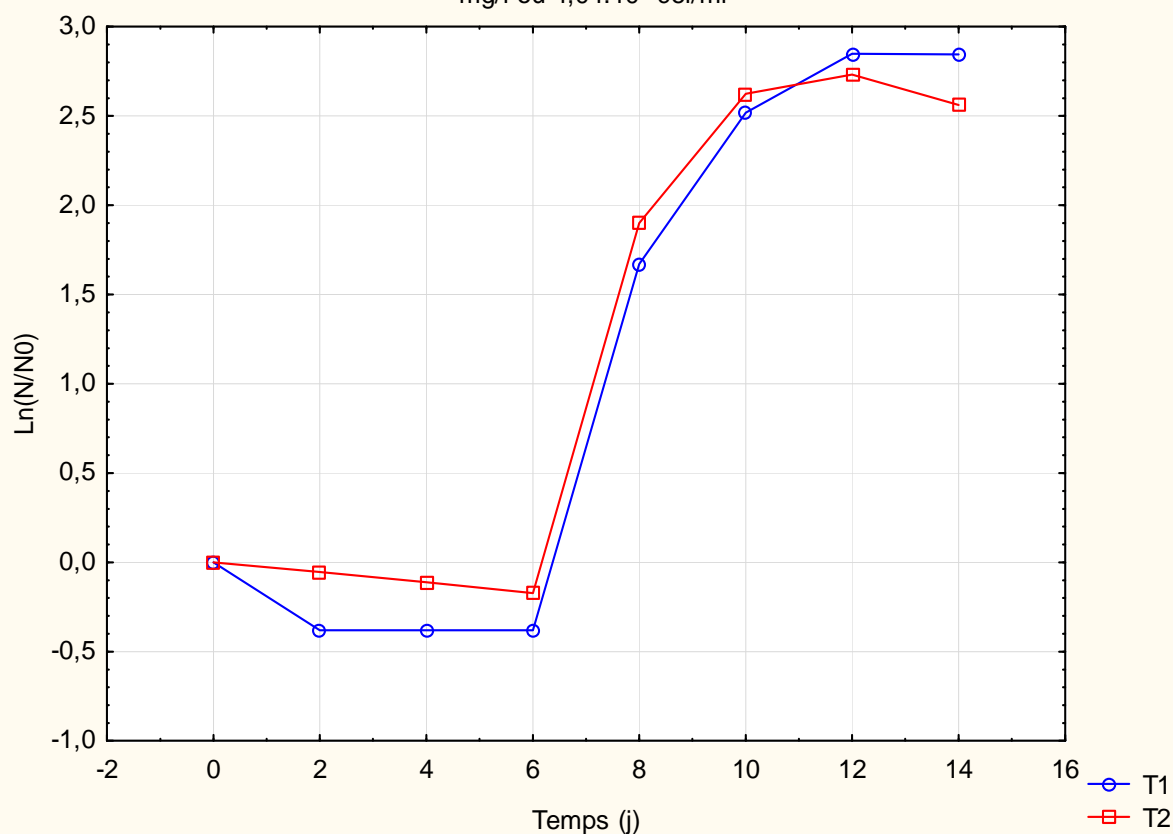
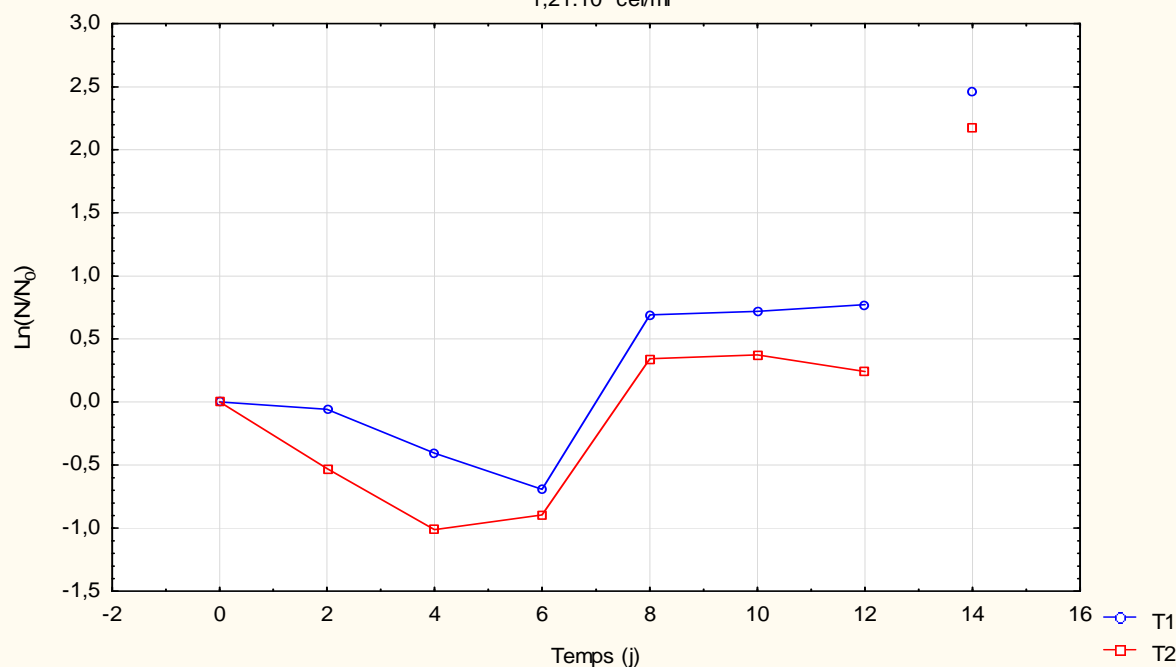
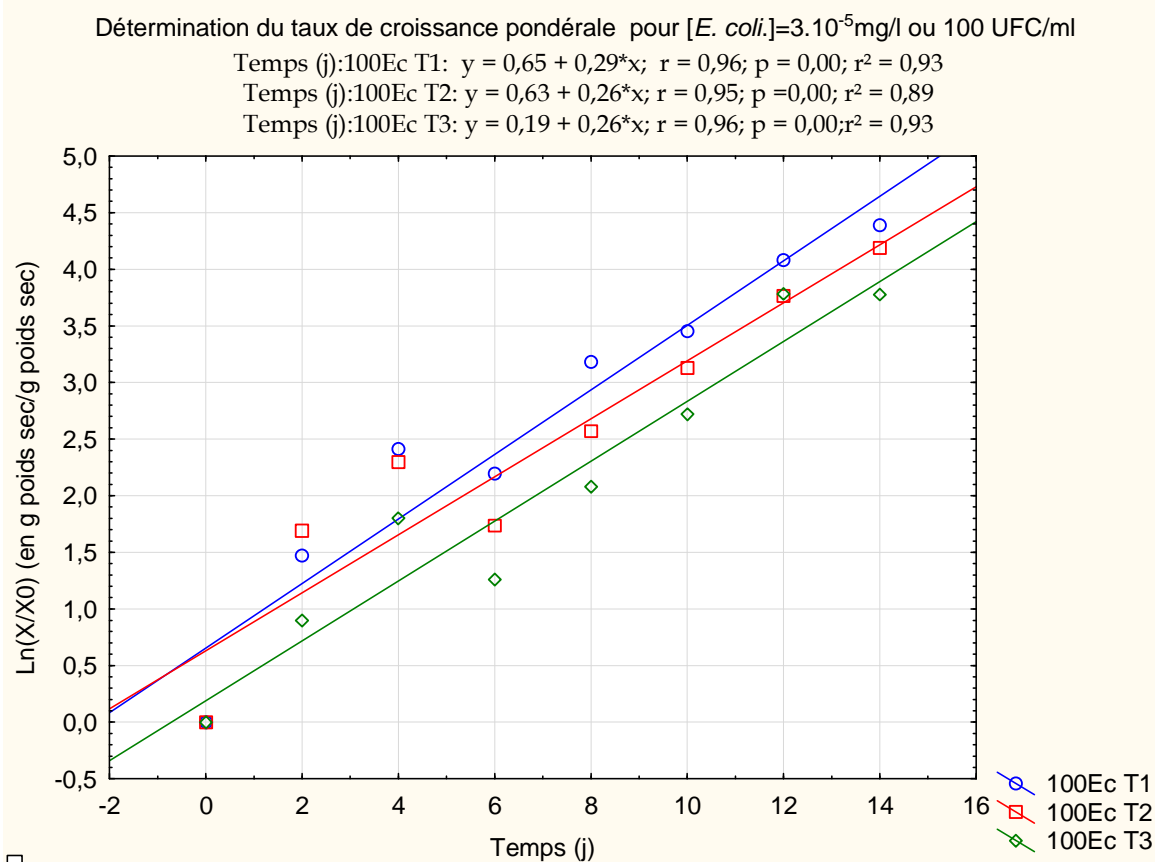
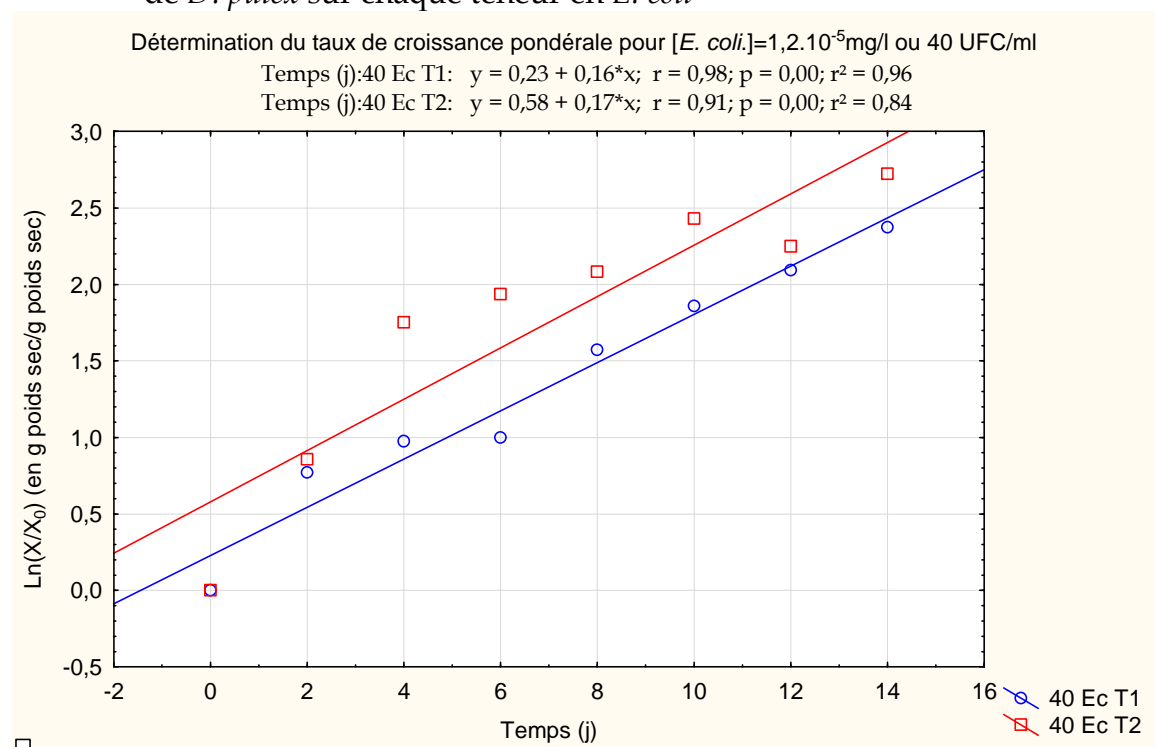


Figure 24: Evolution du taux spécifique de croissance démographique de *D. pulex* pour [*Scendesmus sp.*]=235,64mg/l ou  $1,21 \cdot 10^7$  cel/ml



Annexe IV.3 : Détermination graphique des taux spécifiques de croissance (poids sec) de *D. pulex* sur chaque teneur en *E. coli*

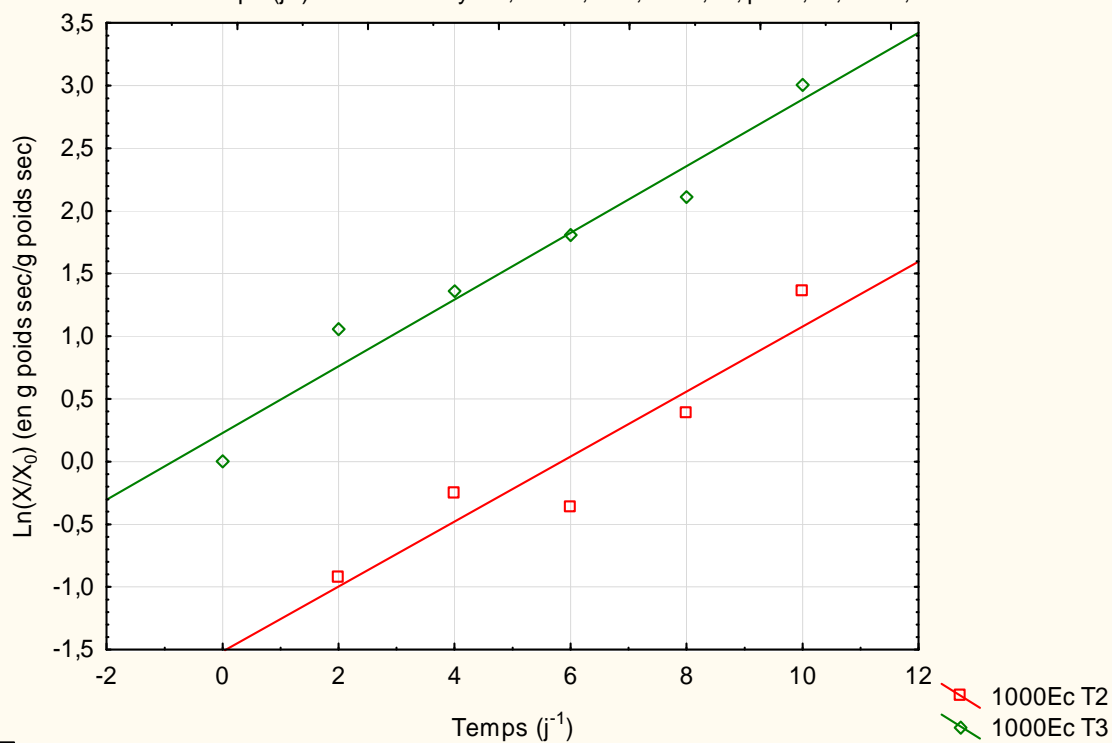


## Annexes

Détermination du taux de croissance pondérale pour [*E. coli.*]= $3 \cdot 10^{-4}$  mg/l ou 1000 UFC/ml

Temps ( $j^{-1}$ ):1000Ec T2:  $y = -1,52 + 0,26 \cdot x$ ;  $r = 0,94$ ;  $p = 0,02$ ;  $r^2 = 0,89$

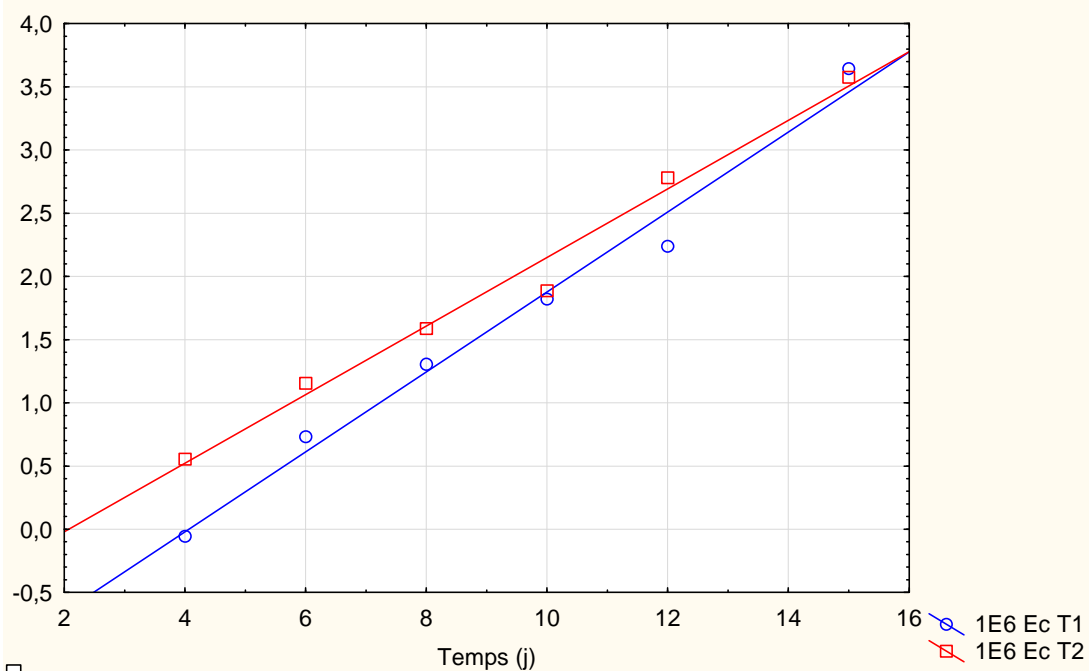
Temps ( $j^{-1}$ ):1000Ec T3:  $y = 0,23 + 0,27 \cdot x$ ;  $r = 0,98$ ;  $p = 0,00$ ;  $r^2 = 0,96$



Détermination du taux de croissance pondérale pour [*E. coli.*]= $3 \cdot 10^{-1}$  mg/l ou  $1 \cdot 10^6$  UFC/ml

Temps (j):1E6 Ec T1:  $y = -1,29 + 0,32 \cdot x$ ;  $r = 0,99$ ;  $p = 0,00$ ;  $r^2 = 0,98$

Temps (j):1E6 Ec T2:  $y = -0,56 + 0,27 \cdot x$ ;  $r = 0,99$ ;  $p = 0,000$ ;  $r^2 = 0,98$

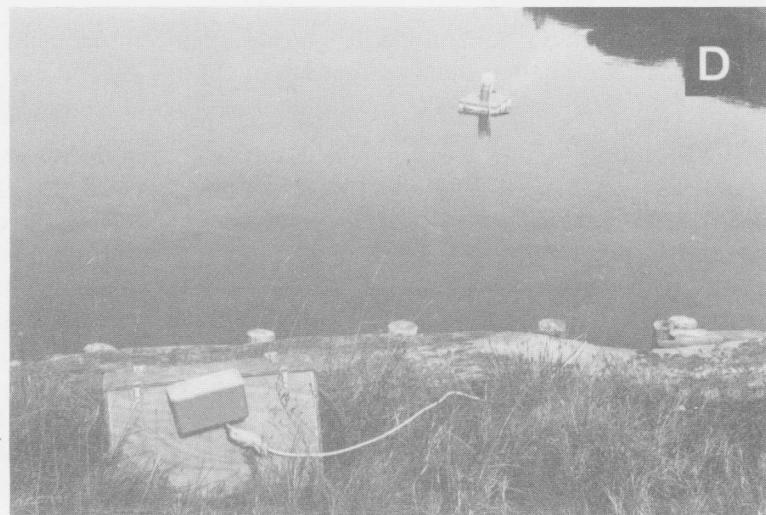
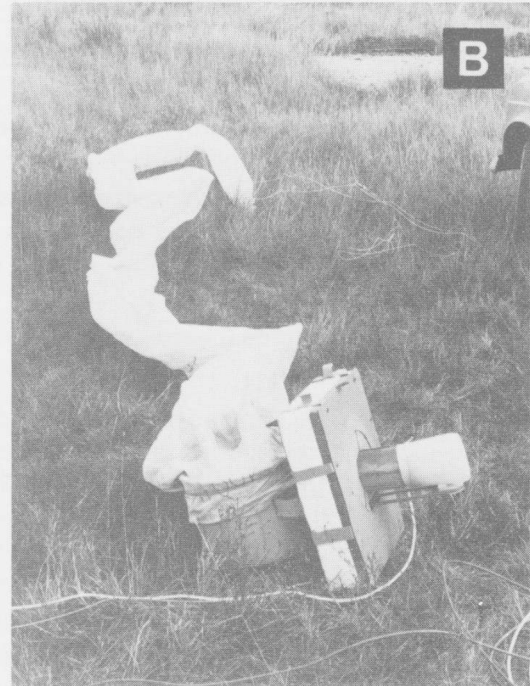
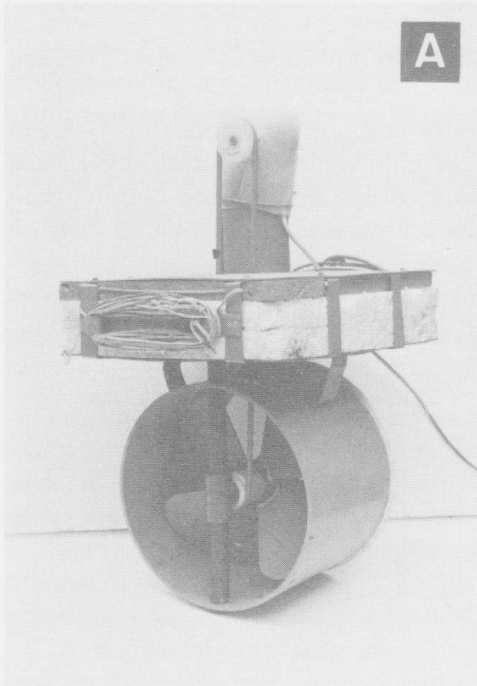


## Annexes

### Annexe VI.1: Données brutes des fractions organiques et inorganiques de *D. pulex* mesurées à 65°C et à 105°C

| $X_i/X_{D. Pulex}$ 65°C<br>(%) | $X_s/X_{D. Pulex}$ 65°C<br>(%) | $X_i/X_{D. pulex}$ 105°C<br>(%) | $X_s/X_{D. pulex}$ 105°C<br>(%) |
|--------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|
| 14,47                          | 85,53                          | 13,70                           | 86,30                           |
| 17,59                          | 82,41                          | 6,56                            | 93,44                           |
| 19,05                          | 80,95                          | 19,64                           | 80,36                           |
| 15,73                          | 84,27                          | 16,07                           | 83,93                           |
| 16,67                          | 83,33                          | 15,85                           | 84,15                           |
| 19,40                          | 80,60                          | 20,27                           | 79,73                           |
| 17,07                          | 82,93                          | 27,14                           | 72,86                           |
| 12,99                          | 87,01                          | 8,33                            | 91,67                           |
| 15,09                          | 84,91                          | 8,96                            | 91,04                           |
| 15,87                          | 84,13                          | 13,56                           | 86,44                           |
| 15,00                          | 85,00                          | 13,21                           | 86,79                           |
| 15,97                          | 84,03                          | 28,42                           | 71,58                           |
| 14,55                          | 85,45                          | 16,92                           | 83,08                           |
| 10,29                          | 89,71                          | 27,69                           | 72,31                           |
| 4,94                           | 95,06                          | 12,50                           | 87,50                           |
| 11,11                          | 88,89                          | 17,46                           | 82,54                           |
| 3,81                           | 96,19                          | 10,14                           | 89,86                           |
| 14,06                          | 85,94                          | 11,67                           | 88,33                           |
| 1,37                           | 98,63                          | 12,87                           | 87,13                           |
| 4,29                           | 95,71                          | 16,22                           | 83,78                           |
| 8,75                           | 91,25                          | 9,09                            | 90,91                           |
| 9,84                           | 90,16                          | 4,11                            | 95,89                           |
| 6,67                           | 93,33                          | 3,80                            | 96,20                           |
|                                |                                | 7,14                            | 92,86                           |

Annexe VIII.1 : modèle d'appareils collecteurs proposé par Barnabé (1980)



- A. Un appareil de collecte à axe horizontal.
- B. L'appareil muni de sa poche filtrante avant la mise à l'eau.
- C. Le dispositif en fonctionnement.
- D. La batterie et le contacteur horaire sont chacun placés dans un coffret de protection.

Annexe VIII.2 : QUESTIONNAIRE

1- Combien de personnes et combien de temps faut-il pour dans un bassin de 500m<sup>2</sup> ?

2- De quels moyens doivent-ils disposer ?

- 
- 
- 
- 
- 
- 

3- Pour chaque matériel cité, donner une estimation du prix d'achat et de la quantité requise

| Matériel | Estimation du prix unitaire | Quantité requise |
|----------|-----------------------------|------------------|
|          |                             |                  |
|          |                             |                  |
|          |                             |                  |
|          |                             |                  |
|          |                             |                  |
|          |                             |                  |
|          |                             |                  |

4- Combien coûterait-il d'enrôler un pêcheur pendant une journée?

5- A combien peut-on acheter un alevin de *Alestes baremoze* (communément appelé Agontcha en Fon-Goun ou Aboué en Pédah et en Xwla)

6- A combien le kilogramme de cette espèce de poisson (appelée Agontcha en goun et en fon) est vendu sur le marché local?

**Annexe VIII.3: Les valeurs des paramètres utilisés pour estimer la production journalière de cladocères**

| Symbole                                  | Définition  | Valeur                | Unité                       |
|--|---|-----------------------|-----------------------------|
| $r_{\max,D,p,Scenedesmus\ sp., T^\circ}$ | Taux de croissance spécifique maximum de <i>D. pulex</i> sur <i>Scenedesmus sp.</i>                               | 0,37 ± 0,01           | j <sup>-1</sup>             |
| $r_{\max,D,p,E.\ coli, T^\circ}$         | Taux de croissance spécifique maximum de <i>D. pulex</i> sur <i>E. coli</i> .                                     | 0,30 ± 0,01           | j <sup>-1</sup>             |
| $K_{SO_2,D,p}$                           | Constante de demi saturation pour la croissance sur l'O <sub>2</sub>  | 0,5                   | gO/m <sup>3</sup>           |
| $KX, \text{algue}$                       | Constante de demi saturation pour la croissance sur les algues  | 0,147 ± 0,03          | g poids sec/ m <sup>3</sup> |
| $K_I, \text{algue}$                      | Constante d'inhibition pour la croissance sur les algues  | 577 ± 129             | g poids sec/ m <sup>3</sup> |
| $KX, E.\ coli$                           | Constante de demi saturation pour la croissance sur les bactéries   | 7,14.10 <sup>-6</sup> | g poids sec/ m <sup>3</sup> |
| $k_{\text{mort},D,p,T^\circ}$            | Coefficient de mortalité de <i>D. pulex</i>   | 0,05                  | j <sup>-1</sup>             |
| $I_{E.\ Coli/Scenedesmus\ sp.}$          | Paramètre d'interaction indiquant le degré auquel <i>E. coli</i> affecte la dégradation du <i>Scenedesmus sp.</i> | 1,07 ± 0,29           | Sans dimension              |
| $I_{Scenedesmus\ sp./E.\ Coli}$          | Paramètre d'interaction indiquant le degré auquel <i>Scenedesmus sp.</i> affecte la dégradation de <i>E. coli</i> | 0,04 ± 0,01           | Sans dimension              |
| $\beta_{D,p}$                            | Facteur de correction de la température pour le taux de croissance  | 0,08                  | °C <sup>-1</sup>            |

**Annexe VIII.4**

**Tableau 1: Evolution de la biomasse de rotifères**

| Temps (mois) | Biomasse g DCO/m <sup>3</sup> | Temps (mois) | Biomasse g DCO/m <sup>3</sup> | Temps (mois) | Biomasse g DCO/m <sup>3</sup> | Temps (mois) | Biomasse g DCO/m <sup>3</sup> |
|--------------|-------------------------------|--------------|-------------------------------|--------------|-------------------------------|--------------|-------------------------------|
| 0            | 0,00                          | 12,11        | 0,00                          | 24,96        | 0,00                          | 29,95        | 26,88                         |
| 0,96         | 0,00                          | 13,06        | 0,00                          | 26,02        | 0,00                          | 30,05        | 15,44                         |
| 1,91         | 0,00                          | 14,02        | 0,00                          | 26,97        | 0,00                          | 30,05        | 22,69                         |
| 2,97         | 0,00                          | 14,97        | 0,00                          | 27,82        | 0,00                          | 30,05        | 30,52                         |
| 4,04         | 0,00                          | 16,14        | 0,00                          | 28,14        | 8,35                          | 30,16        | 11,80                         |
| 4,99         | 0,00                          | 16,99        | 0,00                          | 28,88        | 4,16                          | 31,01        | 9,07                          |
| 5,52         | 0,36                          | 18,05        | 0,00                          | 28,99        | 20,70                         | 31,22        | 6,37                          |
| 5,84         | 1,46                          | 18,9         | 0,36                          | 28,99        | 8,52                          | 31,43        | 4,16                          |
| 6,48         | 0,36                          | 19,12        | 1,27                          | 28,99        | 11,80                         | 31,65        | 2,18                          |
| 7,01         | 0,00                          | 19,96        | 0,00                          | 28,99        | 16,71                         | 32,28        | 0,36                          |
| 7,96         | 0,00                          | 21,03        | 0,00                          | 29,1         | 29,06                         | 33,03        | 0,20                          |
| 9,13         | 0,00                          | 21,98        | 0,00                          | 29,1         | 24,51                         | 34,19        | 0,00                          |
| 9,98         | 0,00                          | 22,94        | 0,00                          | 29,95        | 8,00                          | 35,04        | 0,00                          |
| 10,94        | 0,00                          | 24           | 0,00                          | 29,95        | 19,27                         | 36           | 0,00                          |

## Annexes

Tableau 2: Evolution de la biomasse de Nauplii (Cauchie, 2000)

| Temps<br>(mois) | Biomasse<br>g DCO/m <sup>3</sup> | Temps<br>(mois) | Biomasse<br>g DCO/m <sup>3</sup> | Temps<br>(mois) | Biomasse<br>g DCO/m <sup>3</sup> | Temps<br>(mois) | Biomasse<br>g DCO/m <sup>3</sup> |
|-----------------|----------------------------------|-----------------|----------------------------------|-----------------|----------------------------------|-----------------|----------------------------------|
| 0,00            | 0,00                             | 6,55            | 0,13                             | 15,20           | 0,16                             | 21,01           | 0,16                             |
| 0,74            | 0,00                             | 6,55            | 0,29                             | 15,62           | 0,13                             | 21,33           | 0,00                             |
| 1,37            | 0,07                             | 6,55            | 0,39                             | 15,62           | 0,07                             | 22,38           | 0,00                             |
| 2,32            | 0,03                             | 7,50            | 0,00                             | 15,94           | 0,26                             | 24,39           | 0,00                             |
| 2,74            | 0,13                             | 8,13            | 0,03                             | 16,05           | 0,36                             | 26,08           | 0,00                             |
| 3,17            | 0,26                             | 8,76            | 0,00                             | 16,26           | 0,13                             | 27,87           | 0,00                             |
| 3,48            | 0,16                             | 9,40            | 0,07                             | 16,36           | 0,16                             | 29,35           | 0,00                             |
| 3,80            | 0,07                             | 10,03           | 0,16                             | 16,79           | 0,20                             | 30,93           | 0,03                             |
| 4,22            | 0,00                             | 10,13           | 0,10                             | 17,00           | 0,13                             | 31,78           | 0,10                             |
| 4,75            | 0,00                             | 10,45           | 0,03                             | 17,31           | 0,07                             | 31,99           | 0,20                             |
| 5,49            | 0,00                             | 11,09           | 0,03                             | 17,63           | 0,03                             | 32,30           | 0,29                             |
| 5,60            | 0,10                             | 11,30           | 0,07                             | 18,58           | 0,00                             | 32,73           | 0,33                             |
| 5,70            | 0,36                             | 11,93           | 0,03                             | 19,21           | 0,07                             | 32,94           | 0,23                             |
| 5,70            | 0,26                             | 12,88           | 0,07                             | 19,85           | 0,20                             | 33,26           | 0,13                             |
| 5,81            | 0,65                             | 13,41           | 0,10                             | 19,85           | 0,07                             | 33,36           | 0,03                             |
| 5,81            | 0,52                             | 14,04           | 0,10                             | 20,16           | 0,29                             | 34,31           | 0,00                             |
| 5,91            | 0,78                             | 14,36           | 0,26                             | 20,38           | 0,36                             | 35,26           | 0,03                             |
| 6,33            | 0,52                             | 14,36           | 0,16                             | 20,69           | 0,49                             | 36,11           | 0,03                             |
| 6,33            | 0,62                             | 14,67           | 0,29                             | 20,90           | 0,33                             |                 | 0,00                             |
| 6,55            | 0,00                             | 15,10           | 0,13                             | 21,01           | 0,03                             |                 | 0,00                             |

Tableau 3: Evolution de la biomasse de copépodites I - V

| Temps<br>(mois) | Biomasse<br>g DCO/m <sup>3</sup> | Temps<br>(mois) | Biomasse<br>g DCO/m <sup>3</sup> | Temps<br>(mois) | Biomasse<br>g DCO/m <sup>3</sup> | Temps<br>(mois) | Biomasse<br>g DCO/m <sup>3</sup> |
|-----------------|----------------------------------|-----------------|----------------------------------|-----------------|----------------------------------|-----------------|----------------------------------|
| 0,10            | 0,00                             | 6,19            | 0,36                             | 12,91           | 0,10                             | 27,60           | 0,13                             |
| 0,94            | 0,07                             | 6,61            | 0,20                             | 15,22           | 0,20                             | 27,92           | 0,03                             |
| 1,05            | 0,16                             | 6,93            | 0,07                             | 15,64           | 0,33                             | 28,55           | 0,13                             |
| 1,26            | 0,29                             | 7,03            | 0,00                             | 16,16           | 0,33                             | 29,60           | 0,03                             |
| 1,47            | 0,33                             | 7,45            | 0,03                             | 17,42           | 0,03                             | 31,38           | 0,07                             |
| 1,99            | 0,29                             | 7,77            | 0,10                             | 19,10           | 0,07                             | 31,49           | 0,33                             |
| 2,41            | 0,23                             | 8,40            | 0,10                             | 19,94           | 0,29                             | 31,59           | 0,42                             |
| 2,62            | 0,16                             | 8,82            | 0,26                             | 20,15           | 0,55                             | 32,54           | 0,65                             |
| 2,83            | 0,10                             | 9,24            | 0,26                             | 20,36           | 0,81                             | 32,85           | 0,46                             |
| 2,94            | 0,29                             | 9,55            | 0,42                             | 20,68           | 0,94                             | 33,17           | 0,33                             |
| 3,04            | 0,36                             | 10,08           | 0,65                             | 20,89           | 0,72                             | 33,38           | 0,20                             |
| 3,25            | 0,59                             | 10,29           | 0,39                             | 21,20           | 0,39                             | 33,48           | 0,03                             |
| 3,57            | 0,36                             | 10,50           | 0,23                             | 21,52           | 0,33                             | 33,48           | 0,13                             |
| 3,67            | 0,23                             | 10,81           | 0,39                             | 22,04           | 0,20                             | 34,95           | 0,07                             |
| 3,99            | 0,10                             | 10,92           | 0,59                             | 22,25           | 0,03                             | 35,48           | 0,03                             |
| 4,30            | 0,00                             | 11,23           | 0,36                             | 24,56           | 0,00                             | 35,90           | 0,03                             |
| 5,35            | 0,07                             | 11,44           | 0,16                             | 26,97           | 0,03                             |                 |                                  |



Tableau 3: Evolution de la biomasse de copépodes adultes

| Temps<br>(mois) | Biomasse<br>g DCO/m <sup>3</sup> | Temps<br>(mois) | Biomasse<br>g DCO/m <sup>3</sup> | Temps<br>(mois) | Biomasse<br>g DCO/m <sup>3</sup> | Temps<br>(mois) | Biomasse<br>g DCO/m <sup>3</sup> |
|-----------------|----------------------------------|-----------------|----------------------------------|-----------------|----------------------------------|-----------------|----------------------------------|
| 0,21            | 0,07                             | 5,40            | 0,94                             | 11,33           | 0,29                             | 27,00           | 0,00                             |
| 0,74            | 0,10                             | 5,61            | 0,42                             | 11,75           | 0,49                             | 27,64           | 0,07                             |
| 1,16            | 0,03                             | 5,93            | 0,46                             | 12,07           | 0,29                             | 28,06           | 0,03                             |
| 1,80            | 0,16                             | 6,14            | 0,33                             | 12,28           | 0,07                             | 28,59           | 0,07                             |
| 1,91            | 0,55                             | 6,35            | 0,23                             | 13,02           | 0,00                             | 29,65           | 0,00                             |
| 2,01            | 0,94                             | 6,46            | 0,13                             | 14,19           | 0,00                             | 30,92           | 0,00                             |
| 2,12            | 1,37                             | 7,20            | 0,03                             | 15,25           | 0,00                             | 31,34           | 0,10                             |
| 2,65            | 1,11                             | 7,84            | 0,23                             | 15,46           | 0,07                             | 31,55           | 0,49                             |
| 2,86            | 0,78                             | 8,36            | 0,33                             | 16,09           | 0,03                             | 31,55           | 0,36                             |
| 2,96            | 0,49                             | 8,36            | 0,20                             | 16,62           | 0,16                             | 31,55           | 0,23                             |
| 3,18            | 0,23                             | 8,58            | 0,65                             | 17,26           | 0,10                             | 31,87           | 0,68                             |
| 3,60            | 0,23                             | 8,58            | 0,46                             | 18,21           | 0,00                             | 32,08           | 0,42                             |
| 4,02            | 0,07                             | 8,89            | 0,81                             | 19,06           | 0,03                             | 32,29           | 0,29                             |
| 4,24            | 0,26                             | 9,21            | 0,94                             | 19,80           | 0,00                             | 32,51           | 0,16                             |
| 4,66            | 0,36                             | 9,53            | 1,07                             | 20,22           | 0,16                             | 32,72           | 0,03                             |
| 4,87            | 0,81                             | 9,85            | 1,14                             | 20,75           | 0,33                             | 33,35           | 0,10                             |
| 4,87            | 0,62                             | 10,27           | 0,94                             | 21,28           | 0,13                             | 33,88           | 0,00                             |
| 5,08            | 0,94                             | 10,38           | 0,81                             | 21,71           | 0,13                             | 34,62           | 0,03                             |
| 5,19            | 1,04                             | 10,91           | 0,78                             | 22,45           | 0,00                             | 35,47           | 0,00                             |
| 5,29            | 1,14                             | 10,91           | 0,94                             | 24,14           | 0,00                             | 35,79           | 0,00                             |
| 5,40            | 0,62                             | 11,12           | 0,42                             | 25,09           | 0,00                             |                 |                                  |
| 5,40            | 0,81                             | 11,22           | 0,62                             | 26,05           | 0,00                             |                 |                                  |

Tableau 4: Evolution de la biomasse *D. magna*

| Temps<br>(mois) | Biomasse<br>g DCO/m <sup>3</sup> | Temps<br>(mois) | Biomasse<br>g DCO/m <sup>3</sup> | Temps<br>(mois) | Biomasse<br>g DCO/m <sup>3</sup> | Temps<br>(mois) | Biomasse<br>g DCO/m <sup>3</sup> |
|-----------------|----------------------------------|-----------------|----------------------------------|-----------------|----------------------------------|-----------------|----------------------------------|
| 0,00            | 0,00                             | 10,95           | 7,38                             | 19,26           | 19,83                            | 30,53           | 4,32                             |
| 1,89            | 0,00                             | 11,26           | 2,05                             | 19,47           | 24,41                            | 30,53           | 30,52                            |
| 2,00            | 4,06                             | 12,21           | 0,78                             | 19,79           | 31,79                            | 31,26           | 17,29                            |
| 2,21            | 11,18                            | 12,74           | 4,81                             | 19,89           | 26,20                            | 31,26           | 10,17                            |
| 2,74            | 3,84                             | 13,89           | 1,53                             | 20,11           | 21,13                            | 31,47           | 22,88                            |
| 3,16            | 8,91                             | 14,53           | 3,06                             | 20,21           | 16,80                            | 31,58           | 26,72                            |
| 4,11            | 4,32                             | 15,47           | 3,54                             | 20,32           | 11,96                            | 32,42           | 26,42                            |
| 5,16            | 9,91                             | 15,68           | 11,70                            | 20,63           | 4,58                             | 32,95           | 23,66                            |
| 5,58            | 9,91                             | 15,79           | 16,28                            | 21,05           | 5,33                             | 33,16           | 19,34                            |
| 6,00            | 1,27                             | 15,79           | 7,38                             | 21,58           | 2,28                             | 33,26           | 14,24                            |
| 6,95            | 9,91                             | 16,11           | 21,61                            | 22,63           | 0,49                             | 33,47           | 8,91                             |
| 7,16            | 2,54                             | 16,21           | 27,72                            | 24,84           | 0,00                             | 33,58           | 3,84                             |
| 7,37            | 8,65                             | 16,42           | 20,83                            | 27,26           | 0,26                             | 33,68           | 1,79                             |
| 7,68            | 18,07                            | 16,42           | 24,41                            | 29,05           | 0,49                             | 34,11           | 3,32                             |
| 7,89            | 12,71                            | 16,53           | 14,24                            | 29,16           | 2,80                             | 34,42           | 7,64                             |
| 8,00            | 9,13                             | 16,53           | 16,80                            | 29,37           | 8,91                             | 34,42           | 1,79                             |
| 8,11            | 4,32                             | 17,26           | 13,75                            | 29,58           | 32,31                            | 34,74           | 13,75                            |
| 8,21            | 0,78                             | 17,58           | 17,03                            | 29,58           | 25,68                            | 34,84           | 21,13                            |
| 8,63            | 8,91                             | 17,89           | 21,35                            | 29,68           | 18,30                            | 35,05           | 16,28                            |
| 8,63            | 6,11                             | 18,11           | 16,02                            | 29,79           | 40,17                            | 35,16           | 11,18                            |
| 9,16            | 9,91                             | 18,21           | 7,12                             | 30,32           | 10,69                            | 35,26           | 6,37                             |
| 9,68            | 8,65                             | 18,42           | 19,57                            | 30,32           | 40,17                            | 35,37           | 1,53                             |
| 10,32           | 9,91                             | 18,63           | 28,47                            | 30,42           | 15,76                            | 35,79           | 1,01                             |
| 10,32           | 6,60                             | 18,84           | 20,09                            | 30,42           | 23,66                            |                 |                                  |
| 10,84           | 13,98                            | 18,95           | 11,70                            | 30,42           | 36,37                            |                 |                                  |

Annexes

Tableau 5: Evolution de la biomasse algale (Cauchie, 2000)

| Temps (mois) | Biomasse µg (DCO/l) | Temps (mois) | Biomasse µg (DCO/l) | Temps (mois) | Biomasse µg (DCO/l) | Temps (mois) | Biomasse µg (DCO/l) | Temps (mois) | Biomasse µg (DCO/l) | Temps (mois) | Biomasse µg (DCO/l) |
|--------------|---------------------|--------------|---------------------|--------------|---------------------|--------------|---------------------|--------------|---------------------|--------------|---------------------|
| 0,37         | 0,00                | 3,86         | -110,83             | 13,58        | 0,00                | 20,55        | 5648,10             | 27,78        | 10742,04            | 31,02        | 2325,74             |
| 1,37         | 0,00                | 4,48         | -110,83             | 15,20        | 221,67              | 20,93        | 4318,98             | 27,90        | 4540,65             | 31,14        | 3876,09             |
| 1,49         | 1550,35             | 4,86         | 3433,19             | 15,32        | 1329,12             | 21,18        | 3433,19             | 28,03        | 1107,45             | 31,39        | 6091,00             |
| 1,62         | 3433,19             | 4,86         | 1993,24             | 15,45        | 3211,53             | 21,67        | 4429,81             | 28,03        | 1772,01             | 31,52        | 7641,34             |
| 1,87         | 5315,60             | 4,98         | 4651,48             | 15,57        | 4872,71             | 22,17        | 4761,88             | 28,03        | 5980,16             | 31,76        | 9191,69             |
| 2,12         | 7641,34             | 5,48         | 6866,39             | 15,94        | 5980,16             | 22,55        | 3211,53             | 28,40        | 2879,47             | 31,76        | 8970,46             |
| 2,24         | 8970,46             | 5,61         | 4651,48             | 16,19        | 6423,06             | 23,42        | 1772,01             | 28,65        | 4208,15             | 32,14        | 7752,18             |
| 2,37         | 10299,14            | 5,73         | 1772,01             | 16,44        | 2990,30             | 24,17        | 1218,29             | 28,90        | 2214,91             | 32,26        | 6201,83             |
| 2,49         | 11185,37            | 5,73         | 3322,36             | 16,57        | 4429,81             | 24,66        | 2546,97             | 28,90        | 3211,53             | 32,51        | 4872,71             |
| 2,62         | 12403,22            | 6,35         | 885,79              | 16,82        | 1218,29             | 24,79        | 3433,19             | 29,27        | 2990,30             | 32,89        | 3433,19             |
| 2,87         | 9524,19             | 7,47         | 664,56              | 17,31        | -110,83             | 25,41        | 2768,63             | 29,27        | 1661,18             | 33,13        | 2325,74             |
| 2,87         | 8527,13             | 7,97         | -110,83             | 17,94        | -110,83             | 26,53        | 2436,57             | 29,40        | 4208,15             | 33,51        | 1218,29             |
| 2,87         | 7530,51             | 8,60         | 221,67              | 18,06        | 2325,74             | 26,66        | 3765,25             | 29,77        | 6755,56             | 33,76        | 442,89              |
| 2,87         | 10631,64            | 9,22         | 1661,18             | 18,06        | 1107,45             | 26,78        | 5869,33             | 29,77        | 5758,94             | 34,51        | 332,06              |
| 3,11         | 3433,19             | 9,47         | 332,06              | 18,69        | 1218,29             | 26,91        | 9745,42             | 30,02        | 4872,71             | 35,00        | 0,00                |
| 3,11         | 553,73              | 9,47         | 885,79              | 18,93        | -221,67             | 27,03        | 8084,24             | 30,27        | 2879,47             | 35,88        | -110,83             |
| 3,11         | 5205,21             | 9,97         | 442,89              | 19,81        | 110,83              | 27,28        | 11074,54            | 30,27        | 3876,09             | 35,88        | -110,83             |
| 3,11         | 6755,56             | 10,34        | 110,83              | 20,06        | 1329,12             | 27,78        | 9191,69             | 30,52        | 1772,01             |              |                     |
| 3,24         | 2214,91             | 12,33        | -110,83             | 20,30        | 2879,47             | 27,78        | 3322,36             | 30,77        | 110,83              |              |                     |

Tableau 6 : Evolution de la température (Cauchie, 2000)

| Temps (mois) | Température (°C) | Temps (mois) | Température (°C) | Temps (mois) | Température (°C) | Temps (mois) | Température (°C) | Temps (mois) | Température (°C) |
|--------------|------------------|--------------|------------------|--------------|------------------|--------------|------------------|--------------|------------------|
|              |                  | 6,75         | 35,47            | 15,75        | 29,77            | 21,25        | 27,79            | 29,50        | 35,00            |
| -0,38        | 25,23            | 7,00         | 34,53            | 15,88        | 29,19            | 21,50        | 26,74            | 29,88        | 33,60            |
| 0,75         | 25,00            | 7,63         | 33,26            | 16,25        | 31,98            | 22,13        | 26,05            | 30,25        | 32,67            |
| 1,38         | 24,53            | 7,88         | 32,09            | 16,25        | 31,16            | 22,50        | 25,23            | 30,50        | 33,14            |
| 1,75         | 26,16            | 8,38         | 30,12            | 16,25        | 30,35            | 23,13        | 24,77            | 30,75        | 34,53            |
| 2,38         | 26,86            | 8,88         | 30,81            | 16,75        | 31,74            | 24,13        | 24,65            | 30,75        | 33,72            |
| 3,13         | 27,79            | 9,13         | 29,77            | 17,13        | 31,28            | 25,00        | 24,30            | 31,13        | 34,53            |
| 3,50         | 29,07            | 9,38         | 28,95            | 17,38        | 32,21            | 25,75        | 23,95            | 31,50        | 33,84            |
| 3,63         | 30,93            | 10,38        | 28,72            | 17,63        | 33,26            | 26,25        | 24,77            | 32,00        | 33,02            |
| 3,63         | 30,12            | 10,88        | 27,44            | 17,88        | 35,23            | 26,63        | 25,81            | 32,38        | 32,09            |
| 4,13         | 31,51            | 11,25        | 26,63            | 17,88        | 34,30            | 27,25        | 26,74            | 32,88        | 31,28            |
| 4,25         | 31,74            | 11,63        | 25,93            | 18,25        | 35,47            | 27,63        | 28,84            | 33,13        | 30,12            |
| 4,63         | 31,63            | 12,00        | 25,12            | 18,75        | 35,00            | 27,63        | 27,91            | 33,50        | 29,53            |
| 4,88         | 32,56            | 12,50        | 25,93            | 19,50        | 33,72            | 28,13        | 30,12            | 34,00        | 29,19            |
| 5,25         | 33,72            | 13,00        | 26,40            | 19,50        | 34,65            | 28,25        | 31,16            | 34,25        | 28,37            |
| 5,38         | 34,88            | 13,63        | 26,16            | 19,75        | 32,67            | 28,88        | 30,81            | 34,63        | 27,44            |
| 5,75         | 35,70            | 14,00        | 25,70            | 20,00        | 31,74            | 29,00        | 32,09            | 34,75        | 26,63            |
| 6,00         | 35,23            | 14,50        | 26,51            | 20,75        | 30,93            | 29,13        | 32,79            | 35,00        | 25,81            |
| 6,50         | 36,16            | 14,75        | 27,56            | 21,00        | 29,88            | 29,25        | 33,60            | 35,13        | 25,12            |
|              |                  | 15,25        | 28,37            | 21,13        | 29,07            | 29,38        | 34,30            | 35,50        | 25,23            |

Tableau 7: Evolution de la teneur en ammoniacque (Cauchie, 2000)

## Annexes

| Temps (mois) | Ammoniaque (mg N/l) | Temps (mois) | Ammoniaque (mg N/l) | Temps (mois) | Ammoniaque (m g N/l) | Temps (mois) | Ammoniaque (mg N/l) |
|--------------|---------------------|--------------|---------------------|--------------|----------------------|--------------|---------------------|
| 0,25         | 0,21                | 10,83        | 0,18                | 19,89        | 0,86                 | 29,96        | 1,52                |
| 0,76         | 0,28                | 11,45        | 0,18                | 20,14        | 0,34                 | 29,96        | 1,82                |
| 1,38         | 0,18                | 11,83        | 0,10                | 20,14        | 0,48                 | 30,08        | 0,72                |
| 1,64         | 0,08                | 12,59        | 0,07                | 20,77        | 0,34                 | 30,08        | 1,10                |
| 1,89         | 0,24                | 13,47        | 0,07                | 21,27        | 0,45                 | 30,21        | 0,89                |
| 2,14         | 0,30                | 14,60        | 0,07                | 21,40        | 0,34                 | 30,34        | 0,56                |
| 2,90         | 0,21                | 15,23        | 0,10                | 22,41        | 0,23                 | 30,84        | 0,73                |
| 3,15         | 0,08                | 15,99        | 0,10                | 23,29        | 0,23                 | 30,84        | 0,55                |
| 3,52         | 0,04                | 16,11        | 0,18                | 24,17        | 0,14                 | 31,09        | 1,38                |
| 4,15         | 0,13                | 16,36        | 0,27                | 24,92        | 0,18                 | 31,09        | 1,01                |
| 4,66         | 0,30                | 16,87        | 0,11                | 25,55        | 0,13                 | 31,22        | 1,20                |
| 5,29         | 0,48                | 17,50        | 0,17                | 26,31        | 0,08                 | 31,34        | 1,51                |
| 5,41         | 0,62                | 17,75        | 0,34                | 26,69        | 0,20                 | 31,85        | 1,41                |
| 5,92         | 0,61                | 18,00        | 0,66                | 27,19        | 0,37                 | 31,97        | 1,24                |
| 5,92         | 0,51                | 18,00        | 0,52                | 27,57        | 0,28                 | 32,22        | 1,06                |
| 6,42         | 0,73                | 18,25        | 1,11                | 27,82        | 0,20                 | 32,48        | 0,85                |
| 6,92         | 0,66                | 18,25        | 0,99                | 28,20        | 0,17                 | 32,73        | 0,69                |
| 7,17         | 0,51                | 18,25        | 0,80                | 28,57        | 0,31                 | 32,98        | 0,48                |
| 7,55         | 0,48                | 18,63        | 0,69                | 29,33        | 0,73                 | 33,10        | 0,34                |
| 8,06         | 0,49                | 18,76        | 0,52                | 29,45        | 0,94                 | 33,23        | 0,24                |
| 8,43         | 0,42                | 19,26        | 0,32                | 29,45        | 0,35                 | 34,62        | 0,34                |
| 8,56         | 0,31                | 19,38        | 0,68                | 29,58        | 0,55                 | 34,99        | 0,15                |
| 9,19         | 0,42                | 19,38        | 0,58                | 29,71        | 1,41                 | 34,99        | 0,23                |
| 9,44         | 0,28                | 19,38        | 0,46                | 29,83        | 1,27                 | 36,00        | 0,08                |
| 10,32        | 0,23                | 19,89        | 0,61                | 29,83        | 1,65                 | 36,00        | 0,08                |

Annexes

Tableau 8 : Evolution de la teneur en oxygène (Cauchie, 2000)

| Temps<br>(mois) | [O <sub>2</sub> ]<br>(mg O <sub>2</sub> /l) | Temps<br>(mois) | [O <sub>2</sub> ]<br>(mg O <sub>2</sub> /l) | Temps<br>(mois) | [O <sub>2</sub> ]<br>(mg O <sub>2</sub> /l) | Temps<br>(mois) | [O <sub>2</sub> ]<br>(mg O <sub>2</sub> /l) |
|-----------------|---|-----------------|---|-----------------|---|-----------------|---|
| 0,38            | 10,70                                       | 9,75            | 4,53  | 18,88           | 1,40  | 29,50           | 11,40                                       |
| 1,25            | 11,51                                       | 10,13           | 5,35  | 19,13           | 0,70  | 29,50           | 10,58                                       |
| 1,63            | 12,21                                       | 10,38           | 5,70  | 19,63           | 1,74  | 29,75           | 13,95                                       |
| 2,13            | 11,28                                       | 10,88           | 5,00  | 19,75           | 2,91  | 29,75           | 13,14                                       |
| 2,50            | 12,44                                       | 11,25           | 4,65  | 20,00           | 5,58  | 29,88           | 7,09  |
| 2,75            | 11,86                                       | 11,38           | 6,05  | 20,00           | 4,19  | 29,88           | 12,21                                       |
| 2,75            | 13,60                                       | 11,38           | 5,23  | 20,13           | 6,63  | 30,00           | 8,37  |
| 2,88            | 10,23                                       | 11,63           | 6,74  | 20,50           | 4,77  | 30,00           | 4,07  |
| 3,00            | 8,60  | 11,75           | 7,91  | 20,75           | 3,60  | 30,00           | 9,88  |
| 3,13            | 6,74  | 11,75           | 7,67  | 21,25           | 4,07  | 30,13           | 3,02  |
| 3,63            | 6,05  | 12,38           | 7,67  | 22,00           | 3,60  | 30,13           | 6,05  |
| 3,88            | 4,65  | 12,50           | 8,26  | 22,50           | 4,19  | 30,13           | 4,88  |
| 4,00            | 3,49  | 12,75           | 9,19  | 22,75           | 5,00  | 30,25           | 1,63  |
| 4,63            | 4,19  | 12,88           | 10,70                                       | 23,13           | 4,30  | 30,50           | 7,67  |
| 4,63            | 3,14  | 12,88           | 9,88  | 23,38           | 3,95  | 30,50           | 6,40  |
| 4,88            | 6,86  | 13,13           | 11,40                                       | 23,88           | 4,30  | 30,63           | 8,95  |
| 4,88            | 5,47  | 13,38           | 12,44                                       | 24,25           | 4,42  | 30,88           | 10,35                                       |
| 5,00            | 8,02  | 13,63           | 10,81                                       | 24,63           | 3,95  | 31,00           | 11,74                                       |
| 5,13            | 9,07  | 13,63           | 11,51                                       | 24,88           | 3,49  | 31,13           | 12,79                                       |
| 5,25            | 10,58                                       | 13,88           | 8,72  | 25,13           | 5,47  | 31,25           | 13,95                                       |
| 5,25            | 9,88  | 13,88           | 9,88  | 25,13           | 4,77  | 31,38           | 15,12                                       |
| 5,50            | 11,16                                       | 14,00           | 7,79  | 25,38           | 6,16  | 31,63           | 13,95                                       |
| 5,63            | 9,88  | 14,13           | 7,09  | 25,50           | 7,09  | 31,88           | 12,67                                       |
| 5,75            | 6,40  | 14,38           | 6,40  | 25,75           | 7,91  | 32,38           | 11,40                                       |
| 5,75            | 7,67  | 14,63           | 7,91  | 25,88           | 8,49  | 32,63           | 10,58                                       |
| 5,75            | 8,84  | 14,88           | 8,14  | 26,00           | 9,65  | 32,75           | 9,77  |
| 5,88            | 3,26  | 15,38           | 8,60  | 26,25           | 10,70                                       | 33,13           | 8,37  |
| 5,88            | 3,95  | 15,88           | 11,40                                       | 26,25           | 10,35                                       | 33,38           | 6,05  |
| 5,88            | 5,12  | 15,88           | 10,23                                       | 26,63           | 10,00                                       | 33,38           | 7,21  |
| 6,25            | 6,05  | 15,88           | 9,42  | 26,88           | 9,19  | 33,63           | 2,91  |
| 6,50            | 6,63  | 16,25           | 7,91  | 27,25           | 9,88  | 33,63           | 4,88  |
| 6,50            | 5,35  | 16,25           | 10,58                                       | 27,75           | 8,49  | 33,75           | 3,95  |
| 6,63            | 4,19  | 16,38           | 9,42  | 27,75           | 6,51  | 33,88           | 2,44  |
| 6,88            | 0,81  | 16,50           | 6,63  | 27,75           | 9,30  | 34,00           | 3,37  |
| 6,88            | 2,56  | 16,75           | 3,84  | 27,88           | 7,56  | 34,13           | 4,42  |
| 7,13            | 3,49  | 16,75           | 5,00  | 28,00           | 3,84  | 34,25           | 6,74  |
| 7,38            | 4,07  | 17,63           | 3,60  | 28,00           | 4,65  | 34,38           | 7,91  |
| 7,75            | 3,14  | 17,75           | 2,79  | 28,00           | 5,58  | 34,38           | 5,47  |
| 8,38            | 3,84  | 18,00           | 2,09  | 28,13           | 3,37  | 34,63           | 10,12                                       |
| 8,50            | 4,77  | 18,25           | 4,30  | 28,50           | 5,23  | 34,63           | 8,95  |
| 8,88            | 5,23  | 18,25           | 3,72  | 28,63           | 6,40  | 34,75           | 11,16                                       |
| 9,13            | 4,30  | 18,50           | 2,91  | 29,13           | 7,79  | 35,13           | 12,21                                       |
| 9,25            | 3,84  | 18,75           | 2,21  | 29,38           | 9,53  | 35,63           | 11,16                                       |
|                 |   |                 | 29,38                                       | 8,84            |   | 36,00           | 10,00                                       |

## Annexe VIII.5

**Tableau 1:** Evolution des variables physico-chimiques à l'entrée du bassin 1 (Source : Pizay-Parenty, 1985)

| Date       | T<br>(°C) | pH   | O <sub>2</sub><br>(mg/l) | DBO <sub>5</sub><br>(mg/l) | DCO<br>(mg/l) | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup><br>(mg/l) | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup><br>(mg/l) | NO <sub>2</sub> <sup>-</sup><br>(mg/l) | P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup><br>dissout (mg/l) | MES | SO <sub>4</sub><br>(mg/l) |
|------------|-----------|------|--------------------------|----------------------------|---------------|--|--|--|---|-----|---------------------------|
| 01/06/1976 | 25,5      | 7,85 | 0                        | 30                         | 149           | 87,5                                   | 0,5                                    | 0,05                                   | 23,6  | 16  | 202                       |
| 01/07/1976 | 16,4      | 7,75 | 1,7                      | 6                          | 61            | 14,4                                   | 56,4                                   | 7,82                                   | 15,8  | 2   | 209                       |
| 01/08/1976 | 15,5      | 7,45 | 0,62                     | 3                          | 38            | 7,7                                    | 57,7                                   | 2,76                                   | 16,1  | 22  | 226                       |
| 01/09/1976 | 17,5      | 7,4  | 0,91                     | 3                          | 54            | 18                                     | 2,5                                    | 1,52                                   | 38,7  | 11  | 193                       |
| 01/10/1976 | 12,7      | 7,15 | 3,63                     | 20                         | 94            | 54,9                                   | 5                                      | 2,53                                   | 21,1  | 11  | 110                       |
| 01/11/1976 | 7,7       | 7,5  | 0                        | 36                         | 134           | 47,7                                   | 0,5                                    | 0,16                                   | 34,1  | 45  | 149                       |
| 01/12/1976 | 6,2       | 8,5  | 0,15                     | 22                         | 119           | 36                                     | 0,5                                    | 0,51                                   | 23,2  | 31  | 163                       |
| 01/01/1977 | 2,5       | 7,5  | 1                        | 18                         | 93            | 53,1                                   | 0                                      | 0,46                                   | 29,4  | 21  | 192                       |
| 01/02/1977 | 8,3       | 8    | 1,14                     | 53                         | 210           | 40,5                                   | 0                                      | 0,34                                   | 26,3  | 163 | 124                       |
| 01/03/1977 | 9         | 7,5  | 3,36                     | 33                         | 118           | 48,6                                   | 0                                      | 0,04                                   | 31  | 77  | 235                       |
| 15/03/1977 | 5,5       | 8    | 0,05                     | 118                        | 445           | 162                                    | 0                                      | 0,23                                   | 45  | 158 | 149                       |
| 01/04/1977 | 9,9       | 7,9  | 4,8                      | 73                         | 285           | 17                                     | 6,2                                    | 0,64                                   | 26,35   | 474 | 158                       |
| 15/04/1977 | 10,7      | 8,2  | 0,02                     | 43                         | 171           | 87                                     | 0                                      | 0,14                                   | 34  | 41  | 206                       |
| 01/05/1977 | 13,9      | 8,15 | 3,4                      | 27                         | 124           | 77                                     | 0                                      | 0,14                                   | 23,2  | 25  | 346                       |
| 01/06/1977 | 11,5      | 7,9  | 1,9                      | 16                         | 105           | 62,1                                   | 0                                      | 0,14                                   | 12,6  | 36  | 226                       |

**Tableau 2:** Evolution des biomasses de bactéries et d'algues à l'entrée du bassin 1 (Pizay-Parenty, 1985)

| Date       | Coliformes<br>totaux | <i>E. coli</i> | Germes<br>totaux | Algues   |
|------------|----------------------|----------------|------------------|----------|
|            | mg DCO/l             | mg DCO/l       | mg DCO/l         | mg DCO/l |
| 01/06/1976 | 4,83E-03             | 4,83E-03       | 1,84E-02         | 2590,51  |
| 01/07/1976 | 4,83E-03             | 4,83E-06       | 1,55E-03         | 730,09   |
| 01/08/1976 | 4,83E-04             | 4,83E-04       | 8,21E-03         | 650,93   |
| 01/09/1976 | 4,83E-02             | 4,83E-06       | 9,18E-03         | 136,34   |
| 01/10/1976 | 4,83E-02             | 4,83E-03       | 3,67E-01         | 373,84   |
| 01/11/1976 | 4,83E-02             | 4,83E-02       | 1,69E+00         | 0,00     |
| 01/12/1976 | 4,83E-02             | 4,83E-02       | 1,69E-01         | 136,34   |
| 01/01/1977 | 4,83E-06             | 4,83E-02       | 9,66E-02         | 26,39    |
| 01/02/1977 | 4,83E-03             | 4,83E-06       | 7,25E-02         | 114,35   |
| 01/03/1977 | 4,83E-03             | 4,83E-03       | 1,55E-02         | 404,63   |
| 15/03/1977 | 4,83E-02             | 4,83E-03       | 2,56E-01         | 677,31   |
| 01/04/1977 | 4,83E-02             | 4,83E-02       | 1,16E-01         | 510,19   |
| 15/04/1977 | 4,83E-03             | 4,83E-03       | 3,96E-02         | 277,08   |
| 01/05/1977 | 4,83E-02             | 4,83E-03       | 1,50E-01         | 510,19   |
| 01/06/1977 | 4,83E-02             | 4,83E-02       | 5,80E-01         | 510,19   |

**Tableau 3:** Evolution des biomasses de zooplancton à l'entrée du bassin 1 (Pizay-Parenty, 1985)

| Date       | Biomasse              | Biomasse               | Biomasse              |
|------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|
|            | rotifères<br>mg DCO/l | cladocères<br>mg DCO/l | copépodes<br>mg DCO/l |
| 01/06/1976 | 0,000                 | 0,000                  | 0,000                 |
| 01/07/1976 | 0,000                 | 0,000                  | 0,000                 |
| 01/08/1976 | 0,000                 | 0,000                  | 0,000                 |
| 01/09/1976 | 0,021                 | 0,000                  | 0,000                 |
| 01/10/1976 | 0,034                 | 0,000                  | 0,002                 |
| 01/11/1976 | 0,017                 | 0,000                  | 0,000                 |
| 01/12/1976 | 0,007                 | 0,014                  | 0,001                 |
| 01/01/1977 | 0,091                 | 0,000                  | 0,001                 |
| 01/02/1977 | 0,010                 | 0,000                  | 0,000                 |
| 01/03/1977 | 0,004                 | 0,260                  | 0,000                 |
| 15/03/1977 | 0,014                 | 0,000                  | 0,000                 |
| 01/04/1977 | 0,030                 | 0,000                  | 0,000                 |
| 15/04/1977 | 0,011                 | 0,000                  | 0,000                 |
| 01/05/1977 | 0,009                 | 0,000                  | 0,000                 |
| 01/06/1977 | 0,009                 | 0,000                  | 0,000                 |

**Tableau 4:** Evolution des variables physico-chimiques à l'entrée du bassin 2 (Source : Pizay-Parenty, 1985)

| Date       | T<br>(°C) | pH   | O <sub>2</sub><br>(mg/l) | DBO <sub>5</sub><br>(mg/l) | DCO<br>(mg/l) | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup><br>(mg/l) | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup><br>(mg/l) | NO <sub>2</sub> <sup>-</sup><br>(mg/l) | P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup><br>dissout<br>(mg/l) | MES | SO <sub>4</sub><br>(mg/l) |
|------------|-----------|------|--------------------------|----------------------------|---------------|--|--|--|--|-----|---------------------------|
| 01/06/1976 | 27,2      | 7,9  | 1,43                     | 17                         | 104           | 76,7                                   | 0,5                                    | 0,05                                   | 13,6   | 24  | 226                       |
| 01/07/1976 | 20,5      | 7,85 | 0,93                     | 4                          | 65            | 33,7                                   | 9,3                                    | 2,44                                   | 13   | 8   | 154                       |
| 01/08/1976 | 19,1      | 7,9  | 2,53                     | 3,6                        | 52            | 17,7                                   | 37,8                                   | 4                                      | 14,1   | 21  | 228                       |
| 01/09/1976 | 17        | 7,55 | 1,39                     | 4                          | 58            | 20,7                                   | 12,4                                   | 1,52                                   | 19,5   | 17  | 206                       |
| 01/10/1976 | 11        | 7,75 | 1,04                     | 4,8                        | 52            | 32,4                                   | 2,5                                    | 0,83                                   | 21,1   | 6   | 120                       |
| 01/11/1976 | 5         | 7,9  | 2,07                     | 3                          | 58            | 47,70                                  | 3,1                                    | 0,12                                   | 24,8   | 8,0 | 154                       |
| 01/12/1976 | 3,6       | 8,3  | 9,96                     | 5                          | 78            | 29,7                                   | 5                                      | 0,18                                   | 17   | 44  | 187                       |
| 01/01/1977 | 0         | 8,38 | 10,7                     | 6                          | 32            | 20,7                                   | 9,3                                    | 0,14                                   | 10,8   | 64  | 163                       |
| 01/02/1977 | 5,9       | 7,9  | 3,43                     | 14                         | 66            | 47,3                                   | 0                                      | 0,22                                   | 25,7   | 20  | 187                       |
| 01/03/1977 | 8,7       | 8,05 | 2,3                      | 6,3                        | 82            | 54,9                                   | 0                                      | 0,14                                   | 27,9   | 24  | 240                       |
| 15/03/1977 | 6         | 7,75 | 1,1                      | 43                         | 215           | 64,8                                   | 0                                      | 0,09                                   | 29,4   | 12  | 173                       |
| 01/04/1977 | 8,85      | 7,9  | 1,75                     | 10,3                       | 75            | 58,5                                   | 0                                      | 0,14                                   | 28,8   | 13  | 168                       |
| 15/04/1977 | 11,1      | 8,2  | 4,8                      | 5,3                        | 107           | 54                                     | 0                                      | 0,32                                   | 26   | 9   | 221                       |
| 01/05/1977 | 14,2      | 8,2  | 1,2                      | 36                         | 285           | 51,3                                   | 0                                      | 0,51                                   | 23,2   | 7   | 259                       |
| 01/06/1977 | 17,2      | 8,1  | 1,1                      | 5                          | 67            | 49,5                                   | 0                                      | 0,74                                   | 21,7   | 31  | 257                       |

Tableau 5: Evolution des biomasses de bactéries et d'algues à l'entrée du bassin 2 (Pizay-Parenty, 1985)

| Date       | Coliformes totaux | <i>E. coli</i> | Germes totaux | algues   |
|------------|-------------------|----------------|---------------|----------|
|            | mg DCO/l          | mg DCO/l       | mg DCO/l      | mg DCO/l |
| 01/06/1976 | 4,83E-04          | 4,83E-05       | 1,40E-03      | 2942,36  |
| 01/07/1976 | 4,83E-06          | 4,83E-06       | 2,22E-04      | 980,79   |
| 01/08/1976 | 4,83E-06          | 4,83E-06       | 1,26E-03      | 347,45   |
| 01/09/1976 | 4,83E-05          | 4,83E-07       | 1,06E-03      | 145,14   |
| 01/10/1976 | 4,83E-04          | 4,83E-04       | 5,31E-03      | 409,03   |
| 01/11/1976 | 4,83E-02          | 4,83E-03       | 3,09E-01      | 0,00     |
| 01/12/1976 | 4,83E-04          | 4,83E-04       | 1,26E+01      | 219,91   |
| 01/01/1977 | 4,83E-06          | 4,83E-08       | 1,35E-01      | 215,51   |
| 01/02/1977 | 4,83E-04          | 4,83E-05       | 1,98E-03      | 708,10   |
| 01/03/1977 | 4,83E-04          | 4,83E-04       | 1,50E-03      | 202,31   |
| 15/03/1977 | 4,83E-04          | 4,83E-04       | 2,46E-03      | 105,56   |
| 01/04/1977 | 4,83E-03          | 4,83E-03       | 3,77E-03      | 527,78   |
| 15/04/1977 | 4,83E-06          | 4,83E-06       | 1,55E-04      | 43,98    |
| 01/05/1977 | 4,83E-06          | 4,83E-06       | 1,79E-05      | 527,78   |
| 01/06/1977 | 4,83E-05          | 4,83E-06       | 7,73E-05      | 527,78   |

Tableau 6: Evolution des biomasses de zooplancton à l'entrée du bassin 2 (Pizay-Parenty, 1985)

| Date       | Biomasse rotifères | Biomasse cladocères | Biomasse copépodes |
|------------|--------------------|---------------------|--------------------|
|            | mg DCO/l           | mg DCO/l            | mg DCO/l           |
| 01/06/1976 | 0,429              | 13,898              | 0,000              |
| 01/07/1976 | 0,097              | 58,794              | 0,000              |
| 01/08/1976 | 0,033              | 761,155             | 0,000              |
| 01/09/1976 | 0,130              | 732,998             | 0,000              |
| 01/10/1976 | 0,031              | 73,839              | 0,006              |
| 01/11/1976 | 0,000              | 7,526               | 0,001              |
| 01/12/1976 | 0,001              | 15,227              | 0,112              |
| 01/01/1977 | 0,004              | 5,688               | 0,018              |
| 01/02/1977 | 0,029              | 0,732               | 0,127              |
| 01/03/1977 | 0,004              | 0,449               | 0,134              |
| 15/03/1977 | 0,001              | 522,681             | 0,055              |
| 01/04/1977 | 0,006              | 0,813               | 0,062              |
| 15/04/1977 | 0,001              | 55,958              | 0,033              |
| 01/05/1977 | 0,000              | 11,267              | 0,045              |
| 01/06/1977 | 0,011              | 57,045              | 0,008              |

Tableau 7: Evolution des variables physico-chimiques à l'entrée du bassin 3 (Pizay-Parenty, 1985)

| Date       | T (°C) | pH   | O <sub>2</sub> (mg/l) | DBO <sub>5</sub> (mg/l) | DCO (mg/l) | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l) | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l) | NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l) | P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> -dissout (mg/l) | MES | SO <sub>4</sub> (mg/l) |
|------------|--------|------|-----------------------|-------------------------|------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|---|-----|------------------------|
| 01/06/1976 | 27     | 8,4  | 6,2                   | 17                      | 97         | 25                                  | 5                                   | 0,46                                | 3,7   | 8   | 293                    |
| 01/07/1976 | 21     | 7,95 | 1,2                   | 3                       | 78         | 40                                  | 1,9                                 | 0,32                                | 8,4   | 7   | 182                    |
| 01/08/1976 | 21,1   | 8,2  | 4,09                  | 4,6                     | 34         | 33                                  | 3,1                                 | 1,7                                 | 8,2   | 59  | 235                    |
| 01/09/1976 | 17     | 7,3  | 2,95                  | 3,5                     | 66         | 20,7                                | 0,6                                 | 1,1                                 | 9,6   | 29  | 286                    |
| 01/10/1976 | 11,1   | 7,65 | 6,85                  | 3,6                     | 40         | 22,5                                | 2,5                                 | 0,41                                | 12,9  | 23  | 156                    |
| 01/11/1976 | 4,8    | 8    | 6,7                   | 4,6                     | 45         | 25,7                                | 5                                   | 0,28                                | 15,5  | 32  | 144                    |
| 01/12/1976 | 3,9    | 8,4  | 9,47                  | 3,9                     | 29         | 26,1                                | 8,1                                 | 0,14                                | 15,5  | 55  | 192                    |
| 01/01/1977 | 0      | 8,2  | 8,4                   | 5                       | 41         | 16,2                                | 19,8                                | 0,18                                | 10,8  | 96  | 168                    |
| 01/02/1977 | 6,4    | 7,8  | 3,5                   | 11                      | 61         | 47,3                                | 3,1                                 | 0,25                                | 25,7  | 12  | 214                    |
| 01/03/1977 | 9,1    | 8    | 3,2                   | 4,8                     | 64         | 48,6                                | 3,1                                 | 0,18                                | 26,3  | 32  | 235                    |
| 15/03/1977 | 7,4    | 7,7  | 2,1                   | 51                      | 123        | 55,8                                | 0                                   | 0,18                                | 27,9  | 23  | 173                    |
| 01/04/1977 | 8,9    | 7,9  | 3,7                   | 7,8                     | 71         | 58,5                                | 0                                   | 0,28                                | 28,8  | 12  | 182                    |
| 15/04/1977 | 12,4   | 8,2  | 4,4                   | 4,4                     | 66         | 50                                  | 3,1                                 | 0,69                                | 25  | 11  | 206                    |
| 01/05/1977 | 14,2   | 8,3  | 6                     | 5                       | 62         | 49,5                                | 6,8                                 | 1,1                                 | 23,2  | 7   | 259                    |
| 01/06/1977 | 18,2   | 8,2  | 3,5                   | 4                       | 53         | 44                                  | 2,5                                 | 1,15                                | 20,1  | 5   | 251                    |

Tableau 8: Evolution des biomasses de bactéries et d'algues à l'entrée du bassin 3 (Pizay-Parenty, 1985)

| Date       | Coliformes totaux | <i>E. coli</i> | Germes totaux | Algues   |
|------------|-------------------|----------------|---------------|----------|
|            | mg DCO/l          | mg DCO/l       | mg DCO/l      | mg DCO/l |
| 01/06/1976 | 4,83E-05          | 4,83E-06       | 5,80E-04      | 3773,61  |
| 01/07/1976 | 4,83E-07          | 4,83E-07       | 3,96E-04      | 1512,96  |
| 01/08/1976 | 4,83E-07          | 4,83E-07       | 9,18E-04      | 611,34   |
| 01/09/1976 | 4,83E-08          | 4,83E-08       | 6,76E-04      | 461,81   |
| 01/10/1976 | 4,83E-07          | 0,00E+00       | 7,25E-05      | 426,62   |
| 01/11/1976 | 4,83E-06          | 4,83E-06       | 2,22E-04      | 162,73   |
| 01/12/1976 | 4,83E-06          | 4,83E-06       | 2,03E-03      | 329,86   |
| 01/01/1977 | 4,83E-05          | 4,83E-05       | 2,08E-03      | 479,40   |
| 01/02/1977 | 4,83E-04          | 4,83E-04       | 5,31E-03      | 791,67   |
| 01/03/1977 | 4,83E-03          | 4,83E-05       | 4,73E-04      | 211,11   |
| 15/03/1977 | 4,83E-06          | 4,83E-06       | 1,06E-04      | 118,75   |
| 01/04/1977 | 4,83E-07          | 4,83E-07       | 2,27E-04      | 721,30   |
| 15/04/1977 | 4,83E-06          | 4,83E-07       | 1,88E-04      | 83,56    |
| 01/05/1977 | 4,83E-07          | 4,83E-08       | 5,31E-05      | 721,30   |
| 01/06/1977 | 4,83E-06          | 4,83E-06       | 1,55E-04      | 721,30   |



Tableau 9: Evolution des biomasses de zooplancton à l'entrée du bassin 3 (Pizay-Parenty, 1985)

| Date       | Biomasse              | Biomasse               | Biomasse              |
|------------|-----------------------|------------------------|-----------------------|
|            | rotifères<br>mg DCO/l | cladocères<br>mg DCO/l | copépodes<br>mg DCO/l |
| 01/06/1976 | 1,297                 | 33,036                 | 0,125                 |
| 01/07/1976 | 0,113                 | 2285,702               | 0,000                 |
| 01/08/1976 | 0,023                 | 270,999                | 0,000                 |
| 01/09/1976 | 0,031                 | 65,869                 | 0,108                 |
| 01/10/1976 | 0,016                 | 58,550                 | 0,030                 |
| 01/11/1976 | 0,000                 | 59,160                 | 0,032                 |
| 01/12/1976 | 0,002                 | 1,302                  | 0,076                 |
| 01/01/1977 | 0,005                 | 1,220                  | 0,066                 |
| 01/02/1977 | 0,003                 | 0,003                  | 0,016                 |
| 01/03/1977 | 0,004                 | 12,615                 | 0,203                 |
| 15/03/1977 | 0,000                 | 192,728                | 0,324                 |
| 01/04/1977 | 0,004                 | 24,091                 | 0,160                 |
| 15/04/1977 | 0,000                 | 12,655                 | 0,087                 |
| 01/05/1977 | 0,002                 | 628,705                | 0,016                 |
| 01/06/1977 | 0,079                 | 13,011                 | 0,021                 |

Tableau 10: Evolution des variables physico-chimiques à la sortie du bassin 3 (Pizay-Parenty, 1985)

| Date       | T<br>(°C) | pH   | O <sub>2</sub><br>(mg/l) | DBO <sub>5</sub><br>(mg/l) | DCO<br>(mg/l) | NH <sub>4</sub> <sup>+</sup><br>(mg/l) | NO <sub>3</sub> <sup>-</sup><br>(mg/l) | NO <sub>2</sub><br>(mg/l) | P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> dissout<br>(mg/l) | MES | SO <sub>4</sub><br>(mg/l) |
|------------|-----------|------|--------------------------|----------------------------|---------------|--|--|---------------------------|---|-----|---------------------------|
| 01/06/1976 | 26,3      | 8,3  | 3,6                      | 25                         | 106           | 22,1                                   | 3,7                                    | 0,46                      | 3,4   | 10  | 293                       |
| 01/07/1976 | 20,8      | 8    | 1,46                     | 3                          | 67            | 39,1                                   | 1,9                                    | 0,28                      | 8,1   | 15  | 161                       |
| 01/08/1976 | 21,8      | 8,2  | 3,5                      | 5                          | 71            | 35,1                                   | 0,6                                    | 0,78                      | 7   | 73  | 245                       |
| 01/09/1976 | 17        | 7,85 | 2,12                     | 5                          | 54            | 20,7                                   | 0,5                                    | 1,92                      | 7,9   | 9   | 232                       |
| 01/10/1976 | 11,5      | 7,55 | 2,47                     | 5,4                        | 44            | 18,9                                   | 3,1                                    | 0,46                      | 9,5   | 31  | 166                       |
| 01/11/1976 | 5,1       | 8    | 5,9                      | 3,7                        | 31            | 32,9                                   | 3,1                                    | 0,2                       | 18,6  | 17  | 144                       |
| 01/12/1976 | 3,9       | 8,4  | 10,1                     | 4,6                        | 45            | 25,2                                   | 9,9                                    | 0,1404                    | 13,9  | 72  | 187                       |
| 01/01/1977 | 1         | 7,7  | 9                        | 5                          | 48            | 16,2                                   | 20,5                                   | 0,18                      | 10,8  | 104 | 139                       |
| 01/02/1977 | 6,1       | 8    | 6,8                      | 7                          | 48            | 3,8                                    | 9,9                                    | 0,27                      | 20,1  | 8   | 173                       |
| 01/03/1977 | 9,7       | 8    | 2,5                      | 9                          | 67            | 47,7                                   | 5                                      | 0,14                      | 24,8  | 37  | 235                       |
| 15/03/1977 | 7,2       | 7,7  | 2,6                      | 5,6                        | 57            | 52,2                                   | 0                                      | 0,28                      | 26,4  | 36  | 149                       |
| 01/04/1977 | 8,85      | 7,95 | 3,7                      | 6,6                        | 73            | 54,9                                   | 3,7                                    | 0,37                      | 27,9  | 17  | 182                       |
| 15/04/1977 | 12        | 8,15 | 4,6                      | 4,4                        | 35            | 50                                     | 3,7                                    | 0,69                      | 25  | 12  | 204                       |
| 01/05/1977 | 14,5      | 8,3  | 7,2                      | 6                          | 64            | 49,5                                   | 7,4                                    | 1,2                       | 23,2  | 10  | 250                       |
| 01/06/1977 | 18,7      | 8,15 | 3,1                      | 5                          | 61            | 44,1                                   | 3,7                                    | 1,24                      | 20,1  | 14  | 251                       |

Tableau 11: Evolution des biomasses de bactéries et d'algues à la sortie du bassin 3 (Pizay-Parenty, 1985)

| Date       | Coliformes totaux | <i>E. coli</i> | Germes totaux | algues   |
|------------|-------------------|----------------|---------------|----------|
|            | mg DCO/l          | mg DCO/l       | mg DCO/l      | mg DCO/l |
| 01/06/1976 | 4,83E-04          | 4,83E-04       | 1,16E-03      | 6685,19  |
| 01/07/1976 | 4,83E-07          | 4,83E-07       | 1,50E-04      | 1011,57  |
| 01/08/1976 | 4,83E-06          | 4,83E-07       | 4,35E-03      | 967,59   |
| 01/09/1976 | 4,83E-07          | 0,00E+00       | 3,96E-03      | 598,15   |
| 01/10/1976 | 4,83E-05          | 4,83E-07       | 7,25E-05      | 936,81   |
| 01/11/1976 | 4,83E-07          | 4,83E-08       | 2,85E-04      | 162,73   |
| 01/12/1976 | 4,83E-05          | 4,83E-05       | 1,50E-03      | 202,31   |
| 01/01/1977 | 4,83E-06          | 4,83E-08       | 2,46E-04      | 646,53   |
| 01/02/1977 | 4,83E-05          | 4,83E-06       | 2,95E-04      | 527,78   |
| 01/03/1977 | 4,83E-05          | 4,83E-07       | 4,83E-04      | 241,90   |
| 15/03/1977 | 4,83E-07          | 4,83E-07       | 1,50E-04      | 158,33   |
| 01/04/1977 | 4,83E-07          | 3,86E-08       | 1,55E-04      | 989,58   |
| 15/04/1977 | 4,83E-08          | 9,66E-09       | 1,35E-04      | 114,35   |
| 01/05/1977 | 4,83E-06          | 4,83E-06       | 4,44E-04      | 989,58   |
| 01/06/1977 | 1,93E-08          | 1,93E-08       | 8,69E-05      | 989,58   |

Tableau 12: Evolution des biomasses de zooplancton à la sortie du bassin 3 (Pizay-Parenty, 1985)

| Date       | Biomasse rotifères | Biomasse cladocères | Biomasse copépodes |
|------------|--------------------|---------------------|--------------------|
|            | mg DCO/l           | mg DCO/l            | mg DCO/l           |
| 01/06/1976 | 0,282              | 0,386               | 0,093              |
| 01/07/1976 | 0,066              | 129,705             | 0,000              |
| 01/08/1976 | 0,008              | 51,232              | 0,000              |
| 01/09/1976 | 0,034              | 102,463             | 0,080              |
| 01/10/1976 | 0,008              | 14,638              | 0,027              |
| 01/11/1976 | 0,004              | 3,659               | 0,006              |
| 01/12/1976 | 0,002              | 0,183               | 0,002              |
| 01/01/1977 | 0,002              | 0,044               | 0,014              |
| 01/02/1977 | 0,001              | 0,026               | 0,036              |
| 01/03/1977 | 0,006              | 9,657               | 0,086              |
| 15/03/1977 | 0,001              | 18,805              | 0,057              |
| 01/04/1977 | 0,000              | 11,588              | 0,076              |
| 15/04/1977 | 0,010              | 4,269               | 0,054              |
| 01/05/1977 | 0,001              | 2,307               | 0,029              |
| 01/06/1977 | 0,016              | 119,642             | 0,029              |