

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

COMME EXIGENCE PARTIELLE
À L'OBTENTION DE LA
MAÎTRISE EN INGÉNIERIE
M.Ing.

PAR
Jocelyn DUMONTIER

OPTIMISATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU D'UN BASSIN ZOOLOGIQUE SELON
UNE APPROCHE MULTIPARAMÈTRE

MONTRÉAL, LE 23 AVRIL 2010

© Tous droits réservés, Jocelyn Dumontier, 2010

PRÉSENTATION DU JURY
CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ
PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

M. Robert Hausler, directeur de mémoire
Génie de l'environnement à l'École de technologie supérieure

M. Mathias Glaus, président du jury
Génie de l'environnement à l'École de technologie supérieure

M. Serge Drolet, examinateur externe
Zoo de Granby

IL A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 14 AVRIL 2010

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

REMERCIEMENTS

Plusieurs personnes, que j'aimerais remercier, ont contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce mémoire. Mes premiers remerciements vont à mon directeur de recherche, monsieur Robert Hausler, qui par son soutien dynamique et créatif ainsi que par sa passion communicative a rendu ce projet possible.

Il est essentiel de remercier les gens du Zoo de Granby pour avoir fourni les nombreux outils nécessaires à l'élaboration du projet. Spécialement, je tiens à remercier monsieur Serge Drolet pour ses commentaires constructifs et son encadrement intéressé tout au long du projet.

Pour leurs contributions scientifiques et leur support moral je dois remercier les gens de la STEPPE-ETS qui ont contribué à générer un environnement de travail stimulant. Je tiens également à remercier monsieur Mathias Glaus pour sa disponibilité et ses conseils judicieux.

Finalement, je tiens à remercier mon entourage familial et particulièrement ma copine Mélissa qui m'ont encouragé et ont dû supporter les contraintes reliées à la mise à terme de ce projet.

OPTIMISATION DE LA QUALITÉ DE L'EAU D'UN BASSIN ZOOLOGIQUE SELON UNE APPROCHE MULTIPARAMÈTRE

Jocelyn DUMONTIER

RÉSUMÉ

Dans un contexte où la société prend conscience de son impact sur l'environnement, des mesures sont prises pour réduire les empreintes écologiques tant au niveau individuel que sociétair. L'eau étant une ressource qui prend de plus en plus de valeur tant au niveau économique que moral, il devient de plus en plus important pour les entreprises d'en réduire leur consommation. Dans le cadre d'une entreprise exploitant un bassin zoologique en circuit semi-fermé, ceci se résume à une minimisation de la consommation d'eau tout en respectant des critères de qualités physico-chimiques et biologiques définis.

L'élaboration d'un modèle de traitement simple comprenant l'ensemble des unités de traitement peut fournir une quantité et une qualité d'information suffisante pour établir des pistes menant à une optimisation de ce système de traitement. La démarche proposée consiste à traiter l'ensemble des contaminants dans un système de traitement de l'eau d'un bassin zoologique comme un flux de matière dont il est possible d'effectuer une approximation de la quantité résiduelle après chaque unité de traitement par une équation du premier ordre.

Cette démarche s'appuie sur le fait qu'il est difficile, lorsque la main d'œuvre est peu disponible, de contrôler l'ensemble des paramètres pouvant modifier l'équilibre physico-chimique et biologique d'un bassin zoologique en circuit semi-fermé. Les coefficients de traitement empiriques ainsi obtenus pour un scénario défini, permettent d'obtenir une vision systémique intégrée du système étudié en minimisant le temps d'échantillonnage et d'analyses requis.

Dans le cas étudié d'un bassin zoologique où évolue des hippopotames (*Hippopotamus amphibius*), les paramètres de qualités étudiés sont la concentration d'azote ammoniacal (NH_3), la concentration de carbone organique total (COT), la concentration de coliformes fécaux (CF), la concentration d'ozone résiduel (O_3), la turbidité, la couleur, la concentration d'orthophosphates (PO_4^{3-}) et la concentration de nitrites/nitrates ($\text{NO}_2^-/\text{NO}_3^-$). Le modèle élaboré permet d'affirmer qu'il est impossible avec le système actuellement en place (filtration sur sable, ozonation et adsorption sur charbon actif) d'atteindre les objectifs de qualité dans le bassin zoologique en ce qui a trait à la turbidité ($< 0,20$ NTU) et à la concentration de coliformes fécaux (< 200 UFC).

La présente étude suggère que le débit de filtration sur sable est critique à l'atteinte de l'objectif de traitement relié à la turbidité. Un redimensionnement à la hausse de 47 % de l'unité de filtration sur sable permettrait d'atteindre cet objectif en moins d'une heure après un événement turbide. Également dans la perspective où des solutions de traitement alternatives seraient envisagées, l'implantation d'un prétraitement à efficacité d'enlèvement

de la turbidité moyen de 80 % à fort débit, soit 212 % du débit de filtration sur sable, permettrait d'atteindre la cible. L'objectif de traitement relié à la concentration de coliformes fécaux implique l'implantation d'un prétraitement alternatif possédant une capacité d'enlèvement de 90 % à 3 fois le débit nominal de filtration sur sable.

Dans cette perspective, il pourrait être intéressant d'évaluer des technologies alternatives comme la flottation à l'air dissout (DAF), la préozonation ou la microfiltration, qui peuvent traiter des débits élevés à moindre coût et à faible consommation d'eau. Avec comme optique une minimisation de la consommation d'eau du système, l'ensemble de ces solutions devrait être subséquemment évalué par des essais pilotes et des études économiques appropriées où sont impliqués l'ensemble des intervenants.

Paradoxalement, la dilution de l'eau du bassin zoologique avec l'eau potable du réseau de distribution de la ville à turbidité similaire, ne contribue pas à l'atteinte des objectifs de traitement, et ce, en plus d'augmenter la consommation d'eau. Une réduction directe du taux de changement d'eau quotidien doit donc être préconisée.

Bien que très dépendante du scénario étudié, la démarche utilisée fournit de bonnes pistes d'optimisation dans un contexte où les moyens et l'expertise sont limités. Son application vise également à favoriser les échanges entre les experts, les opérateurs et les gestionnaires; paramètre clé lorsqu'il s'agit d'obtenir des solutions de traitement de l'eau viables, rentables et environnementalement responsables dans la gestion d'un bassin zoologique.

Mots clés : Bassin zoologique, qualité de l'eau, gestion de l'information, technologies de traitement de l'eau.

OPTIMIZATION OF THE WATER QUALITY OF A ZOOLOGICAL BASIN WITH A MULTIPARAMETER APPROACH

Jocelyn DUMONTIER

ABSTRACT

In a context where society is becoming aware of its impact on the environment, measures are taken to reduce the ecological footprint at both the individual and societal level. Nowadays, water is a resource that has an increasing economical and moral value. For this reason, it becomes increasingly important for businesses to reduce their water consumption. In the case of a company exploiting a semi-closed circuit zoological basin, this boils down to minimizing water consumption while meeting the predefined physico-chemical and biological quality criterias.

The development of a simple treatment model including all processing units can provide information in sufficient quantity and quality to establish optimizing pathways for the water treatment system. The proposed approach is to treat all contaminants in a water treatment system of a zoological basin as a stream of material from which it is possible to approximate the amount remaining after each processing unit by a first order equation.

This approach relies on the fact that it is difficult when labor is not available to control all parameters that can alterate the physico-chemical and biological equilibrium in semi-closed water treatment circuit. The empirical treatment coefficients thus obtained for a given scenario lead to an integrated systemic overview with minimized sampling and analyzing time.

In the studied case of a zoological basin inside witch evolve an hippopotamus (*Hippopotamus amphibius*), the quality parameters studied were the ammonia concentration (NH_3), the total organic carbon concentration (TOC), the fecal coliform concentration (FC), the residual ozone concentration (O_3), turbidity, color, the ortho-phosphate concentration (PO_4^{3-}) and the nitrite / nitrate concentration ($\text{NO}_2^-/\text{NO}_3^-$). The model developed suggest that it is impossible with the current system (sand filtration, ozonation and activated carbon adsorption) to achieve the quality criterias with respect to turbidity (<0.20 NTU) and fecal coliform concentration (<200 CFU).

This study suggests that the sand filtration water flow is critical to achieving the turbidity related goal of treatment. A 47% upsizing of the sand filtration unit would achieve this goal in less than an hour after a turbid event. Also, in the event that alternative treatment options are considered, the goal could be attained with the implantation of a high flow pretreatment (212% the nominal flow of sand filtration) with 80 % average turbidity removal efficiency. The reaching of the treatment objective related to the fecal coliform concentration involves the implantation of a very high flow pretreatment (3 times the nominal flow of sand filtration) combined with a 90 % removal capacity.

In this perspective, it might be interesting to evaluate technologies such as dissolved air flotation (DAF), preozonation or microfiltration; technologies which can handle high flow rates at low cost and low water consumption. With an insight of minimizing system water consumption, all these solutions should be subsequently evaluated by test pilots and appropriate economic studies where all the stakeholders are involved.

Paradoxically, the dilution of the zoological bassin water with the city tap water, which has a similar turbidity value, does not contribute to the achievement of treatment goals and enhance the water consumption level. Hence, a direct reduction in the daily turnover rate of water should be advocated.

Although highly dependent on the scenario studied, the approach used provided good avenues for optimization in a context where resources and expertise are limited. Its application also seeks to foster exchanges among experts, operators and managers; a key parameter in obtaining viable, profitable and environmentally responsible water treatment solutions in the management of a zoological basin.

Keywords : Zoological basin, water quality, information management, water treatment technologies.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 Revue de littérature	4
1.1 Les systèmes aquatiques en recirculation	4
1.2 Les paramètres de qualité de l'eau dans un bassin zoologique.....	5
1.2.1 Les pathogènes.....	6
1.2.2 Les composés toxiques ou oxydants.....	9
1.2.3 Les propriétés optiques	13
1.3 Les unités de traitement d'un bassin zoologique	16
1.3.1 La filtration sur sable sous pression.....	17
1.3.2 L'ozonation.....	19
1.3.3 L'adsorption sur charbon actif.....	21
1.4 Les objectifs spécifiques de traitement.....	22
1.5 Description et contrôle du système de traitement.....	24
1.5.1 L'espèce en situation.....	25
1.5.2 Le bassin zoologique.....	25
1.5.3 L'unité de dégrillage.....	27
1.5.4 Le bassin d'équilibre.....	27
1.5.5 L'unité de filtration sur sable sous pression	27
1.5.6 L'unité d'ozonation.....	28
1.5.7 L'unité d'adsorption sur charbon actif	29
1.5.8 La tour d'aération.....	29
CHAPITRE 2 Méthodologie développée	30
2.1 Principes de développement	32
2.2 Les paramètres de qualité critiques.....	35
2.3 La génération du modèle spécifique de traitement	36
2.4 Les protocoles d'échantillonnages et d'analyses	38
2.4.1 L'échantillonnage	38
2.4.2 Les analyses	39
2.5 La validation du modèle.....	43
2.6 L'évaluation des conditions initiales	43
2.7 L'évaluation intégrée du système de traitement	44
2.8 La simulation et l'évaluation de solutions alternatives.....	45
CHAPITRE 3 Résultats	46
3.1 Les données d'entrée du modèle.....	46
3.1.1 La qualité optique de l'eau.....	46
3.1.2 La qualité physico-chimique et biologique de l'eau	47
3.1.3 Le processus de traitement.....	48
3.2 La validation du modèle.....	55

3.3	Évaluation des conditions initiales.....	57
3.3.1	L'événement turbide	57
3.3.2	L'influence des changements d'eau.....	59
3.4	L'évaluation du système de traitement par simulation	60
3.5	L'évaluation de la plage de solutions alternatives	62
	CHAPITRE 4 Discussion	66
4.1	L'évaluation du dimensionnement des unités de traitement et des solutions alternatives	66
4.2	Retombées et recommandations	68
	CONCLUSION.....	72
	BIBLIOGRAPHIE.....	81

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1.1	Propriétés des systèmes aquatiques fonctionnant en circuit semi-fermé Adapté de Asano et al (2007, pages multiples)5
Tableau 1.2	Agents infectieux potentiellement présents dans une eau usée domestique Tiré de U.S.EPA (2004, p. 93)7
Tableau 1.3	Potentiel d'oxydo-réduction de différentes substances utilisables en traitement de l'eau12
Tableau 1.4	Classification trophique des lacs selon leur concentration en nutriments Tiré de Nürnberg (1996).....16
Tableau 1.5	Qualité visuelle de l'eau pour différentes turbidités23
Tableau 1.6	Objectifs de qualité de l'eau dans le bassin zoologique23
Tableau 2.1	Paramètres de qualité indicateurs dans le bassin zoologique35
Tableau 2.4	Composition du milieu de culture pour coliformes fécaux Tiré de AWWA <i>et al</i> (1995, 9222 D).....42
Tableau 3.1	Propriétés optiques de l'eau du bassin zoologique et de l'eau de dilution..46
Tableau 3.2	Propriétés physico-chimiques et biologiques de l'eau du bassin zoologique47
Tableau 3.3	Pourcentage de réduction de la turbidité au fil du traitement selon trois fractions particulières (n = 11)49
Tableau 3.4	Pourcentage de réduction de la couleur au fil du traitement selon trois fractions particulières (n = 11) à pH stable de $7,87 \pm 0,08$52
Tableau 3.5	Coefficients de sensibilité au fil du traitement61
Tableau 3.6	Types de technologies de traitement de la turbidité et coefficients d'enlèvement spécifiques associés.....63
Tableau 3.7	Types de technologies de décontamination et coefficients d'enlèvement spécifiques associés63

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1.1	Profil de concentration des formes azotées inorganiques suite à un apport en azote ammoniacal dans un étang. Adapté de Boyd et Tucker (1998)10
Figure 1.2	Shématisation des trois phases de filtration. Adaptée de Amirtharajah et Wetstein (1980).....19
Figure 1.3	Schéma conceptuel du système de traitement d'eau du bassin zoologique.24
Figure 2.1	Schématisation de la démarche menant à l'obtention de solutions de traitement de l'eau appliquées à une problématique définie dans un bassin zoologique.31
Figure 2.2	Schématisation mathématique d'un processus de traitement de l'eau.33
Figure 2.4	Schématisation mathématique du processus de traitement de l'eau du bassin zoologique.37
Figure 3.1	Variabilité des taux d'enlèvement de la turbidité causée par les particules de grandes tailles ($> 20 \mu\text{m}$) par chacune des unités de traitement.....50
Figure 3.2	Variabilité des taux d'enlèvement de la turbidité causée par les particules de tailles intermédiaires ($1,2 \mu\text{m}-20 \mu\text{m}$) par chacune des unités de traitement.....50
Figure 3.3	Variabilité des taux d'enlèvement de la turbidité causée par les particules de petites tailles ($< 1,2 \mu\text{m}$) par chacune des unités de traitement.....51
Figure 3.4	Variabilité des taux d'enlèvement de la couleur par chacune des unités de traitement.53
Figure 3.5	Évolution de la concentration de coliformes fécaux au fil du traitement pour différentes concentrations d'ozone résiduel à pH stable de $7,87 \pm 0,09$54
Figure 3.6	Comparaison avec le modèle de traitement de trois échantillons indépendants selon leur taux d'enlèvement de la turbidité causée par les particules de grandes tailles (T_{20}) par chacune des unités de traitement.....55

Figure 3.7	Validation du modèle selon le taux d'enlèvement de la turbidité causée par les particules de tailles intermédiaires ($T_{1,2-20}$).....	56
Figure 3.8	Validation du modèle selon le taux d'enlèvement de la turbidité causée par les particules de petites tailles ($T_{1,2}$).....	56
Figure 3.9	Validation du modèle selon le taux d'enlèvement de la couleur par chacune des unités de traitement.	57
Figure 3.10	Contribution relative des classes de particules associées aux événements non turbides (n = 21) et turbides (n = 3).....	58
Figure 3.11	Profil de l'évolution de la couleur en relation avec la turbidité.	59
Figure 3.12	Simulation du traitement du bassin zoologique selon un écoulement de type complètement mélangé pour deux paramètres de qualité sensibles. ...	61
Figure 3.13	Profil des délais requis avant l'atteinte de l'objectif de qualité de 0,20 NTU en fonction de la taille de différents prétraitements (tamisage : bleu, filtration en profondeur : vert et enlèvement uniforme : rouge) selon la distribution $\lambda_{20} : \lambda_{1,2-20} : \lambda_{1,2}$	64
Figure 3.14	Profil des délais requis avant l'atteinte de l'objectif de qualité de 200 UFC/100 ml en fonction de la taille de d'une unité à efficacité de désinfection de 99 % (rouge) et une unité à efficacité de désinfection de 90 % (bleu).	64
Figure 4.1	Flux d'information dans la démarche d'optimisation de la qualité de l'eau d'un bassin zoologique	70

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

A	Absorbance
A ₄₀₈	Absorbance à 408 nm
ADN	Acide désoxyribonucléique
APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Works Association
b	Énergie d'adsorption
B.C.MOE	British Columbia Ministry Of Environment
B.C.MOELP	British Columbia Ministry Of Environment, Lands and Parks
B.C.WLAP	British Columbia, Ministry of Water, Land and Air Protection
C	Concentration de contaminant
C _e	Masse de contaminant / volume d'adsorbant
CA	Unité d'adsorption sur charbon actif
CCMRE	Conseil Canadien des Ministres des Ressources et de l'Environnement
CEAEQ	Centre d'Expertise en Analyses Environnementales du Québec
CF	Coliformes fécaux
Chl <i>a</i>	Chlorophylle <i>a</i>
CI	Carbone inorganique
ClO ₂	Dioxyde de chlore

CO ₂	Dioxyde de carbone
COD	Carbone organique dissout
COP	Carbone organique particulaire
COT	Carbone organique total
C _p	Concentration de particules
C _{p0}	Concentration initiale de particules
DAF	Dissolved air flottation
DBO	Demande biologique en oxygène
d _c	Diamètre des particules collectrices
DCO	Demande chimique en oxygène
DPD	diéthyl-4,4' phénylènediamine
FS	Unité de filtration sur sable
H ₂ O ₂	Peroxyde d'hydrogène
H ₃ PO ₄	Acide phosphorique
IRND	Détecteur infra-rouge non dispersif
K	Coefficient d'enlèvement systémique
K _a	Capacité spécifique de l'adsorbant
K _m	Coefficient de Monod
L	Longueur du trajet optique dans la cellule

M	Masse de contaminant
M_b	Masse de contaminant dans le bassin zoologique
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MES	Matière en suspension
MNHW	Ministry of National Health and Welfare
MON	Matière organique naturelle
M_r	Masse de contaminant retirée par le traitement
M_{tot}	Masse totale de contaminant
mV	Millivolt
n	Force d'adsorption
N	Nombre de micro-organismes
N_0	Nombre de micro-organismes avant traitement
N_2	Azote moléculaire
$(NH_2)_2CO$	Urée
NH_3	Ammoniac
NH_4^+	Ion ammonium
NL	Nutriment limitant
NO_2^-	Nitrite
NO_3^-	Nitrate

O_2	Oxygène moléculaire
O_3	Ozone
O3	Unité d'ozonation
$O3_r$	Ozone résiduel
OH^-	Ion hydroxyle
ORP	Potentiel d'oxydo-réduction
PO_4^{3-}	Phosphate
q	Quota intracellulaire de nutriments
q_e	Masse de contaminant / masse d'adsorbant
q_{min}	Quota intracellulaire en nutriment minimal nécessaire à la survie de la cellule
q_{max}	Valeur maximale de q_e lorsque C_e augmente
Q	Débit volumique
Q_{aff}	Débit volumique affluent
Q_M	Flux massique de contaminant
Q_{Maff}	Flux massique affluent de contaminant
RAS	Recirculating Aquaculture System
T	Température
t	Temps
$T_{1,2}$	Turbidité causée par des particules de tailles inférieures à 1,2 μm

$T_{1,2-20}$	Turbidité causée par des particules de tailles supérieures à 1,2 μm mais inférieures à 20 μm
T_{20}	Turbidité causée par des particules de tailles supérieures à 20 μm
T_{tot}	Turbidité totale
U	Unité de traitement
U.S.EPA	United State Environmental Protection Agency
U_{O_3}	Dose d'ozone transférée
V	Volume
WEF	Water Environment Federation
μ	Taux de croissance algal
μ_{max}	Taux de croissance algal maximal
z	Profondeur du média filtrant
α	Efficacité d'attachement
γ	Coefficient de sensibilité
ε	Porosité
v	Vitesse de filtration
E_m	Coefficient d'extinction molaire
η	Efficacité de transport de
θ	Temps de filtration de corrigé
λ	Coefficient d'enlèvement spécifique

λ_F	Coefficient de filtration
λ_{F0}	Coefficient de filtration initial
ξ	Fonction de redimensionnement
σ	Dépôt spécifique

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

%	Poucentage
°C	Degré Celsius
cm	Centimètre
h	Heure
K	Kelvin
Kg	Kilogramme
kPa	KiloPascal
kW	KiloWatt
L	Litre
m	Mètre
m ³	Mètre cube
mg	Milligramme
min	Minute
mL	Millilitre
mm	Millimètre
mV	MilliVolt
nm	Nanomètre
NTU	Unité néphélométrique de turbidité

s	Seconde
U.A.	Unité d'absorbance
UC _{Co-Pt}	Unité de couleur cobalt-platine
UFC	Unité formatrice de colonies
V	Volt
μg	Microgramme

INTRODUCTION

Depuis quelques années, une prise de conscience mondiale sur l'importance d'éviter un gaspillage d'eau douce augmente la pression sur les entreprises pour qu'elles optimisent leurs systèmes utilisant des ressources hydriques. Une diminution de la consommation d'eau n'entraîne pas seulement une diminution des coûts de fonctionnement, mais peut également engendrer une augmentation de la valeur sociale de l'entreprise. Une entreprise affichant des valeurs de responsabilité environnementalement accrues fournit un argument supplémentaire à l'achat de son produit, menant ainsi à l'augmentation de son profit. Grands consommateurs d'eau, les jardins zoologiques et les aquariums publics sont particulièrement sensibles à cet argument.

Afin d'atteindre un objectif de réduction de consommation d'eau, les entreprises peuvent utiliser des stratégies de réduction à la source et de réutilisation de la ressource. Toutefois, ces stratégies ne peuvent être appliquées que de concert avec un respect des critères de qualités du produit fini et des critères de performances pour les procédés. Il devient alors important d'avoir une compréhension holistique du système concerné.

Spécifiquement, les processus de traitement de l'eau des réservoirs aquatiques où évoluent des animaux dans les jardins zoologiques font de plus en plus l'objet d'études afin d'atteindre des objectifs de qualité physico-chimique de l'eau tout en minimisant sa consommation. Le Zoo de Granby, situé dans la municipalité de Granby à 85 kilomètres de Montréal, au Canada, a décidé de relever le défi du développement responsable en améliorant le système de traitement des eaux de son bassin zoologique « La rivière aux hippopotames ».

Problématique

L'implantation d'un système de traitement de l'eau standard dans un bassin zoologique ne garantit pas nécessairement l'atteinte des objectifs de qualités spécifiques pour l'ensemble des situations possibles. Effectivement, puisque la pollution de l'eau provient en grande

partie de déchets organiques produits par les animaux, essentiellement des fèces ou de l'urine, il est difficile de dimensionner un système de traitement des eaux capable d'atteindre ses objectifs de qualité en tout temps. En effet, il est difficile de prédire la composition exacte des fèces, la quantité produite, ainsi que sa répartition spatiale et temporelle dans le bassin et ainsi appliquer un traitement approprié. La composition des fèces peut varier en fonction de la composition de la nourriture ingérée ou de la santé de l'animal alors que la quantité de déchets rejetée est fonction de la quantité de nourriture ingérée et de la santé de l'animal. La distribution spatiale et temporelle des déchets est quant à elle tributaire des schémas comportementaux de l'animal.

Dès lors, puisqu'il est impossible de prédire avec exactitude les propriétés de l'eau à chaque instant dans un bassin zoologique, les concepteurs de systèmes de traitement des eaux préfèrent travailler avec des valeurs moyennes pour effectuer leur dimensionnement. Dans l'optique où un système de traitement affiche une répartition temporelle de la charge organique relativement uniforme, cette approche est adéquate. Toutefois, dans un bassin zoologique, la répartition temporelle de la charge organique n'est pas uniforme. Les animaux produisent leurs déchets principalement la journée après s'être nourris. Pendant cette période la qualité de l'eau se détériore, ce qui se traduit par une perte de visibilité de l'animal évoluant dans le bassin. Les formes de l'animal deviennent dès lors plus difficiles à discerner et l'appréciation de l'expérience visuelle décroît, ce qui se traduit indirectement par une diminution de la satisfaction des clients et par une diminution de la vente ultérieure de billets d'entrée au site. Par coïncidence, les schémas comportementaux des animaux impliquent que la période de production de déchets correspond toujours à la période où les visiteurs ont accès au site d'observation. À l'opposer, l'eau possédant une qualité intrinsèque maximale ne se retrouve que la nuit lorsque les animaux sont absents.

Pour faire face à cette problématique, il est possible d'augmenter le taux de changement d'eau et ainsi diluer la contamination organique présente, ce qui augmente potentiellement la transparence de l'eau. Toutefois, cette approche est difficilement conciliable avec une attitude responsable face à l'environnement. Il devient alors essentiel d'évaluer l'ensemble

du système de traitement en tenant compte non seulement de la qualité biologique, physico-chimique et optique de l'eau, mais également en tenant compte de la consommation d'eau nécessaire à l'atteinte de leurs objectifs de qualité respectifs. Une évaluation intégrée de ces paramètres au fil de la chaîne de traitement permettrait de définir des stratégies optimales propres au système étudié.

Objectif

La présente étude vise à établir des pistes de solutions permettant d'obtenir une qualité optique de l'eau acceptable dans un bassin zoologique en période d'affluence de visiteurs en prônant une approche environnementalement responsable par minimisation de la consommation d'eau tout en fournissant aux animaux un milieu de vie sécuritaire. Dans cette perspective, le projet est axé sur une modélisation du système de traitement, une évaluation intégrée des éléments d'intervention prioritaires et des simulations de scénarios alternatifs permettant d'atteindre les objectifs de qualité définis.

CHAPITRE 1

Revue de littérature

Ce présent chapitre présente les principaux concepts nécessaires à la compréhension de l'ouvrage. Les concepts clés associés aux systèmes aquatiques en recirculation et à l'équilibre physico-chimique et biologique d'un bassin zoologique y sont exposés. Une attention particulière sera portée sur les indicateurs de qualité optique de l'eau généralement utilisés dans les bassins zoologiques. La partie suivante est constituée une revue de l'état des connaissances sur les technologies de traitement de l'eau en cause dans l'étude, soit les principes de filtration sur sable, d'ozonation et d'adsorption sur charbon actif. En dernier lieu, les objectifs de traitement ainsi que les caractéristiques spécifiques au système étudié sont exposés.

1.1 Les systèmes aquatiques en recirculation

Par définition, un système aquatique en recirculation est un système où l'eau circule en boucle fermée ou semi-fermée. Une conception de ce genre est utilisée généralement en aquaculture où il est question de Système d'Aquaculture en Recirculation (RAS) ou, dans le cas présent, d'un bassin zoologique. La distinction entre les deux systèmes provient du fait que pour le premier il s'agit d'élevage d'organismes aquatiques à fins de consommation alors que pour le second il s'agit de fournir un habitat pseudo-naturel à des êtres vivants à fin d'exhibition devant public. Dans les deux cas, le défi est de fournir une eau aux propriétés physico-chimiques et biologiques sécuritaires permettant le développement des organismes. Un bassin zoologique présente la particularité que le milieu aquatique dans lequel évolue l'animal doit être le plus transparent possible afin de pouvoir discerner l'animal évoluer dans son milieu.

Pour assurer la sécurité des organismes, les contaminants doivent être soit rejetés (système en circuit ouvert), soit traités (système en circuit fermé ou semi-fermé). Le tableau 1.1, adapté

de Asano *et al* (2007, pages multiples) montre les avantages et inconvénients des systèmes de traitement de l'eau fonctionnant en circuit fermé et semi-fermé.

Tableau 1.1 Propriétés des systèmes aquatiques fonctionnant en circuit semi-fermé
Adapté de Asano et al (2007, pages multiples)

Avantages	Inconvénients
Diminution de la dépendance en ressources naturelles	Augmentation des coûts de construction et de fonctionnement
Diminution des coûts liés la consommation d'eau	Augmentation de la complexité du système
Diminution des coûts liés à la consommation et au chauffage de l'eau	Augmentation des risques de développement bactérien et algal
Augmentation de la concentration de contaminant de l'effluent (augmentation du potentiel de traitement)	Augmentation des risques liés à l'accumulation de contaminants difficilement traitables

L'idée centrale derrière la recirculation de l'eau dans un système est d'augmenter l'efficacité d'utilisation de la ressource en eau disponible (Liao et Mayo, 1972). Cette idée mène à l'hypothèse qu'il doit être possible de faire fonctionner un système en circuit complètement fermé. Suzuki *et al* (2003) ont montré qu'il était possible d'obtenir un système d'aquaculture en circuit fermée viable pendant trois mois. Toutefois, personne n'a pu prouver qu'il était possible, avec la technologie actuellement disponible, d'obtenir un système viable de façon permanente. Selon Malone et DelosReyes (1997), le défi provient de la difficulté qu'ont les systèmes de traitement actuellement disponibles à retirer les particules fines ainsi que l'azote et les phosphates. Bien que l'accumulation des particules ne soit pas nocive en soi chez les mammifères, elle peut causer l'irritation des branchies chez les poissons (Davies-Colley et Smith, 2001) et entraîner une augmentation de la turbidité.

1.2 Les paramètres de qualité de l'eau dans un bassin zoologique

Les bassins zoologiques ne sont généralement constitués que d'un bassin de béton rempli d'eau à volume variable dépendamment de l'espèce exposée. Afin d'augmenter la rentabilité, souvent un nombre restreint d'espèces est élevé ou présenté dans un volume d'eau limité.

Cette propriété des bassins zoologiques implique une accumulation considérable de matières organiques et inorganiques provenant des fèces et de l'urine des animaux. Cette accumulation introduit un risque pour la santé de l'animal en plus de causer une dégradation de la qualité esthétique de l'eau du bassin zoologique. Le risque pour la sécurité d'un mammifère et/ou de poissons dans un bassin zoologique provient principalement d'un contact avec une concentration élevée de contaminant menant à une toxicité aiguë ou chronique ou au développement de maladies dans le cas de contact avec des agents pathogènes. De par sa fonction, la qualité de l'eau d'un bassin zoologique peut également être définie par ses propriétés optiques immédiates et potentielles.

1.2.1 Les pathogènes

Une minimisation de la concentration de pathogènes dans un milieu aquatique est primordiale pour assurer la santé des animaux. Bien que le dénombrement exhaustif de l'ensemble des pathogènes présents dans un bassin zoologique ou dans une eau usée domestique, tel que présenté au tableau 1.2 selon la United State Environmental Protection Agency (U.S.EPA, 2004), soit impossible du point de vue de la rentabilité, il existe des indicateurs de leur présence. Les concentrations de coliformes fécaux (CF) et de carbone organique total (COT) en font parti.

Tableau 1.2 Agents infectieux potentiellement présents dans une eau usée domestique

Tiré de U.S.EPA (2004, p. 93)

Pathogène	Maladie associée chez l'humain
Bactéries	
<i>Shigella</i>	Shigellose
<i>Salmonella typhi</i>	Fièvre typhoïde
<i>Salmonella</i>	Salmonellose
<i>Vibro cholerae</i>	Choléra
<i>Escherichia coli (entéropathogène)</i>	Gastroentérite et septicémie, syndrome urémique hémolytique
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Yersiniose
<i>Leptospira</i>	Leptospirose
<i>Campylobacter jejune</i>	Gastroentérite, arthrite réactive
Protozoaires	
<i>Entamoeba histolytica</i>	Amébiase
<i>Giardia lamblia</i>	Giardiase
<i>Cryptosporidium</i>	Cryptosporidiose, diarrhée, fièvre
<i>Microsporidia</i>	Diarrhée
Helminths	
<i>Ascaris lumbricoides</i>	Ascariase
<i>Ancylostoma</i>	Ancylostomiase
<i>Necator americanus</i>	Necatoriasiase
<i>Ancylostoma</i>	Migrans larval cutané
<i>Strongyloides stercoralis</i>	Strongyloïdiase
<i>Trichuris trichiura</i>	Trichuriase
<i>Taenia</i>	Taeniase
<i>Enterobius vermicularis</i>	Entérobiase
<i>Echinococcus granulosus</i>	Hydatidose
Virus	
Entérovirus (polio, echo, coxsackie, nouveaux entérovirus, sérotype 68 à 71)	Gastroentérite, anomalies cardiaques, méningite, autres
Adénovirus	Hépatite infectieuse
Rotavirus	Gastroentérite
Parvovirus	Gastroentérite
Norovirus	Diarrhée, vomissement, fièvre
Astrovirus	Gastroentérite
Calciavirus	Gastroentérite
Goronavirus	Gastroentérite

Les coliformes fécaux sont des bactéries Gram négatif thermotolérantes principalement du genre *Escherichia*, capable de fermenter du lactose à 44,5 °C. Elles proviennent généralement des fèces d'un animal à sang chaud et sont utilisées comme indicateurs pour identifier une contamination biologique ou la présence de pathogènes. (Doyle et Erickson, 2006).

L'intérêt de leur détection, à titre d'organismes indicateurs, réside dans le fait que leur concentration dans l'environnement est globalement reliée à celle des bactéries, virus et protozoaires pathogènes. Leur concentration dans le milieu aquatique peut généralement être reliée à un niveau de pollution fécale selon le centre d'expertise en analyses environnementales du Québec (CEAEQ, 2005).

La présence de coliformes fécaux dans un bassin zoologique comportant un hippopotame est normale compte tenu du comportement de l'animal qui consiste à faire la majorité de ses déjections dans un milieu aquatique. Toutefois, le développement de ces bactéries et d'autres pathogènes entériques dans un bassin zoologique est non-souhaitable car ceux-ci entraînent une augmentation du risque de maladie pour les animaux et les opérateurs en contact avec l'eau du bassin.

Bien qu'il n'existe pas de norme spécifique portant sur la concentration en coliformes fécaux à respecter dans un bassin zoologique, le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) du Québec recommande, sur la base d'études effectuées par le Conseil Canadien des Ministres des Ressources et de l'Environnement (CCMRE, 1987) et le Ministry of National Health and Welfare (MNHW, 1990), de ne pas dépasser une concentration de 200 unités formatrices de colonies pour 100 millilitres d'eau (UFC/100 mL) lorsqu'il y a contact primaire entre l'eau et un individu.

La concentration de carbone organique total est également indicatrice de la qualité organique de l'eau en association avec la demande chimique (DCO) et biologique (DBO) en oxygène (U.S.EPA, 2004). Une concentration élevée de carbone organique est associée à un risque

plus élevé de présence de contaminants organiques toxiques et de développement de bactéries hétérotrophes, et ce, malgré l'absence de coliformes fécaux. Toutefois, au Canada, il n'existe pas de critères de qualité précis concernant la concentration de COT en milieu aquatique (CCREM, 1987). Ceci est principalement dû au fait que la composition du carbone organique particulaire (COP) et dissous (COD) est hautement variable d'un milieu à l'autre.

1.2.2 Les composés toxiques ou oxydants

Dans un bassin zoologique, la présence d'agents toxiques doit être évaluée régulièrement afin de minimiser les risques reliés à une intoxication. Le principal risque associé à la gestion d'un système aquatique en recirculation provient des produits de la dégradation biologique comme l'azote ammoniacal (U.S.EPA, 2004). En second lieu, lorsqu'une unité d'oxydation est présente, les propriétés chimiques de l'eau doivent être évaluées dans leur ensemble afin d'éviter des complications chez l'animal reliées à un pH inadéquat ou un potentiel d'oxydation trop élevé (Bullock *et al*, 1997).

La toxicité dans les bassins zoologiques est généralement le résultat d'une accumulation d'azote ammoniacal sous forme non ionisée et ionisée ($\text{NH}_3 \leftrightarrow \text{NH}_4^+$) ou plus rarement de nitrites (NO_2^-) et de nitrates (NO_3^-). L'azote est ingéré sous forme de molécules organiques complexes par les animaux avant d'être excrété directement sous forme d'azote ammoniacal chez les poissons ou sous forme d'urée ($(\text{NH}_2)_2\text{CO}$) chez les mammifères (Campbell et Reece, 2002). L'urée est par la suite retransformée en azote ammoniacal (processus d'ammonification) par des bactéries du genre *Bacillus*, *Proteus*, *Micrococcus*, *Sarcina* ou encore *Aerobacter* (Rangaswami et Bagyaraj, 2005). L'augmentation de la concentration d'azote ammoniacal dans un bassin favorise le développement de bactéries du genre *Nitrosomonas* et *Nitrobacter* qui transforment l'ammoniac en nitrites et les nitrites en nitrates respectivement. Ainsi, après un certain temps dans un bassin fermé, la concentration d'azote ammoniacal ainsi que celle de nitrite tendent vers 0 milligramme d'azote par litre (mg-N/L), l'ensemble étant converti en nitrates. Dans un processus naturel, les plantes assimilent les nitrates pour les retransformer en azote organique. La figure 1.1 schématise l'évolution des

formes azotées inorganiques au sein d'un écosystème aquatique complet (Boyd et Tucker, 1998). Toutefois, dans un bassin zoologique où il y a absence de traitement spécifique et de végétaux assimilateurs de nitrates, la concentration de nitrate augmente de façon monotone.

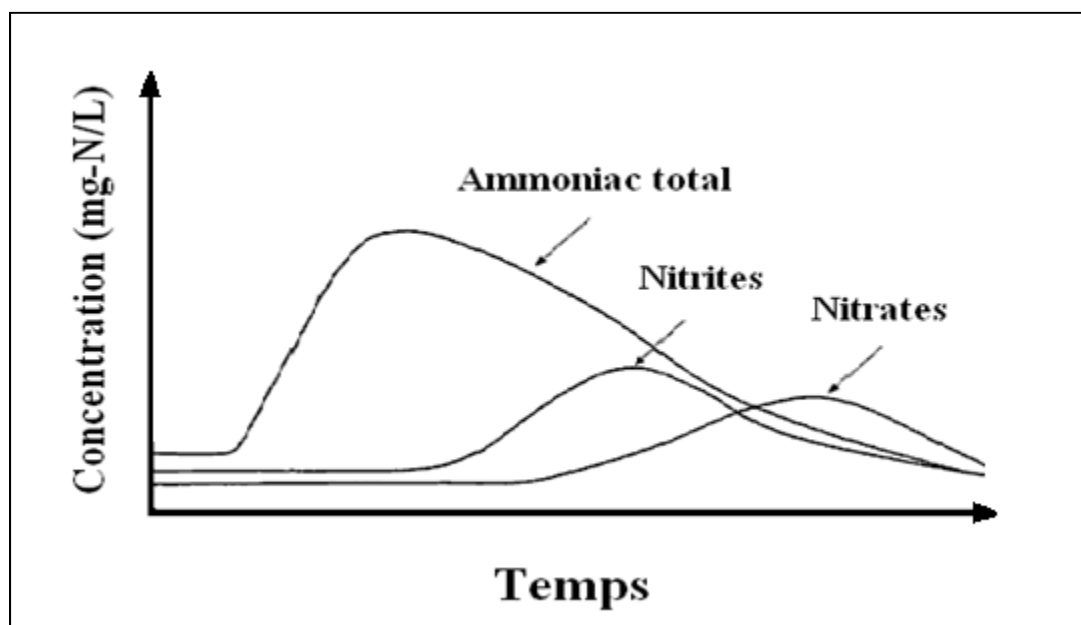


Figure 1.1 Profil de concentration des formes azotées inorganiques suite à un apport en azote ammoniacal dans un étang.

Adapté de Boyd et Tucker (1998)

Bien qu'elle le soit aussi pour les mammifères, l'azote ammoniacal sous sa forme non ionisée est particulièrement toxique pour les poissons qui ne possèdent pas le mécanisme de biotransformation de l'ammoniac via l'action de l'enzyme carbamoyl phosphate synthetase. Selon Boyd (2000, p. 191), bien que les mécanismes de toxicité exactes ne soient pas encore définis, des études physiologiques et histologiques ont pu démontrer qu'une concentration élevée d'ammoniac sous forme non ionisée pouvait mener chez les poissons à :

- une diminution de leur capacité à excréter l'ammoniac;
- une augmentation de la concentration d'ammoniac dans le sang et les tissus;
- une augmentation du pH sanguin;
- un dysfonctionnement de certaines enzymes et de la stabilité membranaire;

- une augmentation de la consommation d'eau et d'oxygène;
- des dommages aux branchies;
- diverses lésions aux organes internes.

La toxicité de l'azote ammoniacal ne dépend pas seulement de sa concentration en solution, mais également des propriétés physico-chimiques de l'eau comme le pH et la température (T) mesurée en Kelvin (K). En effet, la forme non ionisée de l'azote ammoniacal toxique est toujours en équilibre avec sa contrepartie ionisée non toxique en solution selon l'équation 1.1 (U.S. EPA, 1993).

$$\% \text{ d'azote ammoniacal sous forme non ionisée} = (1 + 10^{((0,09 + 2730/(273 + T)) - pH)})^{-1} \cdot 100 \% \quad (1.1)$$

Au Québec, le MDDEP a fixé les critères de toxicité chronique pour la protection de la vie aquatique d'eau douce pour l'azote ammoniacal à 0,102 à 1,22 mg-N/L à 20°C pour un pH variant de 9,0 à 7,0 respectivement d'après des études menées par le British Columbia Ministry Of Environment (B.C.MOE, 1996).

L'action toxique des nitrites sur la faune aquatique est mieux connue. Dans le sang, les nitrites vont se combiner avec l'hémoglobine pour former de la méthémoglobine. La méthémoglobine ne se combinant pas avec l'oxygène comme l'hémoglobine, il peut s'ensuivre une anémie fonctionnelle appelée méthémoglobinémie (Boyd, 2000, p. 192). Les nitrates en soi possèdent une toxicité propre très faible. Leur action toxique provenant plutôt de leur biotransformation en nitrites et en ammoniac via la voie entérohépatique (Fletcher *et al*, 1988).

Ainsi au Québec, les critères de qualité pour les concentrations en nitrites associées à une toxicité chronique chez les organismes aquatiques vivant en eau douce sont fixés à 0,02 mg-N/L d'après des études effectuées par le B.C.MOE (1986), le British Columbia Ministry Of Environment, Lands and Parks (B.C.MOELP) (B.C.MOELP, 1998) et le British Columbia,

Ministry of Water, Land and Air Protection (B.C.WLAP) (B.C.WLAP, 2001). La limite serait quant à elle fixée à 40 mg-N/L pour les nitrates (B.C.MOE, 1986 et B.C.MOELP, 1995).

Le risque oxydatif dans un bassin zoologique est engendré par des procédés de désinfection utilisant l’ozone pour éliminer les pathogènes. La molécule d’ozone (O₃) est un oxydant puissant qui a un potentiel d’oxydoréduction (ORP) supérieur à celui du chlore (Cl⁻) ou de l’oxygène moléculaire (O₂) comme présenté dans le tableau 1.3.

Tableau 1.3 Potentiel d'oxydo-réduction de différentes substances utilisables en traitement de l'eau

Substance	Potentiel (V)
Molécule d’ozone (O ₃)	2,07
Peroxyde d’hydrogène (H ₂ O ₂)	1,78
Chlore (Cl)	1,36
Dioxyde de chlore (ClO ₂)	1,27
Oxygène moléculaire (O ₂)	1,23

L’oxydation de la matière organique s’effectue soit par voie directe, soit par voie indirecte, via l’action de la molécule hydroxyle (OH⁻) dépendamment du pH (Hoigné et Bader, 1976). Ce processus génère une famille de sous produits d’oxydation qui peuvent agir à leur tour à titre d’oxydant. Puisque l’ozone et ses sous produits d’oxydation agissent de façon non spécifique sur la matière organique, il est nécessaire de minimiser leurs contacts avec les animaux. Les poissons sont plus sensibles à la présence d’ozone en solution que les mammifères de par leur mode de respiration. L’ozone détruit l’épithélium recouvrant les branchies et induit une perte de fonctionnalité (Paller et Heidinger, 1979; Wedemeyer *et al.*, 1979), ce qui rend également l’individu plus sensible aux infections. (Paller and Heidinger, 1979). Selon Roselund (1975) et Wedemeyer *et al* (1979), la concentration d’ozone pouvant mener à des dommages aux branchies des poissons est de 0,008 à 0,06 mg/L.

Pour évaluer le risque associé à une augmentation générale de la concentration des composés oxydants générés par le processus d’ozonation, une mesure de l’ORP dépendante du pH est

généralement effectuée. En aquaculture, une valeur d'ORP inférieure à 350 mV est considérée comme sécuritaire pour la vie aquatique (Bullock *et al*, 1997).

1.2.3 Les propriétés optiques

La qualité esthétique de l'eau dans un bassin zoologique est essentielle compte tenu de la finalité qui est de fournir une expérience visuellement agréable aux visiteurs d'un bassin zoologique. La qualité esthétique d'une eau se définit par ses propriétés optiques. Deux paramètres sont généralement utilisés pour définir la qualité esthétique immédiate de l'eau : sa transparence et sa couleur. La qualité esthétique potentielle de l'eau fait généralement référence au risque de développement algal dans un bassin zoologique prenant la forme d'un «bloom algal».

La transparence est une propriété optique d'une solution qui provoque une diffusion ou une absorption de la lumière plutôt qu'une transmission. Une augmentation de sa valeur implique une diminution implicite de la visibilité à travers une masse d'eau. Une méthode pour mesurer la transparence fortement liée à la vision humaine est la mesure de la profondeur optique par l'intermédiaire d'un disque de Secchi (Preisendorfer, 1986). Toutefois, cette méthode est difficilement applicable au contexte d'un bassin zoologique. La méthode alternative d'évaluation de la transparence évaluation de la turbidité, mesurée en unité néphélométrique de turbidité (NTU), est pratique, peu onéreuse et plus généralement utilisée. En effet, bien que la mesure de turbidité quantifie de lumière réfléchi à 90° par rapport à la source et non la transparence, elle est néanmoins un bon indicateur de cette dernière dans la plupart des applications de traitement de l'eau selon l'American Water Works Association (AWWA *et al*, 1998). Puisque les sources de sont multiples, il n'existe pas de critères de qualité définis pour ce paramètre dans les bassins zoologiques. Une valeur de turbidité associée à une profondeur optique est de surcroît généralement utilisée.

La couleur est une propriété optique d'une solution qui provoque l'absorbance de la lumière à certaines longueurs d'onde. Il existe plusieurs méthodes standardisées pour quantifier la couleur. La quantification de la couleur s'effectue généralement soit par comparaison visuelle directe, soit à l'aide d'un spectrophotomètre (AWWA *et al*, 1995). Toutefois, dans un bassin zoologique où la couleur est généralement faible comparativement à celle de l'eau usée, la méthode visuelle de comparaison peut s'avérer inadéquate. Ainsi, la mesure d'absorbance par un spectrophotomètre à une longueur d'onde prédéfini comparé à un étalon standardisé de cobalt-platine est généralement utilisée en industrie lorsque les profils d'absorbances de l'eau dans le visible sont peu variables. La couleur est alors définie en unité de couleur cobalt-platine (UC_{Co-Pt}). Dans un bassin zoologique, cette couleur, ou couleur apparente, provient de la couleur vraie et de la couleur induite par la matière en suspension comme les algues et les particules de matière organique en suspension. La couleur vraie (couleur d'une solution sans turbidité) dans un bassin zoologique peut provenir de la présence de métaux en solution comme le fer et le cuivre ou de molécules organiques chromatiques comme l'acide humique.

Le potentiel de développement algal dans les bassins zoologiques comme en aquaculture doit être minimisé. Premièrement, le développement algal implique une diminution de la qualité optique de l'eau. Ce développement est en effet généralement associé à une augmentation de la turbidité et de la couleur de l'eau, ce qui est non souhaitable principalement dans un bassin zoologique où la qualité optique de l'eau est cruciale. En second lieu, des conditions favorisant la croissance algale peut mener au développement de certaines algues bleu-vertes provenant de la division *cyanobactérias* qui peuvent rejeter de multiples toxines (Sivonen et Jones 1999). Ces toxines peuvent avoir des effets multiples dépendamment de leur structure chimique. Il peut s'agir de toxines neurotoxiques, hépatotoxiques, cytotoxiques, dermatotoxiques, ou génotoxiques (Sivonen et Jones, 1999).

Dans les systèmes aquatiques en recirculation, le principal moyen utilisé pour limiter la croissance algale est une réduction maximale la concentration de nutriments en solution. Sans considération pour les oligoéléments, les nutriments essentiels à la croissance algale

sont les phosphates (PO_4^{3-}), les nitrates (NO_3^-) et le carbone inorganique (CI). Le frein au développement algal est effectué par le facteur limitant respectant grossièrement le ratio de Redfield soit 106 C : 16 N : 1 P. Dans un bassin zoologique, le carbone inorganique est rarement limitant et le ratio peut se simplifier en omettant le terme relié au carbone inorganique. Ce ratio peut varier considérablement en fonction des espèces et doit être utilisé seulement à titre de guide.

Le taux de croissance algal étant fonction de la concentration du nutriment limitant, il est possible de définir sa valeur mathématiquement à l'aide de modèles. Un modèle de croissance algal généralement considéré comme fiable est celui proposé par Monod (1949) représenté par l'équation 1.2. Le taux de croissance algal (μ) est alors défini par la concentration du nutriment limitant (NL), le taux de croissance algal maximal en conditions optimales (μ_{\max}) et le coefficient de Monod (K_m) qui est défini comme la concentration de nutriment à laquelle le taux de croissance se situe à la moitié de sa valeur maximale.

$$\mu = \frac{\mu_{\max}[NL]}{[NL]+K_m} \quad (1.2)$$

Cette équation ne tient toutefois pas compte de l'accumulation de nutriments dans les cellules algales. L'équation de Droop (1968) présentée dans l'équation 1.3 tient compte de ce phénomène. Elle permet de déterminer μ en fonction de μ_{\max} , du quota intracellulaire de nutriments (q) et du quota intracellulaire en nutriment minimal nécessaire à la survie de la cellule (q_{\min}).

$$\mu = \mu_{\max} \left(1 - \frac{q}{q_{\min}}\right) \quad (1.3)$$

Ainsi, pour limiter toute croissance algale, la concentration de nutriment en solution (NL) doit tendre vers 0 mg/l ou mener à des conditions pour lesquelles q tend vers q_{\min} .

Toutefois, selon les deux modèles, dans un milieu où la concentration en nutriments est non négligeable, le taux de croissance est positif et est fortement dépendant de l'espèce étudiée et des conditions de l'expérience (μ_{\max} , K_m et q). Il est donc difficile d'obtenir mathématiquement, compte tenu des conditions non idéales retrouvées dans un bassin zoologique, un profil de croissance des populations algales dans leur ensemble.

Pour cette raison, il peut s'avérer plus précis dans des conditions non idéales d'utiliser un système de classification empirique plutôt qu'un modèle mathématique théorique. Selon Nürnberg (1996), il est possible de classer le niveau d'eutrophisation des lacs (eau douce), selon leur concentration en nutriments, en chlorophylle *a* (Chl *a*) et selon leur profondeur optique (Tableau 1.4). Ce mode de classement compile les moyennes obtenues dans plusieurs lacs ce qui a l'avantage d'être un bon indicateur global du potentiel de croissance algal dans un milieu non toxique.

Tableau 1.4 Classification trophique des lacs selon leur concentration en nutriments
Tiré de Nürnberg (1996)

État trophique	Azote total (µg/L)	Phosphore total (µg/L)	Chl <i>a</i> (µg/L)	Profondeur de disque de Secchi (m)
Oligotrophique	< 350	< 10	< 3.5	> 4
Mésotrophique	350-650	10-30	3.5-9	2-4
Eutrophique et hypertrophique	> 650	> 30	> 9	0-2

1.3 Les unités de traitement d'un bassin zoologique

En résumé, un système de traitement de l'eau d'un bassin zoologique doit posséder la capacité de limiter:

- l'accumulation de composés potentiellement toxiques pour les animaux ou les opérateurs;

- l'accumulation et le développement de pathogènes potentiellement nuisibles pour les animaux ou les opérateurs;
- l'accumulation de particules en suspensions et de colloïdes causant une diminution de la transparence ou une augmentation de la turbidité;
- l'accumulation de groupements chromophores causant une augmentation de la couleur dans le bassin;
- l'accumulation et le développement algal.

Afin d'atteindre cette finalité, plusieurs unités de traitement aux fonctions distinctes doivent être implantées en séries. La prochaine section traitera de la contribution relative à l'atteinte de ces objectifs de trois procédés de traitement généralement utilisés en séries dans les bassins zoologiques comme en aquaculture, soit la filtration sur sable sous pression, l'ozonation et l'adsorption sur charbon actif.

1.3.1 La filtration sur sable sous pression

La filtration sur sable a pour fonction principale de retirer mécaniquement les particules résiduelles de forte taille responsables de la turbidité. Le modèle de filtration de Yao (Yao *et al*, 1971), raffiné en modèle Rajagopalan et Tien (Rajagopalan et Tien, 1976) permet une modélisation de l'efficacité d'enlèvement des particules par la filtration sur sable selon une approche microscopique, tel que présenté par l'équation 1.4. Cette équation permet de définir la concentration de particules à l'affluent de l'unité de filtration (C_p) en fonction de la concentration initiale de particule à l'affluent (C_{p0}), de la porosité du média (ϵ), de l'efficacité de transport (η), de l'efficacité d'attachement (α), de la profondeur du filtre (z) et du diamètre des particules collectrices (d_c).

$$C_p / C_{p0} = \exp\left[\frac{-3(1-\epsilon)\eta\alpha z}{2d_c}\right] \quad (1.4)$$

Toutefois, une approche macroscopique au processus de filtration peut s'avérer plus adéquate dans un contexte où il est difficile de contrôler l'ensemble des paramètres affectant le processus de filtration. Pour décrire le processus de filtration de manière macroscopique, une

équation de bilan de masse est utilisée. La théorie veut que la masse de particules retirée pendant le processus de traitement s'accumule sur le média au fil du temps (t) selon l'équation 1.5. Dans cette équation le dépôt spécifique (σ) est défini comme le rapport entre la masse de particules déposée sur le filtre et le volume du filtre. Le temps corrigé (θ) est fonction de la profondeur du média, de sa porosité et de la vitesse de filtration (v) comme défini par l'équation 1.6.

$$v\left(\frac{\delta Cp}{\delta z}\right)_t + \left(\frac{\delta(\sigma + \varepsilon Cp)}{\delta \theta}\right)_z = 0 \quad (1.5)$$

$$\theta = t - \int_0^z \frac{dz}{v/\varepsilon} \quad (1.6)$$

Toutefois, dans la plupart des cas, l'accumulation de particules dans les pores du média (εC_p) est négligeable par rapport au taux d'accumulation de matière sur le média. Ainsi, l'équation peut être simplifiée en omettant ce terme. En combinant cette équation simplifiée avec l'équation de filtration 1.7 proposée par Iwasaki (1937) où la concentration de particules à l'effluent est définie par un coefficient de filtration (λ_F) et la profondeur du média, il est possible d'obtenir l'équation de filtration 1.8 proposée par Tien (1989).

$$\frac{\delta Cp}{\delta z} = \lambda_F C_p \quad (1.7)$$

$$\frac{\delta \sigma}{\delta \theta} = \lambda_F v C_p \quad (1.8)$$

Cette dernière équation propose que le coefficient de filtration varie en fonction du dépôt spécifique à partir d'un coefficient de filtration initial (λ_{F0}) qui est évalué pour un média propre pendant sa phase de filtration efficace. Phénoménologiquement, parmi les trois phases de filtrations, soit la phase de maturation, la phase de filtration et la phase de percée du filtre, seule la phase de filtration efficace est considérée dans cette équation. Le cycle de filtration, adapté de Amirtharajah et Wetstein (1980) est représenté par la figure 1.2.

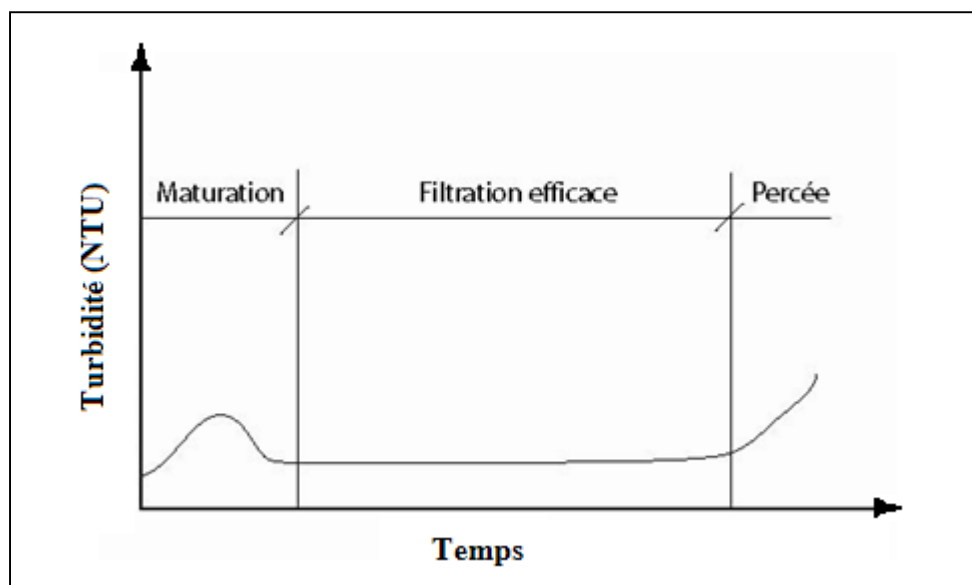


Figure 1.2 Shématisation des trois phases de filtration.

Adaptée de Amirtharajah et Wetstein (1980)

De par sa nature, la filtration sable sous pression ne retire que très peu les substances dissoutes, les bactéries ou la couleur (Tchobanoglous, 2003, p 1040). Ces substances peuvent être adsorbées par le média ou consommées par le biofilm, mais l'ensemble du processus reste très dépendant des propriétés de l'eau filtrée et de sa dynamique avec le média lui-même et le biofilm s'y attachant.

1.3.2 L'ozonation

Dans un bassin zoologique, l'ozonation est un procédé qui a pour fonction primaire la désinfection et l'abattement de la couleur via l'oxydation des composés organiques ou plus spécifiquement de la matière organique naturelle (MON) dont les acides humiques, produits lors de la dégradation biologique de la matière organique, font parties (Corin *et al*, 1998). Également, en induisant la microfloculation des particules, l'ozonation peut favoriser une réduction de la turbidité.

La désinfection s'effectue lorsque l'ozone ou les radicaux générés par l'ozone oxydent les membranes cellulaires et modifient leur perméabilité, empêchent l'activité enzymatique et s'attaquent à l'acide désoxyribonucléique (ADN) cellulaire (Hamelin *et al*, 1978; Ishizaki *et al*, 1987). Le processus de désinfection peut être modélisé selon Finch et Smith, (1989, 1990) et U.S.EPA (1986) par l'équation 1.9 où le nombre de micro-organismes après désinfection (N) est défini par le nombre d'organismes avant désinfection (N_0), la dose d'ozone transférée (U_{O_3}), la pente de la réponse au dosage (n_{O_3}) et la pente de l'interception à l'abscisse lorsque $N/N_0 = 1$ (q_{O_3}).

$$N/N_0 = [(U_{O_3})/q_{O_3}]^{-n_{O_3}} \quad (1.9)$$

Toutefois, au-delà d'une certaine concentration d'ozone, l'inactivation est pratiquement complète. Engelbrecht (1983) et Hall et Sobsey (1993) ont montré qu'une inactivation de 99 % des bactéries *Escherichia Coli* et virus entériques pouvait être atteinte à des concentrations d'ozone résiduel de 0,001 à 0,2 mg-O₃/L et de 0,04 à 0,42 mg-O₃/L respectivement.

L'abattement de la couleur s'effectue principalement via l'oxydation de la matière humique. La structure chimique des groupements chromophores, responsables de la couleur, est modifiée par l'ozone. L'ozone provoque le clivage des doubles liens carbone-carbone et induit ainsi une perte d'aromaticité et une dépolarisation, ce qui diminue l'absorbance de la lumière à certaines longueurs d'ondes dans le visible et l'ultraviolet (Graham, 1999).

L'ozone peut oxyder les différentes formes azotées, transformant l'ammoniac en nitrites puis en nitrates ou même en azote moléculaire (N₂) (Singer et Zilli, 1975) le taux de réaction est toutefois très faible. Cette constatation empêche les procédés d'ozonation d'être des mesures efficaces d'enlèvement de l'azote ammoniacal.

Dans l'ensemble des cas, les mécanismes d'oxydation par l'ozone et de décontamination sont complexes et fortement dépendants des propriétés physico-chimiques de l'eau affluente et il

n'existe pas de modèles mathématiques précis permettant de quantifier la décontamination de l'eau dans un bassin zoologique en recirculation en conditions réelles de fonctionnement.

1.3.3 L'adsorption sur charbon actif

Le charbon activé est utilisé dans le traitement de l'eau car il adsorbe de manière non spécifique les contaminants via l'action de plusieurs forces chimiques comme les ponts hydrogènes, les interactions dipôles-dipôles et les forces de Van der Waals. Dans un bassin zoologique, sa fonction primaire consiste à réduire la quantité de couleur, à détruire l'ozone résiduel et à diminuer la concentration de micropolluants. Le taux d'accumulation des contaminants diminue à mesure que le média se sature selon une isotherme d'adsorption. Les deux isothermes généralement utilisées sont celles de Freundlich et de Langmuir représentés respectivement par les équations 1.10 et 1.11.

$$q_e = K_a C_e^{1/n} \quad (1.10)$$

$$q_e = q_{max} b C_e / (1 + b C_e) \quad (1.11)$$

Selon ces équations, la masse de contaminants adsorbés par masse d'adsorbant (q_e) est définie par la masse de contaminants adsorbés par volume d'adsorbant (C_e) et des constantes d'adsorption spécifiques au système (K_a) et (n). La variable K_a est reliée à la capacité d'adsorption du média pour un contaminant et la variable n quantifie la force du lien entre le média et le contaminant. Dans l'équation de Langmuir la constante q_{max} est reliée à la concentration maximale que peut atteindre q_e lorsque C_e augmente alors que la constante b serait reliée à l'énergie d'adsorption entre le contaminant et le média.

Bien qu'il existe de nombreuses autres équations pouvant quantifier l'efficacité d'adsorption d'un média (Sontheimer *et al*, 1988), les équations de Freundlich et de Langmuir sont les plus fréquemment utilisées. Ces équations montrent que l'efficacité d'une unité d'adsorption sur charbon actif à retirer les contaminants serait fortement dépendante de la quantité de

chaque micropolluant accumulé dans le média. À saturation, le média doit être régénéré ou remplacé.

L'utilisation d'unités d'adsorption sur charbon actif suite à processus d'oxydation par l'ozone est de plus en plus rependue en industrie pour maximiser le potentiel de décontamination. La préozonation avant l'adsorption sur charbon actif, de l'ordre de 0,5 mg-O₃/mg-TOC à 1,0 mg-O₃/mg-TOC (Sontheimer et Hubele, 1987), augmente la fraction biodégradable de la matière organique qui est ensuite assimilée par le substrat bactérien au sein du filtre au charbon. Toutefois, dans le cas d'une eau qui contient de la matière organique déjà fortement biodégradable, l'impact d'une préozonation resterait marginal (Glaze *et al*, 1982).

Plusieurs facteurs peuvent influencer les isothermes d'adsorption : notamment, la répartition des pores dans le média, la surface de contact ou encore la chimie de surface (Snoeyink et Weber, 1972, Sontheimer *et al*, 1988). Le pH (Fox *et al*, 1973), la concentration de matière inorganique en solution (Randtke et Jepsen, 1982) et la température sont également des facteurs déterminants.

La forte variabilité de masse de contaminants affluente couplée aux mécanismes d'adsorptions complexes du charbon activé et d'une préozonation peu contrôlée complexifie toutefois significativement les équations d'adsorption, ce qui rend les prédictions d'enlèvement peu précises et difficilement applicables en condition de faible monitoring.

1.4 Les objectifs spécifiques de traitement

Afin de répondre à la problématique, une cible de qualité optique de l'eau a été définie. Dans le bassin zoologique étudié, il est convenu que la qualité optique est considérée comme élevée (perception claire de l'animal à chaque endroit dans le bassin) lorsque la turbidité se situe en deçà de 0,20 NTU. À l'opposé, elle est considérée comme faible (mauvaise visibilité de l'animal en fond de bassin) lorsque la turbidité se situe à plus de 0,40 NTU. Il s'agit alors

d'un événement turbide. Cette catégorisation permet de fixer l'objectif de traitement à 0,20 NTU dans le bassin zoologique. Le tableau 2.2 montre, à titre d'exemple, de façon explicite, la relation entre la qualité visuelle de l'eau et la turbidité dans le bassin zoologique. Le tableau 3.2 quant à lui résume l'ensemble des objectifs de qualités.

Tableau 1.5 Qualité visuelle de l'eau pour différentes turbidités

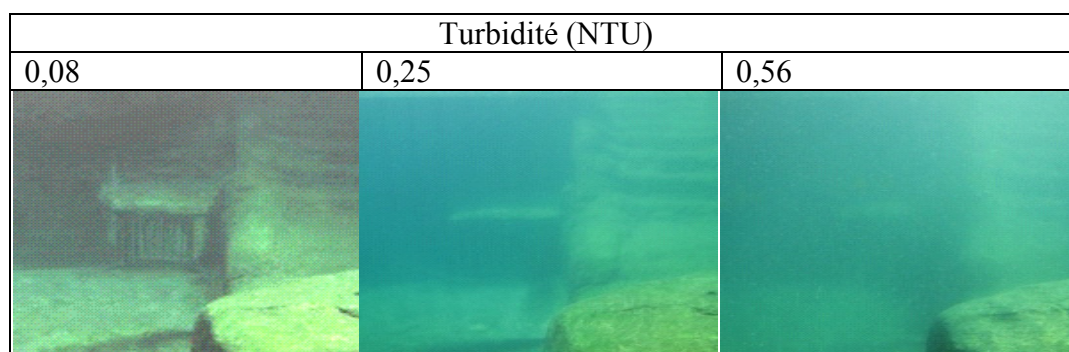


Tableau 1.6 Objectifs de qualité de l'eau dans le bassin zoologique

Paramètres	Objectifs	Source
Coliformes fécaux	< 200 UFC/100 ml	Fixé par le MDDEP (CCMRE 1987 et MNHW, 1990).
COT	< 10 mg-C/L	Établi en fonction de la problématique
NH ₃	< 0,762 mg-N/L	Fixé par le MDDEP (B.C.MOE, 1996) à pH 8 et température de 20°C
O ₃	< 0,1 mg-O ₃ /L	Adapté des conclusions de Roselund (1975) et Wedemeyer <i>et al</i> (1979)
Turbidité totale	< 0,20 NTU	Établi en fonction de la problématique
Couleur	< 5 UC _{Co-Pt}	Établi en fonction de la problématique
PO ₄ ³⁻	< 0,03 mg-P/L	Seuil d'eutrophisation selon Nürnberg (1996) ¹
NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻	< 0,65 mg-N/L	Seuil d'eutrophisation selon Nürnberg (1996) ¹

¹ Le potentiel de développement algal est dépendant du ratio Redfield (16 N : 1 P)

1.5 Description et contrôle du système de traitement

Le système étudié comprend un bassin zoologique et un processus de traitement de l'eau en boucle fermée. Dans ce bassin l'eau est traitée à toutes 78 minutes par un système de traitement à débit nominal de $5,29 \text{ m}^3/\text{min}$. L'eau s'écoule du bassin zoologique vers une unité de dégrillage, puis vers un bassin d'équilibre, une unité de filtration sur sable sous pression, une unité d'ozonation, une unité d'adsorption sur charbon actif et finalement vers une tour d'aération. L'ensemble du débit d'eau filtré sur sable n'est toutefois pas ozoné. Seulement 12 % ou $0,60 \text{ m}^3/\text{min}$ de l'effluent de l'unité de filtration sur sable est traité par l'unité d'ozonation. Également, seulement 40 % ou $0,24 \text{ m}^3/\text{min}$ de l'eau ozonée est dirigé vers l'unité d'adsorption sur charbon actif pour y être traité. Les effluents des différentes unités de traitement sont ensuite regroupés vers la tour d'aération afin de retirer le résiduel d'ozone puis envoyés vers le bassin zoologique. La figure 2.3 schématise l'ensemble de la chaîne de traitement.

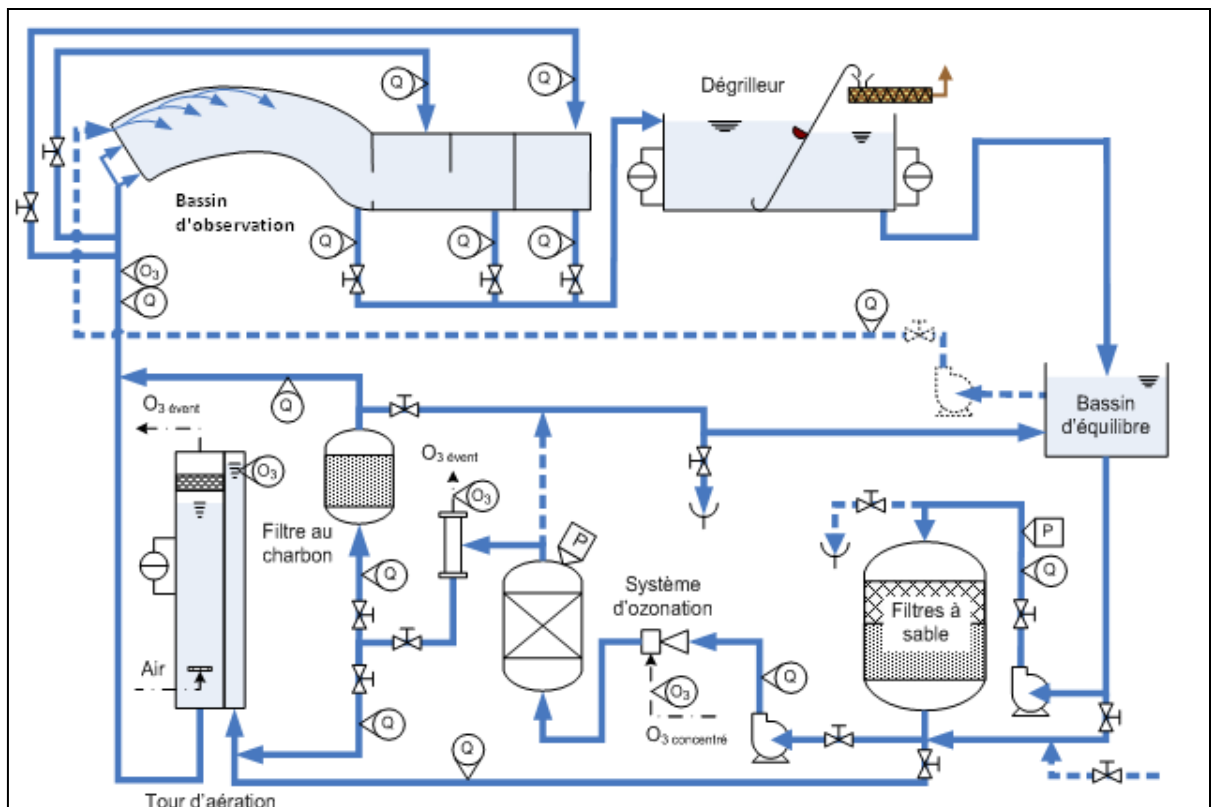


Figure 1.3 Schéma conceptuel du système de traitement d'eau du bassin zoologique.

1.5.1 L'espèce en situation

Le bassin zoologique abrite actuellement trois hippopotames (*Hippopotamus amphibius*), soit un mâle adulte, une femelle adulte et un mâle juvénile. Le poids d'un adulte est évalué à plus de 2 tonnes alors que le juvénile en pèse environ la moitié. Les animaux sont nourris quotidiennement avec 20 kg de luzerne et 10 kg de moulée vitaminée et peuvent rejeter jusqu'à 170 litres de matière partiellement digérée par jour! Ils sont relâchés tous les jours dans le bassin d'observation rempli de 3 mètres d'eau où ils se mettent en activité. À leur entrée dans le bassin ils marquent leur territoire avec leurs fèces et leur urine. Ils reproduisent généralement ce comportement à quelques reprises en fin d'avant midi. Après le marquage de leur territoire s'ensuit une période d'activité accrue. Leur masse spécifique similaire à celle de l'eau leur permet de se mouvoir confortablement dans cet environnement. Ils se propulsent avec leurs pattes arrière et effectuent des vrilles tout au long du bassin. Selon Coughlin et Fish (2009), le déplacement horizontal moyen d'un hippopotame dans l'eau est de 0,47 m/s. Une telle vitesse couplée à leur volume imposant entraîne une turbulence non négligeable dans l'eau, et ce, malgré l'hydrodynamisme de l'animal.

Durant l'étude, aucune restriction n'a été imposée quant aux entrées et sorties des animaux dans le bassin zoologique. L'objectif étant d'établir le modèle de traitement le plus représentatif des conditions réelles de fonctionnement.

1.5.2 Le bassin zoologique

La première partie du système étudié est composée de trois bassins de séjours où les animaux peuvent évoluer librement. Le premier bassin est le bassin d'observation. Le bassin d'observation est le site où les animaux sont présentés au public. Il s'agit d'un bassin contenant approximativement 227 m³ d'eau muni d'une vitre frontale permettant aux visiteurs d'observer l'animal en activité. Celui-ci est relié à un bassin secondaire contenant 68 m³ d'eau qui est utilisé principalement la nuit où les animaux se reposent et se nourrissent. Ce dernier est à son tour relié à un bassin de 28 m³ d'eau qui sert de bassin de quarantaine

dans la perspective de l'émergence de maladie chez les animaux. Celui-ci est séparé du second par un mur de béton. Puisqu'il n'y a qu'un seul système de traitement, l'eau doit s'écouler librement d'un bassin à l'autre en toutes circonstances.

L'écoulement dans le bassin zoologique peut être soit de type piston, soit de type complètement mélangé. Lorsque le système fonctionne en mode piston, les mélanges sont minimisés dans le bassin pour ainsi faciliter le transport des contaminants vers le traitement via le drain d'écoulement de fond du bassin ou via les gouttières à la surface. Ce mode d'écoulement offre l'avantage de contenir la charge organique spatialement. Ainsi, elle ne contribue pas à diminuer la qualité optique de l'eau du bassin zoologique. Toutefois, il est impossible dans les conditions rencontrées dans un bassin zoologique d'obtenir un écoulement de type piston parfait. Le mouvement continu des animaux créant de la turbulence, la présence de zones hydrauliques mortes dans le bassin d'observation et la faible vitesse d'écoulement de l'eau vers le traitement, 0,35 m/min dans le cas présent, mène à une marginalisation des effets bénéfiques de ce mode d'écoulement.

La circulation de l'eau s'effectue donc toujours en mode complètement mélangé. Une pompe de recirculation récolte l'eau dans le bassin d'équilibre après dégrillage et la renvoie en tête du bassin d'observation, permettant le mélange. Il a été défini qu'un débit de 2,60 m³/min (50 % du débit nominal de traitement) permettait d'obtenir des conditions de mélange complet. Ce mode d'écoulement offre l'avantage de fournir une qualité d'eau homogène qui n'est pas influencée par l'activité des animaux et réduit la quantité de zones hydrauliques mortes. Il permet ainsi de limiter l'accumulation de déchets organiques dans le fond du bassin qui lorsque remis en suspension par l'animal, troublent la visibilité. À la sortie du bassin zoologique, l'eau est envoyée vers le reste du traitement dont l'écoulement est considéré comme entièrement de type piston.

1.5.3 L'unité de dégrillage

La première unité de traitement est une unité de dégrillage qui sert principalement à retirer les résidus de taille supérieure à 1 mm comme les particules de luzerne partiellement digérées par les animaux. Le procédé de dégrillage consiste en un bassin de 36 m³ dans lequel est introduit un convoyeur grillagé en acier de 70 cm de largeur et 3 m de profondeur formé de mailles de 1 mm. Ce convoyeur peut traiter un débit pouvant atteindre 7,79 m³/min. Sa mise en marche est déclenchée par une consigne fixée lorsque le différentiel de niveau amont/aval atteint 30 cm. Bien qu'étant une distraction visuelle indésirable, la présence de luzerne ne diminue pas directement la transparence de l'eau et n'est donc pas considérée dans la présente étude comme un paramètre de qualité.

1.5.4 Le bassin d'équilibre

Le bassin d'équilibre est un bassin de 40 m³ ayant une fonction de tampon hydraulique. Situé immédiatement en amont des filtres à sable sous pression, il sert à équilibrer le niveau d'eau et ainsi éviter que de l'air s'introduise dans les pompes des filtres à sable et dans les filtres à sable eux-mêmes. Cette unité n'a pas de fonction de traitement spécifique. Il sert toutefois à faire recirculer de l'eau vers le bassin d'observation pour créer de la turbulence et favoriser un écoulement du type complètement mélangé.

1.5.5 L'unité de filtration sur sable sous pression

L'unité de filtration sur sable sous pression a pour fonction principale de retirer les particules responsables de la turbidité ainsi que les brins de luzernes résiduelles ayant traversé l'unité de dégrillage. Elle est constituée de quatre filtres installés en parallèle traitant directement l'eau effluente au bassin d'équilibre. Chaque filtre est composé d'une cuve en acier structural de 2,1 m de diamètre. Le média est composé de trois types de sables, soit un type de sable fin et deux types de sable de support. Le sable fin possède des grains de 0,22 mm à 0,34 mm de

diamètre et un coefficient d'uniformité de 1,45 – 1,60. Le premier sable de support possède des grains de 0,59 mm à 0,71 mm et un coefficient d'uniformité d'au maximum 1,60 alors que le second sable de support possède des grains de 1,5 mm à 2,0 mm et un coefficient d'uniformité de 2,0 au maximum. Chaque filtre peut contenir un volume 4 m^3 d'eau pour un volume total de 16 m^3 . Les débits de filtration individuels sont fixés à de $1,30 \text{ m}^3/\text{min}$.

Le déclenchement de rétro lavages est conditionné par le débit de filtration. Le colmatage du filtre, entraînant une augmentation de la perte de charge de 76 kPa à 172 kPa pour une puissance motrice de 60 % et 100 % respectivement, réduit le débit de filtration jusqu'à un seuil de $1,04 \text{ m}^3/\text{min}$ où la procédure de rétro lavage est enclenchée. Le rétro-lavage est effectué directement avec l'eau potable de la municipalité de Granby et dure 8 minutes à débit de $2,40 \text{ m}^3/\text{min}$. Par ce processus, l'eau est remplacée dans le système. Au cours de l'étude, le taux de remplacement quotidien était de 13 % à $\pm 1\%$.

1.5.6 L'unité d'ozonation

L'unité d'ozonation a pour fonctions principales de réduire la turbidité résiduelle, la couleur et d'agir comme désinfectant non spécifique. Elle est constituée d'un générateur d'ozone de 18 lampes Corona d'une capacité totale de production de $120 \text{ g-O}_3/\text{h}$ en condition standard. La génération d'ozone nécessite une puissance de 1,2 kW, ce qui implique une consommation d'énergie de 10 kWh/kg-O_3 . L'oxygène nécessaire à la production d'ozone est fourni par un système composé d'un compresseur, d'un réservoir à air, d'un filtre pour retirer les huiles et les poussières, d'un concentrateur d'oxygène, d'un filtre moléculaire et d'un réservoir à oxygène, le tout en série. Ce système permet de fournir au générateur d'ozone de l'oxygène ayant une pureté de 88 à 93 % et d'assurer une production d'ozone supérieure à $115 \text{ g-O}_3/\text{h}$ en condition standard en tout temps.

L'ozone est injecté dans les deux réacteurs de contact via un système de venturi. Chaque réacteur de contact est constitué d'une cuve en fibre de verre de 1,05 m de diamètre pouvant contenir $1,29 \text{ m}^3$ d'eau. Le débit d'eau dans chacune des cuves est de $0,3 \text{ m}^3/\text{min}$, ce qui

implique un temps de contact de 4,3 minutes. L'effluent du réacteur de contact est relié à un évent permettant le dégazage par effet cyclonique, lui-même étant relié à un destructeur d'ozone thermique.

L'unité d'ozonation ne possédant pas de mécanisme propre de modulation du dosage de l'ozone. Elle régule ce paramètre par des arrêts complets de génération d'ozone intermittents. Afin d'assurer la sécurité des animaux, ces arrêts sont assujettis à une consigne d'ORP de 600 mV dont la sonde est située en fin de traitement, après la tour d'aération.

1.5.7 L'unité d'adsorption sur charbon actif

L'unité d'adsorption sur charbon actif a pour fonction principale d'adsorber les micropolluants difficilement oxydables ainsi que détruire l'ozone résiduel présent à l'effluent de l'unité d'ozonation. Elle est composée de 2 cuves de 1,58 m de diamètre en fibre de verre contenant du charbon actif en granules de diamètre moyen de 0,9 mm de type bitumineux. Chaque cuve peut contenir 2,04 m³ d'eau. L'eau est injectée à la base de chaque cuve, permettant une mise en suspension du média, empêchant ainsi son colmatage et le besoin de rétro lavage. Le débit d'eau dans chacune des cuves est de 0,12 m³/min, pour un temps de contact de 17 minutes.

1.5.8 La tour d'aération

La tour d'aération a pour fonction de retirer l'ozone résiduel toujours présent en solution. Celle-ci est constituée d'un bassin pouvant contenir 35 m³ d'eau séparé en 2 sections par une cloison de béton. L'eau provenant du mélange de l'effluent de l'unité de filtration sur sable sous pression, de l'unité d'ozonation et de l'unité d'adsorption sur charbon actif est acheminée vers le bas de la tour dans la première section à débit de 5,29 m³/min. L'eau déborde ensuite par-dessus le mur mitoyen à travers un grillage vers la deuxième section permettant ainsi d'augmenter la surface de contact air-eau ce qui favorise le dégazage de l'ozone résiduel.

CHAPITRE 2

Méthodologie développée

L'information sur les systèmes de traitement de l'eau en recirculation, les paramètres de qualité dans un bassin zoologique ainsi qu'un aperçu des phénomènes de filtration sur sable sous pression, d'ozonation et d'adsorption sur charbon actif permettent d'affirmer qu'il est possible de développer un modèle fournissant des solutions de traitement adaptées aux problématiques rencontrées par les opérateurs de ce genre de systèmes.

Ainsi, le présent chapitre présente, dans un premier temps, les principes fondamentaux régissant l'élaboration d'un modèle de traitement de l'eau adapté aux bassins zoologiques. Sur cette base, en deuxième partie, la démarche sous-entendant le modèle est présentée. Elle est schématisée par la figure 2.1 et se résume en 9 étapes à effectuer dans l'ordre, définies en sous-sections de ce chapitre.

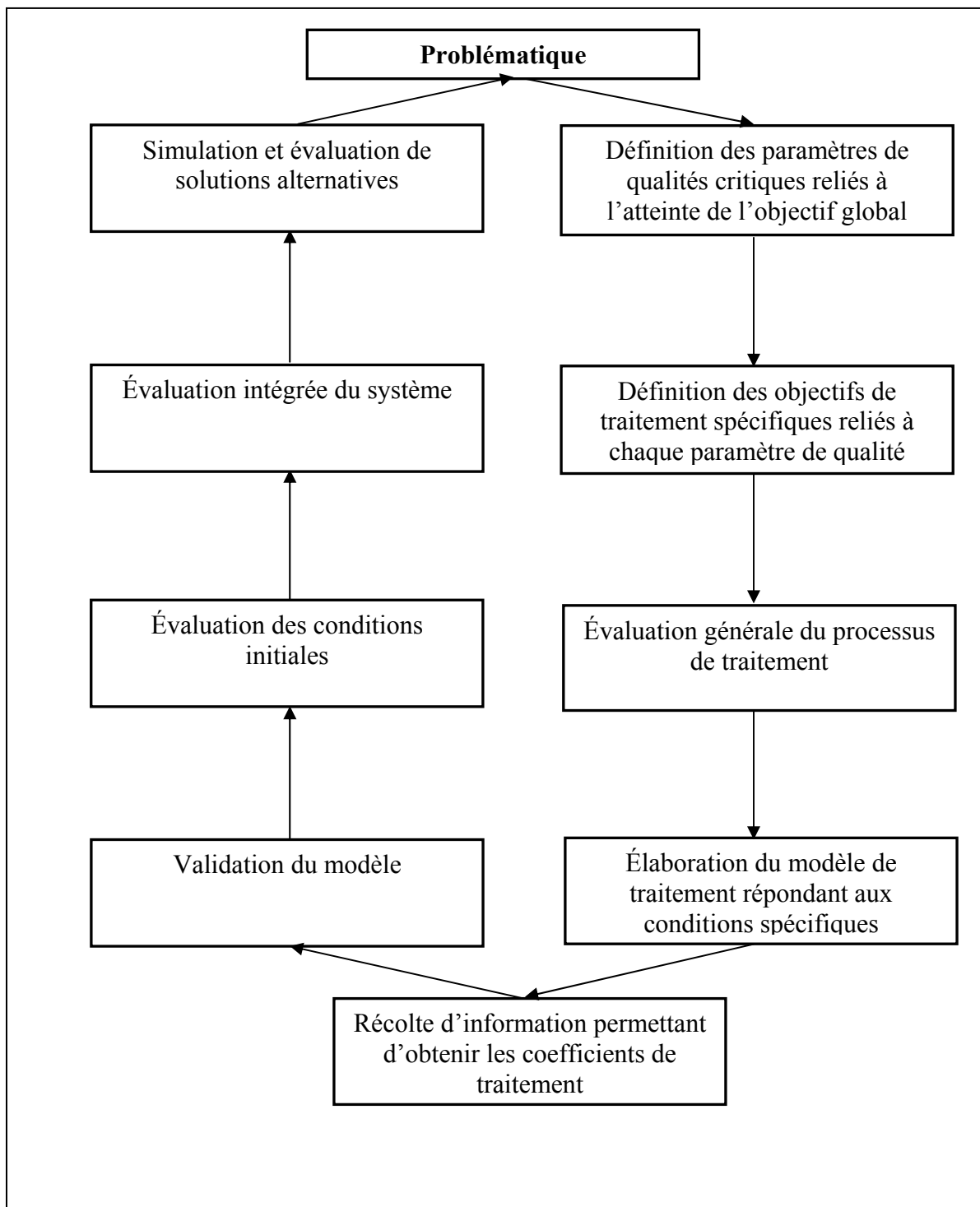


Figure 2.1 Schématisation de la démarche menant à l'obtention de solutions de traitement de l'eau appliquées à une problématique définie dans un bassin zoologique.

2.1 Principes de développement

Le premier principe de développement veut que l'ensemble des paramètres de qualités soit mesurable et que cette mesure puisse être reliée à une masse de contaminants. Permettant l'application de la loi de la conservation de la masse, ce principe est essentiel pour pouvoir analyser l'évolution d'un scénario de traitement dans le temps.

Il devient alors possible de considérer le bassin zoologique et ses unités de traitement associées comme un système de flux de matières où il y a conservation de la masse. Cette déduction permet de conceptualiser un processus de traitement de l'eau dans son ensemble comme un système où la masse totale de contaminants de même système (M_{tot}) est définie par la masse de contaminants dans le bassin (M_b) et la masse de contaminants retirée par le traitement (M_r) tel que présenté par l'équation 2.1.

$$M_{tot} = M_b + M_r \quad (2.1)$$

Sur cette base, le traitement de l'eau effectué par un réseau d'unités de traitement (U) peut être schématisé mathématiquement en incorporant des flux massiques de contaminants (Q_M) comme illustré dans la figure 2.2.

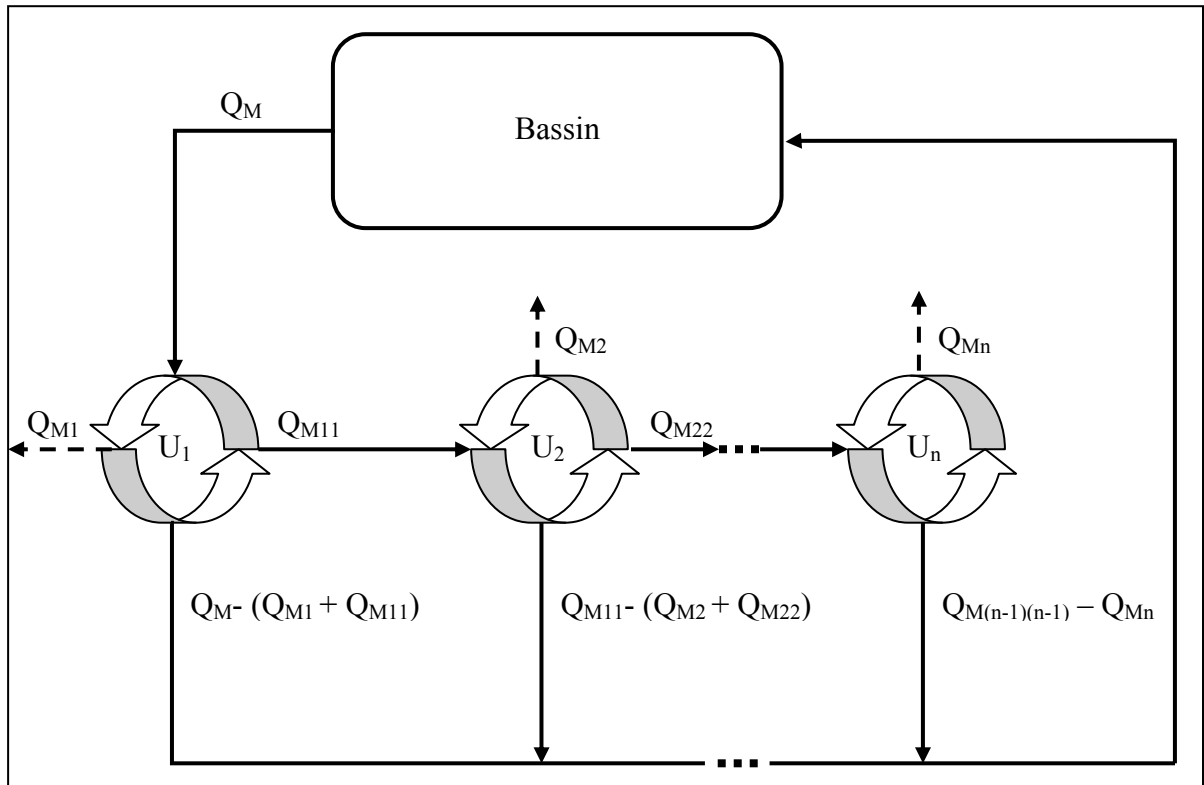


Figure 2.2 Schématisation mathématique d'un processus de traitement de l'eau.

En considérant les bassins zoologiques comme des bassins ayant un écoulement de type complètement mélangé, il est possible de représenter la masse de contaminants (M) dans le bassin à chaque instant selon un débit affluent ($Q_{Maff}(t)$) et effluent (Q_M) tel que représenté par l'équation 2.2.

$$\frac{dM}{dt} = Q_{Maff}(t) - Q_M(t) \quad (2.2)$$

En appliquant l'équation 2.1 à la schématisation mathématique de traitement de l'eau proposée par la figure 2.2, l'équation 2.3 est obtenue.

$$\frac{dM}{dt} = - \sum_{n=1}^i Q_{Mn}(t) \quad (2.3)$$

i = nombre d'unité de traitement

En considérant la masse dans le bassin comme le produit du volume de celui-ci et de sa concentration de contaminant (C), et le débit massique comme le produit d'un débit volumique (Q) et d'une concentration de contaminant, l'équation 2.3 se transforme en équation 2.4 où chaque unité de traitement est caractérisée par un débit volumique affluent (Q_{aff}) et un coefficient d'enlèvement systémique (K). Le coefficient d'enlèvement systémique est défini comme le ratio entre la concentration de contaminant effluent au traitement et la concentration de contaminant dans l'eau brute.

$$\frac{dC}{dt} = \sum_{n=1}^i \frac{K(C,t)n C(t)}{V} \cdot Q_{aff_n} - \frac{C(t)}{V} \cdot Q \quad (2.4)$$

Dans le cas où le système fonctionne à volume constant il est possible de considérer que la somme des débits volumiques affluents est équivalente au débit volumique effluent tel que décrit par l'équation 2.5

$$Q = \sum_{n=1}^i Q_{aff_n} \quad (2.5)$$

En second lieu, une prémisse sous-entendant l'élaboration du modèle veut que la décontamination de chacun des paramètres de qualités propres au contexte s'effectue de façon linéaire à l'intérieur d'une plage de fonctionnement restreinte. Dans la mesure où cette prémisse est vraie, en absence de connaissances exhaustives des mécanismes microscopiques de décontamination par chacune des unités de traitement, il serait toujours possible d'obtenir de l'information de qualité permettant d'établir les pistes de solutions pour une problématique définie.

Ainsi, selon cette prémisse, le coefficient d'enlèvement systémique deviendrait une constante et ne serait pas dépendant de la concentration (C) ou du temps (t) à l'intérieur d'une plage de fonctionnement restreinte. L'équation 2.4 devient alors :

$$\frac{dC}{dt} = \sum_{n=1}^i \frac{Kn C(t)}{V} \cdot Q_{aff_n} - \frac{C(t)}{V} \cdot Q \quad (2.6)$$

De cette prémisse découle le principe que le modèle ne peut être utilisé pour un scénario donné qu'à l'intérieur d'un cadre de fonctionnement préalablement évalué.

2.2 Les paramètres de qualité critiques

Dans un bassin zoologique, les paramètres de qualité critiques se divisent en deux catégories, soit les paramètres de qualité reliés à la sécurité des animaux et les paramètres de qualité spécifiques à la problématique, soit les paramètres de qualité esthétiques. Les premiers doivent être contrôlés en tout temps dans l'ensemble des bassins zoologiques de par leur nature. Les seconds ne posent pas de risques pour la sécurité de l'animal, mais leur contrôle est nécessaire afin d'atteindre des objectifs contextuels. Les paramètres de qualité retenus lors de l'étude sont affichés dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1 Paramètres de qualité indicateurs dans le bassin zoologique

Paramètres	Unité de mesure	Catégorie	Indicateur
Coliformes fécaux	UFC/100 ml	Sécuritaire	Contamination par les pathogènes
COT	mg-C/L	Sécuritaire	Contamination par les pathogènes
NH ₃	mg-N/L	Sécuritaire	Toxicité par l'azote
O ₃	mg-O ₃ /L	Sécuritaire	Risque relié à l'oxydation
Turbidité	NTU	Esthétique	Transparence
Couleur	UC _{Co-Pt}	Esthétique	Couleur
NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻	mg-N/L	Esthétique/Sécuritaire	Potentiel de développement algal
PO ₄ ³⁻	mg-P/L	Esthétique/Sécuritaire	Potentiel de développement algal

La turbidité n'est pas une mesure directe de la taille ou de la masse de particules en solutions comme peut l'être une mesure de concentration des matières en suspension (MES) et ne peut donc pas être évaluée comme telle (AWWA *et al*, 1998). Toutefois, évaluée directement comme contaminant et non comme indicateur indirect de contamination par un autre élément,

la turbidité peut être évaluée comme une concentration. En effet, puisque la mesure de turbidité est une quantification directe de la réflexion lumineuse à 90° (AWWA *et al*, 1998), sa valeur est directement proportionnelle à la concentration de contaminant causant cette même turbidité. Il est donc possible d'effectuer un bilan de masse en unités néphélométrique de turbidité malgré qu'il soit impossible de définir la masse, la taille ou la forme des particules en cause.

Également, de par les propriétés de la loi de Beer-Lambert, il est possible d'effectuer un bilan de masse de la couleur en unité de couleur cobalt-platine (UC_{Co-Pt}). En effet selon l'équation de Beer-Lambert (2.7), l'absorbance (A) est définie directement par le produit du coefficient d'extinction molaire (ϵ_m), de la longueur du trajet optique dans la cellule (L) et de la concentration de contaminant.

$$A = \epsilon_m LC \quad (2.7)$$

Ainsi, comme pour la turbidité, l'absorbance reliée à une unité de couleur cobalt-platine (UC_{Co-Pt}) est directement proportionnelle à la concentration de contaminant causant cette même couleur, permettant ainsi l'interprétation de l'unité de couleur comme une concentration.

2.3 La génération du modèle spécifique de traitement

La schématisation mathématique générique d'un processus de traitement de l'eau présenté dans la figure 2.2 a servi de base au développement du modèle spécifique présenté dans la figure 2.4. Dans le système étudié, l'eau affluente au bassin zoologique provient du mélange de trois eaux aux propriétés distinctes, soit une eau effluente à la filtration sur sable (FS), une eau effluente à l'ozonation (O3) et une eau effluente à l'adsorption sur charbon actif (CA) associé à leur débit volumique respectif (Q_{FS}), (Q_{O3}) et (Q_{CA}). Les coefficients d'enlèvement spécifiques (λ) sont définis comme le ratio entre la concentration de contaminant effluent au traitement et la concentration de contaminant affluente à ce même traitement.

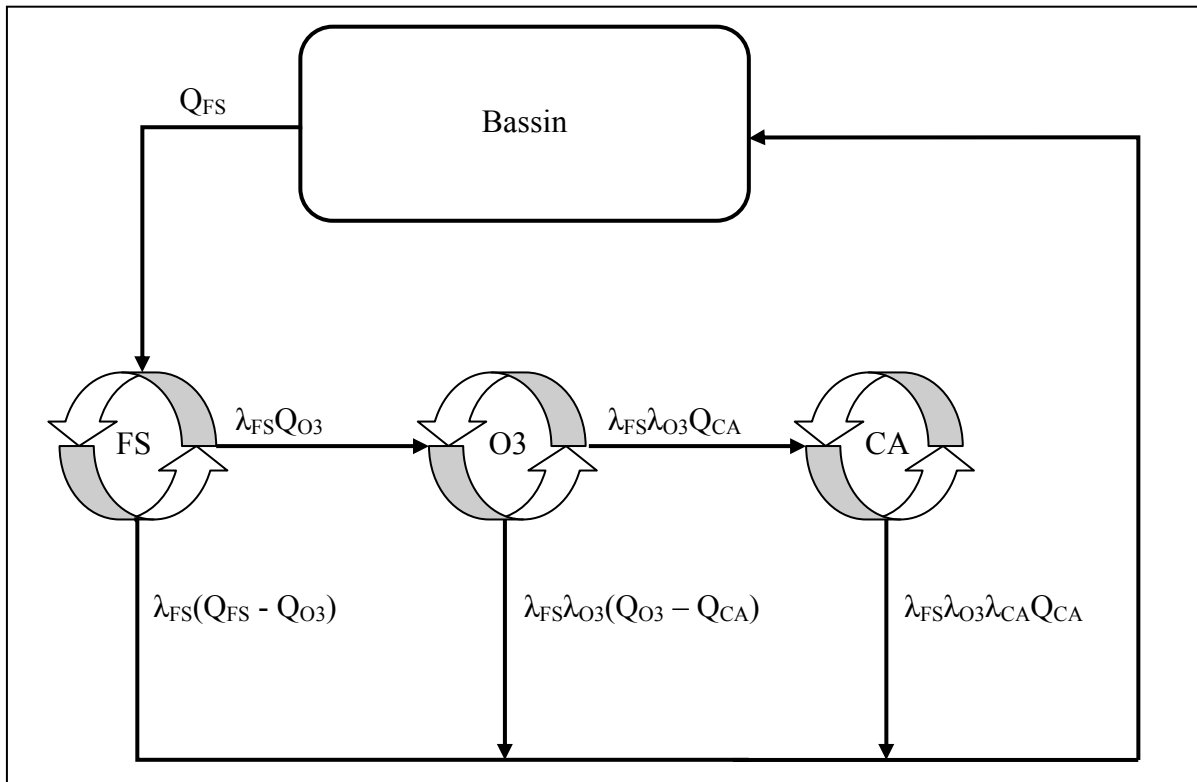


Figure 2.3 Schématisation mathématique du processus de traitement de l'eau du bassin zoologique.

Sur la base de cette représentation, l'équation de traitement générique (2.6) se transforme en équation de traitement spécifique (2.8) pour chaque contaminant.

$$\frac{dc}{dt} = \frac{c(t)}{v} \cdot [(K_{FS} \cdot (Q_{FS} - Q_{O3}) + K_{O3} \cdot (Q_{O3} - Q_{CA}) + K_{CA} \cdot Q_{CA} - Q_{FS}] \quad (2.8)$$

Les coefficients d'enlèvement systémiques (K_{FS} , K_{O3} et K_{CA}) sont définis comme le produit du coefficient d'enlèvement spécifique à l'unité et celui des coefficients d'enlèvements spécifiques antérieurs. Les équations 2.7 à 2.9 présentent les relations obtenues pour le système étudié.

$${}^1K_{FS} = \lambda_{O3r} \cdot \lambda_{FS} \quad (2.7)$$

$$K_{O3} = \lambda_{FS} \cdot \lambda_{O3} \quad (2.8)$$

$$K_{CA} = \lambda_{FS} \cdot \lambda_{O3} \cdot \lambda_{CA} \quad (2.9)$$

¹Pour répondre à une spécificité de la problématique, le coefficient d'enlèvement systémique de la filtration sur sable doit être défini par son coefficient d'enlèvement spécifique et un potentiel coefficient d'enlèvement spécifique relié à la présence d'ozone résiduel en solution après l'ozonation (λ_{O_3r}).

2.4 Les protocoles d'échantillonnages et d'analyses

La suivante section fait état de la méthodologie employée pour obtenir les valeurs de l'ensemble des paramètres nécessaire à l'élaboration du modèle de traitement.

2.4.1 L'échantillonnage

Lors du suivi des propriétés de l'eau au fil du traitement, l'ensemble de l'échantillonnage a été effectué à l'intérieur d'un mois à fréquence de trois séries d'échantillonnages par semaine. L'échantillonnage pour l'analyse des nutriments (phosphates et nitrites/nitrates), de l'azote ammoniacal, du carbone organique et des coliformes fécaux a été effectué indépendamment sur une période de 5 jours.

Le suivi des propriétés de l'eau à différents taux de dilution a quant à lui été effectué pendant 5 jours pour chacun des trois taux de dilutions étudiés. L'ensemble des prélèvements a été effectué la nuit, période durant laquelle il y a absence de pics de charge organique. L'échantillonnage de l'eau de dilution a été effectué de façon périodique pendant chaque campagne.

L'échantillonnage a été effectué en respectant les conditions suivantes :

- le système était en mode normal de fonctionnement pendant au moins une semaine avant chaque prélèvement;
- les échantillons ont été prélevés à potentiel d'oxydoréduction et à pH stable en fin de traitement, soit 400 ± 20 mV et $7,87 \pm 0,09$ respectivement;

- les échantillons ont été prélevés au moins 30 minutes après le retro-lavage d'un filtre afin d'éviter les effets de la phase de maturation du filtre sur la qualité de l'eau.

L'ensemble des échantillons a été prélevé dans des bouteilles en verre préalablement nettoyées à l'acide sulfurique. À chaque prise d'échantillon, les bouteilles ont été nettoyées 3 fois avec l'échantillon avant le prélèvement et les analyses ont été effectuées en triplicatas. Lors de filtrations les seringues et les filtres ont toujours été rincés trois fois avec l'échantillon avant analyse. Les analyses de turbidité, de phosphates, de nitrites/nitrates et d'ozone résiduel ont été effectuées immédiatement sur le site. Les analyses de couleur, d'azote ammoniacal, de carbone organique total, de coliformes fécaux ont été effectuées en laboratoire. Les échantillons ont tous été analysés à l'intérieur de 24 heures et conservés à 4 °C avant analyse. Les échantillons d'azote ammoniacal ont préalablement été acidifiés à pH inférieur à 2 à l'aide d'acide sulfurique concentré.

2.4.2 Les analyses

Puisque d'après la problématique, la turbidité est un paramètre critique, il s'est avéré nécessaire d'augmenter la qualité de l'information fournie par les analyses à son égard. Ainsi, avant d'effectuer les analyses de turbidité, chaque échantillon est séparé en trois fractions par filtration. La turbidité totale (T_{tot}) est alors définie comme la somme de la turbidité causée par différentes fractions particulières. Dans le cas présent, il s'agit de la turbidité causée par des particules de tailles supérieures à 20 μm (T_{20}), de tailles intermédiaires supérieures à 1,2 μm , mais inférieures à 20 μm ($T_{1,2-20}$) et de tailles inférieures à 1,2 μm ($T_{1,2}$). La relation est représentée par l'équation 2.10.

$$T_{\text{tot}} = T_{20} + T_{1,2-20} + T_{1,2} \quad (2.10)$$

Les filtrations ont été effectuées sous faible pression à l'aide de seringues de 60 ml sur des filtres *Whatman #41* de 20 μm de porosité et *Whatman GF/C* de 1,2 μm de porosité. Les analyses de turbidité de l'échantillon brut, filtré sur 20 μm et filtré sur 1,2 μm ont été

effectuées à l'aide d'un turbidimètre *Hach 2100P* ayant une précision de 0,01 NTU et une reproductibilité de $\pm 0,01$ NTU.

Les analyses de couleur vraie après lecture directe de l'absorbance à 408 nm et comparaison avec un étalon cobalt-platine (R^2 de Pearson = 0,996) établi selon la procédure du Standard methods for the examination of water and 19^{ème} édition (AWWA *et al*, 1995, 2120). La relation est définie par l'équation 2.11.

$$\text{Couleur vraie Co-Pt} = 0,00472 \cdot A_{408} \quad (2.11)$$

Le choix de la longueur est justifié par la croissance monotone des valeurs d'absorbance de 700 nm à 408 nm. Les lectures ont été effectuées après filtrations sous faible pression à l'aide de seringues de 60 ml à travers des filtres membranaires de 0,45 μm *Supor 450 de Pall*. L'analyse spectrale est effectuée avec un spectrophotomètre *Cary 300 Bio de Variant* avec une cellule de quartz de 10 cm. Le pH a été contrôlé à $7,87 \pm 0,06$ à l'aide d'acide sulfurique. La précision de l'appareil est de $\pm 0,02$ nm pour une reproductibilité de $\pm 0,008$ nm, alors que les mesures d'absorbance sont définies avec une précision de 0.001 unité d'absorbance (U.A.) pour une reproductibilité de ± 0.001 U.A. Un blanc d'eau dé ionisée a été soustrait aux valeurs d'absorbances de l'ensemble des échantillons.

Les analyses de phosphates ont été effectuées par colorimétrie à l'aide d'un photomètre *Hanna HI-83200*. Les échantillons ont été préalablement filtrés sous faible pression à l'aide de seringues de 60 ml à travers des filtres membranaires de 0,45 μm *Supor 450 de Pall*. La méthode utilisée pour mesurer la concentration de phosphates est une adaptation de la méthode à l'acide ascorbique du Standard methods for the examination of water and 19^{ème} édition (AWWA *et al*, 1995, 4500-P E). Du molybdate d'ammonium réagit avec du tartrate d'antimoine et de potassium et les orthophosphates présents en solution pour former de l'acide phosphomolybdique qui est par la suite réduit en bleu de molybdène par l'acide ascorbique. La concentration en orthophosphates est directement proportionnelle à l'intensité de la coloration par le bleu de molybdène. La précision de la mesure est de $0,1 \text{ mg-PO}_4^{3-}/\text{L} \pm$

4 % et la reproductibilité est de $\pm 0,1$ mg- PO_4^{3-} /L. Un blanc a été effectué avec l'échantillon et sa valeur été soustraite aux valeurs d'absorbances de l'ensemble des échantillons.

Les analyses d'azote ammoniacal ont été effectuées par colorimétrie à l'aide d'un chromatographe ionique *Lachat QuickChem® AE* conformément à la méthode colorimétrique automatisée avec salicylate de sodium (CEAEQ, 2008, MA. 300 – N 1.1). L'ion ammonium réagit avec du salicylate, du nitroferrocyanure et de l'hypochlorite de sodium pour former en milieu alcalin un complexe salicylate ammoniacal dont l'absorbance est proportionnelle à la concentration d'azote ammoniacal. La précision de la mesure est de 0,01 mg-N/L et la reproductibilité est de $\pm 0,01$ mg-N/L.

Les analyses de nitrites/nitrates ont été effectuées par colorimétrie à l'aide d'un photomètre *Hanna HI-83200*. Les échantillons ont été préalablement filtrés sous faible pression à l'aide de seringues de 60 ml à travers des filtres de 0,45 μm Supor 450 de Pall. La méthode utilisée pour mesurer la concentration de nitrates est une adaptation de la méthode par réduction du cadmium du standard methods for the examination of water and 19^{ème} édition (AWWA *et al*, 1995, 4500- NO_3^- E). Les nitrates sont réduits en nitrites par le cadmium et sont ensuite diazotés par du sulfanilamide et couplés avec du dihydrochlorure de N-(1-naphthyl)-éthylènediamine pour former un composé azoté coloré. La concentration en nitrites/nitrates est directement proportionnelle à l'intensité de la coloration obtenue. La précision de la mesure est de 0,5 mg- NO_3^- /L ± 10 % et la reproductibilité est de $\pm 0,1$ mg- NO_3^- /L. Un blanc a été effectué avec l'échantillon et sa valeur été soustraite aux valeurs d'absorbances de l'ensemble des échantillons.

Les analyses de carbone organique total ont été effectuées conformément à la méthode de combustion infrarouge à l'aide d'un appareil *Apollo 9000tm total organic carbon analyzer de TELEDYNE TEKMAR* tel que présenté dans Standard methods for the examination of water and wastewater 19^{ème} édition (AWWA *et al*, 1995, 5310 B). Les échantillons sont mis en solution avec de l'acide phosphorique (H_3PO_4) jusqu'à l'atteinte d'un pH inférieur à 2. L'échantillon est ensuite purgé du carbone inorganique par de l'oxygène pendant deux minutes. L'échantillon purgé est ensuite envoyé à la chambre à combustion à 800°C où

l'ensemble du carbone organique restant est transformé en dioxyde de carbone (CO₂) dont la concentration est mesurée par un détecteur infrarouge non dispersif (IRND). Une courbe d'étalonnage en 4 points a été effectuée avec du biphtalate de potassium anhydreux et de l'eau déionisée à $R^2 = 0,99$. La reproductibilité des mesures est fixée à $\pm 3\%$.

Les analyses des coliformes fécaux ont été effectuées conformément à la méthode par filtration membranaire proposée dans Standard methods for the examination of water and wastewater 19^{ème} édition (AWWA *et al*, 1995, 9222 D). Cette méthode consiste à dénombrer les coliformes fécaux dans un échantillon à la surface d'un filtre membranaire stérile de 0,45 μm , *GN-6 Metriciel® de Pall* lors de l'étude. Préalablement au décompte, les filtres à travers lesquels les échantillons ont filtrés sont incubés pendant 24 heures \pm 2 heures à 44,5 °C \pm 0,2°C dans un milieu de culture M-FC dont la composition est affichée dans le tableau 2.4. Le décompte s'effectue manuellement. La précision de cette méthode est de 1 UFC par volume d'échantillon filtré.

Tableau 2.2 Composition du milieu de culture pour coliformes fécaux

Tiré de AWWA *et al* (1995, 9222 D)

Composantes	Concentration (g/L)
Tryptose	10,0
Protéose peptone n°3 ou polypeptone	5,0
Extrait de levure	3,0
Chlorure de sodium	5,0
Lactose	12,5
Sels biliaires n°3 ou mélange équivalent	1,5
Bleu d'aniline	0,1
Agar	15,5

Les analyses d'ozone résiduel ont été effectuées par colorimétrie à l'aide d'un comparimètre *Hanna HI-38054* via la méthode au diéthyl-4,4' phénylènediamine (DPD). Le DPD réagit directement avec les oxydants présents en solution et colore la solution. L'intensité de la coloration est directement proportionnelle à la concentration d'oxydants en solution. La mesure s'effectue par comparaison visuelle directe avec le gradient de couleur du disque

comparatif. La précision de la mesure est de 0,1 mg-O₃/L et pour une reproductibilité de ±0,1 mg-O₃/L.

Les mesures de pH et de température ont été effectuées à l'aide d'un multimètre *Oakton® series 510 pH/con* dont la précision des mesures est de 0,01 et la reproductibilité est de ±0,01.

2.5 La validation du modèle

Des échantillons utilisés pour valider le modèle ont été prélevés durant la dernière semaine de la campagne d'échantillonnage. D'après ces valeurs les coefficients spécifiques au traitement ont été déterminés. Des tests de comparaison de moyennes ont ensuite été utilisés pour vérifier que les coefficients d'enlèvement par les unités de traitement sont similaires.

2.6 L'évaluation des conditions initiales

Afin d'effectuer une modélisation fournissant des résultats valables, il est essentiel d'identifier l'ensemble des scénarios ou conditions initiales possibles. Ainsi, le niveau de dépendance entre les paramètres de qualités affluents au traitement doit être évalué. Ceci s'effectue soit par comparaison de la force de relation entre deux paramètres par détermination du coefficient de corrélation de Pearson ou de Spearman (si non linéaire). Si une dépendance significative entre deux paramètres est confirmée, elle doit être prise en compte lors de l'élaboration des scénarios.

Dans un contexte où les scénarios sont catégorisés selon une mesure de la turbidité, il est essentiel d'évaluer l'influence qu'a ce dernier paramètre sur la contribution relative des classes de particules ainsi que sur d'autres paramètres sensibles comme la couleur.

Également, puisque dans les systèmes de traitement d'eau de bassin zoologiques en circuits semi-fermés le taux de changement d'eau quotidien est un paramètre de fonctionnement

critique, son influence a été évaluée par comparaison de moyennes de pair avec chacun des paramètres de qualités antérieurement définis.

2.7 L'évaluation intégrée du système de traitement

L'évaluation du système de traitement s'effectue via une analyse de sensibilité. Cette analyse permet de quantifier les effets d'un redimensionnement des unités de traitement sur les paramètres de qualités de l'eau évalués. Le redimensionnement d'une unité s'effectue en ajoutant à l'équation 2.6 un coefficient de redimensionnement (δ) tel que présenté dans l'équation 2.12.

$$\frac{dc}{dt} = \frac{c(t)}{V} \cdot [(K_{FS} \cdot (\delta_{FS}Q_{FS} - \delta_{O3}Q_{O3}) + K_{O3} \cdot (\delta_{O3}Q_{O3} - \delta_{CA}Q_{CA}) + K_{CA} \cdot \delta_{CA}Q_{CA} - \delta_{FS}Q_{FS}] \quad (2.12)$$

La fonction de redimensionnement (ξ) peut alors être définie comme le rapport entre le taux d'enlèvement de contaminants après redimensionnement et le taux d'enlèvement de contaminant initial comme présenté par l'équation 2.13.

$$\xi(\delta_{FS}, \delta_{O3}, \delta_{CA}) = \frac{[(K_{FS} \cdot (\delta_{FS}Q_{FS} - \delta_{O3}Q_{O3}) + K_{O3} \cdot (\delta_{O3}Q_{O3} - \delta_{CA}Q_{CA}) + K_{CA} \cdot \delta_{CA}Q_{CA} - \delta_{FS}Q_{FS}]}{[(K_{FS} \cdot (Q_{FS} - Q_{O3}) + K_{O3} \cdot (Q_{O3} - Q_{CA}) + K_{CA} \cdot Q_{CA} - Q_{FS}]} \quad (2.13)$$

L'équation 2.13 permet de déterminer pour chaque contaminant des coefficients de sensibilité spécifiques à chaque unité de traitement (γ) tels que présentés par les équations 2.14 à 2.16.

$$\gamma_{(FS)} = \frac{d\xi}{d\delta_{FS}} = \frac{[(Q_{FS} \cdot (K_{FS} - 1)] / [(K_{FS} \cdot (Q_{FS} - Q_{O3}) + K_{O3} \cdot (Q_{O3} - Q_{CA}) + K_{CA} \cdot Q_{CA} - Q_{FS}]} \quad (2.14)$$

$$\gamma_{(O3)} = \frac{d\xi}{d\delta_{O3}} = \frac{[Q_{O3} \cdot (K_{O3} - K_{FS})] / [(K_{FS} \cdot (Q_{FS} - Q_{O3}) + K_{O3} \cdot (Q_{O3} - Q_{CA}) + K_{CA} \cdot Q_{CA} - Q_{FS}]} \quad (2.15)$$

$$\gamma_{(CA)} = \frac{d\xi}{d\delta_{CA}} = \frac{[Q_{CA} \cdot (K_{CA} - K_{O3})] / [(K_{FS} \cdot (Q_{FS} - Q_{O3}) + K_{O3} \cdot (Q_{O3} - Q_{CA}) + K_{CA} \cdot Q_{CA} - Q_{FS}]} \quad (2.16)$$

Les coefficients de sensibilité ainsi obtenus permettent d'évaluer l'importance relative de chaque unité de traitement quant à l'atteinte des objectifs spécifiques reliés à chaque contaminant.

2.8 La simulation et l'évaluation de solutions alternatives

Dans le contexte de l'étude, une plage de solutions de prétraitement alternatives permettant potentiellement d'atteindre les objectifs de qualité a été évaluée. Ces technologies sont résumées à des coefficients de décontamination et à un dimensionnement puis introduites dans le modèle à des fins de simulation et d'évaluation.

CHAPITRE 3

Résultats

3.1 Les données d'entrée du modèle

La section suivante définit les intrants du modèle de traitement quant aux paramètres de qualité optiques, physico-chimiques et biologiques ainsi qu'aux coefficients d'enlèvements spécifiques à chacun de ces paramètres au fil du traitement.

3.1.1 La qualité optique de l'eau

Afin d'établir la plage de fonctionnement du modèle, une évaluation des intrants a été effectuée et présentée dans cette section. Les propriétés optiques de l'eau du bassin zoologique et de l'eau de dilution (*Voir* tableau-A I-1,2 et tableau-A II-1) sont analysées statistiquement dans le tableau 3.1.

Tableau 3.1 Propriétés optiques de l'eau du bassin zoologique et de l'eau de dilution

Source	Propriétés statistiques	T ₂₀ (NTU)	T _{1,2-20} (NTU)	T _{1,2} (NTU)	T _{tot} (NTU)	Couleur (UC _{Co-Pt})
Bassin zoologique	n	11	11	11	11	11
	Moyenne	0,12	0,11	0,12	0,35	3,1
	σ	0,06	0,04	0,03	0,09	0,6
	Min	0,06	0,04	0,09	0,23	2,0
	Max	0,25	0,17	0,15	0,56	3,8
Eau de dilution	n	22	22	22	22	22
	Moyenne	0,12	0,14	0,12	0,38	3,2
	σ	0,05	0,06	0,03	0,08	1,1
	Min	0,05	0,05	0,07	0,21	1,4
	Max	0,23	0,27	0,17	0,62	5,3

Les résultats montrent une qualité optique de l'eau dans le bassin d'observation similaire à celle retrouvée dans l'eau de dilution. En effet, la différence des moyennes entre les deux

sources est inférieure à 22 %. Ainsi, la forte différence de turbidité et de couleur entre les échantillons dans le bassin zoologique peut s'expliquer partiellement par la variabilité de la qualité optique de l'eau de dilution elle-même. Également, comme le stipule la problématique, l'apport ponctuel de charge organique pendant la journée suivi de longues périodes durant lesquelles aucune matière n'est introduite dans le système engendre une variabilité de turbidité et par le fait même de la couleur apparente. Dans le cas de la turbidité causée par les particules de tailles supérieures à 20 µm et les particules de tailles supérieures à 1,2 µm mais inférieures à 20 µm, la variabilité peut atteindre un facteur de 4. En moyenne l'eau ne respecte pas l'objectif de qualité souhaité de 0,20 NTU de turbidité totale dans le bassin zoologique. Elle respecte toutefois l'objectif de couleur vraie fixé à 5 UC_{Co-Pt}.

3.1.2 La qualité physico-chimique et biologique de l'eau

Les résultats des analyses des indicateurs physico-chimiques et biologiques (*Voir* tableau-A I-3,4,5 et tableau-A II-1) dans le bassin zoologique et dans l'eau de dilution, résumés dans le tableau 3.2, affichent des tendances différentes.

Tableau 3.2 Propriétés physico-chimiques et biologiques de l'eau du bassin zoologique

Source	Propriétés	NH ₃	NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	COT	CF	O ₃
	statistiques	(mg-N/L)	(mg-N/L)	(mg-P/L)	(mg-C/L)	(UFC/100 ml)	(mg-O ₃ /L)
Bassin zoologique	n	5	5	5	5	2	2
	Moyenne	< 0,01	5,8	1,2	2,7	3500	< 0,1
	σ	N/A	0,4	0,2	0,4	N/A	N/A
	Min	< 0,01	5,5	1,0	2,2	3200	< 0,1
	Max	0,04	6,4	1,5	3,2	3800	< 0,1
Eau de dilution	n	4	4	4	22	2	N/A
	Moyenne	< 0,01	0,4	< 0,1	3,9	0	N/A
	σ	N/A	0,1	N/A	0,4	N/A	N/A
	Min	< 0,01	0,4	< 0,1	3,2	0	N/A
	Max	< 0,01	0,6	< 0,1	5,5	0	N/A

Le risque d'intoxication associé à une forte concentration d'azote ammoniacal dans le bassin zoologique est négligeable à moins de 0,04 mg-N/L. Cette valeur est fortement en

dessous de l'objectif de qualité fixé à 0,762 mg-N/L par le MDDEP à pH de 8,0 et température de 20°C (B.C.MOE, 1996). Les valeurs d'ozone résiduel dans le bassin zoologique respectent en tout temps l'objectif de qualité de < 0,1 mg-O₃/L.

Par ailleurs, le potentiel de croissance algal serait limité par l'azote selon le ratio Redfield : N/P (4,9) < 16. Toutefois, les concentrations élevées en nutriments présents dans le bassin zoologique empêchent de parler de réelle limitation. En effet, des concentrations de nitrites/nitrates et de phosphates de 5,82 mg-N/L et 1,19 mg-P/L peuvent induire fortement la croissance algale. Sachant qu'une eutrophisation peut avoir lieu à des concentrations d'azote de 0,65 mg-N/L et de phosphore de 0,03 mg-P/L (Nürnberg, 1996), le risque de bloom algal serait très élevé. L'eau de dilution possède des concentrations de nutriments beaucoup plus faibles. Une concentration de nitrites/nitrates environ 10 fois inférieure à celle retrouvée dans le bassin zoologique limiterait la croissance algale de façon plus efficace.

La concentration en coliformes fécaux est élevée à plus de 3200 UFC/100 ml, soit largement au-dessus de l'objectif de qualité de 200 UFC/100 ml fixé par le MDDEP pour qu'un contact humain avec l'eau soit sécuritaire. En se basant sur ce critère, le risque relié aux pathogènes doit donc être considéré comme élevé malgré une concentration de COT faible à moins de 3,2 mg-C/L et sensiblement inférieure au critère de qualité à 10 mg-C/L. Cette concentration est comparable à celle retrouvée dans l'eau de dilution.

3.1.3 Le processus de traitement

Les profils d'enlèvement de la turbidité par les unités de traitement pour les trois classes de particules (> 20 µm, 1,2-20 µm et < 20 µm) sont affichés dans le tableau 3.3 (*Voir* Tableau-A I-1).

Tableau 3.3 Pourcentage de réduction de la turbidité au fil du traitement selon trois fractions particulaires (n = 11)

Unité de traitement (effluent)	λ		
	T_{20}	$T_{1,2-20}$	$T_{1,2}$
Filtration sur sable	71	57	16
Ozonation	93	81	43
Adsorption sur charbon actif	96	96	51
Effluent de traitement	90	69	26

Ces profils montrent que la filtration sur sable est l'unité principalement responsable de l'enlèvement de la turbidité causée par les particules de tailles supérieures à 20 μm , avec une turbidité résiduelle de 29 %. Elle perd de son efficacité lorsque la taille des particules diminue. La turbidité est réduite à 43 % et 84 % de sa valeur avant traitement pour les particules de tailles intermédiaires (1,2-20 μm) et de petites tailles (< 20 μm) respectivement. Après l'ozonation la turbidité engendrée par les particules de grandes tailles et de tailles moyennes n'est plus qu'à 7 % et 19 % respectivement des valeurs retrouvées en tête de traitement. L'enlèvement de la turbidité causée par les particules de petite taille est plus faible à 57 % de sa valeur initiale. À la sortie de l'unité d'adsorption sur charbon actif, la turbidité causée par les particules de grandes tailles et de tailles intermédiaires est pratiquement négligeable avec une valeur de turbidité résiduelle dans les deux cas de 4 % de sa valeur initiale. Le charbon actif n'est toutefois pas beaucoup plus efficace que l'ozonation pour retirer les particules de petite taille avec une valeur de turbidité résiduelle de 49 %. Le traitement dans son ensemble retire 90 % de la turbidité causée par les particules de grandes tailles, 69 % de la turbidité causée par les particules de tailles intermédiaires et 26 % de la turbidité causée par les particules de petite taille.

Il existe une forte variabilité des taux d'abattement entre les échantillons dans l'ensemble du traitement comme le montrent les boîtes à moustaches présentées en figures 3.1, 3.2 et 3.3.

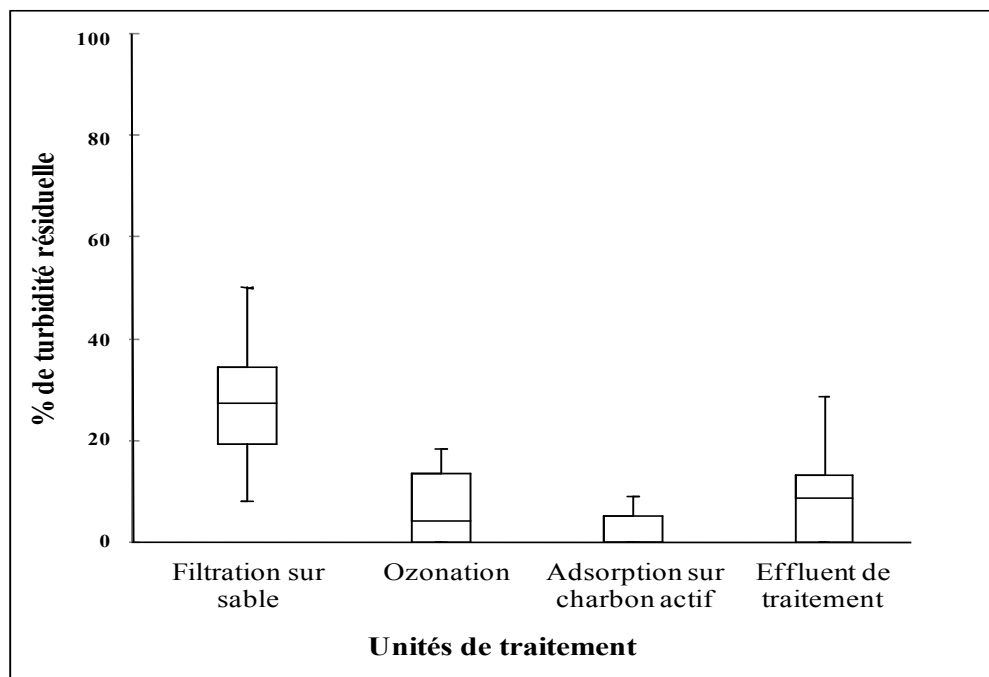


Figure 3.1 Variabilité des taux d'enlèvement de la turbidité causée par les particules de grandes tailles (> 20 µm) par chacune des unités de traitement.

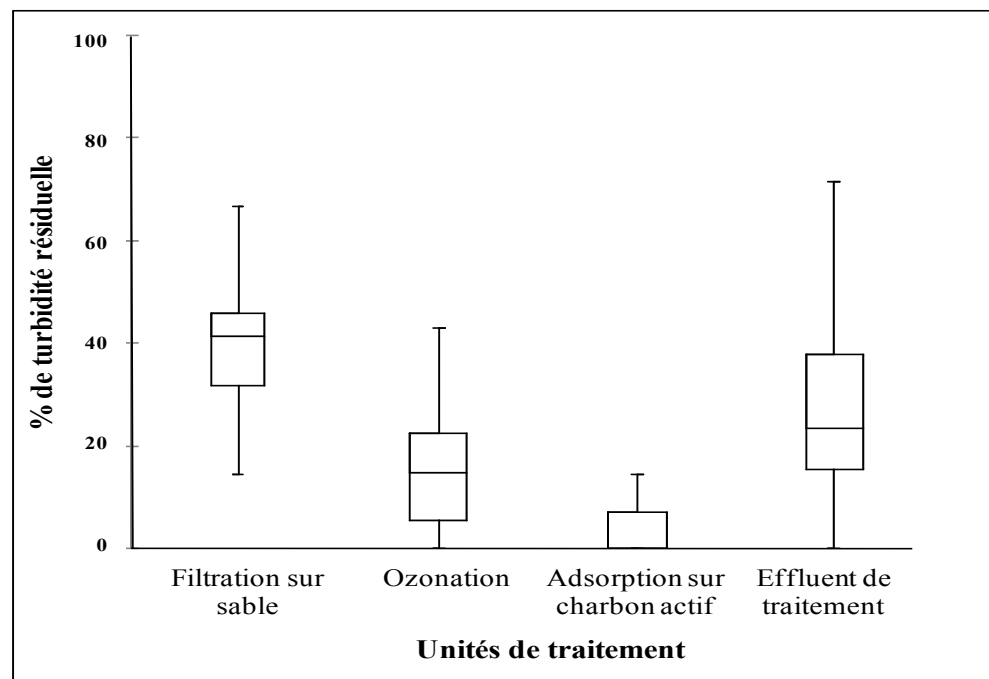


Figure 3.2 Variabilité des taux d'enlèvement de la turbidité causée par les particules de tailles intermédiaires (1,2 µm-20 µm) par chacune des unités de traitement.

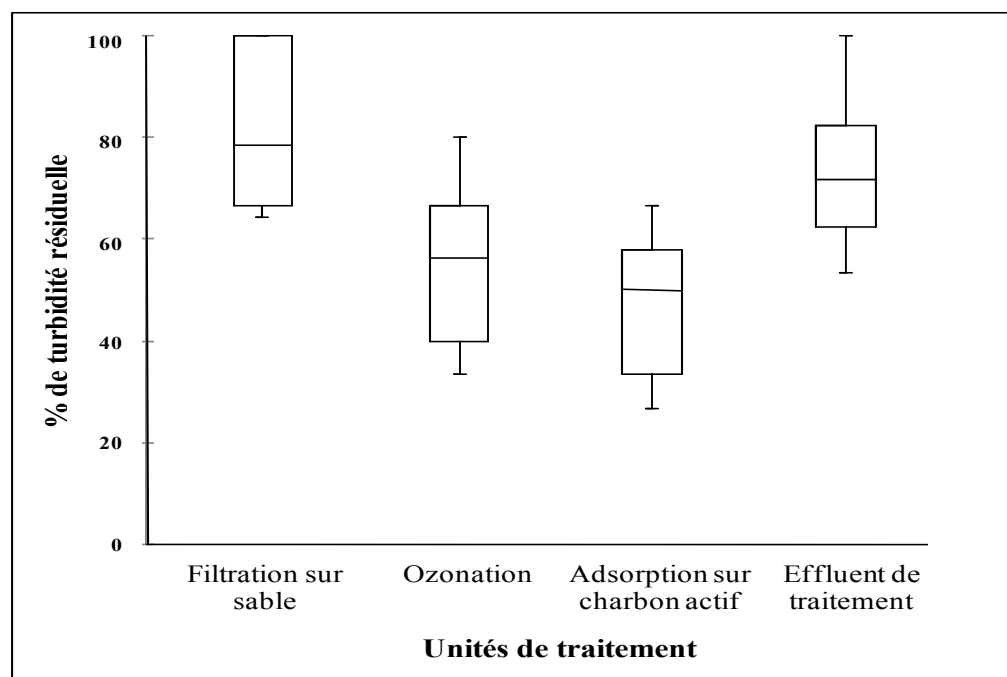


Figure 3.3 Variabilité des taux d'enlèvement de la turbidité causée par les particules de petites tailles (< 1,2 μm) par chacune des unités de traitement.

L'écart entre les valeurs médianes et les quartiles peut être élevé, atteignant jusqu'à 22 % entre les échantillons après le processus de filtration sur sable pour les particules de petites tailles. Cette forte variabilité s'explique partiellement par l'erreur introduite par l'incertitude sur la mesure, menant à une variation du taux d'abattement pouvant atteindre ± 14 % dans le pire des cas. Également, *in situ*, il est difficile de définir avec précision à chaque instant l'ensemble des propriétés physico-chimiques d'une eau pouvant influencer les taux d'abattelements de la turbidité. Également, les variations inévitables des paramètres de fonctionnement de chaque unité (création d'un courant préférentiel dans la tour de contact d'ozone après une légère variation de débit, phénomène de maturation d'un filtre ou relargage de matière par le filtre à charbon actif) entraînent inévitablement des modifications dans le mécanisme de traitement. Ainsi s'ensuit une variabilité dans les taux d'enlèvement pouvant être considérable entre les échantillons. L'ensemble des coefficients d'enlèvement a été déterminé selon l'hypothèse que la quantité de turbidité affluente n'influence pas le taux d'enlèvement par les unités de traitement. Cette hypothèse a été vérifiée par des tests de

corrélation de Spearman à $P < 0,05$ où $\rho_{T20} < 0,22$, $\rho_{T1,2-20} < 0,42$ et $\rho_{T1,2} < 0,37$ pour l'ensemble des unités de traitement.

L'abattement de la couleur par les unités de traitement est quantifié dans le tableau 3.4 (Voir Tableau-A I-2).

Tableau 3.4 Pourcentage de réduction de la couleur au fil du traitement selon trois fractions particulières (n = 11) à pH stable de $7,87 \pm 0,08$

Unité de traitement (effluent)	λ
Filtration sur sable	Non significatif
Ozonation	55
Adsorption sur charbon actif	Non significatif
Effluent de traitement	29

Ce tableau montre que la couleur ne serait pas retirée de façon significative par la filtration sur sable comme le prouve un test "t" de Student pour échantillons appariés à $P < 0,05$ où $t = 0,8$. L'ozonation est l'unité principalement responsable de l'enlèvement de la couleur avec une valeur réduite à 45 % de sa valeur avant traitement. Comme pour la filtration sur sable, l'unité d'adsorption sur charbon actif n'enlèverait pas de couleur : $P < 0,05$ où $t = -0,9$. Le traitement dans son ensemble retire 29 % de la couleur observée dans le bassin zoologique. La variabilité des taux d'enlèvement est représentée à l'aide de boîtes à moustaches par la figure 3.4

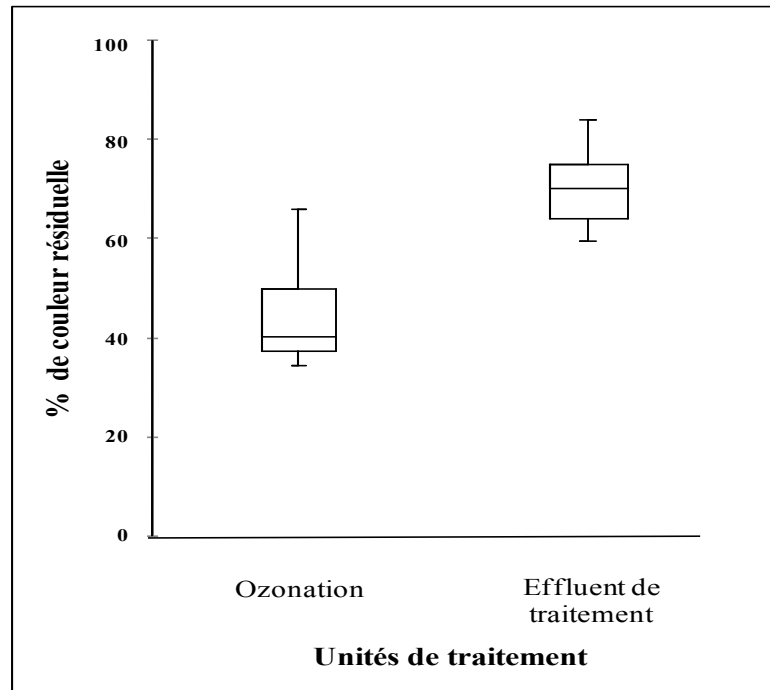


Figure 3.4 Variabilité des taux d'enlèvement de la couleur par chacune des unités de traitement.

Les écarts de pourcentages d'enlèvement par les unités de traitement entre les échantillons sont toutefois moindres pour la couleur que pour la turbidité. L'écart maximal entre les quartiles et la médiane de 10 % retrouvé après l'ozonation est toutefois non négligeable. Comme pour la turbidité, la forte variabilité des taux d'abattelements de la couleur peut s'expliquer partiellement par l'incertitude pouvant mener à une variation du taux d'abattement pouvant atteindre jusqu'à ± 13 % à la fin du traitement. L'absence d'une connaissance exhaustive des propriétés de l'eau affluente à chaque unité de traitement et les variations des paramètres de fonctionnement intrinsèque au système pourrait expliquer la variabilité résiduelle.

L'ensemble des coefficients d'enlèvements a été déterminé selon l'hypothèse que la quantité de couleur affluente n'influence pas le taux d'enlèvement par les unités de traitement. Cette hypothèse a été vérifiée pour la couleur par un test de corrélation de Spearman à $P < 0,05$ où $\rho < 0,37$ pour l'ensemble des unités de traitement.

Le traitement dans son ensemble ne semble pas avoir d'effet significatif sur les concentrations en nutriments et en carbone organique: PO_4^{3-} , $\text{NO}_2^-/\text{NO}_3^-$ et COT (*Voir* Tableau–A I-3 et 4). En effet, des tests "t" de Student pour échantillons appariés à $P < 0,05$ où $t < 1,0$ pour l'ensemble des cas. L'absence de variation significative serait principalement explicable par le fait que les valeurs observées se situent en deçà de l'incertitude sur la mesure. De même, la concentration d'azote ammoniacal est négligeable à moins de 0,02 mg-N/L au fil du traitement (*Voir* Tableau–A I-3).

Par ailleurs, la filtration sur sable réduit considérablement la concentration de coliformes fécaux présents dans le bassin zoologique (*Voir* Tableau–A I-5). La réduction, de l'ordre d'un \log_{10} , permet d'atteindre le critère de qualité de 200 UFC/100 ml fixé par le MDDEP. La désinfection est complète à l'effluent du traitement par ozonation en présence de 0,7 mg- O_3 /L résiduel. Le mélange de l'eau ozonée, traitée par le charbon actif et filtrée sur sable uniquement (effluent de traitement) affiche également une désinfection complète comme le montre la figure 3.5.

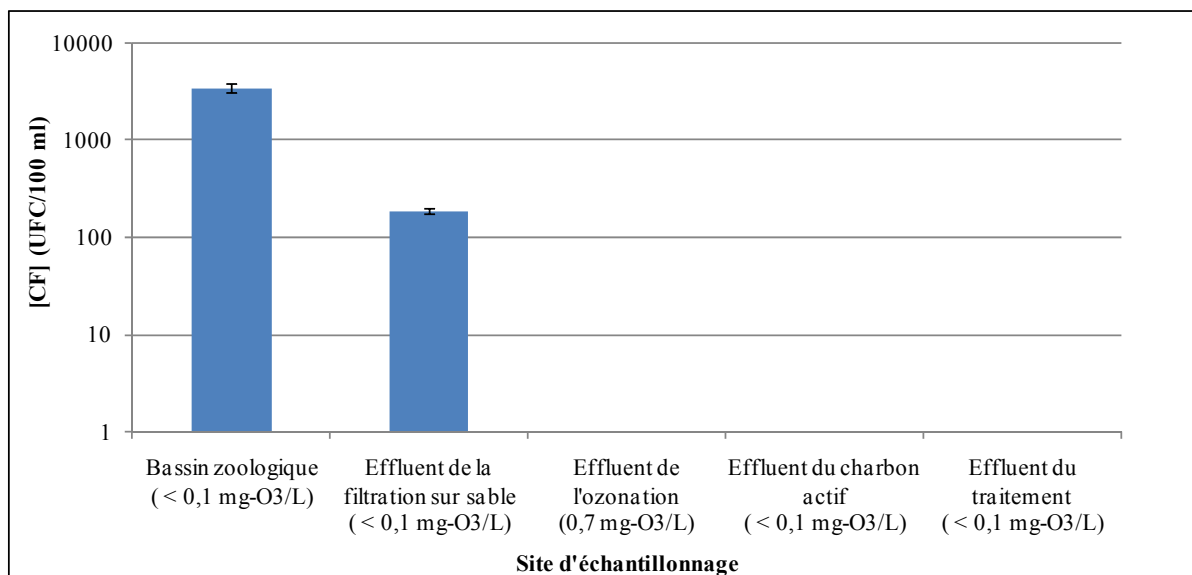


Figure 3.5 Évolution de la concentration de coliformes fécaux au fil du traitement pour différentes concentrations d'ozone résiduel à pH stable de $7,87 \pm 0,09$.

3.2 La validation du modèle

Afin de valider le modèle, trois échantillons, dont un non turbide et deux turbides, ont été prélevés. Les résultats de la validation des taux d'enlèvement de la turbidité et de la couleur par les unités de traitement sont affichés dans les figures 3.6 à 3.9 (*Voir* Tableau-A I-1,2).

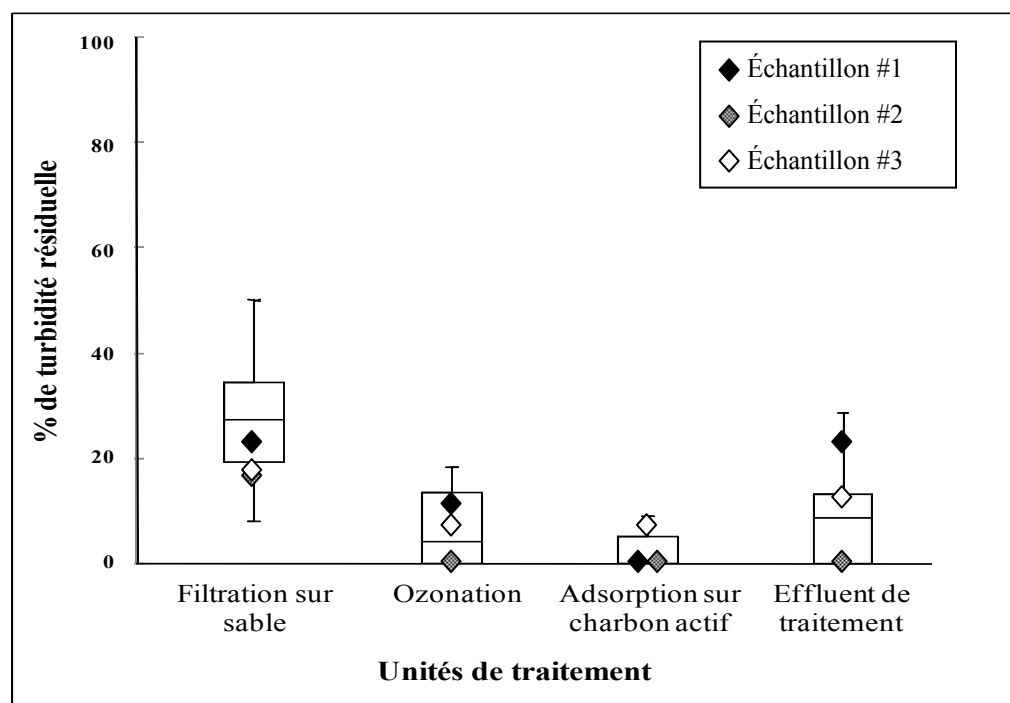


Figure 3.6 Comparaison avec le modèle de traitement de trois échantillons indépendants selon leur taux d'enlèvement de la turbidité causée par les particules de grandes tailles (T_{20}) par chacune des unités de traitement.

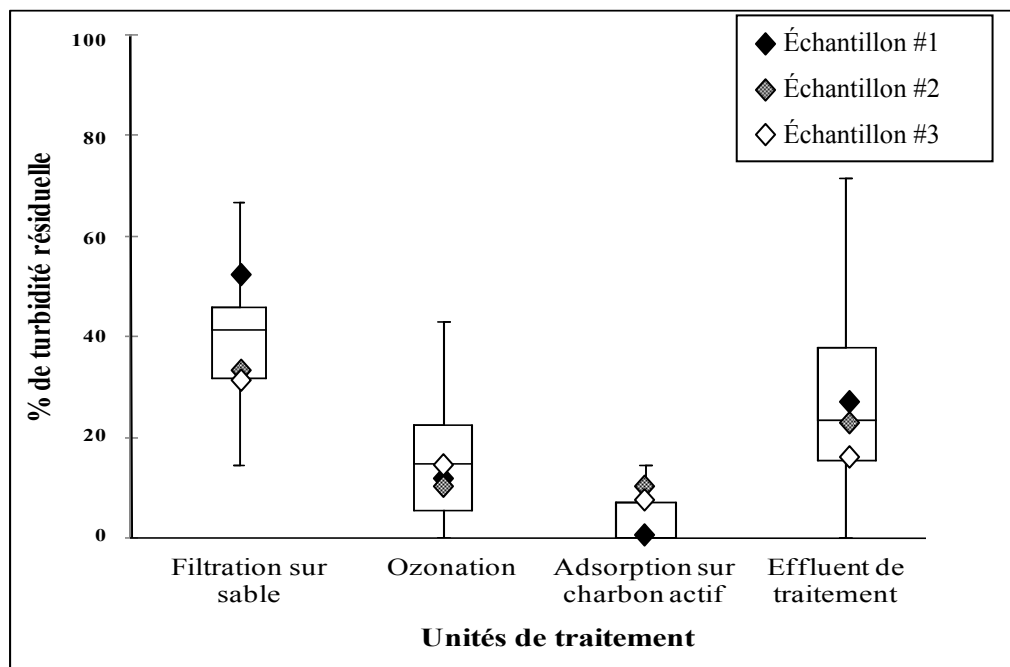


Figure 3.7 Validation du modèle selon le taux d'enlèvement de la turbidité causée par les particules de tailles intermédiaires ($T_{1,2-20}$).

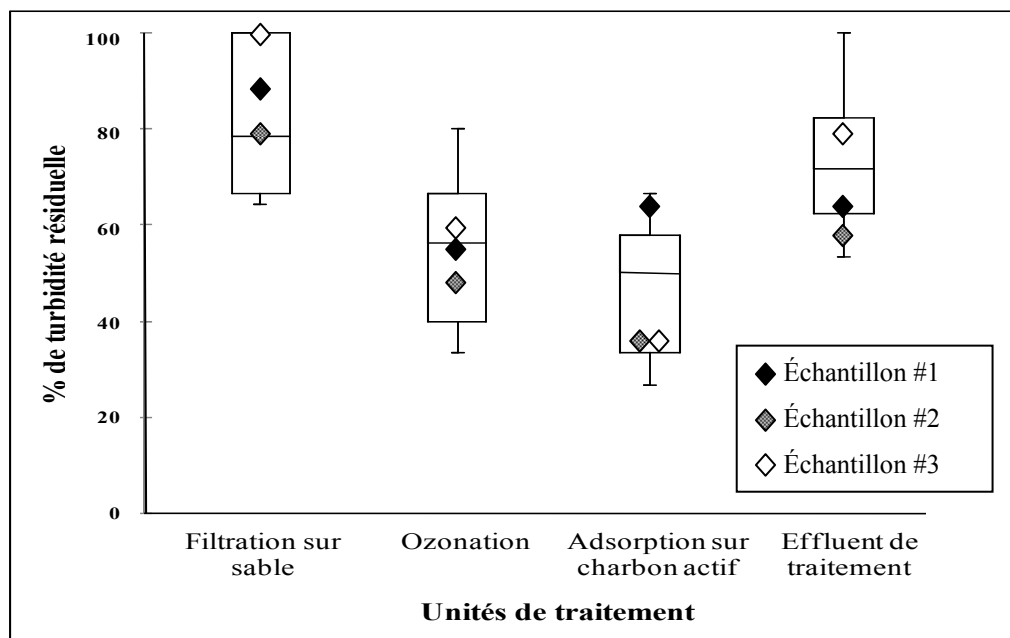


Figure 3.8 Validation du modèle selon le taux d'enlèvement de la turbidité causée par les particules de petites tailles ($T_{1,2}$).

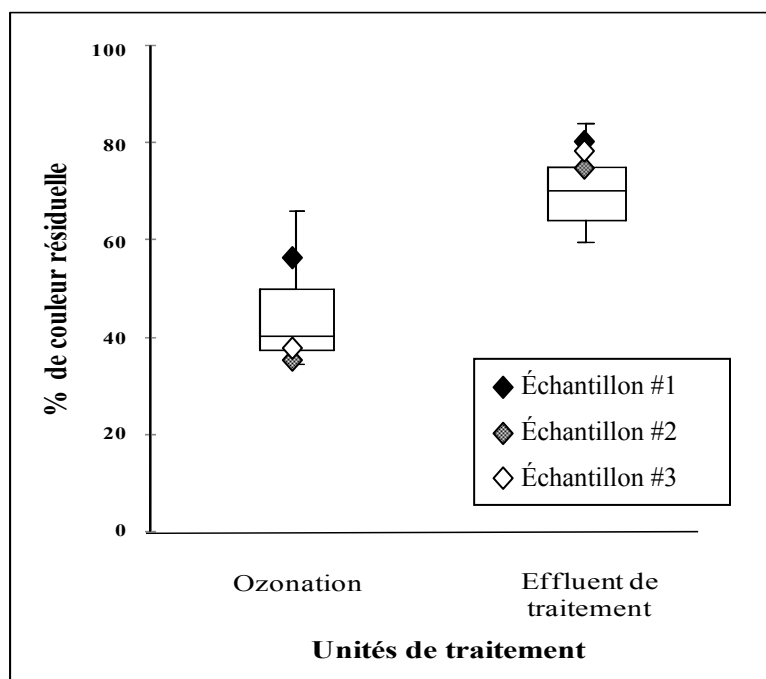


Figure 3.9 Validation du modèle selon le taux d'enlèvement de la couleur par chacune des unités de traitement.

L'hypothèse selon laquelle les échantillons de validation affichent après chaque unité de traitement un pourcentage d'enlèvement similaire à celui du modèle est confirmée par un test des "t" de Student ou de Welch-Satterthwaite dans le cas de variances inégales (ozonation : $T_{1,2-20}$ à $P < 0,05$ et $t < 1,5$ dans l'ensemble des cas.

3.3 Évaluation des conditions initiales

Dans cette section la spécificité du scénario initial est évaluée puis le traitement est simulé et comparé avec un ensemble de scénarios alternatifs quant à leur efficacité de traitement.

3.3.1 L'événement turbide

L'évaluation de la contribution spécifique des classes de particules à la turbidité dans le bassin d'observation a permis de mieux définir les événements turbides. La figure 3.10 montre qu'une augmentation de la turbidité mesurée dans le bassin zoologique correspondant

à un événement turbide mène à une augmentation de la proportion de la turbidité causée par les particules de grande taille ($> 20 \mu\text{m}$) par rapport à celle causée par les particules de petite taille ($< 1,2 \mu\text{m}$) (Voir Tableau-A I-1).

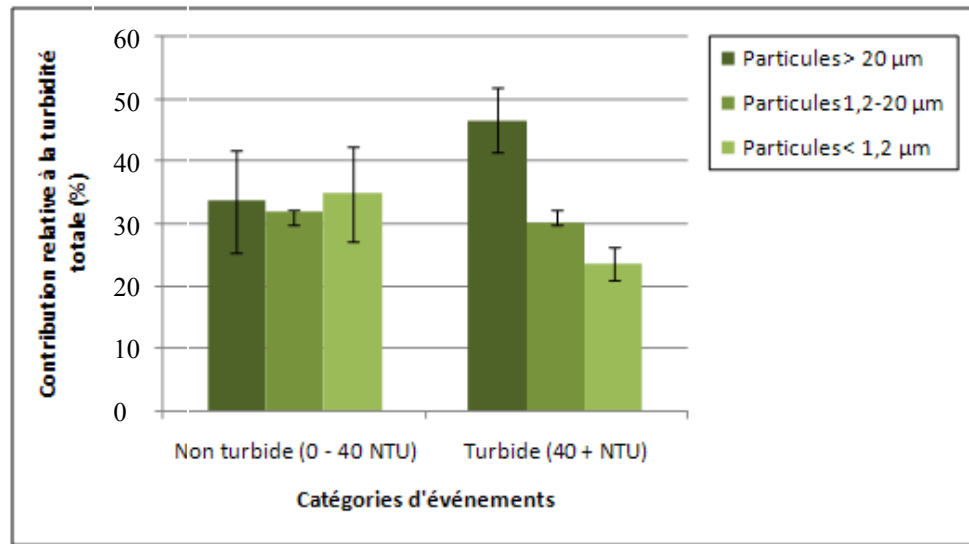


Figure 3.10 Contribution relative des classes de particules associées aux événements non turbides (n = 21) et turbides (n = 3).

En effet, la contribution à la turbidité des particules de grandes, moyennes et petites tailles lors d'évènements non turbides est partagée à 33 %, 32 % et 35 % respectivement alors qu'elle est de 46 %, 31 % et 23 % lors d'évènements turbides. Un scénario représentatif comportant un événement turbide doit respecter cette distribution particulière. Des tests de "t" de Student entre les événements non turbides et turbides pour les particules de grandes tailles : $t = 2,7$ et de petites tailles : $t = 2,5$ confirme l'hypothèse à $P < 0,05$.

En ce qui a trait à la couleur, les résultats montrent que la force de la relation est très faible entre la couleur et la turbidité dans le bassin zoologique comme illustré par la figure 3.11.

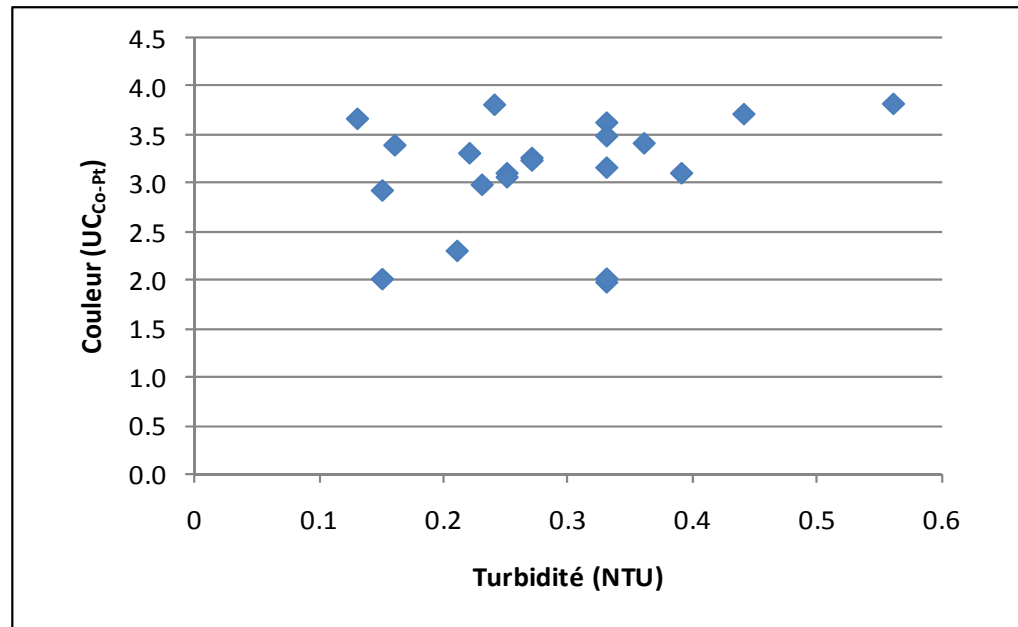


Figure 3.11 Profil de l'évolution de la couleur en relation avec la turbidité.

En effet un coefficient de corrélation de Spearman : $\rho = 0,086$ à $P < 0,05$ ne permet pas de confirmer l'hypothèse que les événements turbides sont également associés à une augmentation de couleur dans le bassin zoologique. Ainsi, les événements turbides causés par le rejet de matière organique par les animaux n'augmenteraient pas significativement la concentration de molécules chromophores. L'augmentation de la couleur apparente pendant ces événements serait donc majoritairement tributaire d'une augmentation de la turbidité. Ainsi, à fin de simulation, une valeur moyenne de couleur peut être utilisée de manière indépendante de la turbidité.

3.3.2 L'influence des changements d'eau

L'analyse des valeurs de turbidité dans le bassin zoologique en fonction du volume d'eau remplacé quotidiennement montre que la turbidité n'est pas influencée par ce facteur (*Voir* Tableau-A II-2,3,4). En effet, des tests de de "t" de Welch-Satterthwaite à $P < 0,05$ montrent qu'il n'y pas de différence significative entre l'ensemble des moyennes de turbidité dans le bassin zoologique pour les trois taux de changement d'eau quotidiens étudiés. Les moyennes ont été comparées par pairs (13 % - 18 %) et (18 % - 27 %).

L'augmentation du taux de dilution aurait toutefois un effet positif sur l'enlèvement de la couleur dans le bassin zoologique. Ayant une valeur initiale de de 3,4 UC_{Co-Pt} à 13 % de dilution, elle est réduite à 2,3 UC_{Co-Pt} à 18 % de dilution et à 1,9 UC_{Co-Pt} à 27 % de dilution comme le confirme des tests de "t" de Student à $P < 0,05$ à $t = 4,2$ et $t = 2,6$ pour les échantillons provenant des paires (13 % - 18 %) et (18 % - 27 %) respectivement.

De même, la concentration de phosphate a diminué de 1,6 mg-P/L à 1,4 mg-P/L et à 1,2 mg-P/L pour des changements d'eau respectifs de 13 %, 18 % et 27 % comme le prouve des tests de "t" de Student à $P < 0,05$ $t = 5,5$ et $t = 4,1$ pour les échantillons provenant des paires (13 % - 18 %) et (18 % - 27 %) respectivement.

Il est impossible d'affirmer que l'augmentation du taux de dilution influe sur la concentration de nitrites/nitrates ou de carbone organique total comme l'indique des tests de "t" de Student ou de Welch-Satterthwaite à $P < 0,05$ dans l'ensemble des cas.

3.4 L'évaluation du système de traitement par simulation

Les résultats de la simulation sont basés sur la prémisse que le bassin zoologique possède un écoulement idéalisé de type complètement mélangé en tout temps (*Voir* Équation 2.6). Puisque la turbidité et la concentration de coliformes fécaux sont les seuls paramètres de qualité ne respectant pas l'objectif de traitement, seulement ceux-ci sont représentés. Les résultats de la simulation montrent (Figure 3.12) que suite à un événement turbide (0,50 NTU) le système actuel n'atteint son objectif de traitement, soit une turbidité inférieure à 0,20 NTU, qu'après 88 minutes de traitement et ce, si aucune charge organique supplémentaire n'est apportée au système.

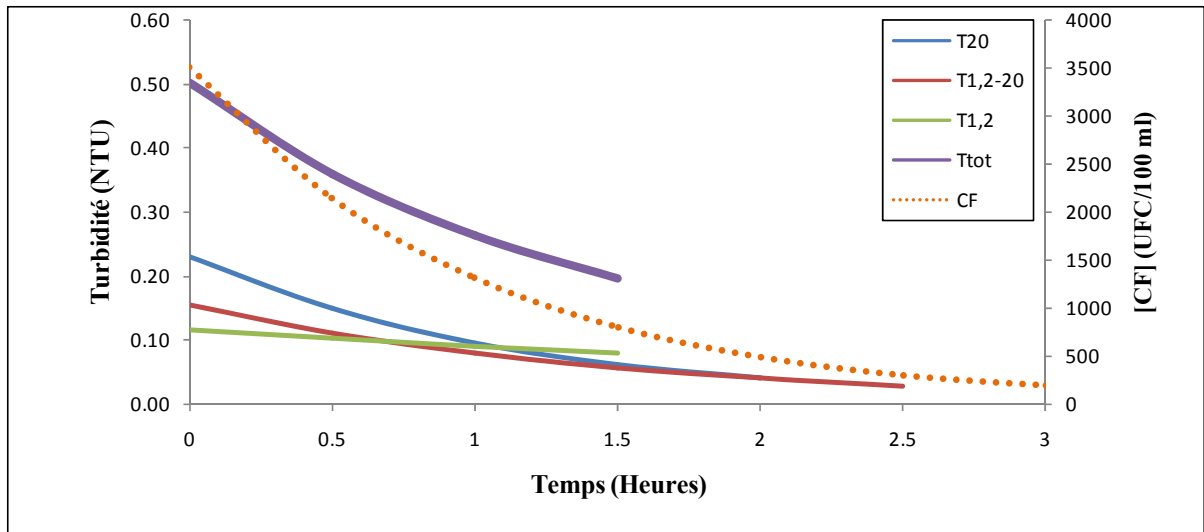


Figure 3.12 Simulation du traitement du bassin zoologique selon un écoulement de type complètement mélangé pour deux paramètres de qualité sensibles.

Dans ce même contexte, la concentration de coliformes fécaux n'atteindrait l'objectif de qualité dans le bassin qu'après trois heures de traitement.

Suite à cette constatation, plusieurs scénarios ont été envisagés dans le but d'atteindre les objectifs de traitement plus rapidement. Le premier scénario évalué est un redimensionnement des unités de traitement existantes. Les résultats des simulations de redimensionnement sont représentés par une analyse de sensibilité résumée dans le tableau 3.5. Les coefficients de sensibilités reliés aux coliformes fécaux n'y ont pas été inclus, car égaux à 0 dans le cas de l'ozonation et de l'adsorption sur charbon actif et égaux à 1 dans le cas de la filtration sur sable.

Tableau 3.5 Coefficients de sensibilité au fil du traitement

Unité de traitement	γ_{20}	$\gamma_{1,2-20}$	$\gamma_{1,2}$
Filtration sur sable	0,993	0,960	0,890
Ozonation	0,005	0,025	0,088
Adsorption sur charbon actif	0,002	0,016	0,022

Les coefficients de sensibilités obtenus pour la turbidité montrent que l'effet d'un redimensionnement des unités d'ozonation et d'adsorption sur charbon actif n'influence pas de façon significative le débit d'enlèvement de la turbidité en comparaison à un redimensionnement de l'unité de filtration sur sable. En effet, un accroissement de 1% de la taille de l'unité de filtration sur sable aurait le même résultat sur l'enlèvement final de la turbidité causée par les particules de tailles supérieures à 20 μm qu'une augmentation de la capacité de traitement de l'unité d'ozonation de 200 % ou une augmentation de la capacité de traitement de l'unité d'adsorption sur charbon actif de 400 %! Un redimensionnement des unités d'ozonation et d'adsorption sur charbon actif serait légèrement plus efficace pour retirer la turbidité causée par les particules de tailles intermédiaires et de petites tailles avec des ratios γ_{O_3}/γ_{FS} et γ_{CA}/γ_{FS} de 0,026 et 0,017 respectivement pour les particules de tailles intermédiaires (1,2-20 μm) et de 0,099 et 0,025 respectivement pour les particules de tailles inférieures à 1,2 μm .

Ces résultats montrent que de l'objectif de qualité quant à la turbidité totale de 0,20 NTU ne peut être atteint en moins d'une heure qu'en redimensionnant l'unité de filtration sur sable à 147 % de sa capacité actuelle. Un redimensionnement de l'unité d'ozonation ou de l'unité d'adsorption sur charbon actif à 100 % du débit de filtration sur sable permettrait de réduire le délai requis pour l'atteinte de l'objectif de 15 % (75 minutes) ou 22 % (69 minutes) respectivement. Toutefois, aucune de ces deux approches ne permet d'atteindre l'objectif de qualité en moins d'une heure.

L'objectif de qualité relié à la concentration de coliformes fécaux ne peut être atteint en moins d'une heure qu'après un redimensionnement de l'unité de filtration sur sable à 291 % de sa capacité de traitement actuelle.

3.5 L'évaluation de la plage de solutions alternatives

Puisque seuls les objectifs de traitement reliés à la turbidité et à la concentration de coliformes fécaux ne sont pas respectés, les solutions alternatives sont basées spécifiquement sur des technologies d'enlèvement de la turbidité et de désinfection. Les technologies de

traitement de la turbidité et de désinfection sont représentées dans les tableaux 3.6 et 3.7 par des coefficients d'enlèvement spécifique. Les technologies d'enlèvements de la turbidité sont définies par les valeurs relatives de l'ensemble des coefficients d'enlèvement reliés à une fraction particulière.

Tableau 3.6 Types de technologies de traitement de la turbidité et coefficients d'enlèvement spécifique associés

Technologie	Efficacité	λ_{20}	$\lambda_{1,2-20}$	$\lambda_{1,2}$
Tamisage	Élevée	0,1	1	1
	Moyenne	0,5	1	1
	Faible	0,8	1	1
Filtration en profondeur	Élevée	0,1	0,4	0,7
	Moyenne	0,4	0,6	0,8
	Faible	0,7	0,8	0,9
Enlèvement uniforme	Élevée	0,8	0,8	0,8
	Moyenne	0,5	0,5	0,5
	Faible	0,1	0,1	0,1

Tableau 3.7 Types de technologies de décontamination et coefficients d'enlèvement spécifique associés

Technologie	Efficacité	λ_{CF}
Désinfection	Élevée	0,01
	Faible	0,1

L'ensemble des solutions de prétraitement prédéfinies pour l'enlèvement de la turbidité et la désinfection sont représentées respectivement dans les figures 3.13 et 3.14 quant à leur potentiel d'atteinte des objectifs spécifiques de qualité.

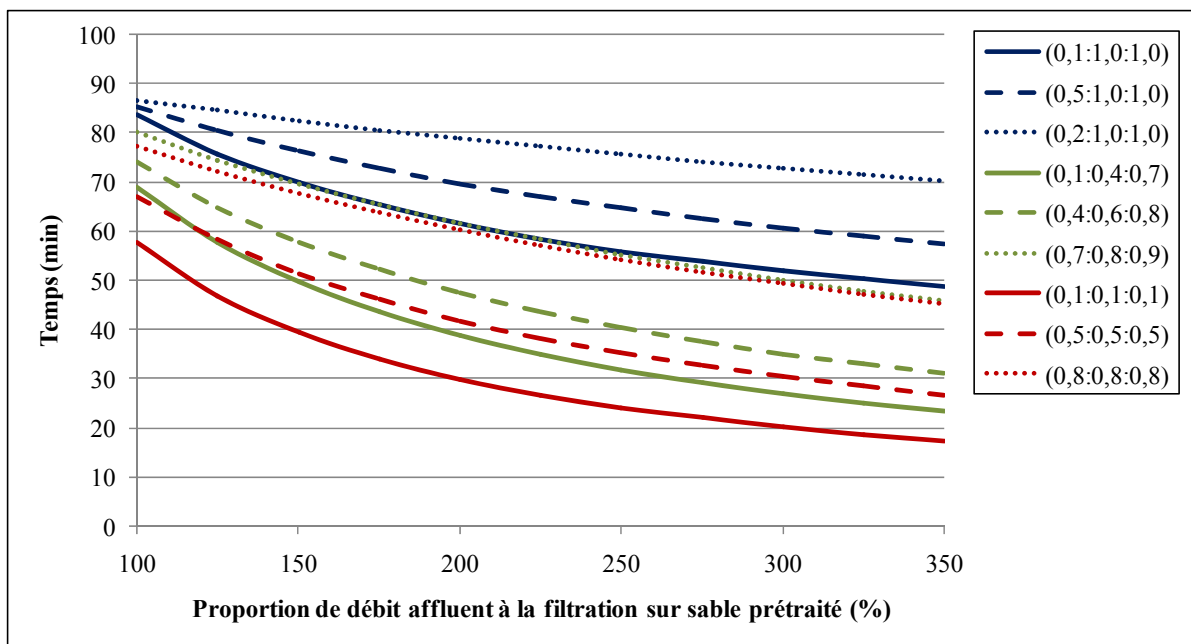


Figure 3.13 Profil des délais requis avant l'atteinte de l'objectif de qualité de 0,20 NTU en fonction de la taille de différents prétraitements (tamisage : bleu, filtration en profondeur : vert et enlèvement uniforme : rouge) selon la distribution $\lambda_{20} : \lambda_{1,2-20} : \lambda_{1,2}$.

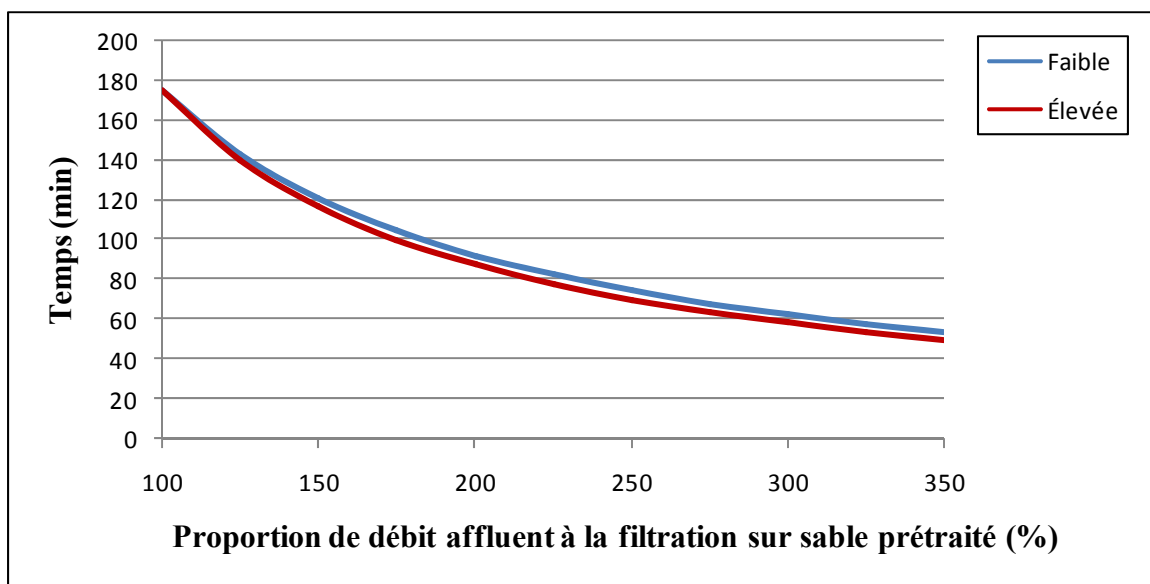


Figure 3.14 Profil des délais requis avant l'atteinte de l'objectif de qualité de 200 UFC/100 ml en fonction de la taille de d'une unité à efficacité de désinfection de 99 % (rouge) et une unité à efficacité de désinfection de 90 % (bleu).

Les résultats concernant la turbidité montrent que seul un prétraitement ayant un taux d'enlèvement pour chaque catégorie de particule élevé (0,1 : 0,1 : 0,1) permet d'atteindre l'objectif de traitement de 0,20 NTU en moins d'une heure (57 minutes) sans augmenter le débit total de filtration. Les technologies de prétraitement affichant un profil d'enlèvement de (0,5 : 0,5 : 0,5), (0,1 : 0,4 : 0,7) et (0,4 : 0,6 : 0,8) permettent d'atteindre l'objectif de qualité en augmentant légèrement les débits traités, soit une augmentation de 19 %, 42 % et 20 % respectivement du débit nominal de traitement. La possibilité d'augmenter fortement le débit de prétraitement permet d'exploiter des technologies à efficacité de traitement moyennes. Ainsi, des débits de prétraitement supérieurs de 112 %, 102 % et 113 % au débit nominal de traitement permet d'atteindre l'objectif avec des technologies affichant un profil d'enlèvement de (0,8 : 0,8 : 0,8), (0,7 : 0,8 : 0,9) et (0,1 : 1,0 : 1,0) respectivement. Finalement, une très forte augmentation de débit de 210 % par rapport au débit nominal de traitement permet d'exploiter des technologies à faible rendement (0,5 : 1,0 : 1,0).

Les résultats portant sur la désinfection montrent qu'en supposant qu'il n'y ait pas de développement bactérien, le seul moyen d'atteindre l'objectif de qualité en moins d'une heure serait d'installer une unité de désinfection pouvant traiter environ 3 fois le débit nominal de traitement, indépendamment de l'efficacité de désinfection.

CHAPITRE 4

Discussion

L'approche systémique générique proposée s'adresse principalement aux opérateurs de bassins zoologiques, encadrés par des experts, qui désirent obtenir des solutions d'optimisation à moindre coût. La présente étude a montré qu'il est possible d'obtenir de l'information de qualité, dans des conditions où la main-d'œuvre, la quantité d'information et/ou une connaissance exhaustive des mécanismes de traitement propres au système aquatique sont limités. Ainsi, l'obtention d'information de qualité mène à une gestion plus adaptée du processus de traitement de l'eau et subséquemment à une utilisation plus judicieuse des ressources dans un contexte de développement responsable.

4.1 L'évaluation du dimensionnement des unités de traitement et des solutions alternatives

La grande diversité entre les bassins zoologiques quant à la composition et à la distribution spatiale et temporelle des contaminants, couplée à des objectifs de qualité spécifiques rendent improbable que l'implantation de systèmes de traitement de l'eau généralement utilisés en industrie soit complètement adaptée en permettant d'atteindre l'ensemble de ses objectifs de qualités à moindres coûts. Dans le cas étudié, alors que certains objectifs de qualité sont à priori largement atteints ($[\text{NH}_3]$, $[\text{O}_3\text{r}]$, $[\text{COT}]$, couleur) en permanence, d'autres ne le sont pas ($[\text{CF}]$, $[\text{PO}_4^{3-}]$, $[\text{NO}_3^-]$, $[\text{T}_{\text{tot}}]$).

L'unité de filtration sur sable en permettant de retirer efficacement les particules causant la turbidité est l'unité dont un redimensionnement serait le plus bénéfique. Bien qu'ayant un effet négligeable sur l'enlèvement des phosphates et des nitrates, elle contribue de façon non négligeable à l'enlèvement des coliformes fécaux et de la turbidité.

L'analyse des résultats permet d'affirmer que l'unité d'ozonation serait dimensionnée adéquatement. Cette unité permet d'atteindre une désinfection complète de l'eau en fin de

traitement par oxydation à forte dose dans la tour de contact et par oxydation à faible dose dans la tour d'aération. En se basant uniquement sur sa capacité désinfectante, l'analyse des résultats mène à l'hypothèse que cette unité pourrait même être surdimensionnée compte tenu du fait qu'un faible dosage de l'ozone mène à une désinfection complète. Toutefois, cette unité contribue de façon non négligeable à l'enlèvement de la couleur et de la turbidité plus difficilement retirable par un simple processus de filtration sur sable. Dans cette perspective, il serait périlleux d'envisager de diminuer la capacité de traitement de l'unité d'ozonation. Également, bien que l'unité d'ozonation n'agisse pas significativement sur la concentration de phosphates et de nitrates, elle serait l'unité principalement responsable de l'absence de développement algal dans un bassin zoologique de ce genre par oxydation et lyse des cellules, ce qui rend cette unité de traitement d'autant plus essentielle.

Puisque l'eau ozonée subit une désinfection complète, l'unité d'adsorption sur charbon actif ne joue aucun rôle dans le processus d'enlèvement des coliformes fécaux. L'absence d'impact mesurable de l'unité de charbon actif sur l'ensemble des paramètres de qualité couplé à de faibles coefficients de sensibilités reliés à la turbidité lui donne un rôle marginal dans l'atteinte des objectifs de traitement. Ainsi, son rôle serait confiné à l'enlèvement de micropolluants et à la destruction de l'ozone. Son importance est toutefois mitigée, car les changements d'eau quotidiens permettent de limiter l'accumulation de ces micropolluants. Également, l'arrêt de fonctionnement de l'unité d'adsorption sur charbon actif pendant un mois n'a pas permis d'établir de corrélation entre le fonctionnement de cette unité de traitement et la valeur d'ozone résiduel ou l'ORP en fin de traitement. L'unité d'adsorption sur charbon actif serait donc peu efficace globalement, ce qui rend sa rentabilité difficile à prouver.

Dans la mesure où l'entreprise voudrait implanter un nouveau système de traitement, la présente étude fournit un ensemble de solutions possibles pour atteindre les objectifs de qualité spécifiques. L'étude de cas effectuée montre que les technologies de traitement à débit élevé possédant une capacité d'enlèvement moyenne de la turbidité et des coliformes fécaux seraient à privilégier.

4.2 Retombées et recommandations

Les solutions sélectionnées, soit l'implantation d'une nouvelle unité de traitement ou l'amélioration de celles déjà en place, devraient dans l'ensemble des cas être assujetties à une évaluation économique approfondie selon les besoins de l'entreprise. Contre intuitivement, les changements d'eau ne contribuent pas à l'atteinte des objectifs des qualités et devraient par le fait même être minimisés. Dans cette optique, dans le but de tendre vers un système en recirculation complètement fermé et ainsi réduire l'empreinte écologique du système, il serait de mise d'analyser la perspective de modifier le système de filtration sur sable en place ou de réduire la charge affluente de contaminants afin de réduire la fréquence des rétro-lavages.

Afin d'atteindre cette finalité, l'unité de filtration sur sable pourrait être amélioré par :

- la mise en place d'un système de filtration bicouche permettant une meilleure distribution de la charge dans le média permettrait d'augmenter la durée de filtration efficace en minimisant les impacts sur les paramètres de qualités critiques reliés à la problématique;
- la modification des paramètres de fonctionnement du filtre (déclenchements des rétro-lavages lorsque la charge hydraulique est supérieure).

Également, la charge de contaminants affluente pourrait être réduite par l'implantation de technologies de traitement faibles consommatrices d'eau comme:

- un système de microfiltration permettant un retrait facile et à moindre consommation d'eau des particules de grandes tailles;
- un système de flottation à l'air (DAF) permettant de retirer les particules de faible densité;
- un système de pré-ozonation permettant une coagulation des colloïdes et une filtration efficace répartie plus uniformément dans le média.

L'implantation d'un système de coagulation-floculation à l'Alun ou au chlorure ferrique peut également être envisagée. Toutefois, ses effets sur le processus de filtration dans les bassins zoologiques sont encore mal connus et nécessitent plus de précautions afin d'éviter un colmatage à la surface du filtre à sable et ainsi provoquer une augmentation de la consommation d'eau requise par les rétro-lavages et une détérioration générale de la qualité de l'eau.

La présente étude fournit un ensemble de solutions adaptées à une problématique précise rencontrée dans un bassin zoologique dont les paramètres de traitement de l'eau sont prédéterminés. Toutefois, la démarche est générique et pourrait être applicable pour d'autres systèmes aquatiques. Bien que les équations utilisées dans l'étude pour modéliser le traitement ne permettent pas de prédire mathématiquement la qualité de l'eau lorsque les paramètres de fonctionnement sont modifiés, elles permettent néanmoins une bonne approximation ponctuelle de l'efficacité de traitement unitaire et systémique. Ainsi, l'opérateur d'un bassin zoologique peut, avec des moyens et en un temps limité, qualifier le système et définir facilement les paramètres critiques à son optimisation.

La méthode utilisée présente les avantages suivants :

- utilisation minimale de matériel et d'appareil d'analyse onéreux;
- maximisation du rapport de qualité d'information / temps investi;
- établissement d'une base de communication entre l'opérateur et les experts;
- amélioration de la compréhension des phénomènes de traitement propre au système étudié;
- meilleure compréhension des interactions phénoménologiques entre les unités de traitement;
- obtention de tendances à long terme propres au système étudié après application périodique.

L'application de la méthode permet à l'information de s'écouler de manière efficace entre les différents intervenants en réduisant ainsi les coûts d'expertises tel que présenté dans la figure 4.1.

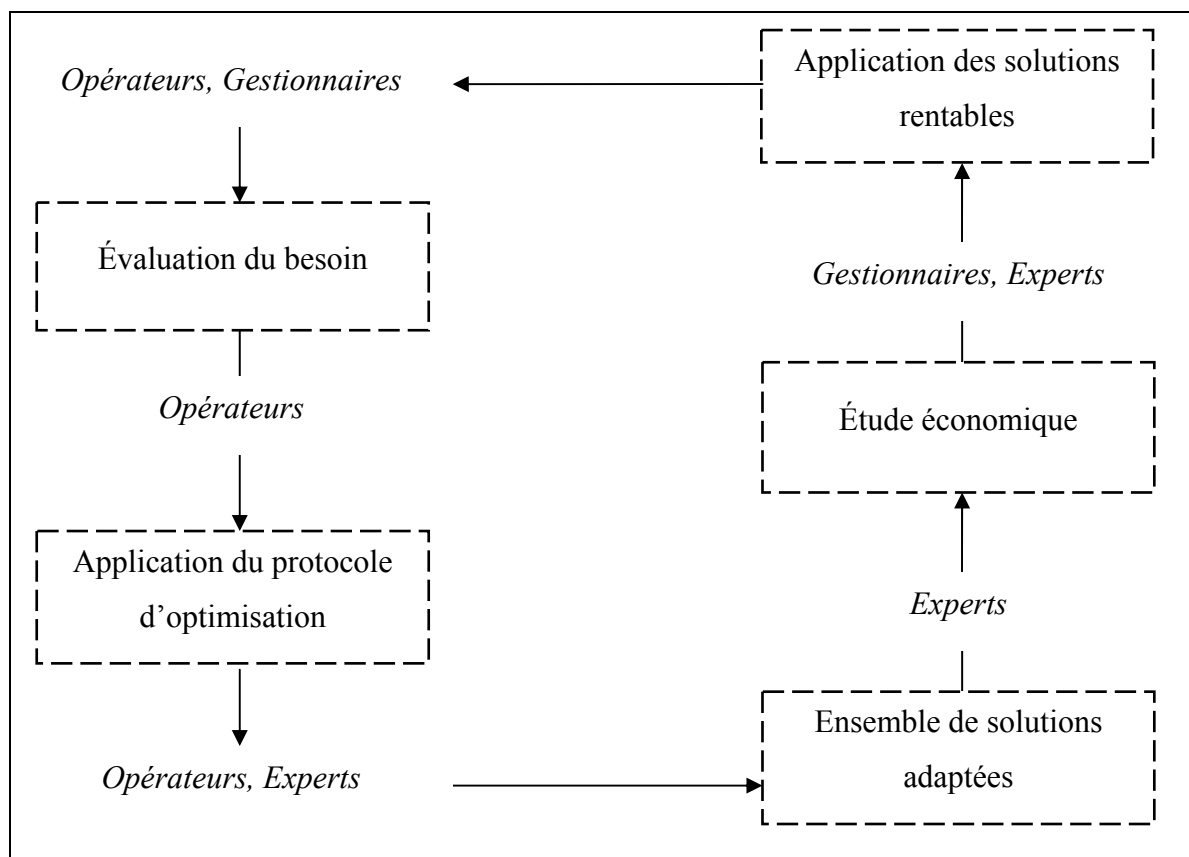


Figure 4.1 Flux d'information dans la démarche d'optimisation de la qualité de l'eau d'un bassin zoologique

Les solutions obtenues par la démarche doivent être validées par des experts. La démarche ne se substitue en aucun à un avis d'expert, elle ne fournit que des pistes de solutions potentiellement viables permettant d'économiser pour l'entreprise temps et argent.

Dans l'ensemble des cas, des essais en laboratoire suivi d'essais pilotes doivent être effectués afin de quantifier l'effet d'implantation de tels procédés non seulement sur la consommation d'eau du système, mais sur l'ensemble des paramètres de qualités critiques étudiés. Dans cette perspective, l'évaluation des besoins est critique à l'implantation de solutions adaptées.

L'importance d'obtenir de l'information sur le fonctionnement de l'ensemble du système de traitement a tendance à être sous-évaluée par les experts. Une analyse systémique complète telle que proposée dans la présente étude permet d'identifier les éléments les plus sensibles du système et ainsi appliquer des solutions appropriées. L'optimisation de chaque unité de traitement de manière indépendante sans vision systémique peut entraîner une perte considérable de temps et d'argent pour des résultats incertains. L'atteinte de l'ensemble des objectifs de traitement spécifiques et potentiellement non conventionnels doit forcément passer par analyse exhaustive du système de traitement. Dans cette perspective, puisqu'il existe une forte variabilité dans la qualité de l'eau et les paramètres de fonctionnement dans un bassin zoologique, il est préférable d'obtenir une plus grande quantité d'information de qualité que de recueillir de l'information précise sujette à changements.

CONCLUSION

L'approche intégrée utilisée dans ce mémoire visant à concevoir un système de traitement de l'eau d'un bassin zoologique comme un flux de matières où les efficacités d'enlèvement de chaque unité de traitement peuvent être défini par des équations du premier ordre a permis d'obtenir des solutions potentielles d'optimisation adaptées à la problématique. Elle permet d'obtenir de l'information de qualité à moindre coût et fournit une base de dialogue entre les opérateurs du système de traitement de l'eau, les experts et les gestionnaires.

L'étude a permis de définir que l'élément critique à l'atteinte des objectifs spécifiques est le débit de traitement et non la qualité du traitement quant à sa capacité de retirer principalement les coliformes fécaux et les particules causant la turbidité. À priori, les unités d'ozonation et d'adsorption sur charbon actif seraient dimensionnées adéquatement. L'augmentation du taux de changement d'eau quotidien, souvent préconisé pour réduire la charge de contaminant dans un bassin zoologique, ne permet pas dans le cas étudié d'atteindre les objectifs de traitement. L'étude permet de démontrer que les objectifs de qualité ne peuvent être atteints qu'en augmentant le débit de filtration sur sable ou en introduisant un prétraitement d'enlèvement de la turbidité à débit élevé comme une unité de préozonation, une unité de microfiltration ou unité de flottation à l'air.

Dans une perspective de réduction de l'empreinte écologique, une réduction de la consommation d'eau peut être atteinte en diminuant la fréquence des rétro-lavages de la filtration sur sable soit en modifiant le média en média bicouche, soit en modifiant les paramètres de fonctionnement du filtre (déclenchement de rétro-lavage lorsque la charge superficielle est supérieure).

La méthode est flexible et s'adapte à plusieurs scénarios de traitement. Ainsi, il est possible après réévaluation d'introduire de nouvelles cibles de qualités physico-chimiques ou biologiques et obtenir un nouvel ensemble de solutions adaptées. Puisqu'elle est générique, la

démarche permet également l'introduction ou le retrait d'unités de traitement du modèle, ce qui augmente d'autant plus sa flexibilité.

De surcroît, toute modification des paramètres de fonctionnement nécessite une réévaluation du modèle. Les données obtenues par les réévaluations périodiques permettent d'améliorer la connaissance du système de traitement à long terme, ce qui s'inscrit parfaitement dans le cadre du principe de développement responsable.

ANNEXE I

Propriétés de l'eau au fil du traitement

Tableau-A I-1 Turbidité causée par trois fractions particulières au fil du traitement

# d'échantillon	Bassin zoologique			Effluent de la filtration sur sable			Effluent de l'ozonation			Effluent du charbon actif			Effluent du traitement		
	T ₂₀	T _{1,2-20}	T _{1,2}	T ₂₀	T _{1,2-20}	T _{1,2}	T ₂₀	T _{1,2-20}	T _{1,2}	T ₂₀	T _{1,2-20}	T _{1,2}	T ₂₀	T _{1,2-20}	T _{1,2}
	NTU														
1	0,1	0,09	0,14	0,05	0,06	0,09	0,00	0,01	0,09	0,00	0,00	0,08	0,01	0,04	0,08
2	0,1	0,08	0,15	0,02	0,04	0,11	0,01	0,00	0,11	0,00	0,01	0,08	0,02	0,05	0,08
3	0,07	0,04	0,12	0,02	0,03	0,1	0,01	0,02	0,07	0,00	0,00	0,06	0,02	0,01	0,09
4	0,25	0,17	0,14	0,02	0,07	0,1	0,02	0,00	0,08	0,01	0,00	0,09	0,01	0,02	0,09
5	0,11	0,07	0,09	0,05	0,01	0,09	0,02	0,03	0,04	0,01	0,01	0,06	0,00	0,05	0,06
6	0,13	0,11	0,09	0,03	0,04	0,09	0,00	0,02	0,05	0,00	0,00	0,03	0,02	0,03	0,08
7	0,23	0,12	0,09	0,06	0,05	0,06	0,03	0,03	0,03	0,02	0,00	0,03	0,02	0,02	0,08
8	0,08	0,15	0,1	0,03	0,03	0,1	0,00	0,03	0,04	0,00	0,01	0,04	0,01	0,03	0,08
9	0,1	0,14	0,15	0,03	0,06	0,1	0,00	0,03	0,06	0,02	0,01	0,04	0,00	0,03	0,11
10	0,06	0,09	0,1	0,02	0,04	0,1	0,01	0,01	0,08	0,00	0,00	0,06	0,00	0,00	0,1
11 ¹	0,12	0,14	0,1	0,02	0,05	0,1	0,00	0,01	0,08	0,00	0,01	0,05	0,01	0,05	0,07
12 ¹	0,09	0,08	0,09	0,02	0,04	0,08	0,01	0,01	0,05	0,00	0,00	0,06	0,02	0,02	0,06
13 ¹	0,06	0,09	0,1	0,01	0,03	0,08	0,00	0,01	0,05	0,00	0,01	0,04	0,00	0,02	0,06
14	0,17	0,13	0,1	0,03	0,04	0,1	0,01	0,02	0,06	0,01	0,01	0,04	0,02	0,02	0,08
15	0,11	0,04	0,07												
16	0,13	0,07	0,07												
17	0,03	0,06	0,04												
18	0,09	0,09	0,06												
19	0,09	0,1	0,06												
20	0,11	0,1	0,12												
21	0,04	0,08	0,04												
22	0,07	0,02	0,06												
23	0,07	0,06	0,08												
24	0,05	0,04	0,06												

¹Échantillons de validation

Tableau-A I-2 Couleur au fil du traitement

# d'échantillon	Bassin zoologique	Effluent de la filtration sur sable	Effluent de l'ozonation	Effluent du charbon actif	Effluent du traitement
	UC _{Co-Pt}				
1	2,0	2,2	1,3	1,3	1,5
2	2,0	2,4	0,9	1,3	1,7
3	3,0	2,7	1,1	1,3	2,8
4	3,8	3,3	1,5	2,1	2,8
5	3,3	2,4	1,2	1,9	2,1
6	3,6	4,3	1,7	1,5	2,5
7	3,7	2,8	2,2	1,6	2,2
8	3,5	4,0	1,9	1,7	2,1
9	3,1	3,7	1,2	1,6	2,3
10	3,1	2,6	1,2	1,0	2,2
11 ¹	3,4	2,5	1,2	1,2	2,3
12 ¹	2,6	2,8	1,5	1,5	2,1
13 ¹	3,8	2,5	1,4	1,3	2,9
14	2,9	2,9	1,2	1,3	2,3
15	3,3				
16	3,2				
17	3,7				
18	3,8				
19	3,1				
20	3,2				
21	3,4				
22	2,0				
23	2,3				
24	2,9				

¹Échantillons de validation

Tableau-A I-3 Concentration d'azote ammoniacal et de nitrites/nitrates au fil du traitement

# d'échantillon	Bassin zoologique		Effluent de la filtration sur sable		Effluent de l'ozonation		Effluent du charbon actif		Effluent du traitement	
	NH ₃	NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻	NH ₃	NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻	NH ₃	NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻	NH ₃	NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻	NH ₃	NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻
	mg-N/L	mg-N/L	mg-N/L	mg-N/L	mg-N/L	mg-N/L	mg-N/L	mg-N/L	mg-N/L	mg-N/L
40	0,04	5,7	0,02	5,6	< 0,01	5,8	0,01	5,8	< 0,01	5,7
41	< 0,01	6,4	< 0,01	6,3	< 0,01	6,4	< 0,01	6,4	< 0,01	6,3
42	< 0,01	5,8	< 0,01	5,8	< 0,01	6,0	< 0,01	5,9	< 0,01	5,8
43	< 0,01	5,5	0,01	5,7	< 0,01	5,5	< 0,01	5,7	< 0,01	5,7
44	< 0,01	5,7	< 0,01	5,7	< 0,01	5,8	< 0,01	5,9	< 0,01	5,9

Tableau-A I-4 Concentration de phosphates et de carbone organique total au fil du traitement

# d'échantillon	Bassin zoologique		Effluent de la filtration sur sable		Effluent de l'ozonation		Effluent du charbon actif		Effluent du traitement	
	PO ₄ ³⁻	COT	PO ₄ ³⁻	COT	PO ₄ ³⁻	COT	PO ₄ ³⁻	COT	PO ₄ ³⁻	COT
	mg-P/L	mg-C/L	mg-P/L	mg-C/L	mg-P/L	mg-C/L	mg-P/L	mg-C/L	mg-P/L	mg-C/L
40	1,0	2,9	0,9	3,0	0,9	2,9	0,9	2,9	0,9	2,9
41	1,2	2,4	1,2	2,5	1,2	2,4	1,2	2,4	1,1	2,4
42	1,1	2,9	1,1	2,9	1,1	2,8	1,1	2,8	1,1	2,8
43	1,3	3,2	1,2	3,1	1,2	3,2	1,3	3,3	1,3	3,2
44	1,5	2,2	1,5	2,1	1,5	3,1	1,5	2,1	1,4	2,2

Tableau-A I-6 Concentration d'ozone et de coliformes fécaux au fil du traitement

# d'échantillon	Bassin zoologique		Effluent de la filtration sur sable		Effluent de l'ozonation		Effluent du charbon actif		Effluent du traitement	
	O _{3r}	CF	O _{3r}	CF	O _{3r}	CF	O _{3r}	CF	O _{3r}	CF
	mg-O ₃ /L	UFC/100 ml	mg-O ₃ /L	UFC/100 ml	mg-O ₃ /L	UFC/100 ml	mg-O ₃ /L	UFC/100 ml	mg-O ₃ /L	UFC/100 ml
45	< 0,1	3200	< 0,1	180	0,6	0	< 0,1	0	< 0,1	0
46	< 0,1	3800	< 0,1	200	0,8	0	< 0,1	0	< 0,1	0

ANNEXE II

Propriétés de l'eau de dilution et de l'eau du bassin d'observation à différents taux de dilutions

Tableau-A II-1 Propriétés de l'eau de dilution

# d'échantillon	T ₂₀	T _{1,2-20}	T _{1,2}	Couleur	PO ₄ ³⁻	NH ₃	NO ₂ /NO ₃ ⁻	COT	CF
	NTU			UC _{Co-Pt}	mg-P/L	mg-N/L	mg-N/L	mg-C/L	UFC/100 ml
47					< 0,1	< 0,01	0,4		
48					< 0,1	< 0,01	0,4		
49					< 0,1	< 0,01	0,4		
50					< 0,1	< 0,01	0,6		
51									0
52									0
53	0,08	0,08	0,1	1,8				5,5	
54	0,14	0,18	0,09	1,4				4,0	
55	0,07	0,05	0,08	2,2				3,4	
56	0,22	0,21	0,13	2,9				3,4	
57	0,09	0,09	0,17	2,4				3,2	
58	0,15	0,11	0,15	3,1				3,8	
59	0,12	0,07	0,14	2,9				3,8	
60	0,11	0,1	0,14	5,3				4,0	
61	0,11	0,14	0,14	2,3				4,4	
62	0,23	0,22	0,11	3,2				3,9	
63	0,15	0,11	0,12	3				3,9	
64	0,15	0,11	0,12	2,8				3,7	
65	0,17	0,11	0,14	2,3				4,0	
66	0,05	0,17	0,12	1,8				4,1	
68	0,1	0,12	0,07	2,1				3,9	
69	0,18	0,27	0,1	3,3				4,2	
70	0,05	0,15	0,1	4,7				3,9	
71	0,06	0,13	0,11	4,4				3,6	
72	0,06	0,16	0,13	4,8				4,0	
73	0,14	0,24	0,14	3,8				3,7	
74	0,05	0,14	0,12	4,1				3,5	
75	0,09	0,1	0,16	5,1				3,7	

Tableau-A II-2 Propriétés de l'eau dans le bassin d'observation à 13 % de changement d'eau quotidien

# d'échantillon	T ₂₀	T _{1,2-20}	T _{1,2}	Couleur	PO ₄ ³⁻	NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻	COT
	NTU			UC _{Co-Pt}	mg-P/L	mg-N/L	mg-C/L
76	0,01	0,04	0,12	3,2	1,5	2,6	3,7
77	0,04	0,09	0,07	3,3	1,5	2,6	3,6
78	0	0,06	0,05	2,6	1,8	1,0	3,2
79	0,02	0,05	0,08	3	1,8	3,9	3,5
80	0,12	0,13	0,12	3,4	1,5	2,4	3,5
81	0,01	0,03	0,06	3,2	1,5	2,1	3,3
82	0	0,04	0,08	2,5	1,6	3,9	3,3
83	0,08	0,2	0,1	3	1,8	2,1	3,4
84	0,01	0,05	0,11	2,7	1,6	3,9	3,1
85	0,01	0,06	0,1	3,4	1,6	3,8	3,3
86	0,01	0,05	0,06	3,2	1,7	4,0	3,4
87	0	0,04	0,12	4,5	1,6	4,9	3,5
88	0,07	0,12	0,09	3,1	1,7	3,4	3,3
89	0,03	0,09	0,09	5,1	1,6	4,1	3,4

Tableau-A II-3 Propriétés de l'eau dans le bassin d'observation à 18 % de changement d'eau quotidien

# d'échantillon	T ₂₀	T _{1,2-20}	T _{1,2}	Couleur	PO ₄ ³⁻	NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻	COT
	NTU			UC _{Co-Pt}	mg-P/L	mg-N/L	mg-C/L
90	0,05	0,06	0,1	3,1	1,2	0,8	5,3
91	0,02	0,05	0,09	2,4	1,3	2,2	4,7
92	0,03	0,05	0,1	1,6	1,3	2,3	4,3
93	0,01	0,03	0,12	2,1	1,3	2,9	4,1
94	0,02	0,02	0,09	2,4	1,5	2,4	4
95	0,03	0,04	0,08	1,8	1,4	1,6	3,8
96	0,02	0,05	0,11	2,5	1,5	2,0	3,8
97	0,05	0,02	0,12	1,4	1,3	2,0	3,8
98	0,05	0,04	0,09	2	1,5	2,9	3,7
99	0,02	0,03	0,11	3,4	1,4	2,8	3,6
100	0,02	0,02	0,08	2	1,6	2,4	3,5
101	0,03	0,02	0,07	2	1,2	1,7	3,6
102	0,06	0,06	0,12	3,3	1,5	2,7	4
103	0	0,04	0,08	2,5	1,5	3,0	3,7
104	0,02	0,05	0,09	1,9	1,4	3,9	3,9

Tableau-A II-4 Propriétés de l'eau dans le bassin d'observation à 27 % de
changement d'eau quotidien

# d'échantillon	T ₂₀	T _{1,2-20}	T _{1,2}	Couleur	PO ₄ ³⁻	NO ₂ ⁻ /NO ₃ ⁻	COT
	NTU			UC _{Co-Pt}	mg-P/L	mg-N/L	mg-C/L
105	0,08	0,12	0,06	1,2			
106	0,02	0,08	0,06	1,1			
107	0,01	0,07	0,07	1			
108	0,08	0,13	0,08	1,9	0,9	1,7	7,1
109	0,07	0,09	0,11	2,1	1,2	3,5	5,2
110	0,02	0,05	0,07	1,8	1,3	3,0	4,2
111	0,02	0,05	0,07	1,5	1,3	2,9	3
112	0,03	0,07	0,08	2,1	1,1	2,8	3,6
113	0,02	0,07	0,06	1,5	1,4	3,2	3,3
114	0,03	0,08	0,08	1,9		1,4	3,9
115	0,01	0,02	0,08	2	1,1	1,7	3,5
116	0,04	0,04	0,14	1,9	1	1,3	4
117	0,04	0,01	0,14	2,2	1,2	4,2	3,3
118	0,07	0,16	0,13	2,5	1,2	2,8	3,6
119	0,06	0,07	0,13	2,2	1,1	3,0	3,2

BIBLIOGRAPHIE

- American Water Works Association (AWWA), American Public Health Association (APHA) et Water Environment Federation (WEF). 1995. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*, 19th edition. Washington (DC): American public health association. Pages multiples.
- American Water Works Association (AWWA), American Public Health Association (APHA) et Water Environment Federation (WEF). 1998. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*, 20^e edition. Washington (DC): American public health association. Pages multiples.
- Amirtharajah, A. et D.P. Wetstein. 1980. « Initial degradation of effluent quality during filtration ». *J. Am. Water Works Assoc.* Vol. 72, n°10, p. 518–524
- Asano, Takashi, Franklin Burton, Harold Leverenz, Ryujiro Tsuchihashi et George Tchobanoglous. 2007. *Water Reuse : Issues, Technologies, and Applications*. Metcalf & Eddy. New York (NY) : McGraw-Hill, 1570 p.
- Boyd, Claude E. 2000. *Water quality : An introduction*. Norwell (MA) : Kluwer academic publishers, 284 p.
- Boyd, Claude E. et Craig S. Tucker. 1998. *Pond aquaculture water quality management*. Norwell (MA) : Kluwer academic publishers, 268 p.
- British Columbia, Ministry of Environment, Lands and Parks (B.C.MOELP). 1998. *British Columbia Water Quality Guidelines (Criteria)*. 1998 Edition. Water Quality Section, Water Management Branch, Environment and Resource Management Department, 30 p.
- British Columbia, Ministry of Water, Land and Air Protection (WLAP). 2001. *British Columbia Approved Water Quality Guidelines (Criteria)*. 1998 Edition, updated August 24, 2001. Ministry of WLAP, Water Protection Branch.
- Bullock L, Graham, Steven T. Summerfelt, Alicia C. Noble, Amy L. Weber, Martin D. Durant et Joseph A. Hankins. 1997. « Ozonation of a recirculating rainbow trout

culture system : Effects on bacterial gill disease and heterotrophic bacteria ». *Aquaculture*, vol. 158, p. 43-55.

Campbell, Neil A. et Jane B. Reece. 2002. *Biology*, 6th ed. San Francisco, California: Pearson Education, Inc, 938 p.

Canadian Council of Ministers of the Environment (CCREM). 1987 and updates. *Canadian Water Quality Guidelines*, Ottawa (ON).

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). 2005. *Recherche et dénombrement des coliformes fécaux (thermotolérants) et confirmation à l'espèce Escherichia coli : méthode par filtration sur membrane*. MA. 700 – Fec.Ec 1.0, Rév. 2, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 20 p.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). 2008. *Détermination de l'azote ammoniacal : méthode colorimétrique automatisée avec le salicylate de sodium*, MA. 300 – N 1.1, Rév. 2, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 2008, 13 p.

Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement (CCMRE). 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*. Préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement.

Corin, N, P. Backlund et T. Wiklund. 1998. Bacterial growth in humic waters exposed to UV-radiation and simulated sunlight ». *Chemosphere*. Vol. 36, n°9, p 1947-1958.

Coughlin, Brittany L. et Frank E. Fish. 2009. « Hippopotamus Underwater Locomotion: Reduced-Gravity Movements for a Massive Mammal ». *Journal of Mammalogy*, vol. 90, n°3, p. 675-679.

Davies-Colley, R.J. et D.G. Smith. 2001. « Turbidity, suspended sediment, and water clarity: A review ». *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 37, n°5, p. 1085-1101.

- Doyle, P. Michael et Marilyn C. Erickson. 2006. « Closing the Door on the Fecal Coliform Assay : The fecal coliform assay, the results of which have led to numerous misinterpretations over the years, may have outlived its usefulness ». *Microbe*, vol. 1, n°4, p. 162-163.
- Droop, Michael. 1968. « Vitamin B₁₂ and marine ecology, IV: the kinetics of uptake, growth and inhibition in *Monochrysis lutheri* ». *J Mar Biol Assoc UK*. Vol. 48, p. 689-733.
- Finch, G.R. et D.W. Smith. 1989. « Ozone Dose-Response of *Escherechia coli* in Activated Sludge Effluent ». *Water research*. Vol. 23, p. 1017.
- Finch, G.R. et D.W. Smith. 1990. « Evaluation of Empirical Process Design Relationships for Ozone Disinfection of Water and Wastewater». *Ozone Science Engineering*. Vol. 12, p. 157.
- Fletcher, K.A., P.F. Barton et J.A. Kelly. 1988. « Studies on the mechanisms of oxydation in the erythrocyte by metabolites of primaquine ». *Biochem Pharmacol*. Vol. 37, p. 2683-2690.
- Fox, R.D., R.T. Keller et C. J. Pinamont. 1973. *Recondition and Reuse of Organically Contaminated Waste Brines*. EPA-R2-73-200. Washington (DC) : USEPA.
- Glaze, W.H., James L.Wallace, Kenneth L.Dickson, Douglas P.Wilcox, K.R. Johansson, Eichin Chang, Arthur W.Busch, Bobby G.Scaif, Roger K.Noack et David P.Smith, jr. 1982. *Evaluation of Biological Activated Carbon for Removal of Trihalomethane Precursors*. Report to USEPA. Cincinnati (OH) : USEPA. 15 p.
- Graham, N.D.J. 1999. « Removal of humic substances by oxidation/biofiltration processes — a review ». *Water Sci Technol*. Vol. 40, n°9, p 141-148.
- Hoigné, J et H. Bader. 1976. « The role of hydroxyl radical reactions in ozonation processes in aqueous solutions ». *Water Res*, vol.10, p. 377–386.
- Iwasaki, T. 1937. « Some notes on sand filtration ». *Journal AWWA*, vol. 29, n°10, p. 1591-1602.

- Liao, Paul B. et Ronald, D. Mayo. 1972. « Salmonid hatchery water reuse system ». *Aquaculture*, vol. 1, p. 317-335.
- Malone, F. Ronald et Aurelio A. DelosReyes, Jr. 1997. « Categories of recirculating aquaculture system ». In *Advances in Aquacultural Engineering*. (Cornell, NY, 1997), p. 197-208. Northeast Regional Agricultural Engineering Service : NRAES-105.
- Ministry of National Health and Welfare (MNHV). 1990. *Guidelines for Canadian Recreational Water Quality*, Préparé par le groupe de travail fédéral-provincial sur la qualité des eaux de récréation du Comité consultatif fédéral-provincial de l'hygiène du milieu de travail, Canada, 87 p.
- Monod, Jacques. 1949. « The growth of bacterial cultures ». *Annual review. Microbiology*. Vol. 3, p. 371-393.
- Nagpal, N.K. (B.C.MOELP).1995. *Approved and Working Criteria for Water Quality*.1995. Water Quality Branch, Environmental Protection Department, Ministry of Environment, Lands and Parks, British Columbia, 45 p.
- Nordin, R.N. et L.W. Pommen (B.C.MOE). 1986. *Water Quality Criteria for Nitrogen (nitrate, nitrite and ammonia)*. Resource Quality Section, Water Management Branch, Ministry of Environment and Parks. Victoria, British Columbia, 11 p.
- Nürnberg, Gertrud K. 1996. « Trophic state of clear and colored, soft- and hard-water lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish ». *Lakes and Reservoir Management*, vol. 12, p. 432-447.
- Paller, M.H. et R.C. Heidinger. 1979. « The toxicity of ozone to the bluegill *Lepomis microchirus rufinesque* ». *Environ. Pollution*, (Series A), vol. 22, p. 229-239.
- Preisendorfer, W. Rudolph. 1986. « Secchi disk science : Visual optics of natural waters ». *Limnol, Oceanogr*, vol. 31, n°5, p. 909-926.
- Rajagopalan, R. et C. Tien. 1976. « Trajectory Analysis of Deep-Bed Filtration with the Sphere-in-Cell Porous Media Model ». *AIChE J*, Vol. 22, n°3, p. 523-533.

- Randtke, S. J. et C. P. Jepsen. 1982. « Effects of Salts on Activated Carbon Adsorption of Fulvic Acids ». *Jour.AWWA*. Vol. 74, n°2, p.84.
- Rangaswami, G et D.J. Bagyaraj. 2005. *Agricultural Microbiology*, 2nd ed. New Dehli. India : Prentice Hall, 422 p.
- Roselund, B.D. 1975. « Disinfection of hatchery influent by ozonation and the effects of ozonated water on rainbow trout ». In *Aquatic Applications of Ozone. International*, sous la dir. de Blogoslawski, W.J. et R.G. Rice, p. 59-69, Ozone institute, Stamford (CT) : Blogoslawski, W.J. et Rice, R.G.
- Service de l'évaluation du milieu aquatique et des travaux (SEMAT). 1998. *Note technique interne sur l'utilisation du critère de 0,02 mg/L de phosphore total en amont de lacs en période d'étiage*. Service de l'évaluation du milieu aquatique et des travaux, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec.
- Sindilariu, P-D., Alexander B. et Reinhard R. 2009. « Waste and particle management in a commercial, partially recirculating trout farm ». *Aquacultural Engineering*, vol. 41, n°2, p. 127-135.
- Singer, P.H et W.B. Zilli. 1975. « Ozonation of ammonia in wastewater ». *Water Res.* Vol. 9, p. 127-134.
- Sivonen, K. et G. Jones. 1999. « Cyanobacterial toxins ». In *Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring, and management*, Chorus, Ingrid et Jamie Bartram, p. 41-111, New York, (NY), Ingrid Chorus and Jamie Bartram. E & FN Spon.
- Snoeyink, V. L. et W. J. Weber, Jr. 1972. « Chapter . in Progress ». In *Surface and Membrane Science*, sous la dir de (J. F. Danielli), ed. Pergamon Press. 422 p.
- Sontheimer, H et C. Hubele. 1987. « The Use of Ozone and Granulated Activated Carbon in Drinking Water Treatment ». In *Treatment of Drinking Water for Organic Contaminants*, sous la dir. de (P. M. Huck and P. Toft), eds. Oxford, Pergamon Press.

- Sontheimer, H., J.C. Crittenden et R.S. Summers. 1988. *Activated Carbon for Water Treatment*, 2nd ed. Karlsruhe (Allemagne) : DVGW-Forschungstelle am Engler-Bunte-Institut der Universitat Karlsruhe. 722 p.
- Suzuki, Yoshihiro, Toshiroh Maruyama, Hiroyuki Numata, Hajime Sato et Makio Asakawa. « Performance of a closed recirculating system with foam separation, nitrification and denitrification units for intensive culture of eel: towards zero emission ». 2003. *Aquacultural Engineering*, vol. 29, n°3-4, p. 165-182.
- Tchobanoglous, George, Franlin L. Bruton et David H. Stensel. 2003. *Wastewater Engineering : Treatment and Reuse. Metcalf & Eddy*, 4th edition. New York (NY) : McGraw-Hill, 1819 p.
- Tien,C. 1989. *Granular Filtration of Aerosols and Hydrosols*. Stoneham (MA) : Butterworth Publishers, 494 p.
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA). 1986. *Design Manual, Municipal Wastewater Desinfection*. EPA/625/1-86/021. Cininnati (OH).
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA). 1993. *Nitrogen Control. Manual* EPA/625/R-93/010. Washington (DC) : septembre 1993.
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA). 2004. *Guidelines for Water Reuse*. EPA/625/R-04/108. Washington (DC) : Camp Dresser & McKee, Inc, 450 p.
- Wedemeyer, G.A, N.C. Nelson et W.T. Yasutake. 1979. « Physiological and biochemical aspects of ozone toxicity to Rainbow trout (*Sulmo pirdneri*) ». *J. Fish. Res. Board Can*, vol. 36, p. 605-614.
- Yao, K.M., M.T. Habibian et C.R. O'Melia. 1971. « Water and Waste Water Filtration: Concepts and Applications ». *Environ. Sci. Technol*, Vol. 5, n°11, p. 1105-1112.