

Conception d'un réacteur tubulaire sous pression d'ozonation
pour l'enlèvement des organismes fongiques et des
moisissures aquatiques des eaux piscicoles

par

Étienne BÉRUBÉ

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DE LA MAÎTRISE
AVEC MÉMOIRE EN GÉNIE DE L'ENVIRONNEMENT
M. Sc. A

MONTREAL, LE 21 DÉCEMBRE 2022

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

©Tous droits réservés

Cette licence signifie qu'il est interdit de reproduire, d'enregistrer ou de diffuser en tout ou en partie, le présent document. Le lecteur qui désire imprimer ou conserver sur un autre media une partie importante de ce document, doit obligatoirement en demander l'autorisation à l'auteur.

PRÉSENTATION DU JURY

CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ

PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

M. Robert Hausler, directeur de mémoire
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. Mathias Glaus, président du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

M. Frédéric Monette, membre du jury
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure

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

LE 24 NOVEMBRE 2022

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

REMERCIEMENTS

Je tiens premièrement à remercier mon directeur de recherche, professeur Robert Hausler, pour ses conseils, son temps et ses nombreuses idées qui ont permis d'encadrer le projet et alimenter mes réflexions. Ce sont ses conseils qui m'ont permis de développer un esprit axé sur la recherche et qui valorise la méthode scientifique.

Je remercie également les membres du jury d'avoir accepté d'évaluer ce projet. Je remercie professeur Mathias Glaus de présider le jury. Je remercie aussi professeur Frédéric Monette d'avoir accepté d'évaluer ce projet comme membre du jury.

Je souhaite par la suite remercier monsieur Loredan Viot qui, en tant qu'associé de recherche et partenaire du projet, a offert de nombreuses heures de travail tout en m'offrant des conseils judicieux, que ce soit pour le développement technique du projet que pour la réflexion scientifique. Les nombreuses heures de transport, les multiples défis techniques sur le terrain et les aléas climatiques auraient été difficiles à surmonter sans ton aide.

Ensuite, je tiens à remercier la pisciculture Gilbert, plus particulièrement Serge et Brigitte, de nous avoir accueillis, aidés et fait confiance pour l'ensemble du projet. De plus, il est important de mentionner les intervenants du MAPAQ et tous les partenaires du projet qui ont rendu possible cette recherche.

Je remercie l'organisme subventionnaire du Conseil de recherche en sciences naturelles et génie (CRSNG) pour l'octroi d'une bourse de recherche à la maîtrise (BESC-M). Cette aide m'a permis de me concentrer sur le projet sur toute la période d'étude, sans devoir me trouver un emploi à côté.

Merci à toute l'équipe de la STEPPE : les étudiants, les techniciens, les professionnels de recherche et les professeurs. Vous m'avez écouté maintes fois autour d'un café parler des

problèmes à régler et vos conseils ainsi que votre écoute m'ont aidé à avancer et ultimement compléter le projet.

Un grand merci à tous mes amis proches et colocataires. Je souhaite donner une mention spéciale à Charlotte, pour ses relectures, son aide et sa pensée scientifique ainsi qu'à Pauline pour son support et son écoute tout au long de ce projet. Il est important que je mentionne ma copine et amie, Rebecca. Sans ton écoute, ton support, tes idées et tes encouragements, ce projet aurait été un défi bien difficile à surmonter. Ce projet n'aurait donc pas été possible sans vous et je vous remercie infiniment.

Finalement, je tiens à remercier mes sœurs, Valérie et Mélissa, et mes parents, Francis et Linda, pour toutes leurs questions, leur support et leurs encouragements. Je vous aime et ce projet n'aurait jamais été possible sans vous. En finançant mon baccalauréat, vous m'avez permis l'accès à un programme de deuxième cycle qui me permet d'approfondir mon éducation sans être un poids financier trop important. De plus, vos esprits curieux et votre philosophie de vie m'ont forgé comme je suis aujourd'hui et il n'y a rien de plus précieux que ce que vous m'avez donné.

Conception d'un réacteur tubulaire sous pression d'ozonation pour l'enlèvement des organismes fongiques et moisissures aquatiques des eaux piscicoles

Étienne BÉRUBÉ

RÉSUMÉ

Les systèmes d'aquaculture en recirculation permettent une production de biomasse supérieure tout en réduisant l'espace nécessaire à l'élevage, mais cette augmentation de production est caractérisée par une augmentation de la densité des poissons dans les bassins d'élevage et un risque supérieur de transmission de maladies. Les épidémies en milieu d'élevage de salmonidés représentent un problème pour les productions piscicoles. L'interdiction d'utilisation du produit antifongique utilisé par la majorité des piscicultures, le vert de malachite, a amplifié ce problème. L'objectif de ce mémoire est de développer une technologie, soit un nouveau type de réacteur d'ozonation pour les piscicultures, dans le but de résoudre cette problématique d'épidémies en milieu d'élevage piscicole.

Un réacteur tubulaire horizontal d'hydro-injection d'ozone a été élaboré et installé sur les bassins de classement de la Pisciculture Gilbert. Des essais d'enlèvement de micro-organismes pathogènes et de suivi de la cinétique de consommation de l'ozone dans le réacteur ont été effectués. La détermination des paramètres de qualité physico-chimique des eaux d'élevage a montré que la qualité du milieu d'élevage se situe sous les limites de tolérance des poissons. Les échantillons étaient collectés sur le terrain et analysés en laboratoire. L'ajout de l'ozone a permis la réduction de 1.2 ± 0.3 log des organismes fongiques et semi-fongiques à l'aide d'un traitement correspondant à une valeur de Ct de 3.0 mg·min/L. Les essais d'ozonation ont montré que la consommation de l'ozone obéit à la loi du premier ordre et détient deux constantes de vitesse distinctes : 0.004 ± 0.001 s⁻¹ et 0.013 ± 0.004 s⁻¹. Cette différence d'un ordre de grandeur s'explique par des augmentations du taux de recirculation du système d'élevage piscicole. Par exemple, un problème de pompe stoppant l'apport en eau neuve et augmentant donc le taux de recirculation a causé une augmentation d'un ordre de grandeur de la vitesse de consommation de l'ozone. De plus, la vitesse de consommation de l'ozone varie selon la charge en matière organique et en micro-organismes. Du maillage plastique a été installé à l'intérieur des tubes pour maximiser la turbulence du réacteur d'ozonation (10200 Re et facteur de friction de 0.06) en plus de favoriser le mélange du gaz avec l'eau par l'installation de 40 mélangeurs statiques. Le réacteur présente une efficacité hydraulique λ de 0.96, indiquant un bon écoulement sans la présence de zones mortes. Les résultats d'enlèvement des micro-organismes et les conditions d'opération du réacteur supporte l'utilisation de celui-ci en milieu piscicole. Ainsi, l'ozonation constitue une option alternative aux traitements antifongiques actuels.

Mots-clés : ozone, système d'aquaculture en recirculation, désinfection, qualité de l'eau, micro-organismes fongiques, moisissures aquatiques

Design of a pressurized horizontal tubular ozonation reactor for the removal of fungal organisms and aquatic molds from fish farm water

Étienne BÉRUBÉ

ABSTRACT

Recirculating aquaculture systems have high biomass production rates and save the space necessary for that production. This increase in production is characterized by a higher fish density in breeding ponds and therefore a higher risk of disease transmission. Epidemics represent a major issue for piscicultures and the prohibition of malachite green use as an antifungal agent amplifies this problem. The aim of this thesis is to develop a new type of ozonation reactor for fish farms with the objective to resolve this epidemics issue.

A horizontal tubular ozonation reactor was built and installed on the fish breeding basins of the Pisciculture Gilbert. Tests of microorganisms removal and ozone decomposition kinetics in the ozonation reactor were performed. The determination of physical and chemical properties of water quality showed a water quality that was under the tolerance threshold of fish. Water samples were collected directly in the fish farm and analyzed in the laboratory. The addition of ozone reduced fungal and semi-fungal organisms' number by 1.2 ± 0.3 log with an ozone treatment corresponding to a Ct value of 3.0 mg·min/L. The ozonation tests illustrated an ozone consumption in this system that obeys the law of first-order reactions and has two distinct rate constants : $0.004 \pm 0.001 \text{ s}^{-1}$ et $0.013 \pm 0.004 \text{ s}^{-1}$. The difference of one order of magnitude is explained by an increase in the fish farm recirculation flow rate. A pump problem stopped the fresh water input, therefore increasing the recirculation flow rate, which caused an increase of one order of magnitude in the rate constants. In addition, the ozone consumption rates vary with the amount of organic matter and micro-organisms' number. Plastic mesh was installed inside the tubes to maximise the reactor turbulence (10200 Re with a friction factor of 0.06) while improving water and gas mixing with the installation of 40 static mixers along the reactor. The reactor has a hydraulic efficiency λ of 0.96, indicating a good flow without stagnant zones. The results of microorganisms removal and the reactor operating conditions support the application of this reactor in fish farms. Ozonation therefore constitutes an alternative to the antifungal agents currently used in the aquaculture industry.

Keywords: ozone, recirculating aquaculture system, disinfection, water quality, fungal micro-organisms, aquatic molds

TABLE DES MATIÈRES

	Page
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE.....	7
1.1 L'aquaculture	7
1.1.1 Généralités	7
1.1.2 Système de recirculation des eaux piscicoles	8
1.1.3 Marché de la pisciculture au Québec	10
1.1.4 Omble de fontaine.....	13
1.2 Caractérisation et moyens de traitement des eaux piscicoles	15
1.2.1 Paramètres physico-chimiques des eaux piscicoles.....	15
1.2.2 Organismes pathogènes en milieu piscicole	17
1.2.3 Traitements des eaux piscicoles.....	21
1.3 Ozonation dans les systèmes d'élevage piscicole.....	24
1.3.1 Propriétés de l'ozone.....	25
1.3.2 Génération d'ozone en milieu aqueux	29
1.3.3 Réacteurs d'ozonation.....	31
1.3.4 Turbulence, transfert gaz-eau et types d'écoulement	33
1.3.5 Cinétique des bulles de gaz.....	37
1.3.6 Influence de l'ozone sur des paramètres physico-chimiques de qualité de l'eau.....	38
1.3.7 Désinfection à l'ozone	39
1.3.8 Influence de l'ozone sur les épidémies de saprolégnose en milieu d'élevage piscicole.....	41
CHAPITRE 2 MÉTHODOLOGIE.....	43
2.1 Description de la zone d'étude.....	43
2.2 Système de traitement par ozonation	44
2.2.1 Génération d'ozone et réacteur tubulaire.....	44
2.2.2 Turbulence et mélange du système de traitement.....	47
2.2.3 Diamètre des bulles et embolie du système	49
2.3 Suivi de l'ozone dans le réacteur	50
2.3.1 Ozone résiduel	50
2.3.2 Potentiel d'oxydoréduction (POR)	51
2.3.3 Détermination du temps de contact.....	52
2.3.4 Détermination du paramètre de désinfection Ct	53
2.4 Détermination des paramètres de qualité de l'eau	53
2.4.1 Paramètres de la qualité des eaux piscicoles.....	54
2.4.2 Comparaison statistique des bassins	56
CHAPITRE 3 RÉSULTATS.....	57
3.1 Caractéristiques de conception du réacteur.....	57

3.1.1	Détermination des conditions hydrauliques.....	57
3.1.2	Détermination des paramètres d'écoulement par traçage fluorescent	58
3.1.3	Identification du seuil d'embolie	61
3.2	Qualité physico-chimique des eaux piscicoles	63
3.3	Essais d'ozonation	66
3.3.1	Suivi de l'ozone résiduel dans le réacteur <i>Serpentin</i>	66
3.3.2	Détermination de l'ordre de vitesse de réaction de la dégradation de l'ozone.....	69
3.3.3	Potentiel d'oxydo-réduction comme indicateur de présence d'ozone	72
3.4	Désinfection à l'ozone dans les milieux piscicoles.....	75
3.4.1	Effet de l'ozonation sur les organismes fongiques et moisissures.....	75
3.4.2	Effet des composés organiques sur la consommation d'ozone.....	79
CHAPITRE 4	DISCUSSION	83
4.1	Conception d'un réacteur d'ozonation en milieu piscicole.....	83
4.1.1	Turbulence du réacteur tubulaire	83
4.1.2	Paramètres hydrauliques du réacteur	84
4.2	Ozonation des eaux piscicoles et suivi de l'ozone résiduel	86
4.2.1	Qualité physico-chimique des eaux d'élevage piscicoles.....	86
4.2.2	Cinétique de consommation de l'ozone	87
4.2.3	Suivi d'ozone résiduel.....	88
4.2.4	Toxicité de l'ozone	89
4.3	Désinfection à l'ozone des eaux piscicoles.....	90
4.3.1	Enlèvement des moisissures et organismes fongiques des eaux piscicoles.....	90
4.3.2	Recommandations pour l'opération du réacteur d'ozonation.....	92
CONCLUSION	95
ANNEXE I	MONTAGE D'OZONATION DES EAUX D'ÉLEVAGE PISCICOLE	99
ANNEXE II	DÉTERMINATION DU DIAMÈTRE DES BULLES	100
ANNEXE III	DÉTERMINATION DU PARAMÈTRE Ct	101
ANNEXE IV	DÉTERMINATION DE L'INFLUENCE DU DIAMÈTRE DE LA CONDUITE SUR LA TURBULENCE D'UN SYSTÈME À DÉBIT CONSTANT	102
LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....		103

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 1.1 Répartition des entreprises piscicoles québécoises par région administrative.....	12
Tableau 1.2 Conditions de qualité de l'eau requises pour l'élevage de salmonidés.....	16
Tableau 2.1 Protocoles pour la détermination des paramètres physico-chimiques	54
Tableau 3.1 Paramètres du système hydraulique tirés du traçage à l'uranine	60
Tableau 3.2 Caractérisation physico-chimique des bassins de classement.....	64

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1.1 Production piscicole québécoise entre 1980 et 2017.....	11
Figure 1.2 Description de l'omble de fontaine	14
Figure 1.3 Arborescence phylogénétique des différentes lignées de champignons ou pseudochampignons (soulignés).....	19
Figure 1.4 Colonies de <i>Saprolegnia</i> sur de la nourriture tombée au sol.....	20
Figure 1.5 Culture de <i>Saprolegnia ferax</i> sur graine de melon et observée au microscope.....	21
Figure 1.6 Structure de résonance de l'ozone.....	25
Figure 1.7 Réactions de l'ozone aqueux en présence de solutés qui réagissent avec l'ozone (O ₃) ou avec les radicaux hydroxyles (HO•).....	26
Figure 1.8 Demi-vie de l'ozone, en milieu aqueux, à différents pH (T = 20 °C).....	27
Figure 1.9 Cellule de décharges électriques pour génération d'ozone	31
Figure 1.10 Diagramme de Moody.....	34
Figure 1.11 Exemple de dispersions de courbes d'évolution d'un traceur fluorescent	36
Figure 1.12 Méta-analyse des vitesses d'ascension des bulles dans l'eau selon les diamètres.....	37
Figure 1.13 Résistance des organismes aux désinfectants.....	40
Figure 2.1 Représentation schématique de la pisciculture Gilbert	44
Figure 2.2 Schéma du système de génération de gaz chargé en ozone.....	45
Figure 2.3 Schéma du montage d'ozonation.....	46
Figure 2.4 Maillage à l'intérieur des conduites	47
Figure 2.5 Mélangeurs statiques installés au long du système de traitement.	47
Figure 2.6 Électrode Sensorex® de POR installée sur la vanne <i>S-p5</i>	52
Figure 3.1 Maillage à l'intérieur des conduites et son effet sur l'accumulation de dépôts.....	57

Figure 3.2 Traçage par fluorescence à l'uranine au point <i>S-p5</i>	59
Figure 3.3 Mesure des tailles de bulles et embolie du système de traitement.	61
Figure 3.4 Embolie du système aux débits $Q_{\text{eau}} = 30 \text{ L/min}$ et $Q_{\text{gaz}} = 1.2 \text{ L/min}$	62
Figure 3.5 Tests d'équivalence statistique (TOST) entre les bassins témoin et d'essai	66
Figure 3.6 Suivi de l'ozone à l'intérieur du serpentin	67
Figure 3.7 Demandes immédiates en ozone	68
Figure 3.8 Décomposition de premier ordre de l'ozone résiduel.....	69
Figure 3.9 Utilisation du potentiel d'oxydoréduction comme indicateur de présence d'ozone	72
Figure 3.10 Utilisation du POR pour déterminer la concentration en ozone résiduel à faibles concentrations	74
Figure 3.11 Effet de l'ozonation sur la colonisation de boîtes de pétris par les organismes semi-fongiques <i>Saprolegnia</i>	76
Figure 3.12 Enlèvement des moisissures par l'ozonation des eaux d'élevage piscicole	77
Figure 3.13 Enlèvement de la couleur apparente par l'ozonation des eaux piscicoles.....	80
Figure 3.14 Variation dans l'obtention des valeurs de désinfection (Ct) au point <i>S-p5</i>	81

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ACF	Action Contre la Faim
APHA	American Public Health Association
CaCO ₃	Carbonate de calcium
CEM	Charge en moisissures et organismes fongiques
CIT	Carbone inorganique total
Cl ₂	Dichlore
COD	Carbone organique dissous
COT	Carbone organique total
CT	Carbone total
DBD	Décharge à barrière diélectrique
DBO	Demande biochimique en oxygène
DCO	Demande chimique en oxygène
ÉTS	École de technologie supérieure
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
H ₂ O ₂	Peroxyde d'hydrogène
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MDDEP	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs
MES	Matières en suspension
MVES	Matières volatiles en suspension
NA	Non applicable
ND	Non détecté

XVIII

O ₂	Dioxygène
O ₃	Ozone
OD	Oxygène dissous
pH	Potentiel hydrogène
POR	Potentiel d'oxydoréduction
SAR	Système d'aquaculture en recirculation
STEPPE	Station Expérimentale des Procédés Pilotes en Environnement
STRADDAQ	Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce au Québec

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

Masse

mg	milligramme
kg	kilogramme
t	tonne

Temps

min	minute
s	seconde
h	heure

Volume

mL	millilitre
L	litre
m ³	mètre cube

Température

°C	degré Celsius
----	---------------

Aire

m ²	mètre carré
----------------	-------------

Pression

psi	livre par pouce carré
kPa	kilopascal

Concentration

mg/L	milligramme par litre
ppm	parties par million
g/m ³	gramme par mètre cube
UFC/100 mL	unité formant des colonies par cent millilitres

Vitesse

cm/s	centimètre par seconde
m/s	mètre par seconde

Énergie

kJ	kilojoule
----	-----------

Distance

nm	nanomètre
µm	micromètre
mm	millimètre
m	mètre
po ou “	pouce
pi	pièd

Autre

t/année	tonne par année
\$	dollar
\$/kg	dollar par kilogramme
Pt-Co	unité de couleur platine-cobalt
%	pourcentage
mg·min/L	milligramme minute par litre

Débit

L/min	litre par minute
GPM	gallon par minute
m ³ /h	mètre cube par heure

Symboles

<i>k</i>	constante de vitesse
λ	efficacité hydraulique
<i>d'</i>	d de Cohen
N	nombre total d'observations
n	taille de l'échantillon
σ	écart type
R ²	coefficient de détermination

Potentiel

mV	millivolt
----	-----------

INTRODUCTION

Dans un monde en constante croissance avec une réserve limitée en ressources, la diversification des produits alimentaires consommés est nécessaire pour assurer une pérennité du système et une sécurité alimentaire à l'échelle planétaire. Cette diversification s'illustre par un transfert de la consommation vers les animaux vertébrés et invertébrés marins. À l'échelle mondiale, les poissons représentent 17 % de l'apport alimentaire en protéines animales (FAO, 2020). Cette proportion varie considérablement selon différents facteurs sociodémographiques et économiques des populations (Terin, 2019). En effet, les protéines provenant des poissons sont généralement les moins chères et plusieurs populations en difficulté économique dépendent de celles-ci pour leur survie. Par exemple, la population du Sierra Leone et du Ghana consomment une proportion supérieure à 60 % de protéines provenant des poissons (David, 2013). Au Canada, 2.5 % des dépenses alimentaires sont associées aux poissons et fruits de mer, et la majorité de ces dépenses est consacrée aux saumons et crevettes (Pêches et Océans Canada, 2018). Ces besoins alimentaires exigent une intensification des activités agricoles ainsi que l'instauration de technologies efficaces permettant de limiter l'impact de cette intensification sur l'environnement. Le domaine de l'agriculture responsable de la production d'animaux et de la culture des plantes en milieu aquatique est l'aquaculture (MAPAQ, 2019). L'augmentation de la demande alimentaire se reflète principalement dans le domaine aquicole, domaine agricole dont la demande détient le taux de croissance le plus important (Henriksson, Guinée, Kleijn, & De Snoo, 2012). En effet, selon Pêches et Océans Canada (2018), la consommation mondiale de poissons et de fruits de mer augmentera de 9 % d'ici 2027; cette augmentation est encore plus marquée pour la fraction de la consommation correspondant aux saumons, qui est estimée à 40 % (Pêches et Océans Canada, 2018). Par cette augmentation de la consommation des produits aquacoles, la production de poissons provenant des pêcheries en milieu naturel ne sera pas suffisante (Pêches et Océans Canada, 2018). En effet, un rapport de l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (ONUAA) projette que la majorité de la production mondiale de poissons proviendra de l'aquaculture à partir de 2025 (FAO, 2016).

Les populations de poissons sauvages sont en baisses dû à l'étalement urbain, l'invasion d'espèces exotiques, la pollution des cours d'eau et la diminution du rendement reproductif des espèces (Direction de la gestion des espèces et des habitats, 1990; Plourde Lavoie, 2014). Les changements globaux fragilisent les écosystèmes en diminuant la biodiversité, qui est en elle-même un indicateur de résilience et de résistance des milieux (Oliver et al., 2015; Tilman, 1996). Ainsi, une perte de biodiversité fragilise le milieu naturel et entraîne de ce fait même des pertes subséquentes de biodiversité locale. Cette boucle de rétroaction positive de diminution de la biodiversité réduit la valeur des services écosystémiques offerts par les milieux naturels (Cardinale et al., 2012). Dans cette optique, l'objectif des piscicultures québécoises ne consiste pas seulement à offrir une production pour le domaine alimentaire, mais également à permettre le réensemencement des milieux naturels et le maintien de la biodiversité de ces milieux. Ainsi, une avancée technologique dans ce domaine est favorable pour la conservation d'espèces aquatiques et pour l'évolution de meilleures pratiques agricoles.

Ce transfert de sources de production aquacole vers les milieux artificiels, où la production peut être maximisée et les milieux d'élevage plus densément peuplés, concentre la charge de substances polluantes contenues dans les effluents. En outre, lorsque l'élevage de poissons, ou pisciculture, est réalisée en bassins artificiels, l'eau est recirculée dans le système pour minimiser le prélèvement dans les réservoirs de surface (lacs, rivières) ou souterrains (nappes phréatiques). Ces systèmes d'aquaculture en recirculation (SAR) permettent ainsi une meilleure utilisation du territoire et limitent le gaspillage d'eau et d'énergie (Blancheton, Bosc, Hussenot, Roque D'Orbcastel, & Romain, 2009; Pfeiffer, Osborn, & Davis, 2008). L'un des problèmes rencontrés dans ces systèmes est une diminution de la qualité de l'eau des bassins. En effet, celle-ci est affectée par l'ajout de nourriture et conséquemment par les déjections des poissons qui augmentent la quantité de matières organiques, d'azote ammoniacal et de phosphore dans l'eau (Deus et al., 2013; Pergent-Martini, Boudouresque, Pasqualini, & Pergent, 2006; J. M. Ruiz, Pérez, & Romero, 2001). La densification des milieux de productions piscicoles et l'utilisation des SAR exigent donc l'installation de systèmes de traitement des eaux. Le traitement des eaux piscicoles permet de limiter l'impact de cette

accumulation d'éléments nocifs sur la santé des poissons (Morin, 2012) tout en permettant de réduire l'impact des effluents de piscicultures sur le milieu récepteur (Xiao et al., 2019).

Les bassins denses en poissons peuvent rencontrer des problèmes épidémiologiques importants. En effet, une forte densité de population dans les bassins d'élevage piscicoles favorise la transmission de maladies contagieuses par l'augmentation des contacts entre les individus infectés en plus de causer un stress physique constant facilitant l'infection des poissons par les maladies. Historiquement, les infections causées par des parasites fongiques ou semi-fongiques représentent un problème pour les pisciculteurs (Roberts & Autheville, 1979). Par exemple, les moisissures aquatiques de type *Saprolegnia*, organismes semi-fongiques, représentent un problème d'envergure pour les productions piscicoles puisqu'elles peuvent infecter les salmonidés à tout moment de leur cycle d'élevage (œufs, alevins et grossissement). L'infection peut également causer une maladie nommée saprolégnose (Forneris et al., 2003; Morin, 2009; Roberts & Autheville, 1979). Les infections fongiques (saprolégnose, nécrose dermique ulcéreuse, infection causée par *Ichthyophonus*, etc.) peuvent entraîner une perte des œufs dans les incubateurs ou même une perte d'un grand nombre d'adultes contenus dans les bassins de grossissement. Pour contrôler la population de ces organismes infectieux, un biocide efficace était historiquement utilisé, soit le vert de malachite. Cependant, son utilisation au Québec est interdite pour les produits destinés à l'alimentation puisqu'il détient des propriétés cancérogènes. Il n'est donc pas un produit sécuritaire pour les pisciculteurs et les consommateurs (Morin, 2009; Thoen, Evensen, & Skaar, 2010). Bien que plusieurs produits antifongiques soient couramment utilisés (Morin, 2009), par exemple le formaldéhyde, ceux-ci constituent des traitements chocs qui peuvent causer des dommages environnementaux (Forneris et al., 2003).

L'ozonation en continu des eaux d'élevage piscicole est une solution alternative intéressante et sécuritaire pour les poissons et les pisciculteurs. En effet, les systèmes de traitement à l'ozone permettent de contrôler ces infections et ainsi sécuriser la production des fermes d'élevage de poissons (Forneris et al., 2003); Sabah et Sana'a (2018). L'ozonation est un procédé de traitement utilisant un oxydant fort, l'ozone, qui améliore la qualité physico-

chimique des eaux d'élevage en plus de désinfecter l'eau (Powell & Scolding, 2018; Xiao et al., 2019). Cependant, son usage en piscicultures au Québec demeure encore limité et l'enlèvement des organismes fongiques et semi-fongiques des eaux piscicoles reste à être exploré.

Dans cette optique, le présent projet de recherche vise à évaluer l'effet de l'ozonation sur les micro-organismes fongiques et semi-fongiques présents dans les eaux d'élevage piscicoles. Pour atteindre cet objectif, le projet vise premièrement à caractériser les eaux d'élevage piscicole pour situer le problème dans la pisciculture étudiée. De plus, les éléments importants de conception des réacteurs d'ozonation en milieu piscicole seront présentés et les caractéristiques du système seront décrites. Il vise également à évaluer la cinétique de consommation de l'ozone à l'intérieur du réacteur pour identifier les éléments dirigeant le dosage du traitement à l'ozone. Finalement, ce projet vise à quantifier l'enlèvement des micro-organismes fongiques et semi-fongiques selon la désinfection appliquée. Ce projet correspond à une étape de transition du milieu académique vers le milieu industriel. Il poursuit le travail d'étudiants ayant évalué en laboratoire l'efficacité du traitement à l'ozone des eaux piscicoles pour le maintien de la qualité physico-chimique ainsi que l'ozonation des eaux d'incubateurs d'œufs (Paré, 2021; Saad, 2019). En effet, le projet présenté dans ce mémoire étudie la conception d'un réacteur tubulaire sous-pression d'hydro-injection d'ozone pour le traitement des eaux d'élevage piscicole. Ce type de réacteur est une nouveauté dans le domaine industriel de la pisciculture. En outre, ce projet fait partie d'un programme de plus grande envergure ayant comme livrable final un guide des bonnes pratiques dédié aux piscicultures déposé au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). Plus particulièrement, le projet étudie l'enlèvement des organismes fongiques et semi-fongiques (moisissures aquatiques et champignons) de l'eau d'élevage d'une pisciculture québécoise. Ce document évalue comment l'ozonation peut être utilisée en milieu piscicole comme solution alternative aux traitements antifongiques utilisés en industrie (formaline, vert de malachite, chlorure de sodium, peroxyde d'hydrogène, etc.). Il convient donc d'évaluer les éléments importants de conception d'un tel réacteur en milieu piscicole, à présenter les méthodes de

suivi de l'ozone résiduel et à quantifier l'effet de l'ozonation sur la quantité d'organismes fongiques et semi-fongiques.

Ce rapport, divisé en quatre chapitres, présente premièrement une revue de littérature (Chapitre 1) permettant de contextualiser le projet et identifier les besoins scientifiques et pratiques du domaine. Par la suite, le chapitre 2 présente la pisciculture étudiée, la méthodologie suivie pour l'analyse des paramètres de qualité physico-chimique et microbiologique des eaux d'élevage piscicole ainsi que les éléments de conception du réacteur tubulaire d'ozonation. Le chapitre 3 est consacré aux résultats obtenus et à leur interprétation pour répondre à la problématique des épidémies fongiques en milieu d'élevage piscicole. Plus particulièrement, ce chapitre présente l'effet de l'ozonation sur les micro-organismes fongiques et semi-fongiques. Finalement, le chapitre 4 discute des résultats et de l'importance de cette recherche sur les avancées technologiques du domaine piscicole. Une conclusion résume les résultats de ce mémoire et formule des recommandations pour l'utilisation d'un réacteur tubulaire sous pression pour l'ozonation des eaux piscicoles par les pisciculteurs et pour les chercheurs du domaine.

CHAPITRE 1

REVUE DE LITTÉRATURE

Ce chapitre présente les concepts nécessaires à la compréhension du présent projet de recherche. Premièrement, ce chapitre présente de l'information générale sur les aquacultures ainsi que les différents systèmes d'élevage aquacole. De plus, les éléments caractéristiques de qualité des eaux piscicoles sont identifiés et les systèmes de traitement retrouvés dans les piscicultures sont décrits. Par la suite, les propriétés de l'ozone et les mécanismes dirigeant l'ozonation sont présentés. Finalement, les paramètres de conception des réacteurs d'ozonation ainsi que les éléments importants de la désinfection à l'ozone sont identifiés.

1.1 L'aquaculture

Cette sous-section présente de l'information générale sur les aquacultures et la description des systèmes d'aquaculture en recirculation (SAR). De plus, le marché de la pisciculture au Québec est brièvement présenté suivi d'informations sur l'omble de fontaine.

1.1.1 Généralités

L'aquaculture est un domaine de l'agriculture qui comprend la culture des plantes et l'élevage des animaux en milieu aquatique (MAPAQ, 2016, 2019; Morin, 2007). Au Québec, la production aquacole correspond majoritairement à l'élevage de poissons, aussi appelée pisciculture, et plus particulièrement à l'élevage de salmonidés. En effet, les espèces formant la majorité de la production québécoise sont l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), deux espèces de la famille des salmonidés (MAPAQ, 2016, 2019). Les deux principales motivations derrière cette pratique sont l'alimentation et le repeuplement des populations de poissons. Historiquement, la production piscicole avait comme objectif l'ensemencement des cours d'eau, alors que la production alimentaire a débuté en 1980 au Québec (Morin, 2007).

Trois types de pisciculture existent; ils dépendent de la quantité de poissons à produire ainsi que de la provenance des aliments (ACF & AIMARA, 2010). En effet, les différents types sont définis par le degré d'intensification de la pisciculture, qui est classifié selon l'alimentation des poissons d'élevage :

- le système de production extensif, où l'alimentation des poissons est basée sur l'environnement naturel. Ce système n'exige donc aucun ou peu d'apports extérieurs, limitant les coûts d'installation et de mise en œuvre;
- le système de production semi-intensif qui repose sur un apport majoritaire d'aliments par le milieu naturel, avec des apports extérieurs qui complètent l'alimentation pour assurer une production constante;
- les systèmes intensif et super-intensif. Ces systèmes reposent entièrement sur des apports nutritionnels externes au milieu d'élevage et nécessitent un suivi constant. Les coûts liés à ce type d'exploitation sont les plus importants, mais ces systèmes sont les plus productifs.

Différents moyens de traitement sont utilisés pour limiter les rejets de polluants dans les milieux naturels, diminuer l'utilisation de nouvelle eau et empêcher l'accumulation de composés affectant la santé des poissons (Blancheton et al., 2009; Gonçalves & Gagnon, 2011; Martins et al., 2010; Morin, 2012; Xiao et al., 2019). En outre, lorsque l'élevage de poissons est réalisé en bassins artificiels, l'eau est généralement recirculée dans le système pour éviter d'épuiser la source d'eau tout en permettant un meilleur contrôle des paramètres physico-chimiques des effluents. Par cette recirculation, les pisciculteurs peuvent limiter leur consommation d'eau en plus de récupérer plus facilement le phosphore des effluents de leur ferme d'élevage pour satisfaire les normes gouvernementales en termes de rejets de phosphores totaux (MAPAQ, 2016, 2019; Martins et al., 2010; Summerfelt, Bebak, & Tsukuda, 2001).

1.1.2 Système de recirculation des eaux piscicoles

L'aquaculture joue maintenant un rôle principal dans le système global de production alimentaire (Naylor et al., 2021). En effet, la demande en produits piscicoles est en progression

importante, et ce plus particulièrement dans les pays en voie de développement où la consommation annuelle par habitant a évolué de 5.2 kg de poissons en 1961 à 19.4 kg en 2017 (FAO, 2020). Pour répondre à cette augmentation de la demande, l'intensification de la production est nécessaire. Cette intensification permet une production plus grande de biomasse par unité de surface de bassins d'élevage, mais requiert une approche différente en termes de moyens de traitement et de contrôle du système pour supporter un plus grand apport en nourriture ainsi qu'une plus grande production de déchets organiques. Une des technologies permettant de répondre à ces besoins, tout en limitant l'espace utilisé pour la production, consiste aux systèmes d'aquaculture en recirculation (SAR) (Pilote, 2013; Summerfelt et al., 2001; S.-Y. Zhang et al., 2011). Ces systèmes ont été développés à la fin des années 1950 au Japon avec l'utilisation de systèmes de filtration utilisant de la pierre concassée suivi par l'Europe et la Chine qui ont inclus multiples étapes de traitement, spécifiquement pour la production en milieu marin (Espinal & Matulić, 2019; Xiao et al., 2019).

Le SAR, par l'utilisation de 50 à 99 % du débit recirculé (Owatari et al., 2018; Summerfelt et al., 2001; Xiao et al., 2019), permet de minimiser l'utilisation d'eau et de mieux contrôler des paramètres de qualité de l'eau (Blancheton et al., 2009; K. Kim, Hur, Kim, Jung, & Han, 2020; MAPAQ, 2016; Martins et al., 2010; Spiliotopoulou et al., 2018). En diminuant la quantité d'eau utilisée, les pisciculteurs peuvent ainsi éviter d'épuiser leur source d'eau en plus de rendre possible une production plus intensive dans les zones où l'accès à l'eau est rare (Pfeiffer et al., 2008; Summerfelt et al., 2001; Xiao et al., 2019). La diminution de l'eau utilisée permet une diminution du volume de rejet d'eaux usées piscicoles et donc d'assurer une production plus durable ayant un effet moindre sur le milieu récepteur (Xiao et al., 2019). De plus, la recirculation de l'eau permet un meilleur contrôle des polluants contenus dans l'effluent puisqu'étant plus concentré, la récupération et le traitement des composés sont plus efficaces (MAPAQ, 2019; Martins et al., 2010). Finalement, la recirculation est utile en matière de biosécurité, puisque la limitation en l'apport en eau de source permet de diminuer les risques de contamination du système par des organismes pathogènes (Powell & Scolding, 2018; Summerfelt et al., 2001, p. 285) tout en permettant de disposer plus facilement des bacs et des bassins pour qu'un traitement en continu limite les épidémies (Schuur, 2003).

De tels systèmes présentent des désavantages qui peuvent conduire à certains traitements supplémentaires en comparaison avec les élevages de type extensif ou semi-intensif. Premièrement, de telles installations demandent des investissements initiaux plus importants ainsi que des connaissances technologiques avancées (MAPAQ, 2016; Owatari et al., 2018). Par la suite, la recirculation des eaux provoque l'accumulation de matières organiques, de phosphore et d'azote provenant des fèces et de la nourriture non ingérée (Bijo, Thorarensen, Johannsson, & Jensson, 2007; Blancheton et al., 2009; Bullock et al., 1997; Chen, Timmons, Aneshansley, & Bisogni, 1993; Deus et al., 2013; Martins et al., 2010; Pergent-Martini et al., 2006; J. M. Ruiz et al., 2001). Leur accumulation entraîne la détérioration de la qualité des eaux piscicoles (Davidson, Good, Welsh, & Summerfelt, 2011b; Hargreaves, 1998; Martins et al., 2010; Spiliotopoulou et al., 2018) et peut ainsi affecter la santé des poissons (Morin, 2012). De plus, comme l'eau recirculée constitue l'habitat de milliers de poissons, la consommation d'oxygène est significativement plus importante. Il est donc nécessaire qu'un système d'oxygénation soit actif en tout temps (Pfeiffer et al., 2008). Finalement, le recyclage des eaux piscicoles peut favoriser la transmission de maladies si aucun traitement de désinfection n'est utilisé, puisque les organismes pathogènes sont recirculés et s'accumulent à l'intérieur du système au lieu d'être éjectés (Schuur, 2003).

1.1.3 Marché de la pisciculture au Québec

La dulciculture, ou aquaculture en eau douce, représente la grande majorité de la production aquacole québécoise (Bourgault-Faucher, 2020; É. Massicotte, Mighri, Lachance, & Bélanger, 2020). Cependant, la production dulcicole, qui est majoritairement une production piscicole de salmonidés au Québec, a connu une baisse importante depuis l'an 1999 (Bourgault-Faucher, 2020; MAPAQ, 2016). En effet, c'est en 1999 que les directives environnementales du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) ont resserré les contraintes relative aux rejets de phosphore dans le milieu récepteur (Morin, 2007). Ces directives ont causé la faillite de plusieurs entreprises piscicoles menant à une diminution de la production piscicole (Figure 1.1). En effet, ces directives ont fait en sorte que les producteurs

devaient investir dans des technologies de traitement plus efficaces afin de permettre une meilleure récupération du phosphore contenu dans les effluents.

Par la suite, la Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce (STRADDAQ) a été élaborée en 2004 afin de favoriser le développement économique du secteur tout en assurant la protection des milieux aquatiques (Bourgault-Faucher, 2020; MAPAQ, 2019; Morin, 2007). Suivant sa mise en œuvre, une faible augmentation de la production suivie d'une constante diminution jusqu'à un plateau de production annuelle autour de 1150 tonnes ont été observés entre 2014 et 2017 (Figure 1.1) (Bourgault-Faucher, 2020; MAPAQ, 2019; Morin, 2007). La valeur monétaire de cette production piscicole étant d'environ 9.4 M\$ en 2019 (É. Massicotte et al., 2020), elle représente moins de 1 % de la production piscicole canadienne (Statistique Canada, 2019).

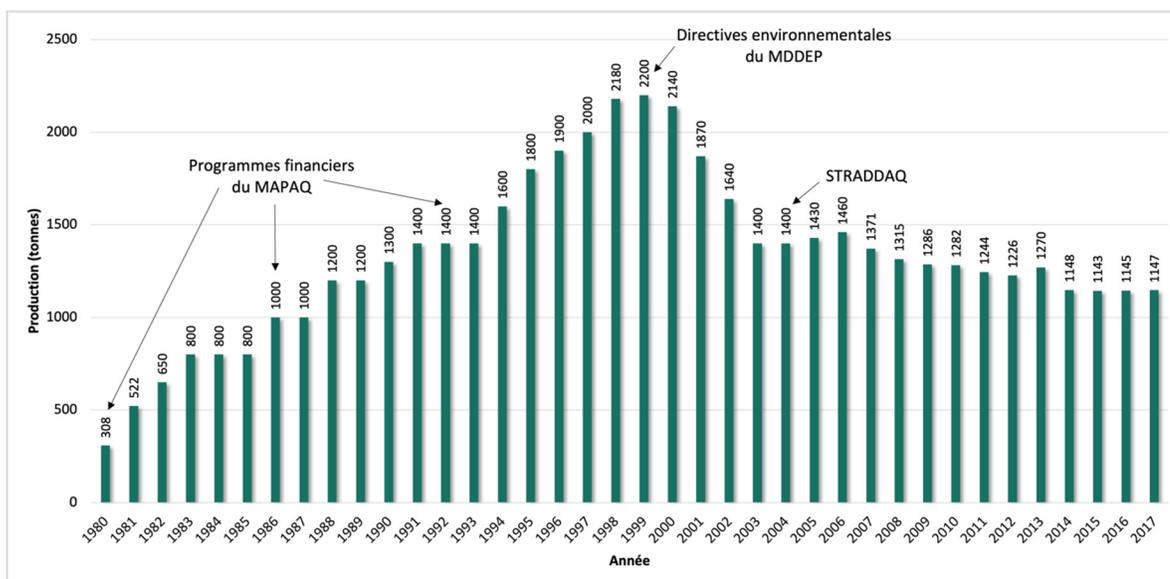


Figure 1.1 Production piscicole québécoise entre 1980 et 2017
Adaptée de Morin (2007)

Sur le plan de l'activité piscicole, l'Estrie est la région administrative la plus active avec 21 piscicultures sur son territoire (Tableau 1.1), représentant près du quart des entreprises piscicoles québécoises (Bourgault-Faucher, 2020; MAPAQ, 2019).

Tableau 1.1 Répartition des entreprises piscicoles québécoises par région administrative
Tiré de MAPAQ (2019)

Bas-Saint-Laurent	Saguenay-Lac-Saint-Jean	Capitale-Nationale	Mauricie	Estrie	Montréal	Outaouais	Abitibi-Témiscamingue	Côte-Nord	Nord-Du-Québec	Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine	Chaudière-Appalaches	Laval	Lanaudière	Laurentides	Montérégie	Centre-du-Québec	TOTAL
10	1	6	7	21	0	7	2	5	0	4	8	0	3	8	1	4	87

Comme la demande ne fait qu'augmenter alors que la production est en constante diminution, le Québec importe de plus en plus de produits piscicoles des autres provinces. Ainsi, dans le but de faciliter la croissance de la production et répondre à cette demande grandissante tout en limitant le besoin d'importation, le MAPAQ a élaboré le *Plan d'action 2018-2023 pour la réussite de la Politique Bioalimentaire* (MAPAQ, 2020) ainsi que le *Plan d'action ministériel pour l'industrie des pêches et de l'aquaculture commerciales 2018-2025* (MAPAQ, 2019). Ces politiques visent à financer les piscicultures québécoises pour augmenter significativement la production et produire de la valeur à l'échelle provinciale.

Finalement, la production dulcicole québécoise est composée en grande majorité de deux espèces : l'omble de fontaine et la truite arc-en-ciel. Alors que l'omble de fontaine était vendu en plus grande quantité que la truite arc-en-ciel de 2007 à 2013 (720 t/année contre 580 t/année), un changement de tendance montre un déclin dans la production d'ombles de fontaine (460 t/année en 2016) alors que la production de truites arc-en-ciel a plafonné près de 540 t/année en 2016 (MAPAQ & Tremblay, 2018). Malgré les volumes plus importants de production de truites arc-en-ciel, la valeur monétaire totale de la production d'omble de fontaine est plus grande par son plus grand prix au kilogramme (11.04 \$/kg contre 6.05 \$/kg) (MAPAQ, 2019). De plus, comme la truite arc-en-ciel est une espèce non native du Québec – elle provient de l'ouest de l'Amérique du Nord – une loi oblige les producteurs à ensemen-

les cours d'eau qu'avec de la truite arc-en-ciel stérile (MAPAQ, 2016). Cette loi empêche l'invasion des milieux naturels par cette espèce (Laçasse & Magnan, 1994; MAPAQ, 2016), mais augmente les coûts associés à sa production puisqu'elle oblige les producteurs à racheter des œufs à chaque cycle d'élevage. L'omble de fontaine est une espèce indigène au Québec et elle peut donc être produite avec des individus fertiles, ce qui facilite grandement leur élevage en permettant aux producteurs d'effectuer la fécondation, l'incubation et l'éclosion des œufs.

1.1.4 Omble de fontaine

L'omble de fontaine, aussi appelée truite mouchetée, est une espèce de poissons qui se nourrit naturellement d'invertébrés comme des larves, des mouches noires et des araignées (Bhérier, 2015; Hilderbrand & Kershner, 2004; Sotiropoulos, Nislow, & Ross, 2006). Son alimentation alterne entre des proies terrestres et aquatiques selon les saisons et les variations du débit des rivières (Hilderbrand & Kershner, 2004; Sotiropoulos et al., 2006). Les caractéristiques distinctives de cette truite correspondent à des mouchetures sur son dos et des points rouges sur un fond plus pâle qui sont bordées d'un halo bleu (Figure 1.2). Cette espèce se retrouve dans les lacs et rivières du Québec et correspond à la deuxième espèce la plus prisée par les pêcheurs sur le territoire québécois (Bhérier, 2015). Cependant, depuis plus de 25 ans, une diminution importante des rendements reproductifs de l'omble de fontaine a été observée dans les lacs québécois. Cette diminution est de l'ordre de 70 % pour certains de ces cours d'eau (Direction de la gestion des espèces et des habitats, 1990). Ce déclin illustre le besoin grandissant d'ensemencement des cours d'eau avec cette espèce.

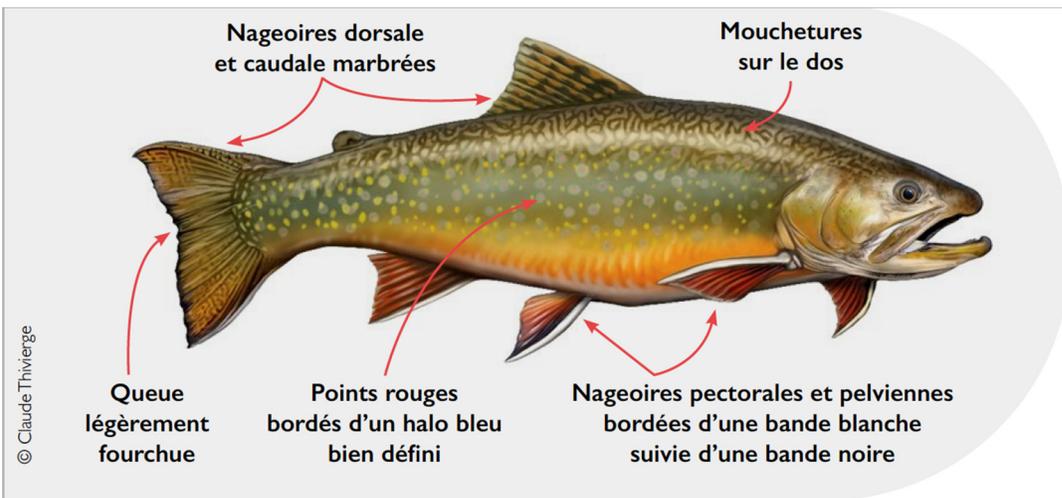


Figure 1.2 Description de l'omble de fontaine
Tirée de Gouvernement du Québec (2019)

L'omble de fontaine se retrouvait historiquement partout sur le territoire québécois (Gouvernement du Québec, 2019; Plourde Lavoie, 2014). Cependant, le développement rapide de certaines régions urbaines et agricoles a entraîné un déclin dans leurs populations, plus particulièrement celles des basses-terres du Saint-Laurent (Gouvernement du Québec, 2019). De plus, le Québec contient plusieurs lacs en allopatrie qui, par définition, n'abritaient que l'omble de fontaine tout en étant isolés géographiquement. Ces barrières géographiques permettaient à cette espèce de se reproduire sans compétition interspécifique. À ce jour, une grande partie de ces lacs en allopatrie ont été envahis par des espèces compétitrices. L'invasion de ces lacs a été causée par l'ajout volontaire ou accidentel d'organismes aquatiques par des personnes visitant ces cours d'eau (Gouvernement du Québec, 2019). Ces invasions diminuent significativement la qualité de la pêche et peuvent affecter la survie des populations naturelles puisque l'ajout d'espèces amplifie la compétition pour l'espace et la nourriture (Laçasse & Magnan, 1994; Plourde Lavoie, 2014). Ce problème, en plus de la diminution de rendement reproductif de l'espèce, démontre le besoin d'ensemencer les lacs avec l'omble de fontaine en quantité suffisante pour permettre aux populations de résister aux invasions tout en ayant une croissance suffisante pour soutenir la pêche sportive (Plourde Lavoie, 2014).

1.2 Caractérisation et moyens de traitement des eaux piscicoles

L'élevage des ombles de fontaine en milieu artificiel demande une compréhension approfondie des paramètres affectant leur survie, leur reproduction ainsi que leur alimentation pour obtenir une production optimale. Les ombles de fontaine sont des animaux aquatiques exigeants en ce qui concerne les paramètres de qualité de l'eau de leur milieu de vie (Morin, 2012) qui, dans le cas des piscicultures industrielles, est généralement contenu dans des bassins ou des étangs artificiels. Ces paramètres sont contrôlés pour reproduire l'habitat naturel de ces poissons dans le but d'obtenir une production optimale. Cet habitat correspond à des milieux en eau douce et froide dont l'environnement est peu pollué (Morin, 2012). Cette section exposera les caractéristiques principales définissant la qualité de leur milieu et celles-ci se divisent en deux catégories, soit les paramètres physico-chimiques et les paramètres microbiologiques, plus particulièrement la présence d'organismes pathogènes. De plus, les différentes étapes de traitement utilisées dans les SAR seront présentées.

1.2.1 Paramètres physico-chimiques des eaux piscicoles

Les paramètres physiques et chimiques des eaux de pisciculture doivent être constamment suivis pour assurer une production efficiente d'omble de fontaine en limitant au maximum la mortalité des individus. Ainsi, le MAPAQ fournit un document aux pisciculteurs décrivant les paramètres importants à suivre avec les limites de tolérance des poissons avant que les paramètres affectent leur santé. Ce document, *Qualité de l'eau requise pour l'élevage de salmonidés* (Morin, 2012), présente en particulier les paramètres requis pour une qualité d'eau suffisante à l'élevage de l'omble de fontaine sont résumés dans le tableau 1.2.

Tableau 1.2 Conditions de qualité de l'eau requises pour l'élevage de salmonidés
Adapté de Morin (2012)

Groupes	Paramètres	Limites de tolérance
Thermométrie	Température (°C)	2-8 Reproduction et incubation
		6-13 Alevinage
		5-18 Grossissement
Acides et bases	pH	6.5 – 8.5
	Alcalinité (mg/L de CaCO ₃)	≥ 20 - 400
	Dureté (mg/L de CaCO ₃)	10 – 500
Gaz	Oxygène (O ₂) (%)	65 - 100
	Azote gazeux (N ₂) (%)	< 102 alevinage
		< 105 grossissement
	Dioxyde de carbone (CO ₂) (mg/L)	< 12
Sulfure d'hydrogène (H ₂ S) (mg/L)	< 0.002	
Composés azotés	Ammoniac (NH ₃) (mg/L)	< 0.003 alevinage
		< 0.006 – 0.0125 grossissement
	Nitrites (NO ₂ ⁻) (mg/L)	< 0.1
Nitrates (NO ₃ ⁻) (mg/L)	< 100 - 200	
Métaux	Aluminium (Al) (mg/L)	< 0.1
	Cadmium (Cd) (mg/L)	< 0.004
	Cuivre (Cu) (mg/L)	< 0.006 si alcalinité < 100 mg/L
		< 0.03 si alcalinité > 100 mg/L
	Fer (Fe) (mg/L)	< 0.3 alevinage
		< 0.5 grossissement
	Manganèse (Mn) (mg/L)	< 0.5 – 0.8
	Mercure (Hg) (mg/L)	< 0.002 – 0.1
	Nickel (Ni) (mg/L)	< 0.01 – 0.02
Plomb (Pb) (mg/L)	< 0.03	
Zinc (Zn) (mg/L)	< 0.005 – 0.03	
Solides	Matières en suspension (MES) (mg/L)	< 80

En plus de devoir respecter ces limites de tolérance pour assurer une qualité d'eau suffisante à l'élevage des poissons, les pisciculteurs doivent s'assurer que les effluents rejetés dans le milieu récepteur répondent aux normes gouvernementales. Plus spécifiquement, les rejets des piscicultures sont limités en phosphore pour limiter leur impact sur l'environnement puisqu'un apport important peut déséquilibrer le milieu récepteur en accélérant le phénomène d'eutrophisation (Dodds & Smith, 2016; Macedo & Sipaúba-Tavares, 2010; Talbot & Hole, 1994; Withers & Haygarth, 2007). La STRADDAQ de 2004 avait comme cible environnementale des rejets de phosphore de 4.2 kg par an pour chaque tonne de production piscicole alors que la moyenne était estimée à 7.2 kg par tonne de production à cette période (Fournier, 2012; *Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce au Québec*, 2010). Cette cible devait être atteinte pour 2015. Bien que cette stratégie soit sous base volontaire, son adhésion permet aux piscicultures participantes de s'inscrire à des programmes d'aide et de support pour les encourager à réduire la pollution phosphatée de leurs effluents.

1.2.2 Organismes pathogènes en milieu piscicole

Les paramètres décrits à la section précédente représentent les critères généraux de qualité physico-chimique de l'eau d'élevage des salmonidés qui permettent d'assurer une production en ayant une croissance optimale. Cependant, ces derniers ne garantissent pas la survie des poissons si des organismes pathogènes s'introduisent dans le système et s'attaquent aux truites. En effet, la présence de pestes et de pathogènes dans les milieux d'élevage constituent la principale source de préoccupation pour le futur des piscicultures (Naylor et al., 2021). Les pathogènes affectant les salmonidés sont généralement des infections de type fongique (Roberts & Autherville, 1979; Touhali & Al-uguali, 2019). Les organismes fongiques sont omniprésents, ils se retrouvent dans tous les habitats et niches possibles (Dix & Webster, 1995; Kinsey, Paterson, & Kelley, 2003; Sabah & Sana'a, 2018). Leur stratégie de survie correspond soit à un mode de microprédation ou celui de pathogène, causant alors des maladies (Kinsey et al., 2003). La différence principale entre les microprédateurs et les organismes pathogènes provient du nombre de proies durant le cycle de vie de l'organisme (Lafferty & Kuris, 2002).

En effet, un microprédateur s'attaque à plusieurs proies durant sa période de « chasse », alors qu'un organisme pathogène cause une maladie chez généralement un individu et y demeure accroché, causant un type d'infection (Lafferty & Kuris, 2002). Comme leur cycle de vie peut varier considérablement, le règne des organismes fongiques est difficilement caractérisable (Dick, 1972; Kinsey et al., 2003). Cependant, certaines caractéristiques générales permettent aux experts de les identifier telles que les mycéliums utilisés pour la nutrition ainsi que des médias de dispersion pour la reproduction tels que des spores. De plus, l'eau est nécessaire à leur croissance (Kinsey et al., 2003).

Certains organismes sont même couramment qualifiés comme étant fongiques alors que leur génétique démontre une autre origine. Ces organismes peuvent être définis comme « semi-fongiques », ou « pseudochampignon », et c'est le cas des *Saprolegnia* (Dix & Webster, 1995; Kinsey et al., 2003; Roberts & Autherville, 1979; Seymour, 1970). Parmi les organismes pathogènes affectant les salmonidés, les organismes du genre *Saprolegnia* sont ceux qui causent la plus grande mortalité de masse en milieu piscicole et représentent un problème important pour les pisciculteurs (Forneris et al., 2003; Pickering & Willoughby, 1982; Roberts & Autherville, 1979; Sabah & Sana'a, 2018; Shahbazian et al., 2010; Touhali & Al-uguali, 2019; van West, 2006). En effet, les organismes du genre *Saprolegnia* causent une maladie mortelle chez les salmonidés nommée saprolégnose (Dix & Webster, 1995; Forneris et al., 2003; Pickering & Willoughby, 1982; Roberts & Autherville, 1979; Sabah & Sana'a, 2018; Thoen et al., 2010; Touhali & Al-uguali, 2019).

Ces moisissures aquatiques sont un type de « pseudochampignon » appartenant à la classe des Oomycètes qui, quoiqu'elles soient couramment appelées « champignons », ne font pas partie de la lignée des organismes fongiques, ou Eumycètes (Dix & Webster, 1995; Selosse & Durrieu, 2004). La figure 1.3 montre que les Oomycètes font partie d'une lignée « d'algues brunes » correspondant à des organismes semi-fongiques assez éloignés des organismes fongiques (Eumycètes). Ces moisissures affectent particulièrement les populations de poissons lorsque la température de l'eau est plus basse, généralement sous 15 °C, donc plus spécifiquement durant les saisons d'hiver et de printemps (Matthews, 2019; Touhali & Al-

uguali, 2019). En effet, une diminution des nutriments disponibles et de la température dans les cours d'eau entraînent une augmentation de la quantité de zoospores dans le milieu, augmentant la prévalence de la maladie dans les populations de poisson (Matthews, 2019). De plus, des poissons infectés par ces micro-organismes peuvent relâcher jusqu'à 190 000 spores/minutes (Willoughby & Pickering, 1977). C'est pour cette raison que cette maladie constitue une problématique importante pour les piscicultures de salmonidés puisque les températures optimales de croissance des ombles de fontaine sont de 7 à 13 °C et celles des truites arc-en-ciel de 10 à 15.5 °C (Morin, 2012), correspondant aux températures optimales pour la production de zoospores.

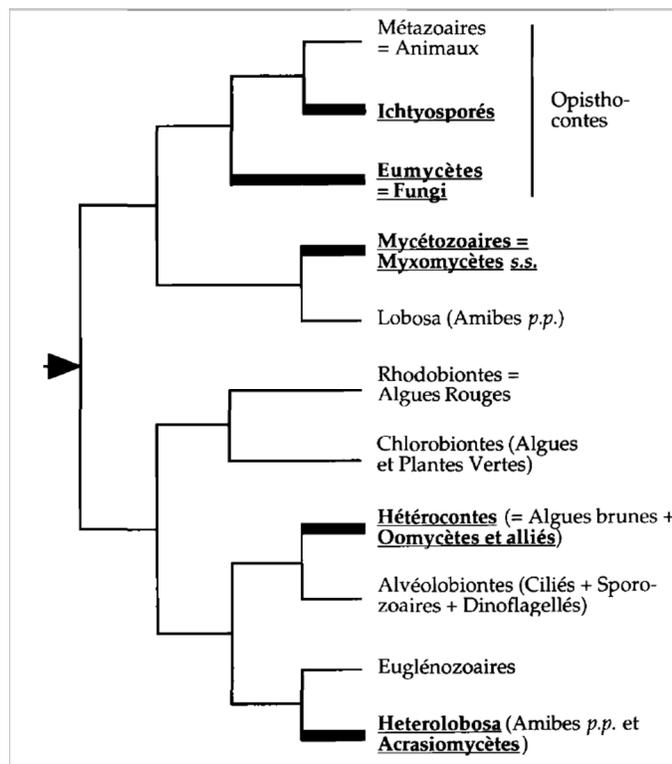


Figure 1.3 Arborescence phylogénétique des différentes lignées de champignons ou pseudo-champignons (soulignés)
Tirée de Selosse et Durrieu (2004)

La connaissance moderne des organismes du genre *Saprolegnia* provient principalement de la première description complète par Coker (1923) avec les informations supplémentaires

avancées par Seymour (1970). Les *Saprolegnia* forment des fils ou des filaments de couleur blanche qui ressemblent à du coton (Figure 1.4). Ils produisent des spores pour leur reproduction et ces spores présentent un diamètre de 11 à 11.5 μm (Coker, 1923; Pickering & Willoughby, 1982; Seymour, 1970). Ils sont normalement saprophytiques, indiquant qu'ils s'installent sur des organismes morts, ou peuvent être parasitiques s'ils se retrouvent en assez haute concentration (Coker, 1923; Pickering & Willoughby, 1982; Roberts & Autherville, 1979; Touhali & Al-uguali, 2019). De plus, Ali et al. (2013) ont démontré que les organismes du genre *Saprolegnia* peuvent former des biofilms, leur permettant de se reproduire et rendant leur éradication plus difficile (Touhali & Al-uguali, 2019).



Figure 1.4 Colonies de *Saprolegnia* sur de la nourriture tombée au sol
Photos prises par Bérubé (2021)

Le diamètre des individus peut dépasser les 100 μm , comme l'individu de l'espèce *Saprolegnia ferax* présenté sur la figure 1.5. Ainsi, l'utilisation de de porosité inférieure à 10 μm permet de capter les spores en plus des individus de l'espèce. Cette capture permet donc de récupérer les médias de reproduction asexuée (zoospores) ainsi que les individus, qui peuvent eux-mêmes se reproduire par des processus sexués (Dick, 1972; Dix & Webster, 1995; Pickering & Willoughby, 1982; Sabah & Sana'a, 2018).

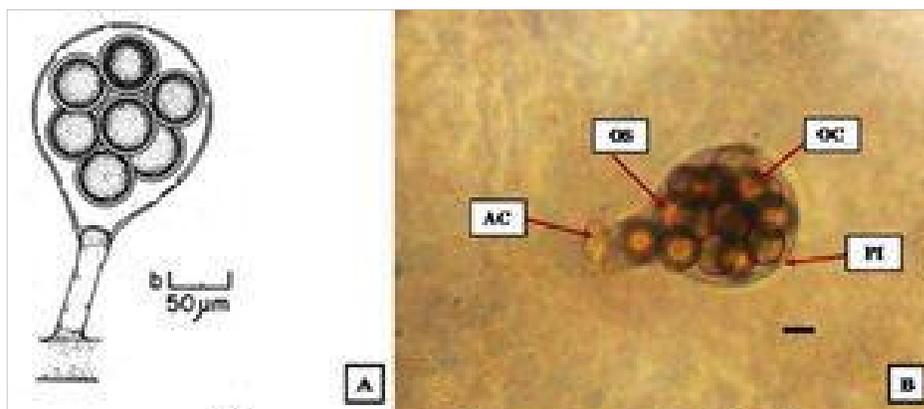


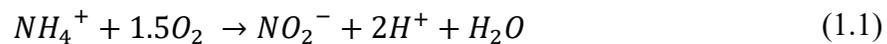
Figure 1.5 Culture de *Saprolegnia ferax* sur graine de melon et observée au microscope
Tiré de Vega-Ramírez et al. (2013)

1.2.3 Traitements des eaux piscicoles

Pour maintenir les eaux piscicoles aux conditions optimales de croissance des salmonidés (voir Tableau 1.2), plusieurs étapes de traitement sont incluses dans la boucle de recirculation. Ces étapes sont recommandées et certaines sont nécessaires pour conserver les conditions d'élevage décrites par Morin (2012). En effet, dans les SAR, l'eau contient une grande quantité de particules provenant des fèces des poissons et de la nourriture non ingérée tout en étant chargée en azote ammoniacal, en pathogènes et en nitrites (Chen et al., 1993; Martins et al., 2010; Xiao et al., 2019). Ces composés sont toxiques pour les poissons et affectent leur survie (Morin, 2012). Les différents traitements utilisés en pisciculture comprennent généralement un système de filtration biologique, une décantation pour l'enlèvement des matières solides ainsi qu'un procédé de désinfection pour les différents pathogènes (bactéries, virus, organismes fongiques et semi-fongiques) (Espinal & Matulić, 2019; Martins et al., 2010; Xiao et al., 2019).

La filtration biologique est l'étape de traitement essentielle au bon fonctionnement des SAR (Kim et al., 2020; Xiao et al., 2019). En effet, cette étape de filtration correspond à un processus d'enlèvement de l'azote ammoniacal accompli par des bactéries nitrifiantes, qui transforment cette forme d'azote en nitrites et ultimement en nitrates (Bijo et al., 2007; Owatari et al., 2018;

Xiao et al., 2019). Comme l'azote ammoniacal ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$) et les nitrites (NO_2^-) sont toxiques en concentrations faibles, avec des limites de tolérance respectives de 0.006 mg- NH_3/L et 0.1 mg- NO_2^-/L , le système de filtration biologique doit être efficace et chaque étape de réaction doit être complète pour transformer ces formes toxiques en nitrates (NO_3^-), qui sont tolérés à des concentrations plus importantes (< 100-200 mg/L). Les réactions de nitrification sont décrites aux équations 1.1 et 1.2, tirées de P. Ruiz et al. (2020) :



Ces deux réactions sont réalisées par des bactéries distinctes, spécifiquement par des bactéries oxydantes de l'ammoniac telles que celles du genre *Nitrosomonas* et *Nitrosospira* (équation 1.1) et des bactéries oxydantes des nitrites telles que celle du genre *Nitrobacter* (équation 1.2) (DeLong & Losordo, 2012; Paul, Panigrahi, & Datta, 2020; Ruiz et al., 2020). Ces bactéries ont la capacité de se développer en colonie à la surface d'un média de culture (média de support bactérien). Ces types de média développés pour le traitement biologique des eaux présentent une grande surface spécifique par unité de volume. Une grande surface spécifique assure un système de filtration biologique plus compact, mais un média avec une surface spécifique de média trop importante se colmate plus facilement (DeLong & Losordo, 2012). Comme les deux réactions sont réalisées par différentes bactéries, si les conditions causent la mort de seulement les *Nitrobacter* par exemple, une accumulation des nitrites dans le milieu peut se produire mettant alors en danger les poissons du bassin. La concentration de toutes les formes d'azote (ammoniacal, nitrites et nitrates) doit donc être suivie de afin d'évaluer correctement la performance du filtre biologique de manière à éviter d'affecter la production.

Les fèces des poissons et la nourriture non ingérée qui se décompose se retrouvent dans les bassins sous forme de matières en suspension (MES) (Blancheton et al., 2009; Schumann Mark, Schumann, & Brinker, 2020). De fortes concentrations de MES affectent les branchies des poissons et dégradent leur santé (Morin, 2012; Pfeiffer et al., 2008) en plus d'affecter la

nitrification du filtre biologique (Martins et al., 2010). Pour diminuer les MES dans les eaux d'élevage, plusieurs méthodes sont disponibles telles que différents types de filtres (à tambour, à disques et à écran), des centrifugeurs ainsi que des bassins de décantation/sédimentation (Espinal & Matulić, 2019; Schumann Mark et al., 2020; Xiao et al., 2019). Ces derniers sont les plus simples à utiliser pour l'enlèvement des matières solides, mais ne permettent pas un enlèvement important des particules fines (Schumann Mark et al., 2020; Xiao et al., 2019). Les autres systèmes permettent un meilleur enlèvement des MES, mais requièrent un entretien plus important en plus d'avoir de plus grands coûts d'opération et d'installation (Xiao et al., 2019). Lors du dimensionnement des systèmes de filtration, il est important de sélectionner une taille adéquate des pores du filtre puisque le coût du traitement augmente exponentiellement avec la réduction de leur taille, pouvant rendre le traitement non économiquement viable (Schumann Mark et al., 2020).

Enfin, une étape supplémentaire de traitement permettant d'empêcher les pathogènes de s'accumuler dans les SAR est celle de la désinfection (Gonçalves & Gagnon, 2011; Martins et al., 2010; Summerfelt, 2003; Summerfelt, Sharrer, Tsukuda, & Gearheart, 2009). Cette étape peut inclure ou combiner différents procédés comme le rayonnement ultraviolet (UV), l'ozonation et l'oxydation au peroxyde d'hydrogène (Heikkinen, Mustonen, Eskelinen, Sundberg, & Von Wright, 2013; Moreno-Andrés et al., 2020; Xiao et al., 2019). Comme décrit à la section précédente, les infections fongiques constituent un problème majeur dans les SAR et des désinfectants antifongiques sont nécessaires afin d'éviter les épidémies mortelles. Les organismes produisant des spores sont particulièrement difficiles à enlever des systèmes aquacoles (Touhali & Al-uguali, 2019). Les *Saprolegnia* font partie des organismes produisant des spores et le produit utilisé historiquement pour leur enlèvement était le vert de malachite (Alderman & Polglase, 1984); ce désinfectant est efficace mais son utilisation est dangereuse pour les utilisateurs, ce qui a conduit à son interdiction pour les productions alimentaires en Amérique du Nord ainsi qu'en Europe dans les années 1980 et 1990 (Forneris et al., 2003; Thoen et al., 2010).

Depuis son interdiction, plusieurs autres produits ont été testés, mais le formaldéhyde (sous forme de formaline) demeure le produit le plus répandu (Forneris et al., 2003; Heikkinen et al., 2013). Cependant, ce produit est soupçonné d'être cancérigène (L. Zhang, Steinmaus, Eastmond, Xin, & Smith, 2009) en plus de causer des dommages sur le milieu récepteur s'il est utilisé en quantité importante (Forneris et al., 2003; Heikkinen et al., 2013; Leal, Neves, Santos, & Esteves, 2018). Dans cette optique, l'ozonation constitue une solution alternative intéressante, par son fort potentiel oxydant et sa facilité d'utilisation. L'ozonation a été étudiée pour l'enlèvement des organismes pathogènes en pisciculture (Al-Shammari, Sana'a, & Kane, 2019; Can, Karacalar, Saka, & Firat, 2012; Forneris et al., 2003; Sabah & Sana'a, 2018) ainsi qu'en tant que produit antifongique dans le domaine agroalimentaire (Freitas-Silva & Venâncio, 2010; Kim, Yousef, & Khadre, 2003; Palou, Crisosto, Smilanick, Adaskaveg, & Zoffoli, 2002; Zorlugenç, Kıroğlu Zorlugenç, Öztekin, & Evliya, 2008). De plus, Jensen, Ritar, Burke, et Ward (2011) ont démontré que le traitement à basses concentrations d'ozone s'avérait un traitement favorisant la survie de larves de homards, en comparaison avec la formaline. Il est cependant nécessaire que des travaux se penchent sur l'utilisation de l'ozonation dans les SAR de salmonidés, plus particulièrement dans les eaux d'élevage pour l'enlèvement des organismes fongiques et semi-fongiques.

1.3 Ozonation dans les systèmes d'élevage piscicole

L'ozonation est une technique de traitement des eaux utilisée dans les piscicultures et elle permet l'enlèvement de la matière organique, l'oxydation des polluants inorganiques et des micropolluants organiques en plus de diminuer la couleur, l'odeur, la turbidité, les matières en suspension ainsi que la charge bactérienne (Bullock et al., 1997; Gonçalves & Gagnon, 2011; Kogelschatz, 1988; Langlais, Reckhow, & Brink, 1991; Summerfelt, 2003; Summerfelt et al., 2009; Xiao et al., 2019). Cette section abordera différentes propriétés de l'ozone qui lui permettent d'être un désinfectant efficace dans un contexte piscicole, la génération de ce gaz et les caractéristiques des réacteurs d'ozonation.

1.3.1 Propriétés de l'ozone

L'ozone est un gaz instable composé de trois atomes d'oxygène (O₃). Ce gaz est un oxydant fort, avec un potentiel d'oxydoréduction de 2.07 V; valeur plus haute que celle du peroxyde d'hydrogène (H₂O₂) de 1.77 V, du chlore (Cl₂) de 1.36 V et de l'oxygène dissous (O₂) de 1.23 V (Alkokaik, 2009; Jiang & Lloyd, 2002). Son odeur caractéristique permet à l'ozone d'être détectable à des concentrations aussi basses que 0.02 ppm (Millar & Hodson, 2007). L'ozone détient une demi-vie de 15 à 30 minutes dans l'eau distillée à pH neutre (Gardoni, Vailati, & Canziani, 2012; Hoigné, 1988; Zorlugenç et al., 2008). L'ozone est décrit comme un hybride de résonance composé d'un atome radical d'oxygène qui s'attache à la molécule de dioxygène (O₂) selon différentes structures et qui explique son instabilité (Figure 1.6).

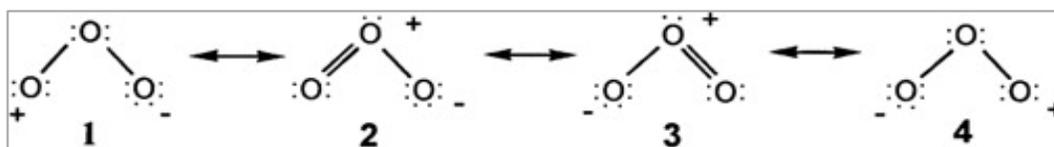


Figure 1.6 Structure de résonance de l'ozone
Tirée de Oyama (2000)

La vitesse de décomposition de l'ozone est largement dépendante des composés dans l'eau. Par exemple les carbonates peuvent rallonger sa demi-vie (Hoigné, 1988) alors que l'ozone injecté dans des eaux piscicoles chargées en matière organique peut détenir une demi-vie aussi faible que 15 secondes (Bullock et al., 1997). Deux mécanismes principaux dirigent la dégradation de l'ozone : les réactions directes d'oxydation avec la molécule O₃ (sélective) et les mécanismes radicalaires par le biais des radicaux hydroxyles HO• (non sélectifs) (Glaze, 1986; Hoigné, 1988; Rekhate & Srivastava, 2020). Ces radicaux possèdent un pouvoir d'oxydation supérieur à la molécule d'ozone (2.80 V contre 2.07 V) et permettent l'oxydation de la matière organique avec des réactions détenant de faibles constantes de vitesse (Gardoni et al., 2012; Staehelin & Hoigne, 1985; Westerhoff, Aiken, Amy, & Debroux, 1999). Généralement, le mécanisme principal de dégradation de l'ozone correspond à ces mécanismes radicalaires (Staehelin & Hoigne, 1985). Les réactions radicalaires d'oxydation par l'ozone ont

été présentées et décrites par Staehelin & Hoigne (1985) selon l'absence et la présence de solutés réagissant avec l'ozone. Les produits finaux de ces mécanismes radicalaires sont de la matière organique oxydée et du dioxygène (O_2) (Figure 1.7).

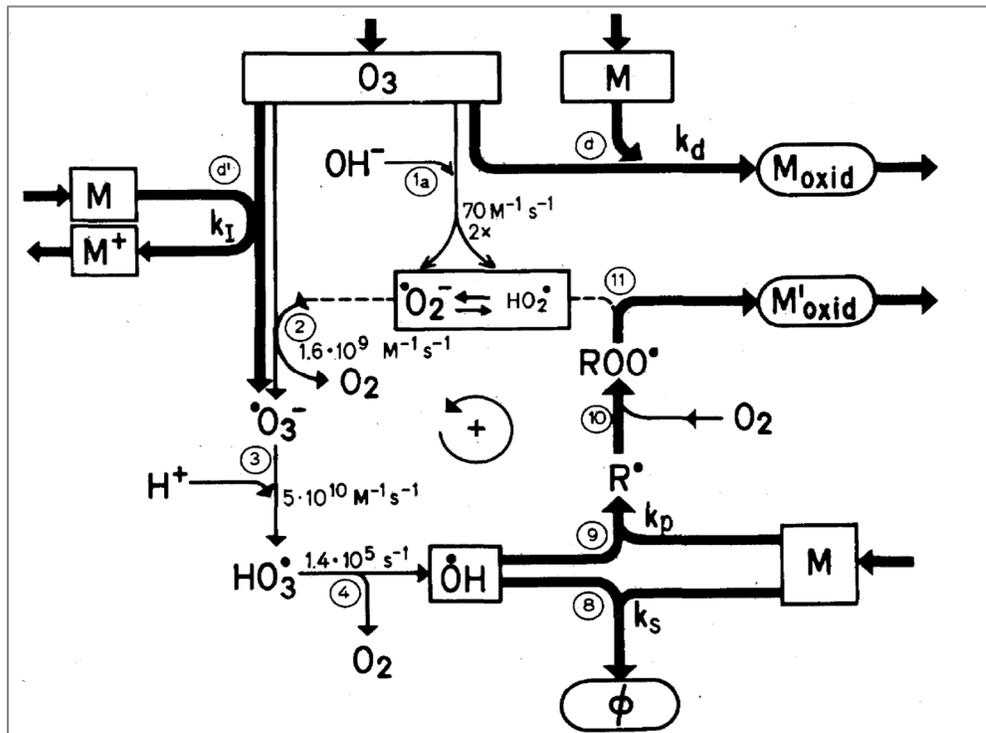


Figure 1.7 Réactions de l'ozone aqueux en présence de solutés qui réagissent avec l'ozone (O_3) ou avec les radicaux hydroxyles ($HO\cdot$)
Tirée de Staehelin et Hoigne (1985)

De plus, le pH a un effet direct sur la demi-vie de la molécule dans l'eau. La figure 1.8 montre que plus le pH augmente, plus la demi-vie (*half-life*) diminue. Pour des eaux distillées à pH neutres, des constantes de vitesse de décomposition (k_d) de $0.0010 \pm 0.0002 s^{-1}$ ont été obtenues (Gardoni et al., 2012). Finalement, la température a un effet direct sur la vitesse de dissociation de l'ozone (Kim et al., 2003; Kogelschatz, 1988; Langlais et al., 1991; Peleg, 1976; Sotelo, Beltran, Benitez, & Beltran-Heredia, 1987). Ainsi, lorsque les vitesses de décomposition de l'ozone de différents systèmes sont comparées, des matrices d'eau similaires en composition, en pH et en température doivent être utilisées. De plus, comme l'ozone se dégrade rapidement,

la molécule doit être générée à l'endroit où le traitement est souhaité (Kogelschatz, 1988). Les mécanismes de génération d'ozone sont discutés à la sous-section suivante (Section 1.3.2).

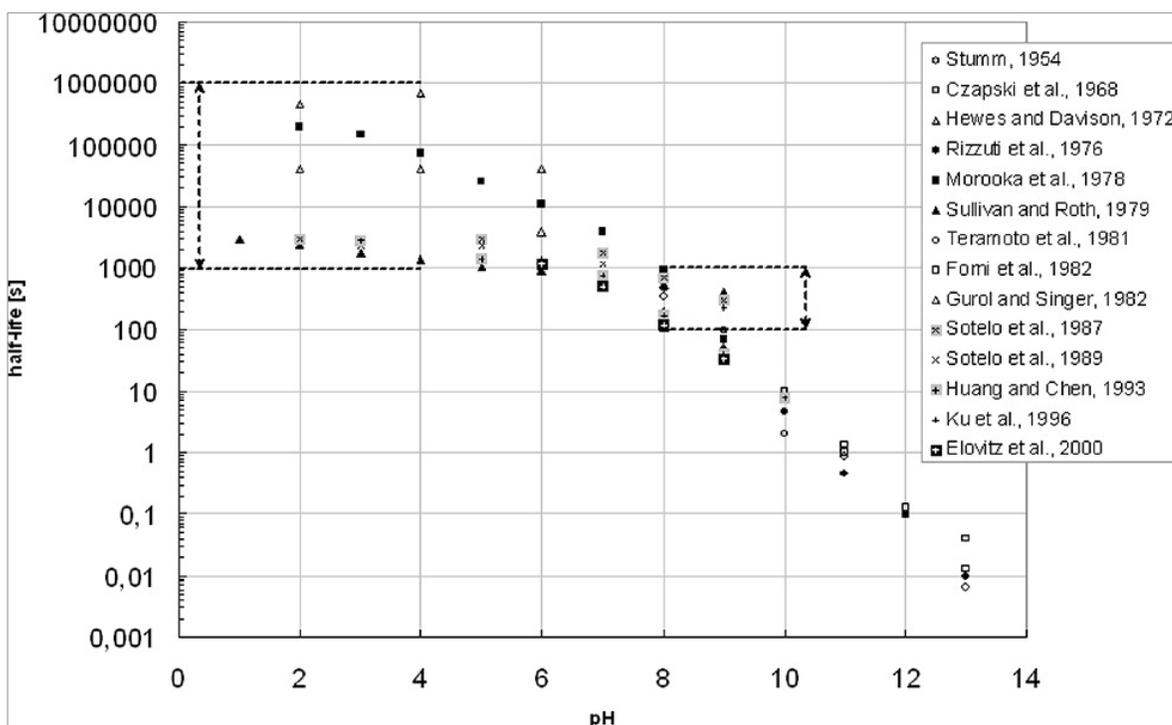


Figure 1.8 Demi-vie de l'ozone, en milieu aqueux, à différents pH (T = 20 °C)
Tirée de Gardoni et al. (2012)

La décomposition de l'ozone suit une cinétique qui dépend des composés dans l'eau dans laquelle il est injecté. Gardoni et al. (2012) présentent une compilation de réactions directes et indirectes d'ozonation tirée de multiples travaux de la littérature. Cette synthèse montre que l'ordre de réaction par rapport à l'ozone peut prendre plusieurs valeurs : 1.0, 1.5 et 2.0. Ces réactions sont principalement des mécanismes radicalaires et consomment donc deux molécules d'ozone par radical actif généré (Gardoni et al., 2012). En effet, une première molécule d'ozone est consommée pour le transfert d'atome d'oxygène (équation 1.3) suivi de la consommation d'une deuxième molécule pour le transfert d'électron (équation 1.4) (Gardoni et al., 2012; Staehelin & Hoigne, 1982).



De plus, les auteurs ont déterminé des constantes de vitesse entre l'ozone et des centaines de composés organiques variant sur plus de neuf ordres de grandeur alors que les variations de vitesse sont dirigées par les doubles liaisons carbone (Dowideit & von Sonntag, 1998; Gardoni et al., 2012). Hunt et Mariñas (1997) ont également démontré que les réactions de désactivation des micro-organismes affectent la décomposition de l'ozone dans l'eau. Ainsi, puisque la cinétique de décomposition de l'ozone varie selon les différentes vitesses de réaction des composés cibles et également selon la consommation de l'ozone par la matrice d'eau (Gardoni et al., 2012), il est important de caractériser la cinétique du système observé et d'identifier les objectifs de traitement en fonction de celle-ci. Gardoni et al. (2012) proposent l'équation empirique 1.5 de détermination de la constante de décomposition (k_d [s^{-1}]) qui tient compte du pH, du carbone organique dissous (COD [mg/L]) et de l'alcalinité totale [mg-CaCO₃/L].

$$\log k_d = -7.116 + 0.66 \cdot pH + 0.61 \log(COD) - 0.42 \log\left(\frac{\text{Alcalinité totale}}{10}\right) \quad (1.5)$$

Comme la décomposition de l'ozone varie selon la composition de l'eau, des auteurs proposent d'ajuster la concentration d'ozone pour le traitement en fonction de la quantité de nourriture ajoutée au système ou, si possible, selon un indicateur indirect de concentration de matière organique (fluorescence, carbone organique dissout, demande biochimique en oxygène, etc.) (Bullock et al., 1997; de Jesus Gregersen, Pedersen, Pedersen, Syropoulou, & Dalsgaard, 2021; Martins et al., 2010; Powell & Scolding, 2018; Spiliotopoulou, Martin, Pedersen, & Andersen, 2017; Summerfelt et al., 2009). En effet, Spiliotopoulou et al. (2017) indiquent que des molécules organiques (matières humiques, matières responsables de la DBO, activité bactérienne, etc.) détiennent des paires λ (excitation, émission) qui réagissent spécifiquement au traitement d'ozonation. Ces paires de longueurs d'onde, par exemple λ (335 nm, 450 nm) et

λ (275 nm, 310 nm), permettent de poser des objectifs de traitement en termes de fluorescence selon le dosage d'ozone appliqué (Spiliotopoulou et al., 2017).

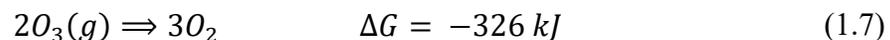
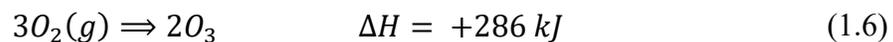
L'ozone est toxique pour les poissons à des concentrations variant de 0.002 mg/L à 0.06 mg/L (Bullock et al., 1997). La concentration létale change ainsi selon les différentes espèces. Pour les salmonidés, Wedemeyer, Nelson, et Yasutake (1979) ont déterminé des valeurs maximales de 0.002 mg/L pour une exposition sécuritaire et chronique. Cependant, ces valeurs n'ont pas été réévaluées depuis et elles correspondent à des valeurs n'ayant aucun effet sur les poissons, indiquant que la concentration sécuritaire pourrait être plus élevée. Certains auteurs utilisent également la valeur du potentiel d'oxydoréduction (POR) pour évaluer la concentration sécuritaire à utiliser, puisque le POR varie en fonction de la concentration d'ozone résiduel présent dans l'échantillon. Ainsi, selon ces auteurs, cette valeur sécuritaire se retrouve à 300 mV de POR (Davidson, Good, Welsh, & Summerfelt, 2011a). De plus, comme les valeurs de POR sont facilement mesurables à l'aide d'électrodes, cette mesure peut représenter indirectement la valeur d'ozone résiduel et elle peut donc être utilisée par les pisciculteurs pour conserver une dose sécuritaire d'ozone dans leur système. Cependant, la valeur du POR ne discrimine pas les différents composés oxydants ou réducteurs. Par exemple, une eau fortement oxygénée peut détenir une valeur de POR jusqu'à 150 mV plus grande que celle non oxygénée (Li & Bishop, 2002). Cette valeur représente donc la combinaison des différents couples de substances oxydantes présentes dans l'eau analysée.

1.3.2 Génération d'ozone en milieu aqueux

L'ozone peut être produit à l'aide de réactions chimiques, par le biais de rayons ultraviolets et, pour produire de plus grandes quantités, à l'aide de décharges électriques. Cette section aborde plus en détail la génération d'ozone à l'aide de décharges électriques, comprenant les décharges à barrière diélectrique (DBD) ainsi que les décharges corona. L'histoire des DBD a débuté en 1839 lorsque Schönbein a détecté une forte odeur provenant d'autour des électrodes utilisées pour l'électrolyse de l'eau, odeur qui fut par la suite associée à une nouvelle molécule, l'ozone (Christensen, Yonar, & Zakaria, 2013; Nassour, 2016). Ce n'est qu'en 1857 que des

expériences sur les DBD ont exploré les mécanismes de production d’ozone par ce type de décharges (Kitayama & Kuzumoto, 1997; Kogelschatz, 1988; Nassour, 2016). En outre, les DBD sont qualifiées de « décharges de production d’ozone ». Ces décharges sont similaires aux décharges de type corona, où le milieu est ionisé et le plasma créé permet de déplacer le courant sans former d’arcs. Dans les systèmes produisant des DBD, ces arcs sont empêchés par la barrière diélectrique. Le générateur d’ozone à décharges corona est celui qui est le plus couramment utilisé en industrie (Nassour et al., 2018; Pekárek, 2010; Pekárek, Mikeš, Červenka, & Hanuš, 2021).

La génération d’ozone à partir de dioxygène pur est une réaction endothermique où l’énergie nécessaire à la réaction est fournie par la décharge électrique [équations 1.4 et 1.5 tirées de Manning et Hedden (2001)]. La décomposition de l’ozone en oxygène est une réaction spontanée, puisque son énergie libre de Gibbs est négative (équation 1.5). Ainsi, l’ozone a naturellement tendance à se décomposer en dioxygène comme produit final.



Comme l’ozone est généré à partir des molécules de dioxygène (O_2), il est également possible d’utiliser l’air comme gaz injecté (Figure 1.9). Cependant, par sa composition plus basse en oxygène (21 %), l’air générera un gaz moins concentré en ozone que l’oxygène pur. Pour ces types de décharges, le gaz doit être exempt d’humidité à l’entrée du procédé (Langlais et al., 1991). Par la suite, les DBD sont caractérisées par la présence d’au moins une barrière diélectrique entre l’électrode et la cellule à travers laquelle le gaz passe (Kogelschatz, 1988). C’est la présence de cette barrière (Figure 1.9) qui modifie la nature de la décharge et qui lui permet de fournir l’énergie nécessaire à la génération d’ozone dans le milieu (Kogelschatz, 1988). Un autre avantage à l’utilisation du dioxygène pur pour la génération d’ozone est que le gaz injecté dans le milieu (ex. : eau d’un système piscicole) contiendra uniquement de

l'ozone (4-16 %) et du dioxygène (84-96 %), offrant une réoxygénation constante de l'eau tout en permettant de la traiter avec l'ozone (Heikkinen et al., 2013).

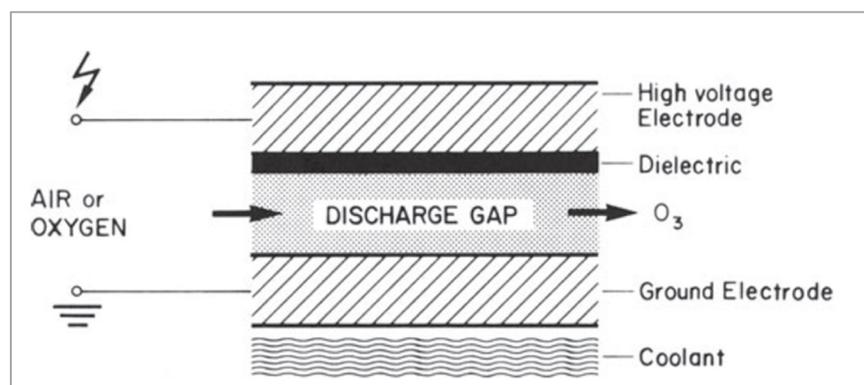


Figure 1.9 Cellule de décharges électriques pour génération d'ozone
Tirée de Kogelschatz (1988)

1.3.3 Réacteurs d'ozonation

Après la génération du gaz chargé en ozone, celui-ci doit être injecté dans un réacteur où l'eau à traiter est en contact avec le gaz sur une période suffisante pour atteindre les objectifs de traitement. Différents réacteurs d'ozonation existent et leur sélection dépend des objectifs de traitement, de l'espace disponible, des débits traités et de la demande immédiate en ozone de l'eau traitée (Gonçalves & Gagnon, 2011; Langlais et al., 1991; Rakness, 2005).

Des réacteurs à colonnes d'ozonation permettent l'obtention d'un débit d'eau au mouvement allant en sens inverse à celui du débit de gaz par l'injection de l'eau au haut de la colonne et du gaz à partir de sa base. Un avantage important de l'utilisation de tels réacteurs est la présence d'un évent de colonne permettant la détermination de la concentration ainsi que la destruction de l'ozone gazeux n'ayant pas été transféré à l'eau à traiter (Farines, Baig, Albet, Molinier, & Legay, 2003; Jung, Kim, & Choi, 2004; Langlais et al., 1991). Un bilan de masse est alors réalisable et l'identification des caractéristiques de consommation d'ozone spécifiques au système de traitement est possible. Ces colonnes sont généralement utilisées dans les stations

de traitement des eaux usées ainsi que pour la production d'eau potable (Cullen, Tiwari, O'Donnell, & Muthukumarappan, 2009). Si le débit de l'eau injecté est important, ces réacteurs demandent de l'espace vertical important pour permettre un temps de contact suffisant entre les bulles de gaz et l'eau à traiter. Plusieurs colonnes peuvent être installées en série pour augmenter le temps de contact.

Les réacteurs à mode de fonctionnement semi-continu (*semi-batch reactors*) sont des systèmes fermés permettant le contrôle des paramètres de réaction (pression et température). Ils sont équipés de mélangeurs ainsi que de diffuseurs d'ozone. Ceux-ci sont généralement constitués de cuves et permettent de traiter l'eau injectée dans des conditions optimales de réaction. Les réacteurs à mode de fonctionnement semi-continu correspondent donc à un réacteur fermé aux conditions contrôlées, dont le réactant (ozone pour les systèmes d'ozonation) est ajouté en continu dans le système au cours de la réaction. Ces systèmes présentent de bons taux de transfert gaz-eau et offrent des vitesses de réaction intéressantes (Kim & Yousef, 2000; Sicardi & Baldi, 1988). Pour limiter la vitesse de l'eau et atteindre les objectifs de traitement, des cuves à grands volumes sont nécessaires et l'espace devient également un élément limitant, rendant plus difficile pour les chercheurs de faire un suivi continu des paramètres de qualité de l'eau (Kim & Yousef, 2000).

Un dernier type de réacteur utilisé pour les traitements à l'ozonation est celui tubulaire en continu. Ces réacteurs permettent un traitement en continu de l'eau par l'entraînement des bulles de gaz chargées en ozone. Un avantage à ces réacteurs est la possibilité d'installation de plusieurs mélangeurs statiques le long du réacteur, ce qui permet un transfert de masse plus efficace que dans les réacteurs à colonnes ou les cuves continuellement mélangées (Blackburn, 2014; Martin & Galey, 1994; Munter, 2010). Cette amélioration du transfert gaz-eau peut atteindre jusqu'à deux ordres de grandeur supérieurs, bien que cette augmentation se traduit en de plus grandes pertes de charge (Munter, 2010). Les longueurs de tubes permettent l'installation de plusieurs vannes d'échantillonnage pour obtenir une meilleure détermination des cinétiques de réaction ainsi que de l'efficacité de traitement (Kim & Yousef, 2000). En effet, à l'aide de ce type de réacteur, Hunt et Mariñas (1997) ainsi que Xu, Janex, Savoye,

Cockx, et Lazarova (2002) ont pu démontrer que la cinétique de décomposition de l’ozone est également affectée par les réactions de désactivation des micro-organismes (*E. coli*). Le diamètre des tubes est plus petit que celui des colonnes et la turbulence de l’eau d’un tel système de traitement peut être plus grande. L’importance de la turbulence pour l’efficacité d’un système d’ozonation est décrite plus en détail à la section 1.3.4. Puisque le diamètre des tubes est de plus petite taille, ils s’organisent de manière plus compacte et permettent ainsi de gagner de l’espace. Cependant, la petite taille (diamètre) des tubes augmente la vitesse de l’eau, pour un débit équivalent, et des longueurs supplémentaires sont nécessaires pour obtenir un temps de contact suffisant. Une augmentation de la vitesse a un effet direct sur la turbulence du système et ainsi sur le comportement des bulles à l’intérieur du réacteur. Ces considérations sont également abordées à la section 1.3.4. Ainsi, pour un ratio équivalent de débits de gaz et d’eau (ratio G/L), une intensité de turbulence plus grande permet le maintien du fonctionnement du système sans créer de bouchon de gaz. Lorsqu’un bouchon de gaz se forme, ce dernier ralentit le mouvement de l’eau et ne permet pas l’obtention d’un système de traitement stable.

1.3.4 Turbulence, transfert gaz-eau et types d’écoulement

La turbulence se définit par le mouvement irrégulier et tourbillonnaire d’un ou plusieurs fluides dont la forme et la direction du débit sont chaotiques et dissipatives (Flack, 2018; Wilcox, 1993). La diffusion turbulente augmente significativement le transfert de masse et d’énergie des fluides mélangés (Amiroudine & Battaglia, 2011; Roustan, Wang, & Wolbert, 1996; Wilcox, 1993). Ainsi, la turbulence permet un meilleur transfert du gaz dans l’eau tout en favorisant le contact entre les bulles et les composés à oxyder. Elle est donc une caractéristique importante d’un système de traitement à l’ozone, où un meilleur transfert de gaz permet une utilisation plus efficace du gaz produit et injecté. Pour définir la turbulence d’un système, le nombre de Reynolds (Re) est le paramètre couramment utilisé. L’équation simplifiée du nombre de Reynolds (équation 1.6) utilise les valeurs de vitesse du fluide dans la conduite (u), du diamètre intérieur de la conduite (d_h) et de la viscosité cinématique du fluide (ν).

$$Re = \frac{u \cdot d_h}{\nu} \quad (1.8)$$

Avec l'équation 1.6, il est possible de déterminer le nombre de Reynolds spécifique au système de traitement en utilisant une valeur moyenne de la température de l'eau pour la viscosité cinématique du fluide, valeur qui varie avec la température. Par la suite, le niveau de turbulence dépend également du facteur de friction spécifique à la conduite utilisée (Figure 1.10).

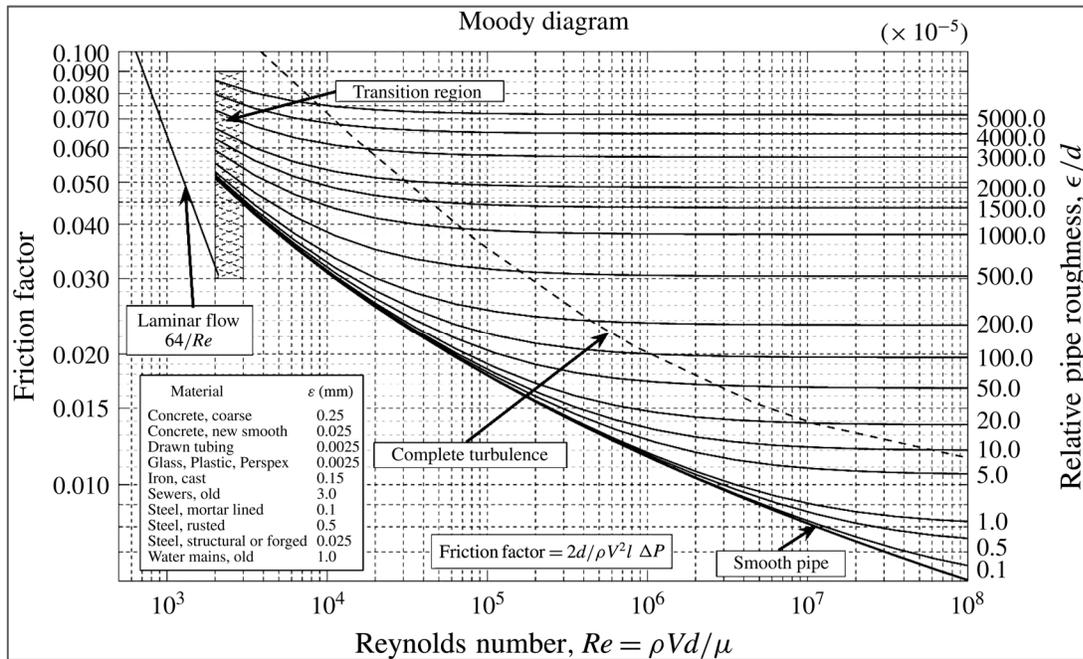


Figure 1.10 Diagramme de Moody
Tirée de Flack (2018)

La figure 1.10 représente les différents facteurs de friction (*friction factor*) correspondant à la rugosité relative des conduites utilisées, qui dépend du matériau et du diamètre du tuyau, et l'effet du nombre de Reynolds (Re) sur le niveau de turbulence. Il est possible d'observer que l'augmentation du facteur de friction, ou en d'autres mots de la rugosité de la conduite, permet de se rapprocher de la courbe de turbulence complète (*complete turbulence* sur la figure 1.10). Pour calculer le facteur de friction, deux équations sont couramment utilisées et permettent le

calcul de ce facteur pour les tuyaux lisses (équation 1.9) et les tuyaux rugueux (équation 1.10) (Giles, 1983).

$$f = \frac{0.316}{Re^{0.25}} \quad (1.9)$$

$$\frac{1}{\sqrt{f}} = -2 \log \left[\frac{\varepsilon}{3.7d} + \frac{2.51}{Re\sqrt{f}} \right] \quad (1.10)$$

où :

Re : nombre de Reynolds (Re);

ε : rugosité du tuyau (moyenne de hauteur des imperfections à l'intérieur du tube) (mm);

d : diamètre du tube (mm)

La rugosité, en plus d'augmenter le niveau de turbulence du mélange, et donc le transfert de masse, permet également de diminuer l'épaisseur de la couche limite turbulente (Clauser, 1956; Jeong & Song, 2021). En effet, la rugosité, dans un régime turbulent, a un effet sur l'épaisseur de la couche limite, alors que cet effet ne se retrouve pas en mouvement laminaire (Clauser, 1956). Pour un écoulement turbulent, plus la couche limite est réduite, plus le transfert de masse et de température est important (Kebede, Haile, Awgichew, & Walelign, 2020; Tarada & Suzuki, 1993). Ainsi, pour un réacteur d'ozonation, une couche limite réduite permet une utilisation plus efficace du gaz injecté.

Généralement, la région de transition en tube fermé du mouvement laminaire vers le mouvement turbulent se situe entre 2000 et 2700 Re (Amiroudine & Battaglia, 2011). Cette région est hachurée sur la figure 1.10 et correspond à la *Transition Region*. La turbulence complète représente un mouvement de fluides dans une conduite qui survient lorsque la turbulence s'étend à tous les points intérieurs du tuyau et élimine tout mouvement laminaire (Barkley et al., 2015). Dans une situation de turbulence complète, le mouvement de l'eau est complètement chaotique et permet un transfert supérieur de masse et d'énergie entre les différents fluides contenus dans la conduite (Barkley et al., 2015). De plus, un fluide biphasique au débit laminaire peut se séparer et créer deux couches (couche de gaz et couche liquide) (Zhang, Zhang, Tang, & Wu, 2021). La formation de ces deux couches limite le

mélange des deux fluides et affecte ainsi le contact entre les molécules à traiter et le gaz. Pour maximiser le mélange et empêcher la formation de deux couches séparées, des mélangeurs statiques peuvent être installés favorisant de façon importante le transfert de gaz dans l'eau ainsi que le niveau de mélange des produits injectés (Blackburn, 2014).

Les formes d'évolution de la concentration d'un produit diffèrent selon le mélange et la dispersion de ce produit (Kass, 2018). Ces différents niveaux de mélange et dispersion sont influencés par la conception du système hydraulique. L'efficacité du système hydraulique à mélanger un produit se caractérise par l'injection d'un traceur et le suivi de l'évolution de sa concentration à un point fixe (Figure 1.11).

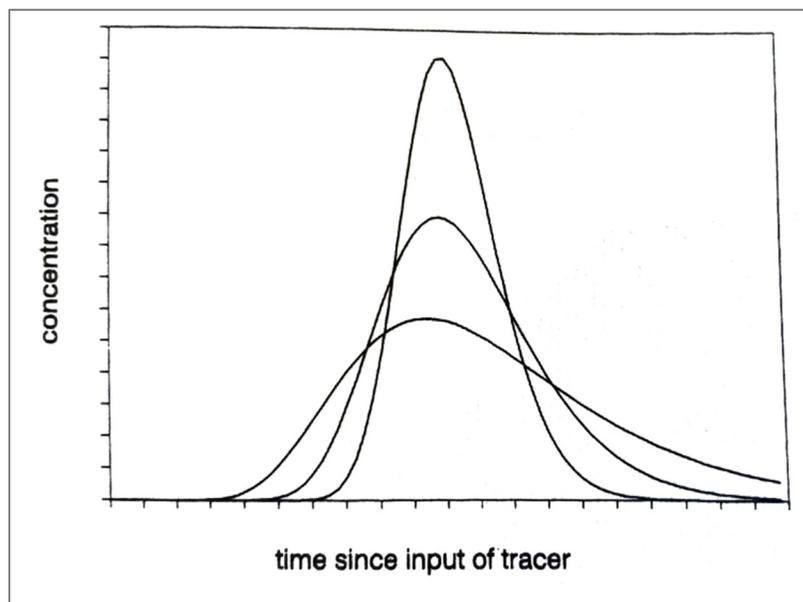


Figure 1.11 Exemple de dispersions de courbes d'évolution d'un traceur fluorescent
Tirée de Kass (2018)

Plus la dispersion est grande au sein du réacteur, plus il est possible d'observer une asymétrie positive, où la diminution de la concentration se produit plus graduellement et démontre une traînée du produit injecté. Cette traînée est représentée en figure 1.11 par la courbe la plus évasée où la diminution de la concentration est plus lente que sa montée. Les deux extrêmes du spectre de dispersion sont l'écoulement piston, où le produit est complètement mélangé et

demeure concentré sur un petit volume, et l'écoulement complètement mélangé, où la dispersion est grande et théoriquement infinie (Levenspiel, 1998).

1.3.5 Cinétique des bulles de gaz

La vitesse d'ascension des bulles dépend de sa forme ainsi que de son diamètre. Généralement, plus les bulles sont de grandes tailles, plus leurs vitesses ascendantes sont importantes (Figure 1.12). Park, Park, Lee, et Lee (2017) avancent qu'un plateau de vitesse d'ascension se retrouve pour des diamètres de bulles se trouvant entre 3 et 7 mm (Figure 1.12), alors que Langlais et al. (1991) affirment que la vitesse augmente faiblement à partir d'un diamètre de 2.5 mm. Un paramètre affectant le diamètre des bulles est celui du ratio du débit de gaz sur le débit d'eau (ratio G/L), où plus le ratio est important, plus le diamètre des bulles est grand (Blackburn, 2014).

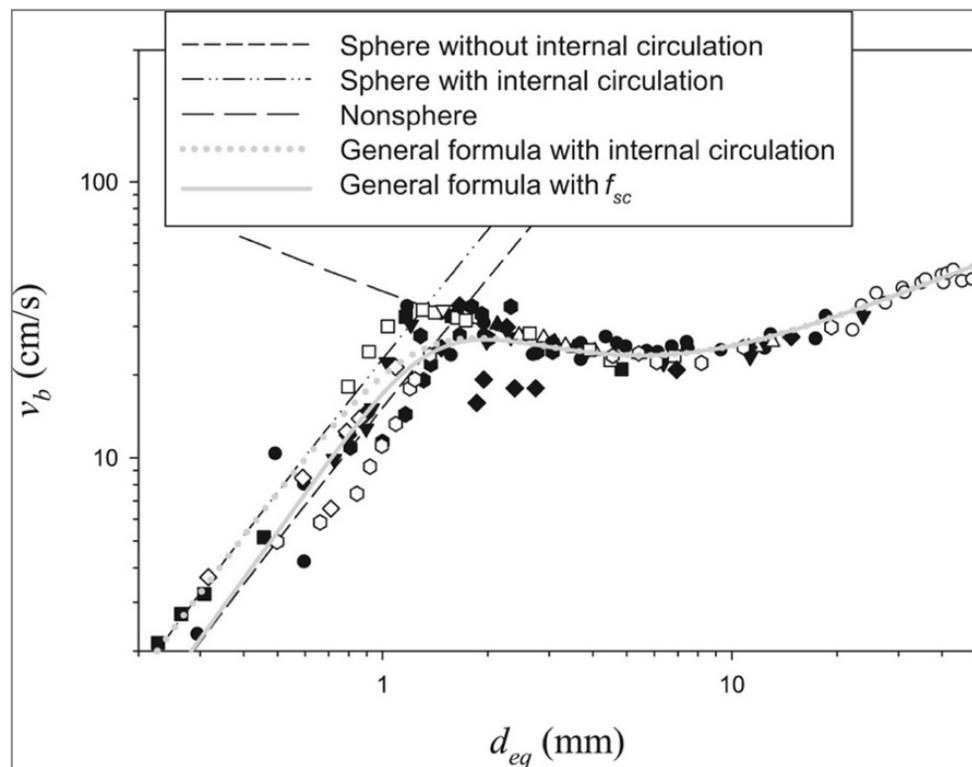


Figure 1.12 Méta-analyse des vitesses d'ascension des bulles dans l'eau selon les diamètres
Tirée de Park et al. (2017)

Une forte vitesse ascensionnelle peut causer des problèmes lorsque des conduites verticales sont utilisées. En effet, dans une conduite verticale, un moment de transition correspondant à un changement de vitesse de coalescence des bulles survient avec l'augmentation du débit de gaz (Abdulkadir, Ugwoke, Abdulkareem, Zhao, & Hernandez-Perez, 2021; Taitel, Barnea, & Dukler, 1980). Cette augmentation de vitesse de la coalescence des bulles provoque l'augmentation de la densité en gaz sur une section et modifie le mouvement des deux fluides. Si la densité de bulles de gaz sur une section de conduite est suffisante, le contact entre les bulles est assez grand pour coalescer et former un bouchon. Ce bouchon de gaz peut ralentir le mouvement descendant de l'eau. Une assez forte turbulence et un débit d'eau important ($Q_L \gg Q_G$) permettent d'empêcher cette coalescence en fractionnant les bulles de grandes tailles (Taitel et al., 1980). En outre, pour la conception d'un système de traitement à l'ozone, le diamètre optimal des bulles pour un transfert efficace du gaz dans l'eau se situe entre 2 et 5 mm (Langlais et al., 1991). Pour ces diamètres, les vitesses ascensionnelles varient entre 22 et 27 cm/s (Figure 1.12).

1.3.6 Influence de l'ozone sur des paramètres physico-chimiques de qualité de l'eau

Suite à la génération du gaz chargé en ozone, celui-ci peut être injecté dans tout système nécessitant un traitement physico-chimique ou de désinfection. Ces systèmes peuvent consister à des milieux non aqueux, tels que des endroits où des aliments sont entreposés (Allen, Wu, & Doan, 2003; Freitas-Silva & Venâncio, 2010; Kim et al., 2003; Palou et al., 2002; Zorlugenç et al., 2008) ou pour la désinfection de surfaces (Geweely, 2011; Vig, 1985), ainsi qu'à des milieux aqueux, tels que des stations d'épuration des eaux usées (Langlais et al., 1991; Vatankhah, 2019) et des milieux d'élevage piscicoles (Davidson et al., 2011b; Gonçalves & Gagnon, 2011; Powell & Scolding, 2018; Summerfelt, 2003; Summerfelt et al., 2009; Xiao et al., 2019).

L'ozonation détient des avantages intéressants pour les pisciculteurs puisque le procédé permet le contrôle de plusieurs paramètres de qualité de l'eau importants pour la santé des poissons. En effet, le traitement des eaux piscicoles à l'ozone permet d'oxyder les nitrites en nitrates,

réduit les matières en suspension (MES) et abaisse la charge en pathogènes (Davidson et al., 2011b; de Jesus Gregersen et al., 2021; Kim et al., 2003; Martins et al., 2010; Spiliotopoulou et al., 2018; Xiao et al., 2019). De plus, en matière de qualité générale de l'eau d'élevage ainsi que de celle de l'effluent des piscicultures, l'ozonation permet la réduction du carbone organique total (COT), réduit la couleur de l'eau et augmente la fraction biodégradable des eaux (Gonçalves & Gagnon, 2011; Hozalski, Goel, & Bouwer, 1995; Langlais et al., 1991; Saad, 2019; Spiliotopoulou et al., 2018; Summerfelt, 2003; Volk, Renner, Roche, Paillard, & Joret, 2012). Finalement, un paramètre important à surveiller avant l'installation d'un système d'ozonation est celui des bromures. Les bromures se retrouvent principalement dans l'eau de mer. L'ozonation des bromures crée des bromates qui sont des composés toxiques et cancérogènes pour les organismes aquatiques (Gonçalves & Gagnon, 2011; Herwig et al., 2006; Hutchinson, Hutchings, & Moore, 1997; Ozekin, Westerhoff, Amy, & Siddiqui, 1998). En plus de contrôler les paramètres physico-chimiques de qualité des eaux d'élevage piscicole, l'ozone est un oxydant fort permettant la désinfection des eaux et peut donc limiter la prolifération d'organismes pathogènes.

1.3.7 Désinfection à l'ozone

La propriété désinfectante de l'ozone a été découverte et étudiée en 1886 par de Meritens et ses propriétés bactéricides ont été démontrées en 1891 par Froelich (Langlais et al., 1991; Soper, 1899). Pour permettre à l'ozone d'agir, le système de traitement doit être conçu de manière à offrir un temps de contact suffisant entre l'ozone et l'eau à traiter. De plus, un mélange complet permet d'assurer une répartition égale du gaz et ainsi, chaque point d'eau situé à distance égale du point d'injection d'ozone détient une concentration égale en ozone résiduel. De cette façon, un réacteur mélangeant suffisamment l'eau permet l'utilisation des paramètres Ct définissant la désinfection ou, en d'autres mots, les propriétés bactéricides, fongicides et virucides. Les paramètres Ct correspondent à la concentration en ozone résiduel (C) multipliée par le temps de contact (t) (Can et al., 2012; Langlais et al., 1991; Summerfelt, 2003). En pratique, Martin et Galey (1994) expliquent que le temps de rétention de 90 % du débit peut être utilisé pour appliquer les paramètres Ct sur un système de

désinfection et ainsi obtenir une valeur représentative de désinfection des échantillons analysés. L'utilisation de ces paramètres permet la conception d'un système selon des objectifs de traitement qui sont identifiés à l'aide du Ct à atteindre. Par exemple, pour atteindre un enlèvement de 99 % (2 log) de la bactérie *E. coli*, un Ct a été estimé entre 0.006 et 0.02 mg·min/L alors que cette valeur s'élève à 0.53 mg·min/L pour la bactérie *M. fortuitum* (Langlais et al., 1991). Ces valeurs représentent le pouvoir désinfectant de l'ozone contre ces espèces de bactéries spécifique à ces systèmes. Elles permettent donc d'informer sur la combinaison de concentration en ozone résiduel et de temps de contact à atteindre. Ainsi, comme ces valeurs de Ct varient parmi les différents désinfectants, ce paramètre permet d'évaluer et comparer leur efficacité d'enlèvement de bactéries, de virus ou de parasites (Langlais et al., 1991; Summerfelt, 2003). La figure 1.13 illustre la résistance des différents organismes aux désinfectants, et en particulier la résistance supérieure des spores aux désinfectants.

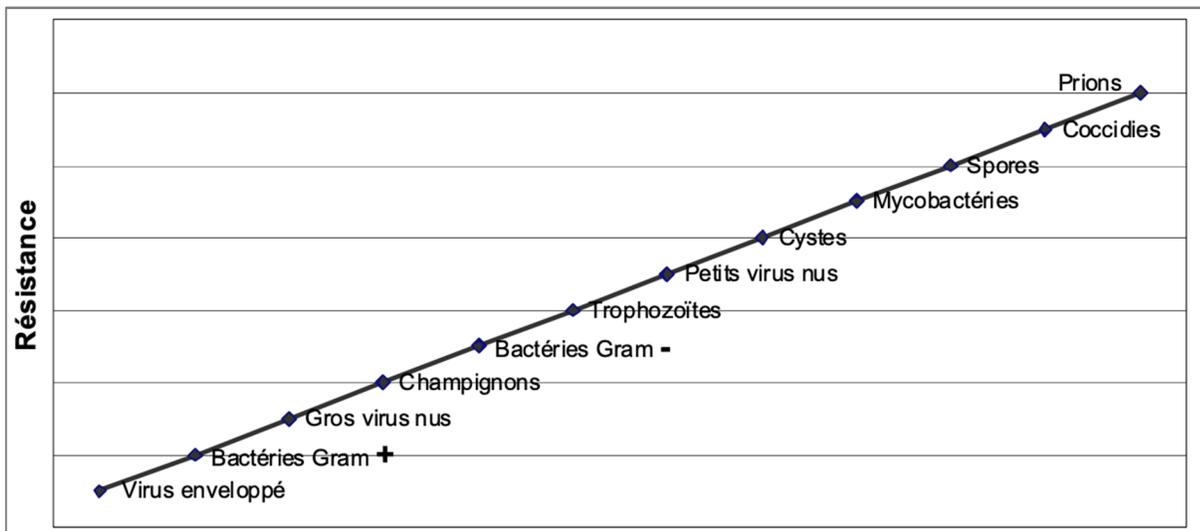


Figure 1.13 Résistance des organismes aux désinfectants
Tirée de R. Massicotte (2009)

Par son pouvoir oxydant fort (POR de 2.07 V), l'ozone détient généralement des valeurs de Ct plus faibles que les autres désinfectants pour l'enlèvement de micro-organismes. Cependant, l'efficacité de l'ozone à désactiver des organismes produisant des spores, comme les

Saprolegnia par exemple, reste à être démontrée et les valeurs de Ct sont plus importantes que pour celles de bactéries (R. Massicotte, 2009; Rojas-Valencia, 2011; Summerfelt, 2003). En effet, comme les moisissures et les organismes fongiques peuvent produire des spores par lesquelles ils se reproduisent, la résistance de ces éléments affecte leur enlèvement par désinfection. L'utilisation des paramètres Ct est seulement possible pour une eau qui n'est pas trop chargée en matière organique oxydable puisque la demande immédiate en ozone a un effet direct sur les valeurs de Ct et peut changer l'ordre de la vitesse de décomposition de l'ozone (Gardoni et al., 2012; Xu et al., 2002).

1.3.8 Influence de l'ozone sur les épidémies de saprolégnose en milieu d'élevage piscicole

Le vert de malachite est un produit antifongique efficace dont le taux d'enlèvement des organismes *Saprolegnia* atteint jusqu'à 100 % avec de basses concentrations du produit (Alderman & Polglase, 1984). Son interdiction a provoqué la réémergence des organismes *Saprolegnia* dans les milieux d'élevage piscicole et exige ainsi que les pisciculteurs utilisent un traitement antifongique alternatif pour contrôler ces épidémies (van West, 2006). Forneris et al. (2003) ont démontré que des traitements à l'ozone de 0.1 mg-O₃/L pendant 15 minutes, correspondant à un Ct de 1.5 mg·min/L, ont permis une réduction de l'incidence de saprolégnose sur des œufs de truites. Cet enlèvement est similaire au formaldéhyde, antifongique utilisé actuellement en pisciculture sous forme de formaline (Forneris et al., 2003). Ghomi, Esmaili, Vossoughi, Keyvan, et Nazari (2007) ont évalué l'effet de l'ozone sur la prévalence d'infections fongiques dans des incubateurs d'œufs d'esturgeons et ont démontré que l'ozonation combinée à l'enlèvement des œufs infectés résultait en un taux d'éclosion plus important que les incubateurs sans traitement (78 % contre 34.4 %). De plus, Sabah et Sana'a (2018) et Al-Shammari et al. (2019) ont observé qu'un traitement constant à l'ozone de 0.5 mg/L augmente de 70% le taux de survie de carpes infectées par *Saprolegnia*, 14 jours après l'infection, et cette augmentation est plus importante que le groupe traité à la formaline (90 % de survie avec l'ozone contre 80 % avec la formaline). Can et al. (2012) proposent également des valeurs de Ct variant entre 2 et 4 mg·min/L pour la désinfection des œufs de trois espèces de poissons. Bien que des auteurs aient démontré l'effet sur l'incidence

de maladies et la survie des œufs de plusieurs espèces de poissons, peu de travaux ont évalué l'effet de l'ozone directement sur la survie et la quantité de micro-organismes dans les milieux d'élevage de salmonidés.

CHAPITRE 2

MÉTHODOLOGIE

Dans le but de démontrer l'effet de l'ozonation sur la présence et la quantité d'organismes fongiques et de moisissures dans les eaux d'élevage piscicoles, un réacteur tubulaire horizontal sous pression d'hydro-injection d'ozone a été conçu, monté et installé sur des bassins de classement de la pisciculture Gilbert. Ce chapitre présente une description de la zone d'étude et du montage d'ozonation, les différentes méthodes d'analyse des paramètres physico-chimiques dans le cadre de la caractérisation des eaux piscicoles ainsi que les méthodes de quantification des organismes fongiques et des moisissures.

2.1 Description de la zone d'étude

La pisciculture Gilbert est une entreprise située à Lingwick dans la région administrative de l'Estrie (Québec, Canada). Cette entreprise produit deux espèces de salmonidés, l'omble de fontaine et la truite arc-en-ciel. Les poissons produits par la pisciculture Gilbert sont uniquement destinés à l'ensemencement des cours d'eau. Les bassins utilisés dans le cadre de la présente recherche correspondent aux bassins de classement 4a et 5a (Figure 2.1). Ces bassins sont alimentés par une source d'eau souterraine provenant d'un puits géré par le pisciculteur. Les bassins de classement contiennent normalement les poissons prêts à la vente et ils correspondent à une étape intermédiaire entre les bassins de grossissement et l'envoi pour l'ensemencement. Ces bassins contiennent donc moins de poissons que les bassins de grossissement (bassins 4, 5, 8, 9 de la figure 3.1). Chaque bassin de grossissement détient une boucle de recirculation pompant l'eau, à l'aide d'un aérateur, du décanteur jusqu'au système de filtration biologique. Cette recirculation permet de générer un débit à l'intérieur des bassins tout en recyclant l'eau utilisée. Selon les besoins en eau, le pisciculteur peut faire varier la quantité provenant des sources d'eau neuve et leurs proportions respectives (eau de surface et eau souterraine). Finalement, les bassins de grossissement se déversent en fin de circuit dans un lac d'égalisation (lac 11) qui lui-même se déverse dans le lac 12.

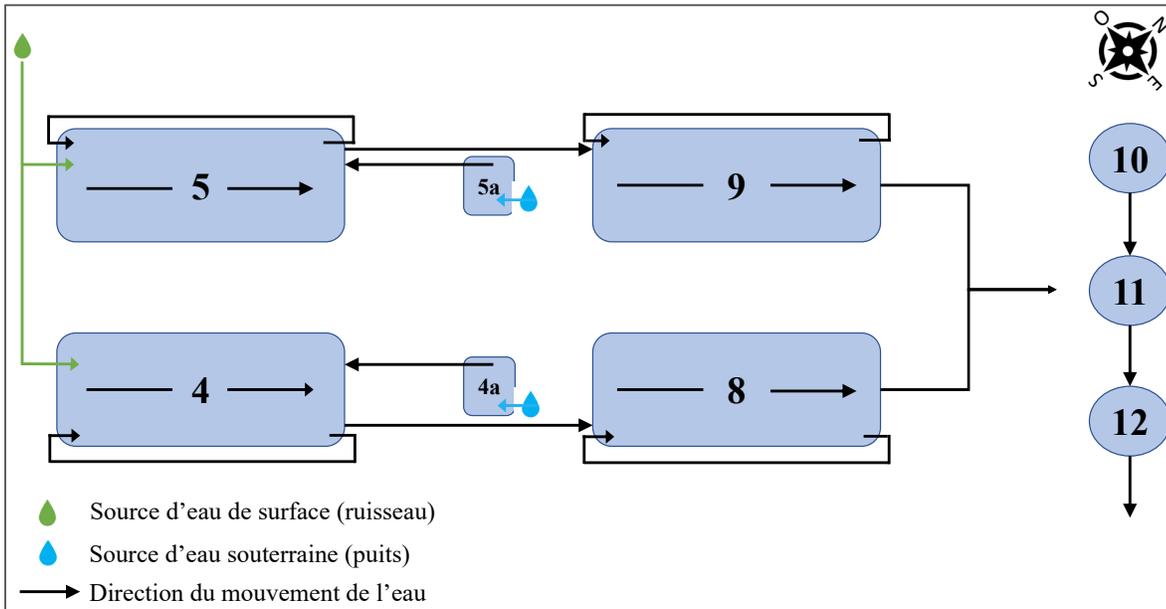


Figure 2.1 Représentation schématique de la pisciculture Gilbert
 Bassins 4, 5, 8, 9 : bassins de grossissement; Bassins 4a, 5a : bassins de classement
 Lacs 10, 11, 12: lacs d'élevage et d'égalisation

2.2 Système de traitement par ozonation

Le système de traitement conçu pour ce projet est un réacteur tubulaire sous pression de désinfection à l'ozone. Les différents points d'échantillonnage sont utilisés pour suivre l'évolution des différents paramètres tout en permettant l'analyse de la cinétique de décomposition de l'ozone résiduel. Les schémas de montage et les éléments spécifiques au système sont présentés dans cette section.

2.2.1 Génération d'ozone et réacteur tubulaire

L'ozone est généré à l'aide d'un générateur à décharge électrique Ozonia CFS-1A alimenté en oxygène pur (Figure 2.2). La concentration d'ozone est déterminée à l'aide d'un analyseur à haute concentration AFx Modèle H1-X. La limite maximale de détection de l'analyseur est de $200 \text{ mg-O}_3/\text{L}_{\text{gaz}}$ (14 % m/m). L'analyseur est installé en parallèle au système d'injection de gaz dont 1 L/min de débit est détourné et envoyé à l'analyseur. Le débit de gaz chargé en ozone

entrant de l'analyseur est mesuré à l'aide d'un débitmètre interne. Par mesure de sécurité, le débit de gaz chargé en ozone sortant de l'analyseur est directement envoyé à un destructeur à 200 °C, suite à son passage dans le destructeur catalytique interne en série de l'analyseur. L'ozone envoyé au système de traitement est injecté à l'aide d'un hydro-injecteur venturi Mazzei et son débit est mesuré à l'aide d'un débitmètre installé après le té de séparation du débit de gaz vers l'analyseur. Le débitmètre est limité à un maximum de 1.5 L_{gaz}/min.

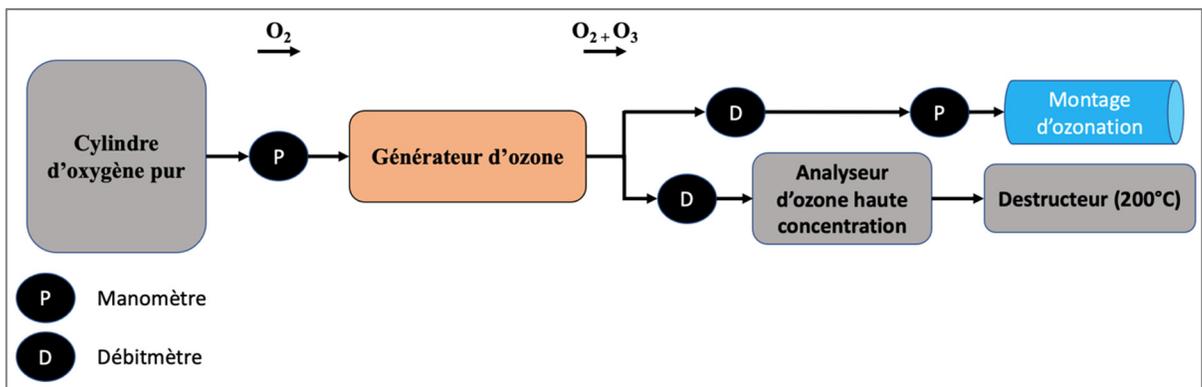


Figure 2.2 Schéma du système de génération de gaz chargé en ozone

Le montage d'ozonation (Figure 3.2) consiste en un réacteur tubulaire d'une longueur de 82.3 m (270 pi) avec des conduites d'un diamètre de 5.08 cm (2") (ligne *Serpentin* de la figure 3.3). La ligne *Témoin* permet une comparaison du système de traitement avec une situation de référence (sans ozone).

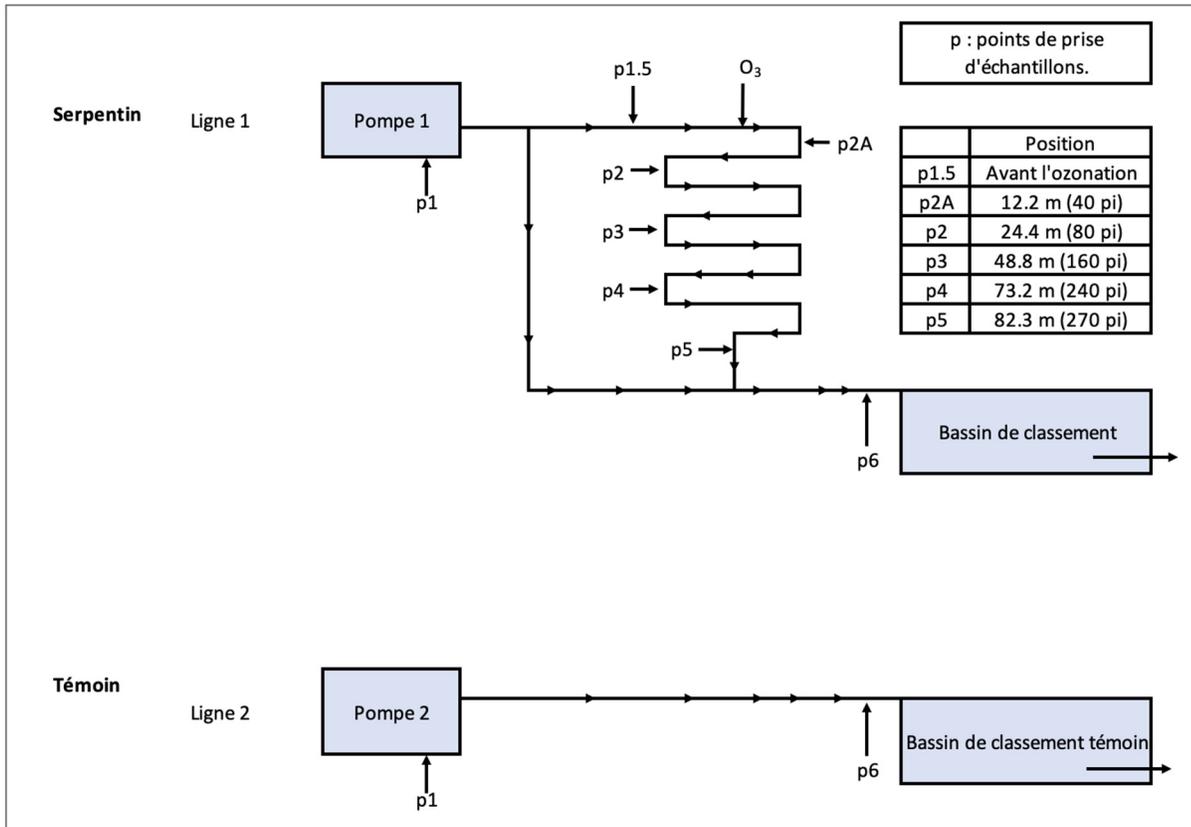


Figure 2.3 Schéma du montage d'ozonation

Différentes vannes d'échantillonnage ont été positionnées à des points stratégiques pour suivre l'évolution des paramètres selon le temps de contact et les concentrations d'ozone appliquées. En effet, le point p1.5 permet d'évaluer la situation initiale (avant injection d'ozone), suivi des vannes d'échantillonnage sur le serpentin (p2A, p2, p3, p4 et p5) correspondant à différentes durées d'ozonation (selon le débit d'eau injecté dans le serpentin) et finalement le point p6 représente la situation après le mélange d'un débit d'eau traitée et non traitée. Une dérivation du débit a été installée par sécurité pour éviter l'application de concentrations d'ozone trop importantes dans le bassin de classement 5a contenant des poissons. Les distances des points sont indiquées sur la figure 3.3. Des photos du montage sont présentées en annexe I.

2.2.2 Turbulence et mélange du système de traitement

Dans le but d'augmenter le facteur de friction du système de traitement pour se rapprocher d'une turbulence complète, du maillage plastique a été installé à l'intérieur des conduites (Figure 2.4). Ce maillage permet ainsi d'obtenir un meilleur mélange de l'eau pour favoriser le transfert du gaz dans l'eau.



Figure 2.4 Maillage à l'intérieur des conduites

Pour maximiser le mélange et la turbulence, des mélangeurs statiques (Figure 2.5) ont quant à eux été installés à tous les 0.91 m (3 pi). Un total de 40 mélangeurs statiques d'une longueur de 0.61 m (2 pi) ont ainsi été installés au long du réacteur tubulaire.



Figure 2.5 Mélangeurs statiques installés au long du système de traitement.

Des tests de traçage hydraulique à la fluorescence ont permis la détermination du niveau de mélange à un point d'échantillonnage ainsi que le type d'écoulement en suivant l'évolution de la courbe de fluorescence en fonction du temps. Ainsi, des tests de fluorimétrie à la Na-fluorescéine (uranine) ont été effectués pour déterminer le taux de mélange spécifique à ce système de traitement. L'injection d'une solution d'uranine par la vanne *S-pl.5* a été effectuée à l'aide d'un tube avec piston permettant de pousser la solution à l'intérieur du système. Pour permettre l'injection, le débit d'eau était complètement détourné vers le bassin de classement, sans passer par le serpentin, et le chronomètre était démarré au moment où le débit d'eau était renvoyé vers le serpentin. La fluorescence est déterminée à l'aide d'un spectromètre de fluorescence Varian Cary Eclipse et détient une limite de détection de 1000 unités arbitraires de fluorescence. Pour des échantillons détenant une fluorescence plus grande, ils ont été dilués pour retrouver un niveau de fluorescence correspondant à la gamme de détections.

Le temps de rétention nominal a été déterminé à l'aide de l'équation 3.1. Il correspond au temps moyen passé par les molécules d'eau entre le point d'entrée et le point de sortie du système observé (Chang, Chang, Lee, & Shih, 2016).

$$t_n = \frac{V}{Q} \quad (3.1)$$

où :

t_n : temps de rétention nominal (s)

V : volume d'eau cumulé entre le point d'injection et le point de collecte (m^3)

Q : débit d'eau (m^3/s)

Ensuite, le temps de séjour moyen des particules de traceur injecté à l'intérieur du système a été déterminé par l'équation 3.2.

$$t_m = \frac{\int_0^{\infty} t c dt}{\int_0^{\infty} c dt} \approx \frac{\sum_{i=2}^n \left(\frac{t_i c(t_i) + t_{i-1} c(t_{i-1})}{2} \right) (t_i - t_{i-1})}{\sum_{i=2}^n \left(\frac{c(t_i) + c(t_{i-1})}{2} \right) (t_i - t_{i-1})} \quad (3.2)$$

où :

t_m : temps de séjour moyen des particules de traceur à l'intérieur du système (s)

c : concentration d'uranine obtenue expérimentalement (mg/L)

t : valeurs de temps de mesure (s)
n : nombre d'échantillons collectés

Finally, à l'aide des deux valeurs obtenues par les équations 3.1 et 3.2, tirées de Shih, Hong, et Chang (2016) et de Chang et al. (2016), ces auteurs proposent une équation d'efficacité hydraulique (λ) du système :

$$\lambda = \frac{t_m \cdot t_p}{t_n^2} \quad (3.3)$$

où :

λ : efficacité hydraulique du système

t_m : temps de séjour moyen des particules de traceur à l'intérieur du système (s)

t_n : temps de rétention nominal (s)

t_p : temps correspondant au pic de concentration (s)

Cette valeur expérimentale d'efficacité hydraulique se divise en trois niveaux : bon ($\lambda > 0.75$), satisfaisant ($0.5 \leq \lambda \leq 0.75$) et mauvais ($\lambda < 0.5$) (Persson, Sömes, & Wong, 1999; Shih et al., 2016; Shih, Zeng, Lee, Otte, & Fang, 2017). Cette équation a été développée originellement pour les zones humides. L'efficacité hydraulique permet de caractériser la qualité de la conception du système hydraulique en matière d'écoulement. En outre, l'existence d'un chemin préférentiel au système hydraulique ($t_m < t_n$) ou la présence de zones mortes ($t_m > t_n$) s'identifient en comparant les valeurs de temps de séjour des particules avec le temps de rétention nominal.

2.2.3 Diamètre des bulles et embolie du système

Les données de diamètres des bulles à l'intérieur de la conduite descendante de 5.08 cm (2") de diamètre ont été collectées pour plusieurs combinaisons de débits d'eau et de gaz. Les diamètres ont été mesurés à l'aide d'une référence (règle) installée à proximité d'une conduite d'eau descendante et de photographies. Lorsque le système de traitement est stabilisé, c'est-à-dire lorsqu'aucune variation de débit ou de pression n'est constatée et que le système est sans embolie, trois photos ont été prises. L'embolie du système correspond au moment où un bouchon de gaz se forme dans la conduite descendante et bloque ponctuellement le mouvement

du débit de l'eau. La détermination de l'embolie s'obtient en démarrant le système à une combinaison de débit d'eau et de gaz et en attendant que le système se stabilise. Si le système stabilisé fonctionne sans embolie pour un temps de passage complet, de quatre minutes à six minutes selon le débit d'eau, le système est alors considéré comme fonctionnel. À l'aide du logiciel *Aperçu* (Version 11.0), les photos sont analysées et les bulles visibles sont mesurées sur une section de 3 cm de hauteur. Une moyenne des bulles mesurées est effectuée et correspond aux résultats présentés. L'annexe II présente un exemple d'obtention de ces données.

2.3 Suivi de l'ozone dans le réacteur

Suite à la génération du gaz chargé en ozone et son injection dans le système de traitement, le suivi de la concentration en ozone résiduel à l'intérieur du réacteur est réalisé pour l'analyse des effets sur les paramètres observés ainsi que pour assurer la sécurité des poissons en sortie de procédé.

2.3.1 Ozone résiduel

La détermination de l'ozone résiduel est effectuée selon le protocole standardisé de la méthode colorimétrique à l'indigo [méthode 4500-O₃ B; APHA (2017)]. La méthode correspond à une décoloration de 10 mL d'une solution de potassium indigo trisulfonate par l'ajout de 90 mL d'eau ozonée déclenchant une réaction rapide et stœchiométrique de perte d'absorbance à 600 nm (Bader & Hoigné, 1981). Cette méthode est recommandée pour la détermination de la concentration en ozone résiduel lorsqu'une détection à l'aide d'un spectrophotomètre UV n'est pas possible. De plus, cette méthode est plus précise que la méthode Diéthyl-para-Phénylène Diamine (DPD), puisque cette dernière teste tout type d'oxydants et ne représente donc pas seulement l'ozone dans l'eau (Gonçalves & Gagnon, 2011; Langlais et al., 1991). Différentes solutions d'indigo trisulfonate sont utilisées pour obtenir plusieurs gammes de détections d'ozone résiduel ([0.01 mg/L-0.1 mg/L], [0.025 mg/L-0.25 mg/L] et [0.05 mg/L-0.5 mg/L]). Pour la détermination de concentrations plus élevées, des dilutions ont été effectuées. L'échantillon doit être coulé directement dans la solution d'indigo pour éviter une perte

d'ozone dans l'air. La concentration résiduelle d'ozone est calculée à l'aide de l'équation 3.4. b est la longueur de passage de la lumière (longueur intérieure de la cellule) et V correspond au volume d'échantillon qui est généralement de 90 mL. Les mesures d'absorbance sont effectuées à l'aide d'un spectrophotomètre Hach DR1900.

$$[O_3] \left(\frac{mg-O_3}{L_{eau}} \right) = \frac{100 * \Delta_{absorbance}}{0,42 * b * V} \quad (3.4)$$

où :

$[O_3]$: concentration en ozone résiduel (mg-O₃/L_{eau})

$\Delta_{absorbance}$: différence d'absorbance entre le blanc et la solution avec l'échantillon ozoné

b : longueur de passage de la lumière (longueur intérieure de la cellule) (cm)

V : volume d'échantillon (mL)

Par la suite, comme la détermination expérimentale de la concentration initiale en ozone résiduel n'a pas été possible, par l'absence de vanne d'échantillonnage, une valeur théorique a été utilisée. Cette valeur correspond à la concentration injectée. La concentration initiale théorique en ozone résiduel au niveau d'injection $[O_3]_0$ est déterminé à l'aide de l'équation 3.5.

$$[O_3]_0 \left(\frac{mg-O_3}{L_{eau}} \right) = \frac{Dose_{O_3} \left(\frac{mg-O_3}{L_{gaz}} \right) * Q_{gaz} \left(\frac{L_{gaz}}{min} \right)}{Q_{eau} \left(\frac{L_{eau}}{min} \right)} \quad (3.5)$$

où :

$[O_3]_0$: concentration en ozone résiduel au niveau d'injection (mg-O₃/L_{eau})

$Dose_{O_3}$: concentration d'ozone injecté (mg-O₃/L_{gaz})

Q_{gaz} : débit de gaz chargé en ozone (L_{gaz}/min)

Q_{eau} : débit d'eau (L_{eau}/min)

2.3.2 Potentiel d'oxydoréduction (POR)

Un paramètre influencé par l'ozone résiduel contenu dans l'eau est le POR. En effet, comme il définit le caractère oxydant du milieu, plus l'ozone est présent dans l'eau, plus sa valeur augmente. Pour ce projet, des électrodes Sensorex® ont été utilisées et elles ont permis la détermination du POR en mV. Pour s'assurer d'obtenir une lecture plus exacte du POR,

l'électrode est placée directement sur la vanne d'échantillonnage à l'aide d'un té lui permettant de baigner complètement dans le débit sortant (Figure 2.6) et d'éviter ainsi le dégazage de l'ozone résiduel au contact avec l'air ambiant. Finalement, une période de stabilisation de la valeur de quelques minutes est prise en compte avant la prise de valeurs. De plus, comme les valeurs varient en fonction des différents composés contenus dans l'eau et ne se stabilisent donc pas complètement, une incertitude de ± 10 mV est admise sur chaque valeur mesurée.



Figure 2.6 Électrode Sensorox® de POR installée sur la vanne *S-p5*

2.3.3 Détermination du temps de contact

Le temps de contact t [s] correspondant à chaque point d'échantillonnage a été déterminé à l'aide de l'équation 3.6 pour trouver la vitesse (v [m/s]), puis de l'équation 3.7. Les distances sont indiquées à la figure 3.3.

$$Q = v \cdot A \quad (3.6)$$

$$t = \frac{d}{v} \quad (3.7)$$

où :

Q : débit d'eau (m^3/s)

v : vitesse de l'eau (m/s)

A : aire de la section de passage de l'eau (m^2)

Q_{eau} : débit de gaz chargé en ozone ($L_{\text{eau}}/\text{min}$)

d : longueur séparant les différentes vannes d'échantillonnage du point d'injection (m)

Le débit est mesuré à l'aide d'un débitmètre électromagnétique SIKA VTH 25 MS avec indicateur TD32500 installé directement sur le circuit menant au serpent. Pour déterminer le temps de contact aux vannes d'échantillonnage, chaque période d'échantillonnage débute par la lecture et la stabilisation du débit d'eau et de gaz dans le serpent. Le débit d'eau stable permet de déterminer la vitesse de l'eau en utilisant l'aire de la section de passage ($A = 0.002 \text{ m}^2$) et l'équation 3.6. Avec la vitesse, les temps de contact peuvent être déterminés pour chaque vanne d'échantillonnage (Équation 3.7).

2.3.4 Détermination du paramètre de désinfection Ct

Le paramètre Ct correspond au multiple de la concentration en ozone résiduel par le temps de contact. Pour déterminer ce paramètre, l'intégrale représentée par l'équation 2.8 est calculée :

$$\int_0^{t_p} f(t) dt \quad (3.8)$$

où :

$f(t)$: la fonction de décomposition de l'ozone en fonction du temps

t_p : temps de contact spécifique à la vanne d'échantillonnage p (min)

Un exemple de l'obtention de ce paramètre est présenté en annexe III. Un Ct différent pour chaque vanne d'échantillonnage permet alors d'identifier les différents niveaux de désinfection représentatifs de chacun des points.

2.4 Détermination des paramètres de qualité de l'eau

La détermination du niveau de qualité des eaux d'élevage piscicole nécessite la détermination d'une combinaison des paramètres physico-chimiques et microbiologiques. Ces paramètres permettent l'obtention d'un portrait complet de la qualité du milieu d'élevage et des risques épidémiologiques associés à ce milieu.

2.4.1 Paramètres de la qualité des eaux piscicoles

Les paramètres physico-chimiques de qualité des eaux piscicoles ont été déterminés en accord avec les méthodes standardisées décrites au manuel *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2017). Le tableau 3.1 présente les méthodes ainsi que les différents équipements spécialisés utilisés pour analyser les paramètres.

Tableau 2.1 Protocoles pour la détermination des paramètres physico-chimiques

Paramètres de qualité	Méthodes de référence (APHA, 2017)	Équipement	Méthode
Alcalinité totale	Méthode 2320 B.		Titrimétrie
pH	Méthode 4500-H ⁺ B.	Électrode pH	Électrométrie
Température (°C)	Méthode 2550 B.	Thermomètre	Thermométrie
Demande chimique en oxygène (DCO)	Méthode 5220 C.	Four à digestion	Titrimétrie
Carbone total (CT) Carbone organique total (COT) Carbone inorganique total (CIT)	Méthode 5310 B.	Analyseur carbone Formacs SERIES Skalar.	Combustion
Matières en suspension (MES) Matières volatiles en suspension (MVES)	Méthode 2540 D. & E.	Pompe, filtres et four	Gravimétrie
Bromures (Br ⁻)	Méthode 4110.	Chromatographe Ionique Dionex	Chromatographie
Couleur apparente	Méthode 2120.	Spectrophotomètre Hach	Spectrométrie
Organismes fongiques et moisissures	Hinzelin et Block (1985); Thoen et al. (2010)	Pompe et incubateur	Incubation et compte sur boîte

Deux méthodes de détermination de la charge en organismes fongiques et moisissures (CEM) ont été utilisées dans le cadre des présents travaux. Les deux méthodes nécessitent une filtration des échantillons sur une membrane de 0.45 µm de porosité en cellulose suivie d'une incubation de 64 h à 20 ± 1 °C sur l'agar de Sabouraud avec chloramphénicol. L'utilisation de membranes

à porosité de 0.45 µm permet d'assurer que ce qui est capté constitue des unités pouvant former des colonies. Les milieux de culture sont coulés dans des boîtes de pétris et les filtres sont déposés au-dessus des milieux en évitant d'introduire des bulles d'air entre le filtre et le médium. Des témoins d'eau distillée ont été utilisés pour valider la méthode et identifier une contamination. L'antibiotique chloramphénicol permet d'empêcher la colonisation du milieu par des bactéries et de sélectionner les moisissures et organismes fongiques. La verrerie est nettoyée au méthanol et au savon entre chaque utilisation, en s'assurant que toute la verrerie est rincée avec de l'eau distillée (APHA, 2017; Hinzelin & Block, 1985; Thoen et al., 2010).

Une première méthode de détermination consiste en l'évaluation de la proportion colonisée des boîtes de pétris par les organismes filamenteux *Saprolegnia*. Les organismes sont visuellement identifiés à l'aide de leurs caractéristiques morphologiques. Cependant, cette méthode est semi-quantitative puisque les proportions sont évaluées visuellement et l'identification visuelle, sans confirmation génétique, permet seulement de supposer la présence des *Saprolegnia*.

La méthode de quantification de la CEM consiste quant à elle en un compte des organismes après l'incubation de 64 h à 20 ± 1 °C à l'aide d'une binoculaire ZEISS SteREO Discovery. V8 permettant un zoom de 5X ainsi qu'une source de lumière ZEISS CL 1500 HAL. Cette méthode repose sur le protocole modifié décrit par Hinzelin et Block (1985) et d'une intégration des conditions de culture décrites par Thoen et al. (2010). Cette méthode requiert des dilutions appropriées pour permettre un compte se retrouvant entre 0 et 150 colonies par boîte. Ces dilutions sont supportées par les protocoles standards de détermination d'organismes fongiques en accord avec la méthode 9610 B (APHA, 2017) et Kinsey et al. (2003). Les volumes d'échantillons dilués et qui sont passés au travers d'une membrane de 0.45 µm de porosité en cellulose sont de 10 et 20 mL. Cette quantification permet donc la détermination de la charge en moisissures et organismes fongiques toutes espèces confondues par le compte des unités formant des colonies (UFC). Les comptes sur boîtes sont ensuite représentés en UFC/100 mL selon l'équation 3.9.

$$CEM \left[\frac{UFC}{100 \text{ mL}} \right] = \text{Compte sur boîte} \cdot \frac{100 \text{ mL}}{V_{\text{échantillon filtré}}} \cdot \text{Facteur de dilution} \quad (3.9)$$

où :

CEM : concentration des organismes fongiques et des moisissures (UFC/ 100 mL)

Compte sur boîte : compte d'organismes fongiques et moisissures sur la boîte de pétris

V_{échantillon filtré} : Volume d'échantillon (mL)

2.4.2 Comparaison statistique des bassins

Des tests t ainsi que des tests d'équivalence statistique (TOST) ont été utilisés pour comparer le bassin test avec le bassin témoin. Ces tests ont été effectués à l'aide du logiciel *jamovi*, logiciel statistique sur R. Une valeur *p* supérieure à 0.05 obtenue par les tests t indique que les bassins ne peuvent pas être considérés comme statistiquement différents. Pour confirmer la non-différence et démontrer l'équivalence des bassins, un test statistique supplémentaire d'équivalence (TOST) indique les paramètres dont la moyenne est considérée comme statistiquement équivalente selon une taille d'effet grande ($d' = 1$). Les paramètres sont considérés équivalents et non différents si la différence entre les moyennes des échantillons des deux bassins se retrouve à l'intérieur des limites d'équivalence inférieures et supérieures. Ces limites d'équivalence dépendent du *d* de Cohen utilisé (d'), correspondant à 1 pour ce projet puisque la taille d'effet est considérée grande.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS

Le chapitre des résultats présente premièrement les caractéristiques hydrauliques du réacteur ainsi que le seuil d'embolie pour son opération. Cette section montre également les paramètres de qualité physico-chimique du lieu d'étude. Finalement, le suivi d'ozonation et l'effet de l'ozonation sur la concentration d'organismes fongiques et moisissures y sont présentés.

3.1 Caractéristiques de conception du réacteur

3.1.1 Détermination des conditions hydrauliques

Les conduites du *Serpentin* sont couvertes d'un maillage intérieur. Ce maillage doit normalement permettre d'augmenter la turbulence du système et conséquemment, d'empêcher l'agglomération des bulles pour favoriser l'oxydation des matières. L'effet sur l'accumulation des dépôts est illustré en figure 4.1 où deux conduites installées en série sur le même système sont présentées. La seule différence entre ces deux conduites est la présence de maillage qui prévient l'accumulation de sédiments par l'augmentation de la friction entre la surface intérieure et l'eau, augmentant ainsi la turbulence.

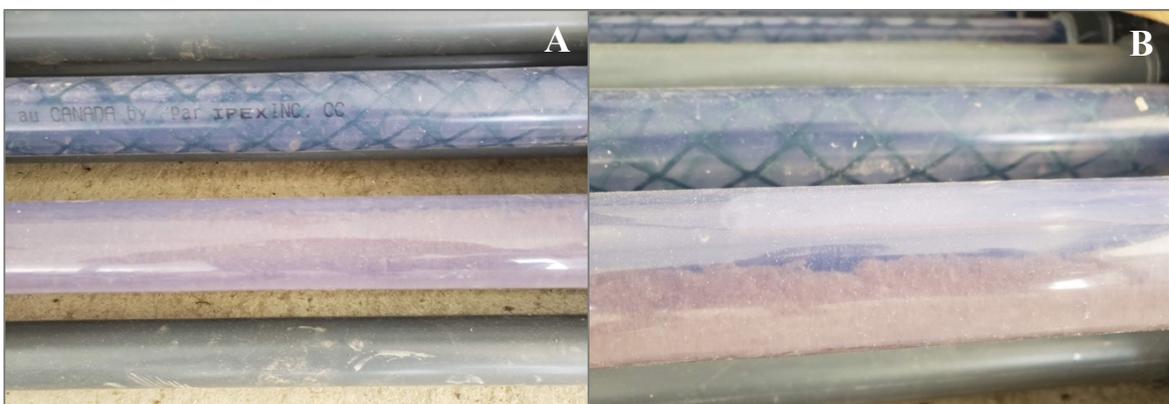


Figure 3.1 Maillage à l'intérieur des conduites et son effet sur l'accumulation de dépôts
A : Vue de haut de la conduite B : Vue transversale de la conduite

La figure 4.1 illustre l'utilité d'un maillage intérieur pour empêcher l'accumulation de dépôts et ainsi empêcher un encrassement du système. Ces dépôts se retrouvent sur toute la longueur des conduites non maillées. La figure 4.1 B permet de mieux visualiser l'épaisseur des dépôts accumulés, en comparaison avec la conduite maillée. Selon les débits utilisés durant les expérimentations ($2.2 \text{ m}^3/\text{h}$), et en utilisant une valeur moyenne de température de l'eau de 5°C pour la détermination de la viscosité cinématique (Kestin, Sokolov, & Wakeham, 1978), le nombre de Reynolds caractérisant l'écoulement en conduite du système est estimé à 10 200. En se référant au diagramme de Moody (Figure 1.9), une telle valeur correspond à un écoulement turbulent. En outre, l'utilisation d'un maillage intérieur permet de se rapprocher d'un système complètement turbulent par l'augmentation du facteur de friction et permet ainsi de maintenir la propreté du système. Le maillage utilisé a une épaisseur de 1.6 mm, qui ajoute donc de la rugosité (ε) sur toute la surface intérieure des tuyaux. L'ajout d'un maillage d'une telle épaisseur permet d'obtenir un facteur de friction deux fois plus importantes qu'une conduite sans maillage, soit 0.06 avec maillage et 0.031 sans. En se référant au diagramme de Moody, le doublement du facteur de friction permet de se rapprocher significativement de la turbulence complète, maintenant alors un niveau de mélange et brassage suffisant pour empêcher l'encrassement du système. Un système d'ozonation encrassé engendre une demande en ozone plus grande ce qui diminue l'efficacité à oxyder les autres composés chimiques solubles dans l'eau et les micro-organismes.

3.1.2 Détermination des paramètres d'écoulement par traçage fluorescent

Un test de fluorescence à la Na-Fluorescéine permet d'illustrer la dispersion et le type d'écoulement du système hydraulique (Figure 3.2). En effet, l'analyse par fluorimétrie démontre une courbe d'évolution de la fluorescence suivant une courbe normale ($\sigma = 4.67$), avec un R^2 de 0.99.

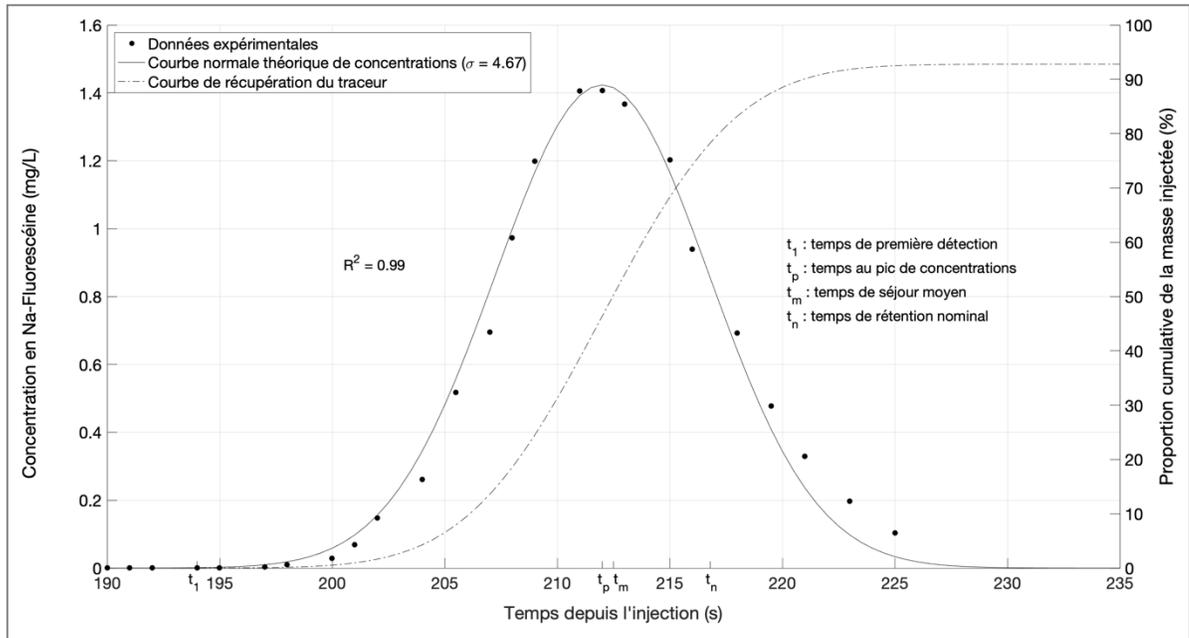


Figure 3.2 Traçage par fluorescence à l'uranine au point *S-p5*

Un pic de fluorescence suivant une courbe normale indique un comportement hydraulique de type complètement mélangé du système plutôt qu'un comportement en piston. Par la suite, une asymétrie positive est retrouvée sur les données expérimentales de la fluorescence. En effet, la diminution de la concentration ralentit après 218 secondes et s'éloigne de la courbe normale à partir de ce point (Figure 3.2). À ce moment, une dispersion du produit injecté est observée ce qui se reflète par une traînée de fluorescence. Cette traînée indique que le produit se mélange correctement et détient un niveau de dispersion s'éloignant de l'écoulement à piston. Cette courbe rappelle la courbe intermédiaire de dispersion présentée en figure 1.10 et implique qu'une proportion du traceur se mélange avec les molécules d'eau, expliquant ainsi sa dispersion.

Le produit est détecté dans la majorité des points échantillonnés pour le test, indiquant que l'uranine s'est dispersée minimalement sur une distance de 11.8 m de longueur. Avant de pomper l'eau vers le serpentin et ainsi commencer le test de traçage, la dispersion initiale du traceur correspondait à moins d'un mètre. Un tel mélange du traceur indique que le réacteur assure un mélange suffisant des produits injectés. Durant l'ozonation, l'ozone injecté est donc

mélangé à l'intérieur du réacteur. En considérant que l'ozone injecté est bien mélangé et se déplace en régime turbulent, la concentration en ozone résiduel est équivalente à tout point situé à distance égale du point d'injection. Ainsi, comme les concentrations (C) sont équivalentes à des distances égales, le paramètre de désinfection Ct peut être utilisé pour comparer les différents points d'échantillonnage.

Une valeur finale de 91 % de récupération de la masse injectée a été obtenue par l'intégration de l'équation de la courbe normale, qui s'éloignent de la courbe à partir du pas de temps 218 s. En effet, comme les derniers échantillons obtenus contiennent encore de l'uranine, une traînée de fluorescence au-dessus de la courbe normale plus longue que celle affichée en figure 4.2 est présente et affecte donc le taux calculé de récupération en comparaison avec le taux réel. Finalement, les solutions d'uranine perdent entre 1 % et 2 % d'intensité de fluorescence en 24 heures. Cette perte se reflète directement sur les valeurs de concentrations. Les paramètres du système hydraulique tirés de la figure 4.2 et calculés à l'aide des équations 2.1, 2.2 et 2.3 sont présentés au tableau 4.1.

Tableau 3.1 Paramètres du système hydraulique tirés du traçage à l'uranine

Paramètres	Valeurs
Temps de première détection (t_1)	194 s
Temps au pic de concentrations (t_p)	212 s
Temps de séjour moyen (t_m)	212.5 s
Temps de rétention nominal (t_n)	216.8 s
Efficacité hydraulique (λ)	0.96
Temps pour obtenir 10 % de la masse finale retrouvée (t_{10})	206 s
Temps pour obtenir 90 % de la masse finale retrouvée (t_{90})	218 s

Une efficacité hydraulique de 0.96 indique que le système hydraulique est conçu correctement ($0.75 < \lambda$) et qu'il n'existe pratiquement pas de chemin préférentiel ($t_m < t_n$) à l'intérieur du réacteur (Tableau 4.1). Cette valeur ($0.75 < \lambda$) supporte l'utilisation du paramètre

Ct puisque le temps de contact (t) pour les points d'échantillonnage correspond au temps théorique pour la grande majorité des molécules d'eau et de gaz.

3.1.3 Identification du seuil d'embolie

Les limites de débits de gaz et d'eau permettant l'obtention d'un système sans embolie de façon à opérer le système de traitement en continu ont été identifiés. Le système était constamment sous pression, avec une valeur après injection de 152 kPa (22 psi) et de 41 kPa (6 psi) en sortie de système. De plus, des tests ont été effectués pour mesurer la taille (diamètre) des bulles injectées dans le système (exemple de détermination des valeurs en annexe III) tout en observant la fonctionnalité du système à différentes combinaisons de débits de gaz et d'eau (Figure 3.3). Chaque point présenté en figure 3.3 représente une moyenne de diamètres mesurés selon les combinaisons $Q_{\text{gaz}}/Q_{\text{eau}}$.

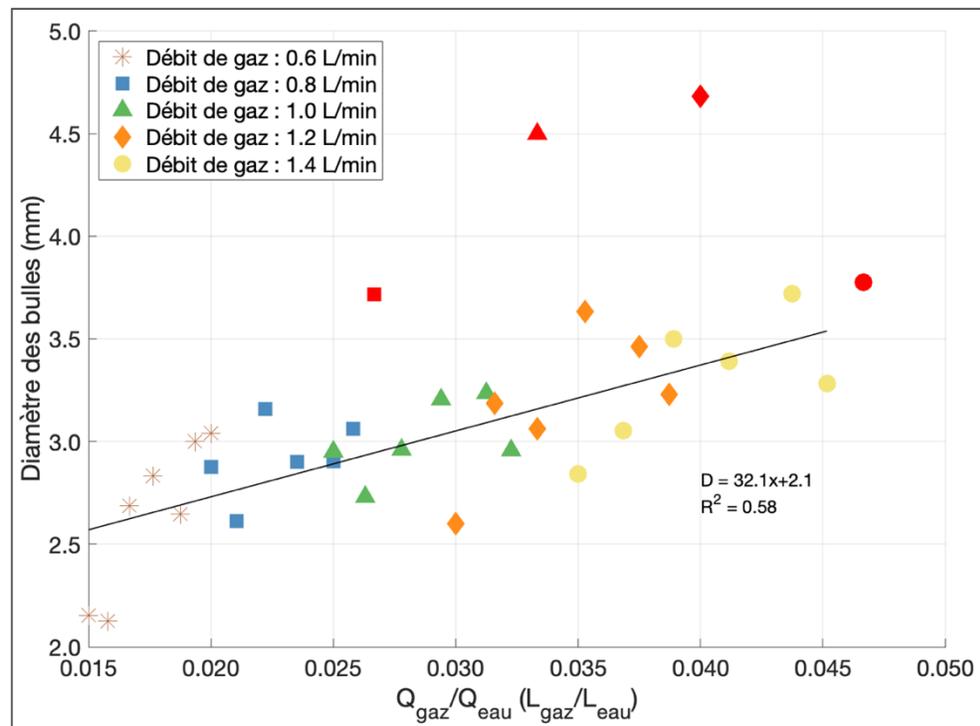


Figure 3.3 Mesure des tailles de bulles et embolie du système de traitement. Les marqueurs rouges sont utilisés pour représenter le système en embolie (la courbe de tendance ne prend pas ces points en compte)

Une certaine corrélation ($R^2 = 0.58$) est retrouvée entre le diamètre des bulles et le ratio de débit de gaz sur débit d'eau ($Q_{\text{gaz}}/Q_{\text{eau}}$), indiquant que plus la proportion de gaz injectée est grande, plus le diamètre des bulles augmente (Figure 3.3). Le ratio $Q_{\text{gaz}}/Q_{\text{eau}}$ ne semble pas être responsable des embolies du système à l'intérieur des valeurs de débits de gaz utilisés pour le projet (maximum pour Q_{gaz} de 1.4 L_{gaz}/min). Cependant, les embolies sont survenues uniquement à un débit d'eau de 30 L/min pour des débits de gaz supérieurs à 0.6 L/min (marqueurs rouges sur la figure 4.3). À un débit d'eau de 30 L/min, la vitesse de l'eau dans le serpentin est de 24.7 cm/s. La vitesse ascensionnel des bulles est corrélée au diamètre des bulles. Des bulles au diamètre compris entre 2.0 et 3.5 mm montent à une vitesse ascensionnel variant entre 23 et 26 cm/s (Figure 1.12). Considérant que les embolies sont seulement survenues à ces vitesses pour des débits de gaz supérieurs à 0.6 L/min, le paramètre responsable des embolies doit être la vitesse ascensionnelle des bulles qui dépasse celle de l'eau, formant ainsi un bouchon de gaz dans la conduite verticale à l'entrée du réacteur (Figure 3.4). En effet, la vitesse ascensionnel des bulles à la combinaison fonctionnelle ($Q_{\text{gaz}} = 0.6$ L/min; $Q_{\text{eau}} = 30$ L/min; astérisque au point [0.02 L_{gaz}/L_{eau}, 3.05 mm] sur la figure 4.3) doit se situer à la limite d'une embolie avec une vitesse juste inférieure à 24.7 cm/s.

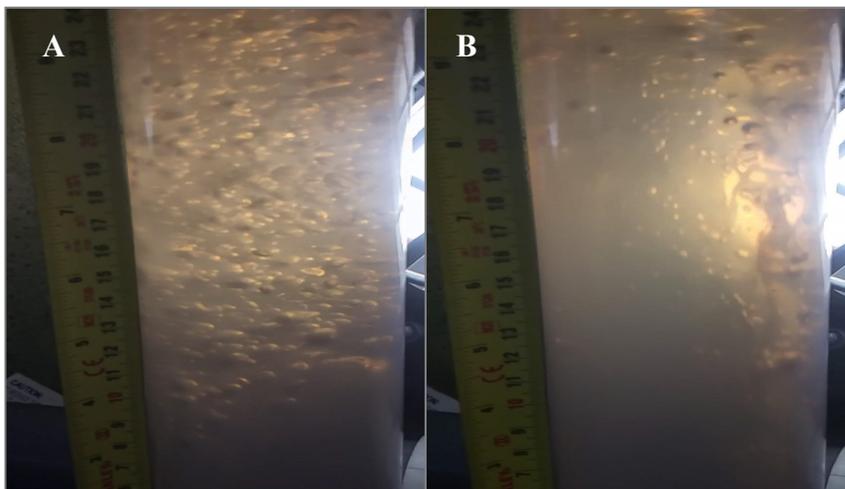


Figure 3.4 Embolie du système aux débits $Q_{\text{eau}} = 30$ L/min et $Q_{\text{gaz}} = 1.2$ L/min
La photo A correspond au moment avant le bouchon et B correspond au moment exact de l'embolie

La vitesse ascensionnelle des bulles augmente faiblement avec une augmentation de diamètre au-dessus de 3.0 mm (Park et al., 2017), ce qui indique qu'avec des débits de gaz supérieurs à 0.6 L/min, les bulles formées présentent une vitesse ascensionnelle supérieure à celle de l'eau. Les mesures de diamètres des bulles pour le système en embolie ne sont pas considérées dans la courbe de tendance de la figure 4.3 puisque ces mesures ne sont pas représentatives du système. En effet, les diamètres des bulles du système en embolie varient significativement entre le moment où le bouchon de gaz s'élève au haut de la conduite et celui où le bouchon se fractionne, créant un grand nombre de bulles (Figure 3.4 A et B). L'absence d'embolie au débit d'eau de 31 L/min indique que les bulles d'un diamètre entre 3.0 et 3.3 mm possèdent une vitesse ascensionnelle inférieure à 25.5 cm/s. Cette valeur de vitesse pour de tels diamètres est supportée par la littérature (Park et al., 2017). En effet, Park et al. (2017) avancent que des bulles d'un diamètre de 3.0 mm présentent une vitesse ascensionnelle près de 22 cm/s.

Pour opérer ce système de manière à ce qu'il demeure fonctionnel en tout temps, le débit d'eau doit être supérieur à 30 L/min. Avec un tel débit, du gaz chargé en ozone avec des débits variant de 0.6 à 1.4 $L_{\text{gaz}}/\text{min}$ peut être injecter tout en conservant un système sans embolie. Les concentrations utilisées dans le cadre des présents travaux varient de 160 à 190 mg-O₃/ L_{gaz} , correspondant à des injections d'ozone de [96-114] à [224-266] mg-O₃/min.

3.2 Qualité physico-chimique des eaux piscicoles

La caractérisation des eaux des bassins piscicoles a été initialement réalisée avant les essais d'ozonation. Le tableau 4.2 présente cette caractérisation des bassins de classement témoin et d'essai. Ces bassins contenaient un nombre similaire de poissons. Cependant, comme la mortalité n'est pas suivie quantitativement par le pisciculteur, les bassins peuvent varier en nombre. Ainsi, des tests pour évaluer cette différence en matière de paramètres de qualité physico-chimique permettent d'assurer que les bassins sont suffisamment similaires pour être comparés. Pour les tests t de différence statistique, une valeur p inférieure à 0.05 est utilisée pour identifier une valeur significativement différente.

Tableau 3.2 Caractérisation physico-chimique des bassins de classement

Paramètres	Unité	Bassin témoin	Bassin d'essai	Limites de tolérance des poissons	Test t (valeur <i>p</i>)
Alcalinité totale	mg-CaCO ₃ /L	140 ± 14	149 ± 8	> 20 - 400	0.10
pH	NA	7.7 ± 0.1	7.7 ± 0.1	6.5 – 8.5	0.10
Température	°C	5.3 ± 0.4	6.0 ± 0.1	5 - 18	0.01
Demande chimique en oxygène [DCO]	mg-O ₂ /L	18 ± 3	20 ± 3	NA	0.09
Fraction dissoute de la DCO	%	72 ± 16	74 ± 13	NA	0.81
Carbone total	mg-C/L	33 ± 1	36 ± 2	NA	0.01
Fraction organique du carbone	%	17 ± 10	15 ± 7	NA	0.70
Matières en suspension [MES]	mg/L	5.0 ± 1.8	4.2 ± 1.6	< 80	0.31
Fraction volatile des MES	%	74 ± 14	77 ± 17	NA	0.64
Bromures	mg/L	ND	ND	NA	NA
Oxygène dissous	%	NA	87 ± 4	65 - 100	NA

Les paramètres présentés au tableau 3.2 représentent une qualité suffisante pour l'élevage de salmonidés puisque les conditions se retrouvent à l'intérieur des limites de tolérance des poissons étudiés (Morin, 2012). En effet, les paramètres de pH, de température et de MES se retrouvent à l'intérieur des limites de tolérance des poissons. De plus, l'absence de bromures indique que l'utilisation du système d'ozonation est sécuritaire sans former des bromates, composé toxique pour les poissons. La pisciculture utilise des aérateurs permettant de réoxygéner en tout temps l'eau des bassins. Des valeurs de saturation en oxygène dissous (OD) de 87 ± 4 % ont ainsi été observées, ce qui se situe à l'intérieur des limites de tolérance des poissons.

Les valeurs p obtenues à l'aide des tests t permettent d'affirmer que la majorité des paramètres ne sont pas différents statistiquement entre les bassins témoin et d'essai, sauf pour la température et le carbone total (valeur $p = 0.01 < 0.05$). Cependant, les valeurs de carbone total entre 33 mg/L et 36 mg/L sont en pratique dans les mêmes ordres de grandeur et elles ne devraient donc pas avoir d'effets importants sur les processus observés. Finalement, les valeurs de température sont différentes statistiquement, 5.3 ± 0.4 °C pour le bassin témoin contre 6.0 ± 0.1 °C pour le bassin d'essai. Cette différence peut avoir des effets sur la quantité initiale de micro-organismes ainsi que sur l'activité des poissons. La différence dans les valeurs de température peut s'expliquer par le positionnement géographique des bassins ainsi que par les différentes proportions dans les apports en eaux souterraine et de surface, qui présentent des températures différentes.

Les tests t ont démontré que les bassins ne sont pas significativement différents. Des tests supplémentaires d'équivalence (TOST) ont quant à eux démontré que certains paramètres (% DCO_{dissoute}/DCO_{totale}, % COT/CT, % MVES/MES) sont considérés comme statistiquement équivalents (Figure 3.5). Ces tests statistiques permettent la validation de la comparaison des deux bassins en termes de présence des moisissures et champignons par l'équivalence ou la non-différence des paramètres importants à leur croissance. Les tests d'équivalence statistique indiquent que les valeurs représentant des proportions, telles que les proportions dissoutes de la DCO et la fraction volatile des MES sont équivalentes et non différentes statistiquement (Figure 3.5). De plus, la proportion en carbone organique du carbone total est pratiquement équivalente statistiquement ($p = 0.085$). L'équivalence statistique est considérée significative lorsque les points se retrouvent entièrement entre les limites inférieures et supérieures, valeurs correspondant à une différence entre chaque point et les moyennes des deux bassins (Figure 3.5).

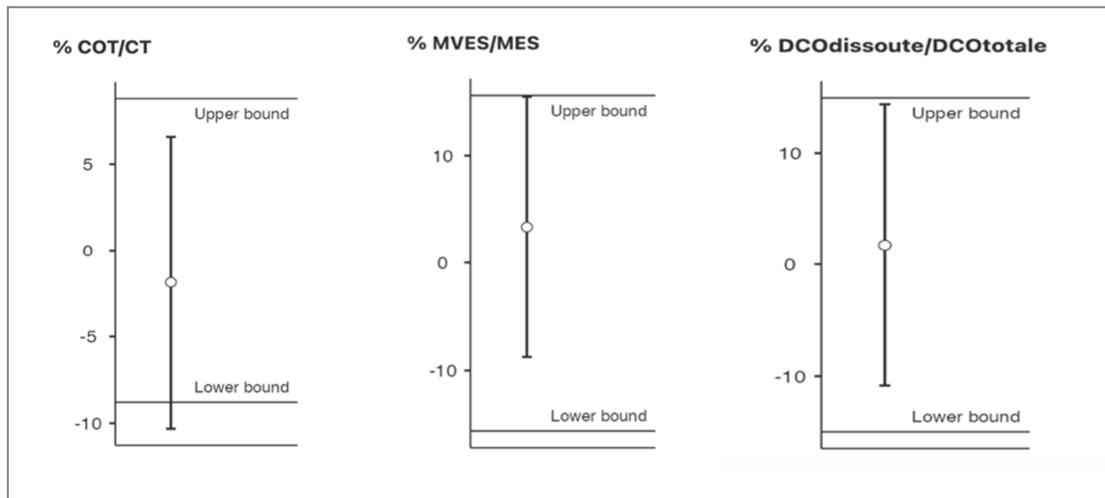


Figure 3.5 Tests d'équivalence statistique (TOST) entre les bassins témoin et d'essai

Les paramètres présentés en figure 4.5 sont donc considérés équivalents statistiquement ainsi qu'en pratique. Cependant, comme tous les paramètres sont situés en pratique dans les mêmes ordres de grandeur, la différence entre ceux-ci n'aura pas d'effet sur les processus observés.

3.3 Essais d'ozonation

Cette section présente l'évolution de l'ozone résiduel dans le réacteur *Serpentin* suivi de l'analyse de la cinétique de consommation de l'ozone. Par la suite, la relation entre le potentiel d'oxydo-réduction (POR) et la concentration en ozone résiduel des échantillons est présentée.

3.3.1 Suivi de l'ozone résiduel dans le réacteur *Serpentin*

Des essais d'ozonation ont été effectués à l'aide du réacteur *Serpentin* et les concentrations en ozone résiduel ont été collectées à chaque vanne d'échantillonnage, correspondant chacune à des temps de contact différents (Figure 4.6). La consommation de l'ozone dans le système varie entre les différents essais, selon la charge en matières organiques contenue dans l'eau (Figure 4.6). Le type de courbe de dégradation de l'ozone est différent pour les deux séries de données correspondant aux périodes plus avancées dans le cycle de production (« Activité

normale : plus grand apport en nourriture » et « Activité perturbée : apport nul en eau de source ») en comparaison avec les autres essais.

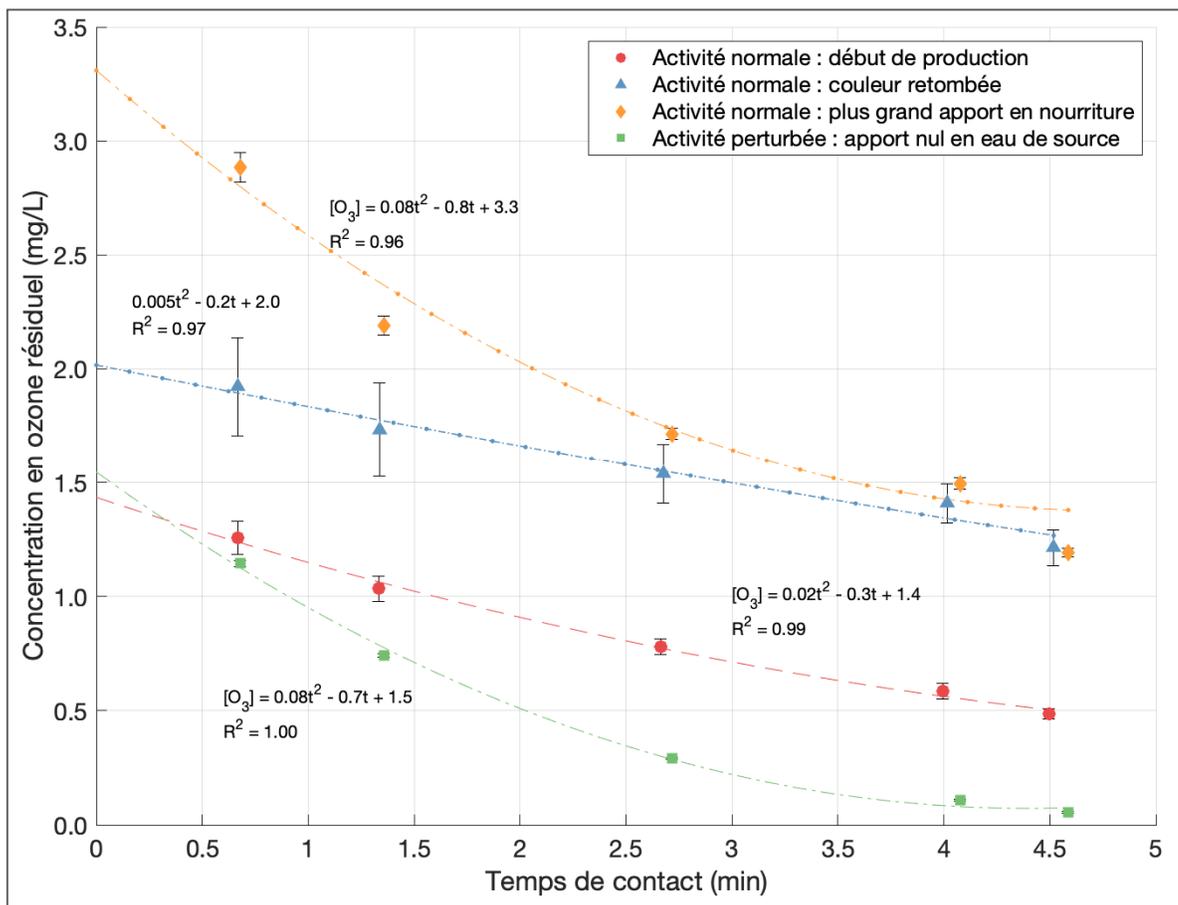


Figure 3.6 Suivi de l'ozone à l'intérieur du serpent

Les séries plus avancées dans le cycle de production suivent une relation de type polynomiale ($0.08t^2$) alors que les autres ont une évolution plus linéaire ($0.02t^2$ et $0.005t^2$). Cette différence peut s'expliquer par la croissance des poissons qui demande un plus grand apport en nourriture. Cet apport en nourriture fournit une plus grande quantité de matière organique (nourriture non ingérée et déjections des poissons) au système, augmentant alors la consommation de l'ozone associée à la présence de matière organique. De plus, la série de données « Activité perturbée : Apport nul en eau de source » illustre une consommation plus importante, puisqu'un problème de pompe a causé l'arrêt complet de l'apport en nouvelle eau au système. En diminuant l'apport

en eau neuve et en augmentant le taux de recirculation, la charge de micro-organismes et matière organique augmente.

Le suivi de la concentration en ozone résiduel est important puisque c'est ce paramètre qui détermine la sécurité de l'eau en sortie de système vers les bassins. Comme les poissons à la sortie du système ont été enlevés durant les dernières semaines, les concentrations en ozone pouvaient être plus fortes sans poser de risque pour la santé des poissons ($[O_3] > 1 \text{ mg/L}$). À la sortie du réacteur, l'ozone dans l'air ambiante n'était pas perceptible, malgré le seuil de perceptibilité à l'odorat étant de 0.02 ppm (Millar & Hodson, 2007). L'ozone peut donc être considéré comme complètement transféré ou consommé dans l'eau et que la différence entre la dose d'ozone injectée dans l'eau et la concentration initiale en ozone résiduel correspond à la demande immédiate en ozone (Figure 3.7).

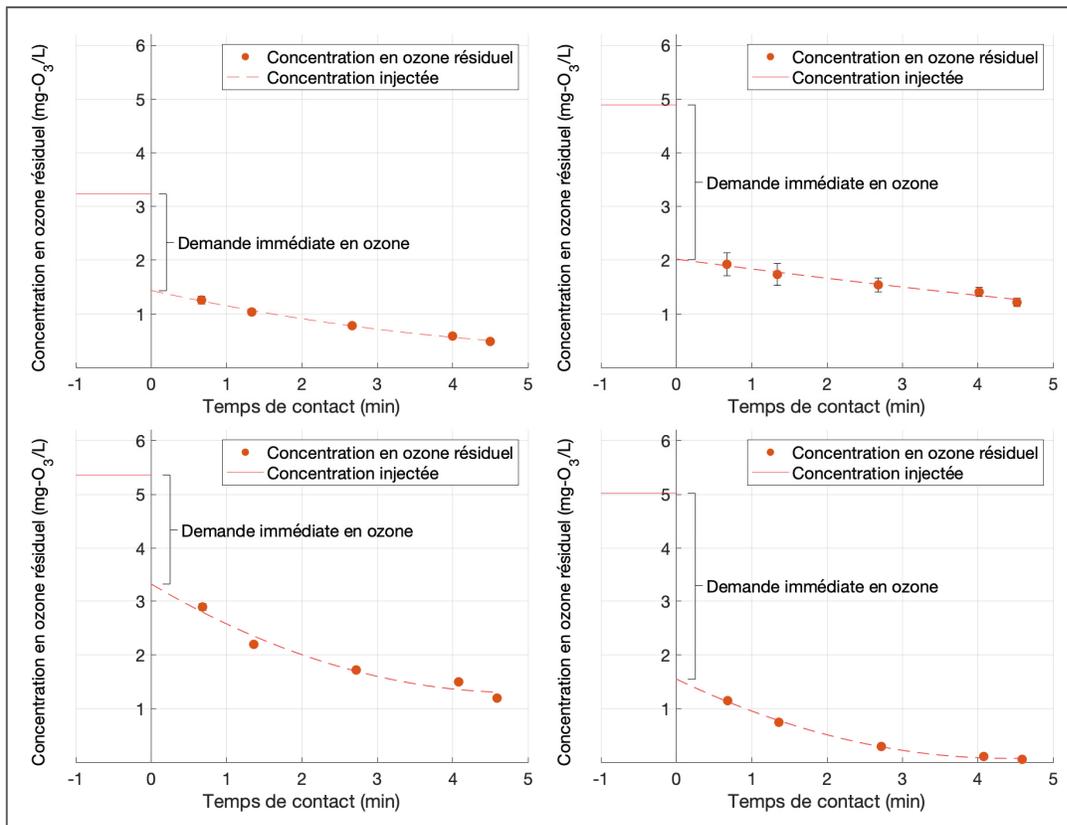


Figure 3.7 Demandes immédiates en ozone

[A] Activité normale : début de production, [B] Activité normale : couleur retombée, [C] Activité normale : plus grand apport en nourriture, [D] apport nul en eau de source

3.3.2 Détermination de l'ordre de vitesse de réaction de la dégradation de l'ozone

Une transformation des valeurs de concentration d'ozone résiduel selon l'équation de $\ln([O_3]_0/[O_3]_t)$ en fonction du temps de contact permet la démonstration de l'ordre de vitesse d'une réaction obéissant à la loi de vitesse de premier ordre. En effet, si cette fonction est linéaire, la vitesse de la réaction étudiée obéit la loi de premier ordre. La figure 3.8 illustre cette transformation des valeurs présentées à la figure 3.6. Les valeurs de concentration initiale utilisées pour la figure 3.8 sont celles obtenues à l'aide de $[O_3]_0 = Q_{\text{gaz}} \cdot \text{dose}_{O_3} / Q_{\text{eau}}$. Elles correspondent ainsi aux concentrations injectées d'ozone (Figure 3.7).

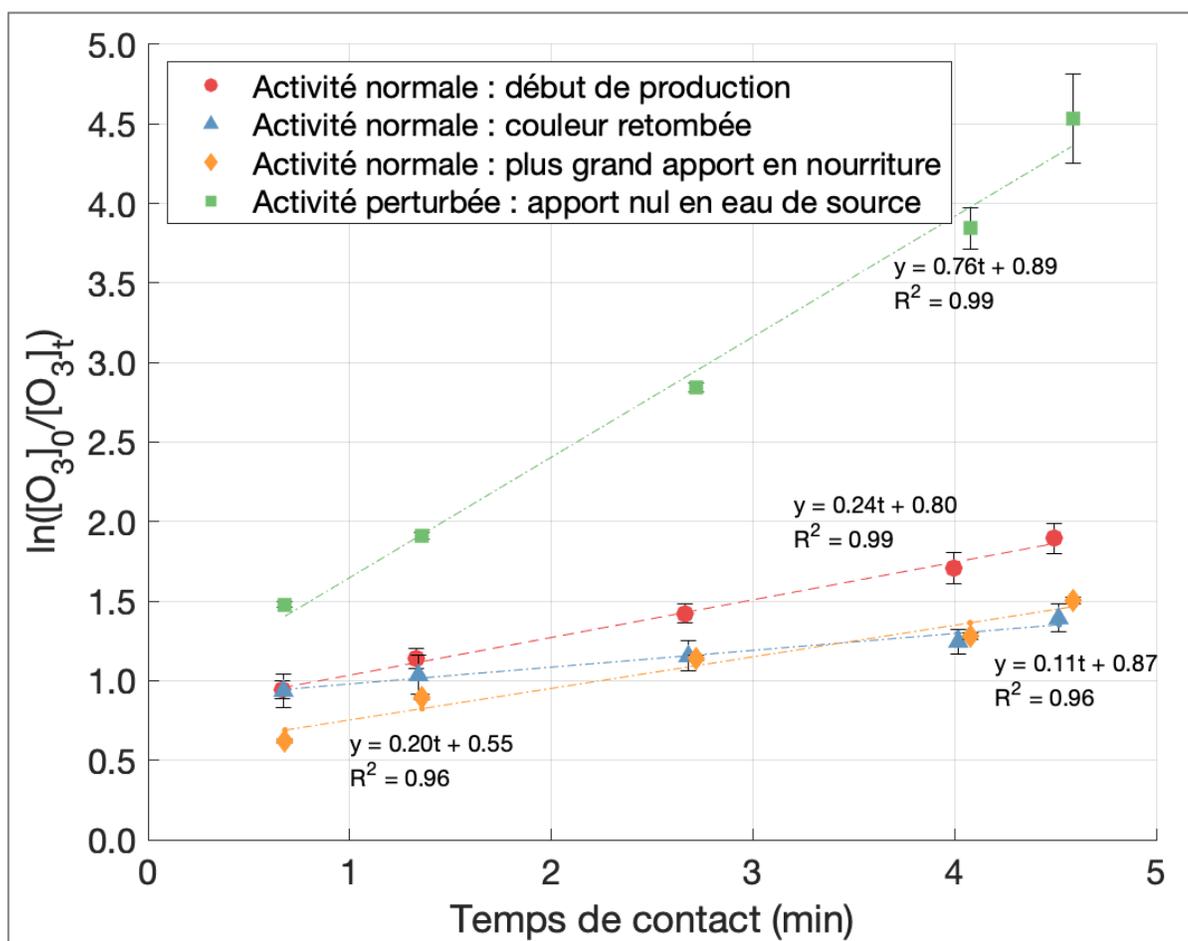


Figure 3.8 Décomposition de premier ordre de l'ozone résiduel

Bien que les équations des courbes de dégradation de l’ozone résiduel diffèrent, la figure 3.8 démontre que ces fonctions de décomposition sont des réactions de pseudo premier ordre partiel à l’ozone. En effet, la linéarité des droites ($R^2 > 0.96$) confirme cette conclusion. La pente (k) de ces droites correspond à la constante de vitesse de décomposition de l’ozone combinée à la vitesse d’oxydation de la matière organique. En effet, comme l’oxydation de la matière organique par les mécanismes radicalaires est presque immédiate (Gardoni et al., 2012; Staehelin & Hoigne, 1985; Westerhoff et al., 1999), les constantes évaluées dans une eau chargée en matière organique, telle que des eaux d’élevage piscicoles, ne peuvent être uniquement associées à la vitesse de décomposition de l’ozone.

Les ordonnées à l’origine des courbes de tendance de la figure 4.7 varient de 0.55 à 0.89. Ces valeurs indiquent que la concentration initiale d’ozone théorique calculée à l’aide de l’équation 2.2 ne représente pas exactement la valeur initiale résiduelle puisque les ordonnées à l’origine devraient être de 0 : $\ln([O_3]_0/[O_3]_0) = 0$. En effet, l’équation 2.2 assume un transfert du gaz dans l’eau de 100 %, alors que le transfert complet de l’ozone gazeux dans l’eau n’est pas immédiat. De plus, une consommation immédiate de l’ozone peut causer une perte importante de la quantité d’ozone transférée à l’eau (Xu et al., 2002). Ainsi, ce qui est qualifié de valeur théorique de concentration initiale d’ozone résiduel dans le cadre des présents travaux correspond aux valeurs calculées pour une eau pure en assumant un transfert complet immédiatement après l’injection. Comme ce n’est pas le cas pour les eaux d’élevage piscicole, les valeurs théoriques de concentration initiale d’ozone résiduel calculées sont de 1.73 à 2.43 fois plus grandes que les valeurs initiales réelles (équation 4.1 et 4.2). Ces valeurs sont obtenues en cherchant à obtenir une ordonnée à l’origine de 0 :

$$\ln\left(\frac{[O_3]_{0,théorique}}{[O_3]_{0,réelle}}\right) = 0.55 \equiv \frac{[O_3]_{0,théorique}}{[O_3]_{0,réelle}} = 1.73 \quad (4.1)$$

$$\ln\left(\frac{[O_3]_{0,théorique}}{[O_3]_{0,réelle}}\right) = 0.89 \equiv \frac{[O_3]_{0,théorique}}{[O_3]_{0,réelle}} = 2.43 \quad (4.2)$$

Le ratio de transfert initial de l'ozone ($\frac{[O_3]_{0,réelle}}{[O_3]_{0,théorique}} \cdot 100 \%$) dans l'eau est donc de 41 à 58 %.

L'ozone injecté non détecté sous forme d'ozone résiduel dans l'eau est soit dégradé par les mécanismes radicalaires rapides, soit sous forme gazeuse en bulles dans le réacteur. Ces bulles de gaz chargé en ozone transfèrent ensuite l'ozone dans l'eau à la surface de contact entre les bulles et le liquide contribuant ainsi à l'apport en ozone résiduel dans les eaux échantillonnées. Comme indiqué aux paragraphes précédents, l'ozone est complètement transféré dans l'eau et la différence entre la concentration injectée et celle initiale correspond à la demande immédiate en ozone. La détermination de la demande immédiate permet l'identification d'une dose plus adaptée au système de traitement.

Les courbes obtenues à la figure 4.7 rappellent la démonstration de l'ordre de réaction de la décomposition de l'ozone par Sotelo et al. (1987). La décomposition de l'ozone suit une cinétique similaire pour les trois séries de données présentant un apport en eau de source et qui sont donc en « Activité normale » alors que la cinétique est différente pour l'autre série. En effet, la pente (k) de la courbe de tendance pour la série sans apport en eau de source est de 0.013 s^{-1} alors que celles pour les trois autres séries sont de $0.003 \pm 0.001 \text{ s}^{-1}$. L'eau neuve apportée au système provient principalement de l'eau d'une source souterraine ainsi que d'une eau de rivière. En effet, durant cette journée d'expérimentation, un problème de pompe a causé l'arrêt de l'apport en eau de source souterraine. En éliminant l'apport en eau de source, le volume d'eau neuve ajouté système a été considérablement diminué, ce qui augmente donc le taux de recirculation. Une augmentation du taux de recirculation a alors causé l'augmentation de la charge en matière organique dans le système, expliquant la plus grande vitesse de dégradation de l'ozone. Cette série de données présente également une demande immédiate en ozone plus grande ($3.48 \text{ mg-O}_3/\text{L}$) que les séries précédentes ($1.80 \text{ mg-O}_3/\text{L}$ pour « Activité normale : début de production » et $2.05 \text{ mg-O}_3/\text{L}$ pour « Activité normale : plus grand apport en nourriture ») (Figure 3.7).

Durant la durée totale des expérimentations, deux gammes de vitesse de dégradation de l'ozone ont été retrouvées : $k_{\text{inférieure}} = 0.004 \pm 0.001 \text{ s}^{-1}$ ($n = 12$) et $k_{\text{supérieure}} = 0.013 \pm 0.004 \text{ s}^{-1}$ ($n = 6$). Comme la proportion d'eau recirculée variait selon le volume d'eau accessible à la pisciculture,

l'augmentation de la charge organique a dû faire varier la constante de vitesse de décomposition de l'ozone. En considérant que le pH et l'alcalinité totale sont demeurés stables durant toute la durée de la prise de données, une gamme de carbone organique dissous (COD) se détermine à partir de ces constantes de décomposition et l'équation empirique (équation 1.5) de détermination de ces constantes (Gardoni et al., 2012). En utilisant les constantes $k_{\text{inférieure}}$ et $k_{\text{supérieure}}$ dans cette équation, des valeurs de COD de 1.6 mg/L à 10.8 mg/L ont été obtenues. Ces valeurs se rapprochent de celles déterminées préalablement et présentées au tableau 4.2, qui étaient en moyenne de 5.6 mg/L avec des valeurs variant entre 2.2 et 7.2 mg/L.

3.3.3 Potentiel d'oxydo-réduction comme indicateur de présence d'ozone

Un paramètre affecté par la présence d'ozone résiduel dans l'eau est celui du potentiel d'oxydoréduction (POR). Le POR représente le caractère oxydant (valeurs positives) ou réducteur (valeurs négatives) du milieu. Ainsi, plus la concentration en ozone résiduel est élevée, plus le milieu devient oxydant. La figure 3.9 présente l'évolution de ce paramètre en fonction de la concentration d'ozone résiduelle présente dans l'eau.

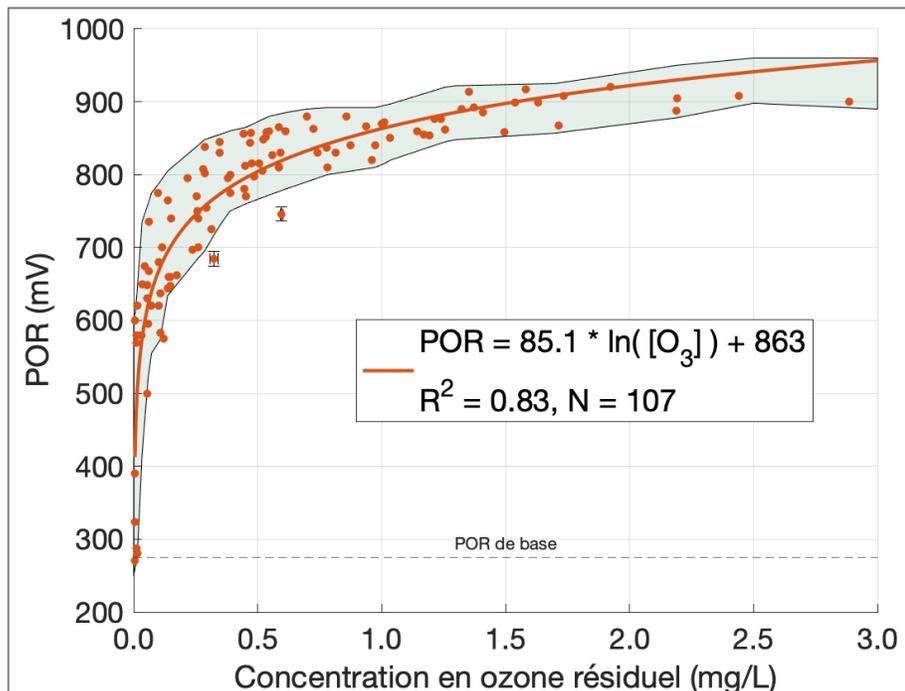


Figure 3.9 Utilisation du potentiel d'oxydoréduction comme indicateur de présence d'ozone

Bien que le POR varie en fonction du pouvoir oxydant du milieu, la corrélation n'est pas assez significative ($R^2 = 0.83$) pour permettre une évaluation adéquate de la concentration en ozone résiduel. Par exemple, pour un POR de 850 mV et en tenant compte des incertitudes, des valeurs de concentration en ozone résiduel de 0.3 à 1.3 mg/L sont obtenues (Figure 3.9). La concentration en ozone résiduel varie selon une faible corrélation linéaire ($R^2 = 0.57$) sur une gamme de basses concentrations (0.005 à 0.500 mg-O₃/L) (Figure 3.10). Les valeurs d'oxygène dissous ont un effet important sur la valeur de POR et cet effet peut causer une augmentation de sa valeur jusqu'à 150 mV (Li & Bishop, 2002). Une gamme de concentrations très faibles d'ozone résiduel (0 à 0.01 mg/L) existe où l'effet sur le POR n'est pas clair et ne permettrait pas une détection immédiate du gaz dans l'eau. Puisque les valeurs de base de POR du milieu variaient de 250 à 300 mV, une détection de POR entre les valeurs de base et 450 mV (base + 150 mV) pourrait être causée principalement par la forte oxygénation à l'intérieur du réacteur, surtout considérant qu'avec la pression intérieure du réacteur, l'eau est sursaturée en oxygène. Cet effet rend difficile la détermination de l'ozone résiduel par le POR à des valeurs aussi faibles. En évaluant la corrélation entre la concentration d'ozone résiduel et les valeurs de POR en excluant les points inférieurs à 450 mV, une corrélation plus forte est retrouvée ($R^2 = 0.68$). Cependant, la méthode à l'indigo demeure la plus appropriée pour obtenir la valeur de concentration d'ozone résiduelle dans l'eau.

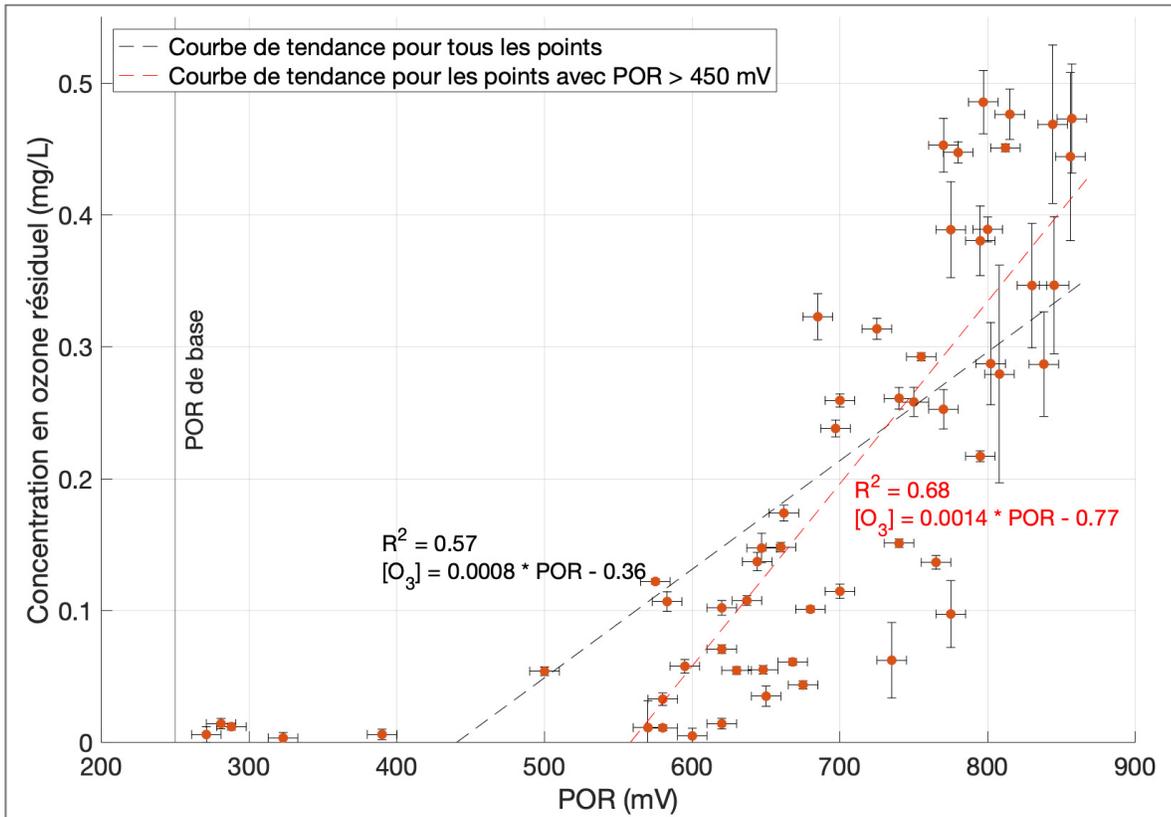


Figure 3.10 Utilisation du POR pour déterminer la concentration en ozone résiduel à faibles concentrations

Par ailleurs, comme aucun point avec une valeur de POR supérieure à 600 mV combinée à une valeur nulle d’ozone résiduel n’a été retrouvé, l’électrode de POR pourrait être connectée à un voyant d’alerte signifiant la présence d’ozone aux endroits où sa présence n’est pas souhaitée, par exemple dans les bassins contenant les poissons ou les alevins. Ainsi, sans être utilisé comme indicateur de concentration, le POR peut être utilisé comme outil d’alerte de présence d’ozone pour assurer la sécurité des poissons. Pour être certain que la variation de POR est causée par la présence d’ozone résiduel, l’opérateur peut alors mesurer sa concentration à l’aide de la méthode colorimétrique à l’indigo. En contexte de production piscicole, déterminer le niveau de base du POR spécifique au milieu d’élevage permet ensuite la détermination d’une valeur limite d’alerte.

3.4 Désinfection à l’ozone dans les milieux piscicoles

Cette section aborde les résultats d’enlèvement d’organismes fongiques et moisissures tout en discutant des composés affectant la consommation d’ozone. Ces composés affectant la consommation d’ozone ont donc un impact sur le niveau atteint de désinfection dans le réacteur.

3.4.1 Effet de l’ozonation sur les organismes fongiques et moisissures

Les résultats préliminaires d’évolution des moisissures dans le serpentin ont démontré un effet important de diminution de colonisation des boîtes de pétris après ozonation (Figure 3.11). En effet, l’activité des organismes semi-fongiques, par exemple les organismes *Saprolegnia*, est affectée par l’application d’un traitement à l’ozonation. La proportion colonisée a diminué de plus de 80 % à 10 % avec maintien des conditions tout au long du serpentin. La figure 3.11 présente une diminution de la colonisation des boîtes de pétri causée par l’ozonation (*S-p2*, *S-p3*, *S-p4* et *S-p5* par rapport au début de réacteur *S-p1* et *S-p1.5*), mais cet indicateur est semi-quantitatif et ne permet pas de présenter le phénomène dans son ensemble.

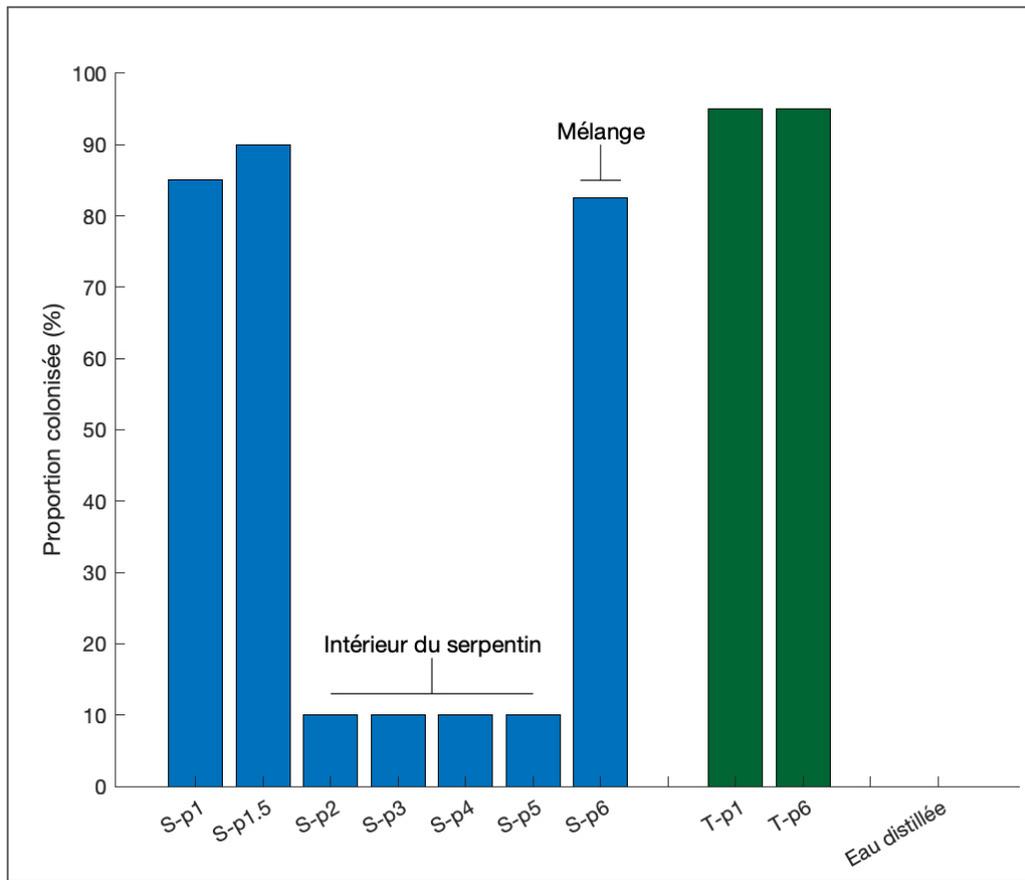


Figure 3.11 Effet de l'ozonation sur la colonisation de boîtes de pétris par les organismes semi-fongiques *Saprolegnia*

Un aspect intéressant à la figure 3.11 est la forte colonisation des boîtes de pétris du point *S-p6*, situé en sortie du serpent et à l'endroit où un mélange entre l'eau traitée et non traitée est réalisé, en comparaison avec les points à l'intérieur du serpent. Cette forte colonisation au point *S-p6* suggère qu'un mélange d'eau traitée (30 %) avec une trop grande quantité d'eau non traitée (70 %) ne permet pas de réduire suffisamment la population des organismes *Saprolegnia* pour empêcher leur colonisation. Au point de mélange, l'ozone résiduel était nul, puisque la concentration appliquée était faible. L'objectif initial de mélanger une eau traitée et non traitée consistait à limiter l'apport en ozone résiduel dans les bassins en contact avec les poissons. Ainsi, la conception du réacteur et le temps de contact minimal suivant le point de mélange doivent faire en sorte de traiter à l'ozone la totalité du débit à l'intérieur du serpent pour ralentir la croissance des organismes semi-fongiques et limiter leur propagation.

Cet indicateur de colonisation de boîte de pétris est semi-quantitatif par son aspect visuel, puisqu'il permet de déterminer des proportions colonisées jusqu'à un maximum à 100 % (la totalité de la boîte de pétris). Il ne représente donc pas réellement la quantité de micro-organismes. Pour mieux visualiser l'effet de l'ozonation sur l'enlèvement de la charge en moisissures et organismes fongiques (CEM), la méthode de décompte sur boîtes de pétri a été réalisée. Les enlèvements obtenus sont présentés graphiquement sous la forme de réductions logarithmiques de la CEM en fonction de la variable Ct (Figure 3.12).

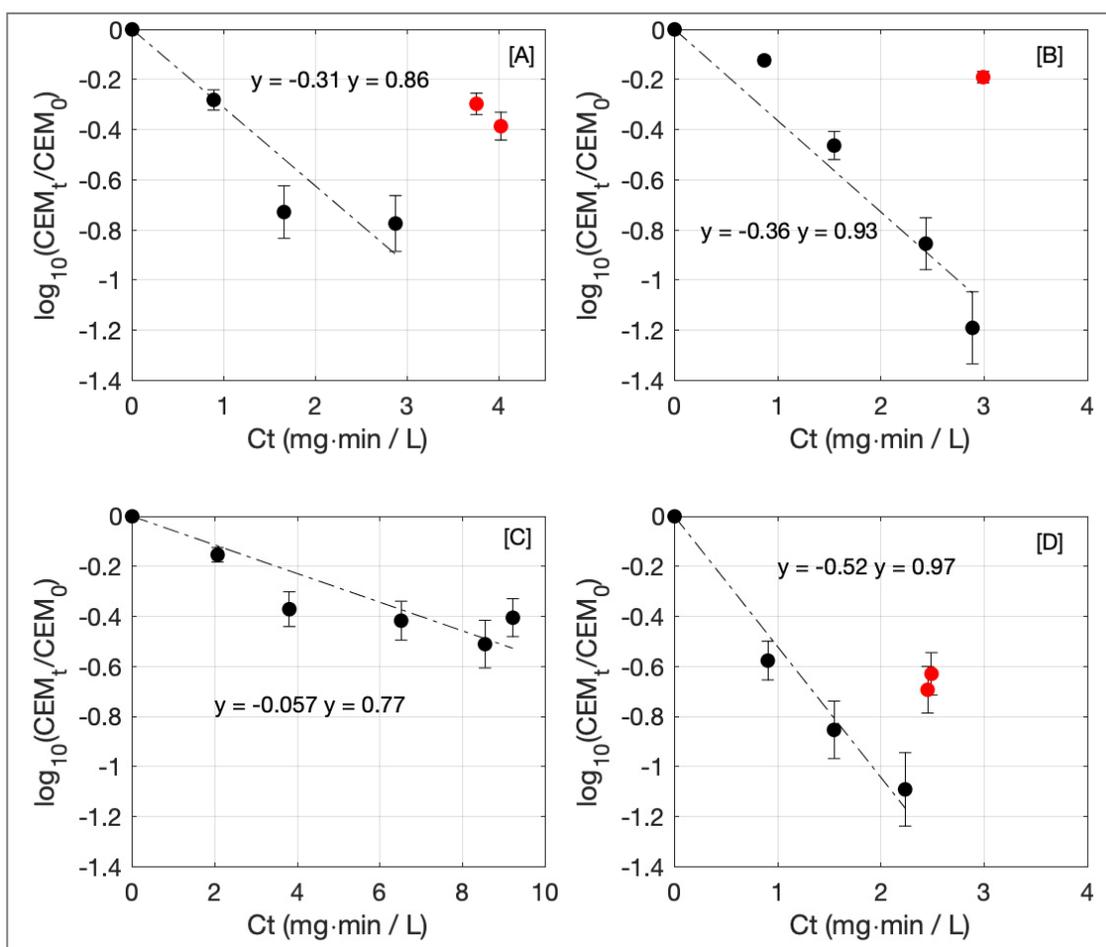


Figure 3.12 Enlèvement des moisissures par l'ozonation des eaux d'élevage piscicole
 [A] Activité normale : début de production, [B] Activité normale : couleur retombée,
 [C] Activité normale : plus grand apport en nourriture, [D] Activité perturbée : apport nul en eau de source

Un enlèvement de 1.2 ± 0.3 log de la CEM est observé avec un Ct de 3 mg·min/L pour les séries de données présentées à la figure 3.12 A, B et D. Les points rouges de la figure 3.12 correspondent à des contaminations situées le long des dernières longueurs du serpentin. En effet, des contaminations sous forme de dépôts ont été observées à l'intérieur des tubes en fin de procédé. Ces dépôts ont permis une croissance de ces micro-organismes directement dans le système puisque les concentrations d'ozone résiduel étaient minimales en sortie de procédé. Ces dépôts résistants aux faibles concentrations d'ozone s'expliquent par la formation d'un biofilm par les micro-organismes fongiques et semi-fongiques, comme ceux du genre *Saprolegnia* (Ali et al., 2013; Touhali & Al-uguali, 2019). Ce biofilm rend ces individus plus résistants au traitement et rend donc leur éradication plus difficile. C'est pour cette raison que ces biofilms sont retrouvés aux endroits où la concentration d'ozone résiduel est la plus faible. Un temps de nettoyage à l'ozone a été alloué avant chaque période d'expérimentation pour permettre la réduction de l'impact de ces biofilms sur les résultats. Le phénomène d'enlèvement s'observe aux premiers points d'échantillonnage (*S-p2A* à *S-p4* ou *S-p5*), bien que la faible concentration d'ozone en fin de procédé ne permet pas l'enlèvement de ces points de dépôts et de formation de biofilm en fin de réacteur (Figure 4.11). Cette conclusion évoque le besoin de maintenir une plus forte concentration en ozone résiduel, en tout temps, à l'intérieur du réacteur pour empêcher la colonisation des micro-organismes et ainsi maintenir un système propre. Comme le système rejette directement l'eau en présence des poissons, il est ainsi recommandé de maintenir un niveau minimal de 1.0 mg-O₃/L_{eau} pour éviter de telle contamination, comme lors de la situation présentée à la Figure 4.11 C. De ce fait, il est recommandé de ne pas ozoner directement les bassins d'élevage et de réaliser le traitement dans un réacteur externe au milieu d'élevage, comme celui utilisé lors du présent projet (Gonçalves & Gagnon, 2011; Xiao et al., 2019).

L'analyse des différentes séries de données de la figure 3.12 montre que la pente d'enlèvement dépend de la CEM initiale (CEM au temps 0). En effet, plus la CEM initiale est grande, plus l'enlèvement est important. Par exemple, la journée présentant la plus grande CEM initiale (1.5×10^6 UFC/100 mL) est celle où l'apport en eau de source a été arrêté suite aux problèmes de pompes menant à une augmentation du taux de recirculation. Cet apport en charge organique

et CEM s'est également reflété par la consommation supérieure d'ozone présentée à la figure 3.8. Une variation dans la pente d'enlèvement des CEM tendant vers zéro suggère une relation entre le taux d'enlèvement et la CEM initiale où un plateau inférieur de CEM apparaît autour de 1×10^5 UFC/100 mL. De plus, l'ensemble des séries de données suggèrent que ce plateau inférieur de moisissures pourrait être occasionné par la présence d'organismes résistants à ces doses d'ozone. En effet, comme il n'est pas possible de discriminer les organismes *Saprolegnia* des moisissures retrouvées sur les boîtes de culture, d'autres organismes fongiques ont pu s'y retrouver. Ainsi, des expériences visant à trouver un Ct spécifique aux organismes *Saprolegnia* permettraient d'identifier l'effet spécifique de l'ozone sur ces organismes. Cela confirmerait alors les résultats retrouvés durant ce projet. Les figures 3.11 et 3.12 illustrent cependant un effet important d'enlèvement des organismes fongiques et des moisissures, suggérant que le traitement est efficace pour la réduction de ces micro-organismes retrouvés dans les eaux d'élevage piscicole. En maintenant leur population à des niveaux plus bas (6 % de la valeur initiale), le traitement favorise une meilleure santé des poissons en limitant les épidémies de maladies associées à leur présence, par exemple la prévalence de saprolégnose.

3.4.2 Effet des composés organiques sur la consommation d'ozone

Les autres composés contenus dans l'eau d'élevage piscicole peuvent également affecter l'action de l'ozone sur les micro-organismes, par une consommation supérieure de l'ozone. Par exemple, les composés organiques responsables de la couleur apparente des eaux piscicoles ont été dégradés par l'ozone (Figure 3.13). Avant l'automne, la couleur apparente des eaux d'élevage était essentiellement nulle, alors qu'après la défoliation des arbres de la région, cette valeur a augmenté jusqu'à 109 ± 3 unités Pt/Co. Cette augmentation de couleur apparente a provoqué une demande immédiate en ozone évoluant alors de $0.7 \text{ mg-O}_3/\text{L}_{\text{eau}}$ à $4.9 \text{ mg-O}_3/\text{L}_{\text{eau}}$. La couleur apparente de l'eau des bassins a permis d'observer l'effet du traitement d'ozonation sur ce paramètre, avec des enlèvements variant de 24 à 41. Les courbes d'évolution de la couleur apparente des différentes séries de données sont comparables pour les deux séries « Grand apport en eau de rivière : automne » et « Activité perturbée : apport nul en eau de

source » où les composés responsables de la couleur semblent se faire dégrader entre le point d'injection et le premier point d'échantillonnage (*S-p2A* : 40 secondes de temps de contact). La couleur demeure relativement constante à la suite de ce point. La réaction avec ces composés accélère la décomposition de l'ozone et ainsi diminue sa concentration résiduelle pouvant alors affecter la désinfection.

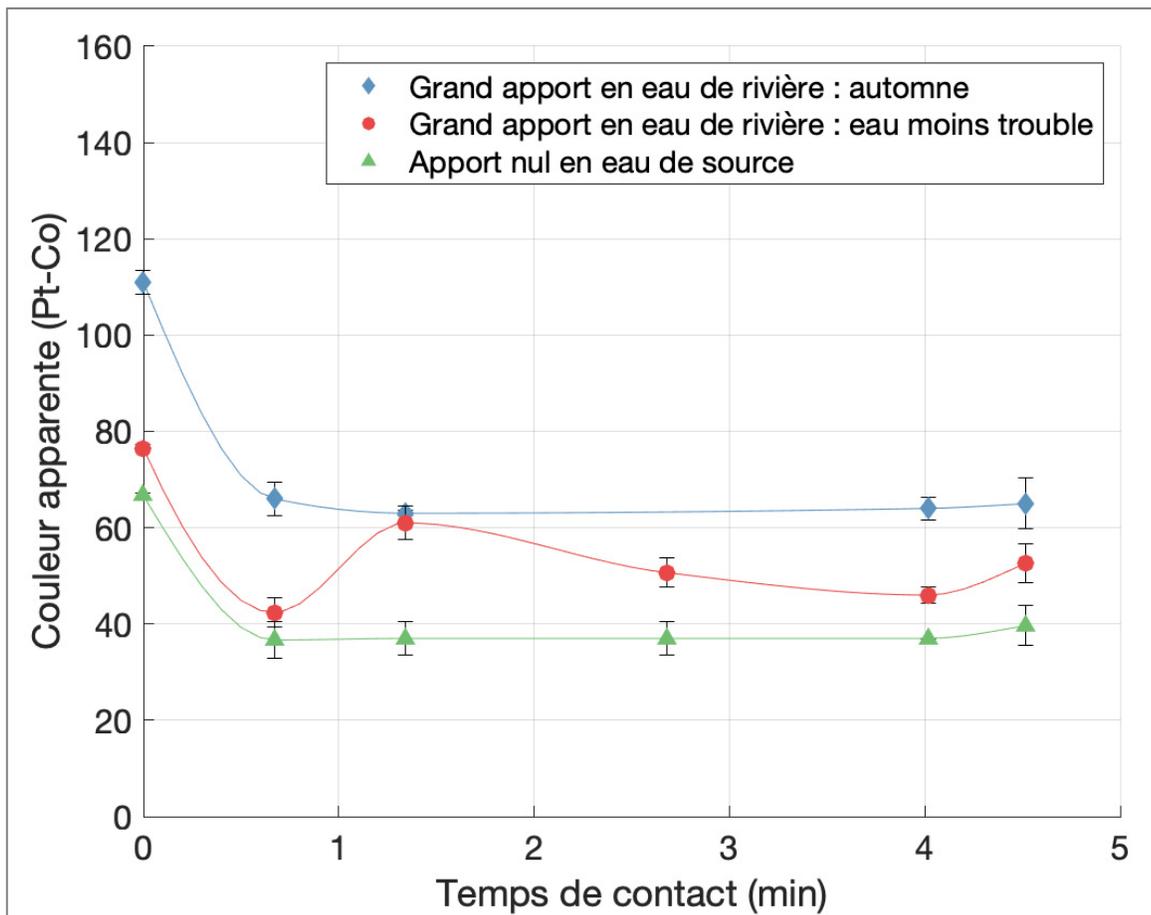


Figure 3.13 Enlèvement de la couleur apparente par l'ozonation des eaux piscicoles

Un dernier élément important à noter concernant la désinfection des eaux d'élevage piscicole est que la force de désinfection (Ct final : Ct au dernier point d'échantillonnage) ne dépend pas uniquement de la concentration d'ozone appliquée en entrée de procédé. En effet, la charge de composés contenus dans l'eau affecte la décomposition de l'ozone résiduel et influence donc la force de désinfection du système de traitement (Figure 3.14). La force de désinfection

(représentée par le Ct) dépend donc de ces deux facteurs (concentration d'ozone injectée et charge en moisissures initiales) suivant une corrélation faible ($R^2 = 0.46$). Ainsi, en utilisant la charge en moisissures initiale comme indicateur indirect de charge organique de matières dans l'eau, plus la charge organique initiale est basse et la concentration d'ozone appliquée est élevée, plus la valeur de Ct finale sera importante. La détermination et le suivi des paramètres indicateurs de la charge contenue dans l'eau (carbone organique dissous, demande chimique en oxygène, masse de nourriture apportée au système, charge en micro-organismes, etc.) sont nécessaires pour permettre l'identification d'une concentration d'ozone à utiliser pour atteindre les objectifs de traitement.

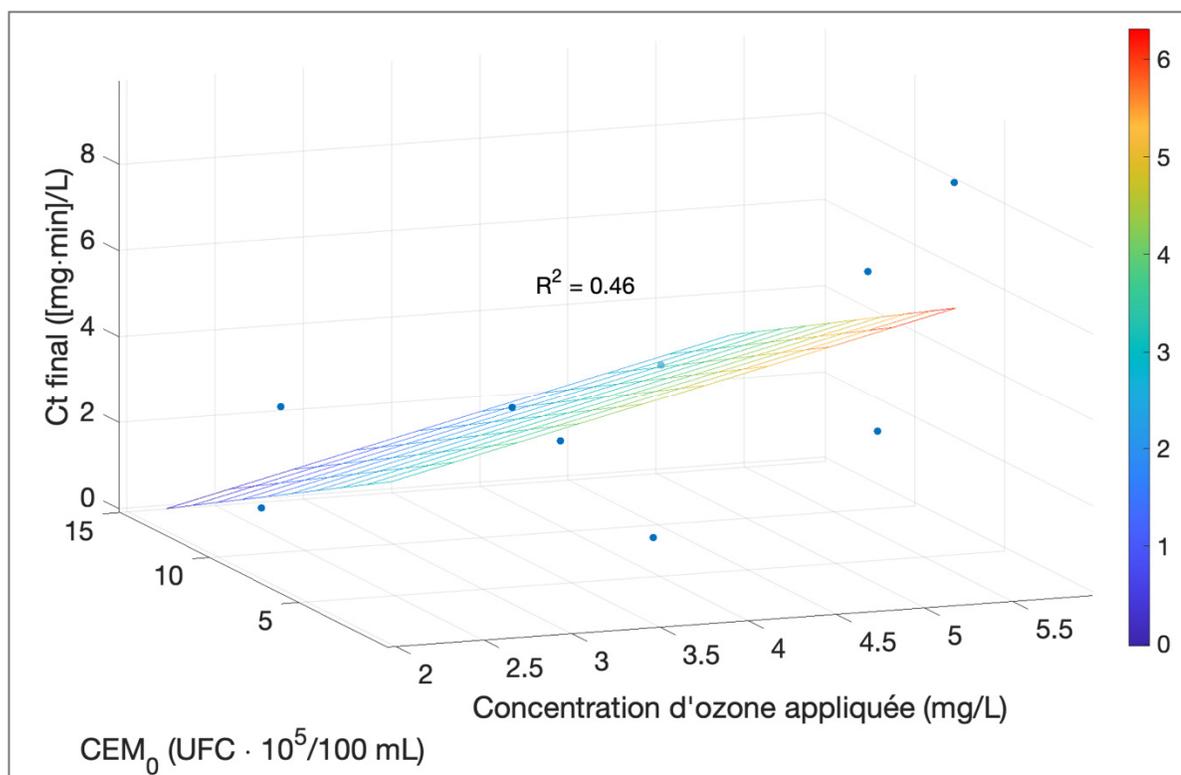


Figure 3.14 Variation dans l'obtention des valeurs de désinfection (Ct) au point *S-p5*

CHAPITRE 4

DISCUSSION

Ce chapitre discute de la validité des résultats présentés au chapitre précédent en offrant une comparaison avec les travaux de recherche retrouvés dans la littérature. Cette section permet donc de mettre en perspective les résultats obtenus dans le but de fournir des recommandations pour l'utilisation de ce type de réacteur dans le milieu industriel d'élevage piscicole et pour les recherches futures dans ce domaine.

4.1 Conception d'un réacteur d'ozonation en milieu piscicole

4.1.1 Turbulence du réacteur tubulaire

Les résultats d'écoulement et de mélange mettent d'avant l'importance d'une conception d'un réacteur d'ozonation maximisant la turbulence. En effet, plus la turbulence du système hydraulique est complète, plus le transfert de masse et d'énergie est efficace (Wilcox, 1993). Un maillage à l'intérieur des tuyaux, doublant le facteur de friction du système (de 0.031 pour un tuyau lisse à 0.06 avec le maillage), a ainsi pu empêcher l'accumulation de dépôts tout en favorisant un transfert d'ozone important. Des mélangeurs statiques ont également été installés à tous les 0.9 m (3 pi) au long du serpentín afin de favoriser le mélange et d'améliorer le transfert de gaz. Blackburn (2014) a démontré avec l'oxygène que l'installation de mélangeurs statiques permet un transfert considérablement plus efficace d'un gaz dans l'eau, soit $23 \pm 1 \%$ avec et $7 \pm 3 \%$ sans. De plus, comme la génération d'ozone impose de hauts coûts, la présence de mélangeurs statiques rend l'utilisation de ce gaz plus efficiente et elle permet ultimement l'obtention d'un traitement plus efficient (Martin & Galey, 1994; Munter, 2010). La combinaison du maillage avec la pression du système (152 kPa (22 psi) au point d'injection et 41 kPa (6 psi) en sortie) a permis l'obtention d'un transfert immédiat de l'ozone dans l'eau variant de 41 à 58 %, le reste étant immédiatement consommé ou se retrouve en bulles de gaz dans le réacteur. Avec les mélangeurs statiques et le maillage tout au long du réacteur, le mélange est homogène et turbulent.

Une limite dans la conception du réacteur utilisé pour ce projet est l'absence d'évent en sortie qui permettrait de mesurer l'ozone dans le gaz sortant et d'obtenir un bilan de masse d'ozone, permettant ainsi une détermination de la demande immédiate en ozone (Jung et al., 2004; Langlais et al., 1991; Xu et al., 2002). Comme le système tubulaire est sous pression, un évent ne permettrait pas de récupérer seulement le gaz, mais de l'eau également, empêchant l'utilisation d'un analyseur de concentration d'ozone gazeux au point de sortie. La détermination de la demande immédiate en ozone permet de mieux gérer la concentration en ozone et donc d'utiliser le gaz de façon plus efficiente, soit par exemple en obtenant une valeur de concentration d'ozone résiduel négligeable, voire nulle, en fin de procédé (Spiliotopoulou et al., 2018). Cependant, à la sortie du réacteur, l'ozone dans l'air ambiante n'était pas perceptible. Ainsi, l'absence de détection d'ozone dans l'air ambiant en sortie de réacteur, le seuil de perceptibilité à l'odorat étant de 0.02 ppm (Millar & Hodson, 2007), permet d'affirmer que la quantité d'ozone contenue dans le gaz en sortie soit négligeable. L'ozone est donc complètement transféré ou consommé dans l'eau et la différence entre la concentration d'ozone injectée dans l'eau et celle résiduelle correspond à la demande immédiate en ozone (illustrée graphiquement à la figure 3.7). Comme les mécanismes radicalaires consomment deux molécules d'ozone par radical actif généré (Gardoni et al., 2012), ces valeurs importantes de demande immédiate suggèrent que la consommation d'ozone du système est initialement occasionnée par ces mécanismes radicalaires.

4.1.2 Paramètres hydrauliques du réacteur

Par la suite, les tests de traçage à la fluorescence ont permis de démontrer que le système de traitement présente une bonne efficacité hydraulique ($0.75 < \lambda = 0.96$). Cette valeur signifie une absence de zones mortes dans le système en plus d'indiquer que le volume complet contenu dans le réacteur est en mouvement (Persson et al., 1999; Shih et al., 2016). Cela démontre ainsi qu'un produit injecté présente en moyenne le même temps de résidence ($\sqrt{t_m \cdot t_p}$) dans le serpentin que l'eau à traiter (t_n), par $\lambda = \frac{t_m \cdot t_p}{t_n^2} = 0.96 \cong 1 \Rightarrow \sqrt{t_m \cdot t_p} \cong t_n$. De plus, Martin et Galey (1994) avancent qu'en pratique, l'utilisation du temps de rétention de 90 % du débit est une valeur suffisamment près de celui réel pour appliquer le paramètre Ct à un système de

désinfection à l'ozone. Les valeurs obtenues lors des tests de fluorescence ($t_{90} = 218 \text{ s} \cong t_n = 216.8 \text{ s}$) supportent donc l'utilisation subséquente des paramètres Ct pour l'identification d'une force de désinfection pour chacun des points d'échantillonnage, puisque la concentration en ozone résiduel C mesurée peut être associée à un temps de contact t (équation 3.7). Ce temps de contact correspond à un temps équivalent pour l'eau, les micro-organismes emportés et l'ozone. En effet, dans un système mélangé et turbulent, les concentrations en ozone résiduel peuvent être considérées équivalentes à tout point à distance équivalente du point d'injection (Martin & Galey, 1994). La courbe d'évolution de la concentration du traceur obtenue montre une asymétrie positive, représentant une dispersion représentative d'un système permettant le mélange des produits injectés (Kass, 2018; Levenspiel, 1998).

Un avantage au réacteur tubulaire comme celui du présent projet est la possibilité d'installer plusieurs vannes d'échantillonnage permettant un suivi plus précis des paramètres de qualité de l'eau. En effet, chaque vanne correspond à un temps de contact différent et les multiples points d'échantillonnage permettent l'analyse de la cinétique de décomposition et de consommation de l'ozone à l'intérieur du réacteur. Cet avantage est considérable en comparaison avec les autres types de réacteurs tels que ceux composés de cuves ou de colonnes qui ne peuvent détenir que deux points d'échantillonnage par réacteur (Kim & Yousef, 2000). De plus, en pratique, les avantages des réacteurs tubulaires résident principalement à une meilleure utilisation de l'espace. En effet, de tels réacteurs possèdent une modularité supérieure par les diamètres inférieurs des conduites qui permettent d'installer le réacteur à des endroits plus compacts, où des colonnes ou des cuves ne pourraient pas être installées. De plus, puisque les conduites du réacteur tubulaire possèdent un diamètre plus faible, une turbulence plus importante peut être obtenue à un même débit (démonstré en Annexe V). Tel que décrit dans les paragraphes précédents, une turbulence supérieure permet un transfert ainsi qu'un mélange supérieurs de l'ozone dans l'eau. Les chercheurs ainsi que les opérateurs qui souhaitent suivre précisément l'évolution des paramètres de qualité de l'eau de leur système préféreront ainsi les réacteurs tubulaires.

4.2 Ozonation des eaux piscicoles et suivi de l'ozone résiduel

4.2.1 Qualité physico-chimique des eaux d'élevage piscicoles

Les valeurs de qualité physico-chimique des eaux d'élevage de la pisciculture Gilbert se retrouvent à l'intérieur des limites de tolérance des poissons présentées par Morin (2012). De plus, l'absence de bromures dans les eaux étudiées confirme la possibilité d'utilisation d'un traitement d'ozonation sécuritaire. En effet, l'oxydation des bromures crée des bromates qui sont des composés toxiques et cancérigènes pour les organismes aquatiques (Gonçalves & Gagnon, 2011; Hutchinson et al., 1997; Ozekin et al., 1998). Malgré que les bromures se retrouvent principalement en eau de mer (Gonçalves & Gagnon, 2011; Herwig et al., 2006), une vérification supplémentaire avant l'installation d'un système d'ozonation en eau douce consiste à confirmer l'absence de ce composé pour assurer la sécurité du système de traitement. Bien que les eaux d'élevage soient de qualité suffisante, le débit d'eau neuve, quoique variable, est important et a été ponctuellement mesuré à plus de 100 L/min.

Une augmentation du taux de recirculation préserve la source d'eau tout en réduisant le volume d'effluents rejeté au milieu récepteur (Blancheton et al., 2009; Kim et al., 2020; Martins et al., 2010). Cependant, une réduction de l'apport en eau neuve occasionne l'augmentation plus rapide du nombre de micro-organismes pathogènes et des paramètres physico-chimiques critiques pour la santé des poissons. Ainsi, l'ozonation des eaux piscicoles permettrait de maintenir la qualité au même niveau qu'observé durant ce projet, mais avec un taux de recirculation plus important. En effet l'ozonation permet une réduction des matières en suspension, l'oxydation des nitrites en nitrates en plus de réduire le carbone organique total et la couleur de l'eau (Davidson et al., 2011b; Gonçalves & Gagnon, 2011; Martins et al., 2010; Saad, 2019; Spiliotopoulou et al., 2018; Summerfelt, 2003; Xiao et al., 2019). Les résultats obtenus pour ce projet confirment l'enlèvement de la couleur apparente avec des taux d'enlèvement variant de 24 % à 41 %, selon la valeur de la couleur initiale.

4.2.2 Cinétique de consommation de l’ozone

Le suivi de l’ozone résiduel a montré que la vitesse de réaction de consommation obéissait à une loi de pseudo premier ordre. Les séries de données obtenues présentent deux gammes de constantes de vitesse de consommation d’ozone. Une gamme inférieure – $k_{\text{inférieure}} = 0.004 \pm 0.001 \text{ s}^{-1}$ (n = 12) – ainsi qu’une gamme d’un ordre de grandeur supérieur – $k_{\text{supérieure}} = 0.013 \pm 0.004 \text{ s}^{-1}$ (n = 6). Un exemple d’augmentation importante, jusqu’à un ordre de grandeur supplémentaire, de la consommation de l’ozone a été constaté lorsqu’un problème de pompe est survenu, causant alors l’arrêt complet de la recirculation de l’eau. Cet événement a ainsi provoqué l’accumulation des micro-organismes pathogènes et de la matière organique à l’intérieur du système. Gardoni et al. (2012) avancent que les constantes de vitesse de décomposition de l’ozone se retrouvent sur plus de neuf ordres de grandeur et dépendent principalement de la matière organique contenue dans l’eau (Bullock et al., 1997; Xu et al., 2002). La constante de décomposition de l’ozone dans l’eau distillée a été déterminée avec des valeurs de $0.0010 \pm 0.0002 \text{ s}^{-1}$ à pH neutre et de $0.002 \pm 0.001 \text{ s}^{-1}$ à un pH de 8 (Gardoni et al., 2012). Ainsi, considérant que le pH de la pisciculture se situe entre ces deux valeurs (7.7 ± 0.1) et que $k_{\text{inférieure}}$ est de $0.004 \pm 0.001 \text{ s}^{-1}$, l’eau de la pisciculture en situation de faible production et sans problème de pompe se retrouve dans le même ordre de grandeur que l’eau distillée. Ce résultat est expliqué par la faible concentration en matière organique. En effet, selon l’équation empirique $\log k_d = -7.116 + 0.66 \cdot \text{pH} + 0.61 \log(\text{COD}) - 0.42 \log\left(\frac{\text{Alcalinité totale}}{10}\right)$ présentée par Gardoni et al. (2012) et les constantes de décomposition de l’ozone obtenues expérimentalement, les valeurs de carbone organique dissous varient entre 1.6 et 10.8 mg-C/L. Ces valeurs calculées à l’aide de l’équation se situent dans le même ordre de grandeur que les valeurs mesurées lors de la caractérisation des eaux du système, soit 5.6 mg-C/L en moyenne avec des valeurs variant de 2.2 à 7.2 mg-C/L.

L’obtention de deux constantes distinctes de décomposition de l’ozone implique que la concentration de l’ozone est dépendant du niveau de production de poissons de la pisciculture, directement représenté par l’apport en nourriture ainsi que du taux de recirculation. Ce constat est important car cela exige aux opérateurs de modifier l’apport en ozone selon les différentes

étapes de production pour atteindre les mêmes objectifs de traitement. Par exemple, lors d'un changement important dans la proportion de l'apport en eau neuve à la pisciculture étudiée, l'eau s'est fortement colorée, passant d'une valeur de couleur apparente négligeable à 109 unités Pt/Co. Ce changement visible dans la couleur des bassins a probablement été causé par la défoliation des arbres de la région durant l'automne. Ce changement de couleur a provoqué une augmentation considérable de la demande immédiate en ozone (de 0.7 à 4.9 mg-O₃/L_{eau}), signifiant que l'ajustement de la concentration d'ozone est nécessairement dépendante de la matrice d'eau de source. Pour permettre un dosage adapté aux conditions d'opération, des auteurs (Bullock et al., 1997; de Jesus Gregersen et al., 2021; Martins et al., 2010; Summerfelt et al., 2009) suggèrent l'utilisation d'un dosage qui dépend de la quantité de nourriture apportée au système ou encore, d'opérer sur la base d'un ratio entre l'ozone injecté et un indicateur représentant la matière organique tel que le carbone organique dissous (Gardoni et al., 2012) ou des valeurs de fluorescence (Spiliotopoulou et al., 2017). En effet, Spiliotopoulou et al. (2017) indiquent que des molécules organiques (matières humiques, DBO, activité bactérienne, etc.) possèdent des paires λ (excitation, émission) qui réagissent spécifiquement au traitement d'ozonation. Ces paires de longueurs d'onde, par exemple λ (335 nm, 450 nm) et λ (275 nm, 310 nm), permettent de poser des objectifs de traitement en termes de fluorescence selon le dosage d'ozone appliqué (Spiliotopoulou et al., 2017), facilitait donc l'ajustement de la concentration en temps réel.

4.2.3 Suivi d'ozone résiduel

Pour un suivi d'ozone résiduel sans avoir recours à des analyses de laboratoire, quelques options sont disponibles pour les opérateurs du réacteur. Premièrement, l'utilisation du POR permet d'indiquer la présence d'ozone résiduel dans l'eau. Pour ce faire, une valeur limite de 150 mV (Li & Bishop, 2002) au-dessus du niveau de base doit être déterminée pour différencier l'effet de l'oxygène de l'ozone, valeur correspondant à 450 mV pour le système de traitement. Comme illustré par les résultats, cette valeur ne permet pas d'évaluer adéquatement la concentration en ozone résiduel, mais peut être utilisée comme alerte de présence d'ozone. Dans le cadre de ce projet, aucune valeur nulle d'ozone résiduel présentant un POR supérieur

à 600 mV n'a été retrouvé. Ainsi, une électrode de POR (reliée à un voyant lumineux) installée en sortie de procédé permettrait d'alerter l'opérateur lorsque le niveau est au-delà d'une valeur de consigne, indiquant alors une possible présence d'ozone en sortie de réacteurs et ainsi en contact avec les poissons. Des valeurs inférieures à 600 mV sont retrouvées par la littérature. Par exemple, Davidson et al. (2011b) ont identifié une valeur de POR de 300 mV qui, lorsqu'atteinte, arrête l'ozonation des bassins piscicoles. De cette façon, l'automatisation du système de traitement peut s'installer pour protéger les poissons en milieu d'élevage. Davidson et al. (2011a) indiquent que de la mortalité dans les bassins a été observée seulement lorsque le contrôle automatique a été désactivé par un opérateur. Un tel système permettrait donc à la pisciculture Gilbert de maintenir un traitement sécuritaire tout en offrant un meilleur contrôle du réacteur d'ozonation. Il est toutefois important de déterminer le niveau de base de POR du système étudié préalablement à l'instauration d'une valeur limite maximale.

Par ailleurs, la méthode indigo a été testée (APHA, 2017; Bader & Hoigné, 1981). Afin de vérifier si elle constituait une méthode pratique et suffisamment précise de détermination de la concentration en ozone résiduel. Ainsi, dans le cadre de ce projet, un spectrophotomètre de terrain a permis une détermination des concentrations en ozone résiduel à chaque point d'échantillonnage. Les essais ont montré que la méthode s'adaptait bien au contexte du site. Cette méthode est donc facilement adaptable pour l'utilisation par les opérateurs et permet une détermination plus précise que celle du DPD, méthode qui peut détecter d'autres oxydants comme le chlore libre (Gonçalves & Gagnon, 2011; Langlais et al., 1991).

4.2.4 Toxicité de l'ozone

L'ozone peut être toxique pour les poissons et des auteurs ont identifié une valeur sécuritaire chronique de POR de 300 mV (Davidson et al., 2011a). En utilisant l'équation obtenue dans le cadre de ce projet avec la compilation de données d'ozone résiduel et de POR ($POR = 85.1 \cdot \ln([O_3]) + 863$, $R^2 = 0.83$), un POR de 300 mV correspond à une valeur d'ozone résiduel de 0.001 mg/L, ce qui correspond à la moitié de la valeur sécuritaire avancée par Wedemeyer et al. (1979). Cette valeur n'a cependant pas été réévaluée et correspond uniquement à une valeur

connue comme étant sécuritaire, et non à une valeur limite maximale pour une toxicité chronique. Durant les expérimentations, le bris d'une pièce directement derrière la plaque d'hydro-injection d'ozone a causé le relargage d'une plus grande quantité d'ozone dans les bassins et les pisciculteurs ont noté un nombre supérieur de poissons situés à la surface de l'eau. De même, quelques poissons ont sauté en-dehors du bassin de classement. Ce comportement des poissons est caractéristique de leur inconfort. Cette situation a mis d'avant l'importance d'utiliser des matériaux résistants à l'ozone tels que l'acier inox 316, le PTFE, le cuivre ou le CPVC (Kim et al., 2003) en plus de souligner l'importance d'une observation visuelle du système pour s'assurer que toutes les pièces sont en état de fonctionnement normal. Des tests de toxicologie permettraient de déterminer une valeur maximale sécuritaire en contact avec les salmonidés et de mieux sécuriser l'utilisation d'un système d'ozonation en milieu piscicole. Cependant, comme le POR correspond à une valeur indirecte de la concentration en ozone, des tests de toxicologie devraient réévaluer une valeur limite maximale en termes de concentration d'ozone résiduel ($\text{mg-O}_3/\text{L}_{\text{eau}}$) avant d'identifier un POR associé à celle-ci. Finalement, lors de l'opération d'un système d'ozonation, des détecteurs d'ozone gazeux (relié à une alarme) doivent être installés puis utilisés par les opérateurs suivant les normes de toxicité émises par la CNESST afin de garantir une utilisation sécuritaire de ce gaz pour les utilisateurs et les poissons.

4.3 Désinfection à l'ozone des eaux piscicoles

4.3.1 Enlèvement des moisissures et organismes fongiques des eaux piscicoles

Les résultats montrent qu'un traitement à l'ozonation permet l'enlèvement des moisissures et organismes fongiques des eaux d'élevage piscicole. Des tests de colonisation de boîtes de pétri ont permis la démonstration d'un ralentissement important de l'activité des micro-organismes fongiques et semi-fongiques à l'intérieur du serpentin par le traitement d'ozonation. Malgré l'aspect semi-quantitatif de ces résultats, un mélange d'eau traitée (30 %) avec de l'eau non traitée (70 %) n'a pas empêché la colonisation complète de la boîte de pétri (*S-p6* sur la figure 4.10). En effet, les échantillons collectés à l'intérieur du serpentin présentent une proportion de colonisation minimale (10 %), alors que le point correspondant au mélange (*S-p6*) présente

une proportion de colonisation équivalente à celui du point de prétraitement ($\approx 80\%$). Cette observation implique l'importance de traiter la totalité des eaux pour empêcher une colonisation rapide du milieu. Comme ces micro-organismes sont nombreux et se reproduisent rapidement, un traitement par désinfection doit permettre de contrôler en continu leur présence pour protéger les poissons des maladies que ces micro-organismes provoquent. L'idéal serait un fongicide complet similaire au vert de malachite assurant l'enlèvement de 100 % des organismes *Saprolegnia* avec de basses concentrations du produit, mais il s'avère fortement toxique pour les poissons et les opérateurs (Alderman & Polglase, 1984). Les organismes du genre *Saprolegnia* sont les pathogènes les plus communs chez les salmonidés et causent une maladie mortelle nommée saprolégnose (Dix & Webster, 1995; Pickering & Willoughby, 1982; Sabah & Sana'a, 2018). La réduction d'activité de ces organismes en continu est particulièrement importante puisque chaque colonie produit une forte quantité de spores alors que les des poissons infectés peuvent relâcher jusqu'à 190 000 spores par minute (Willoughby & Pickering, 1977). Un mélange d'eau traitée avec de l'eau non traitée ne permet donc pas le maintien de leur population à de bas niveaux, puisque la proportion non traitée apporte une charge trop importante en moisissures. Cette conclusion rejoint celles de Schuur (2003) qui, en évaluant l'utilisation de l'ozonation pour le contrôle d'épidémies dans une ferme de production de crevettes, a découvert des failles dans son système de biosécurité lors d'un traitement d'une proportion insuffisante des eaux. Schuur (2003) indique que la conception initiale de la ferme d'élevage ne permettait pas le traitement de l'eau de source en plus de présenter un périmètre trop important pour empêcher une recontamination au long des bassins. Cela rejoint l'enjeu rencontré dans le cadre du présent projet, où la conception des pompes d'eau de source ne permet pas l'installation d'un traitement direct et en continu d'ozonation à l'entrée du système qui empêcherait de recontaminer le milieu d'élevage.

L'autre méthode de quantification de la charge en moisissures et en organismes fongiques des eaux d'élevage piscicole utilisé dans le cadre du projet a permis d'estimer l'enlèvement moyen à 1.2 ± 0.3 log avec un traitement à l'ozonation correspondant à un Ct de 3 mg·min/L. Avec les organismes fongiques et semi-fongiques, le compte sur boîte de pétri ne constitue pas une représentation du nombre d'individus, mais plutôt un nombre d'éléments reproductifs actifs

puisque un individu peut mener à plus d'un compte [spores + individus] (Kinsey et al., 2003). Le paramètre de la charge en moisissures et organismes fongiques (CEM) doit ainsi être considéré comme un indicateur d'activité et de reproduction et non comme un nombre total d'individus. Comme les milieux de reproduction sont réduits par l'ozonation, l'effet de l'enlèvement de ceux-ci correspond ultimement à une diminution de la population en empêchant une forte reproduction (Willoughby & Pickering, 1977). Avec un tel traitement, une réduction de la population de ces micro-organismes à 6 % (-1.2 log) de leur niveau initial est obtenue. Une telle réduction pourrait avoir un effet important sur la transmission et la prévalence des maladies fongiques. En effet, une des causes principales des épidémies de saprolégnose chez les salmonidés est le nombre d'individus pathogènes dans leur habitat (Pickering & Willoughby, 1982). La réduction de leur population en continu permet ultimement d'avoir un effet sur les incidences d'épidémies mortelles dans le système d'élevage.

4.3.2 Recommandations pour l'opération du réacteur d'ozonation

Les lieux de contamination à l'intérieur du serpentin sont un élément important à considérer et reflètent les difficultés d'éradication des organismes *Saprolegnia* décrites par Ali et al. (2013) et Touhali et Al-uguali (2019). Ces auteurs indiquent que ces micro-organismes peuvent former des colonies en biofilm qui s'accumulent sur les structures et que le biofilm permet la protection des micro-organismes à l'intérieur du film. Une production de spores à l'intérieur du système de traitement survient donc lorsque le niveau d'ozone résiduel n'est pas suffisant pour traverser le biofilm. La conservation d'un système de traitement propre est donc importante et le maintien d'une concentration d'ozone résiduel suffisante ($>1.0 \text{ mg-O}_3/\text{L}$) permet d'éviter que le système s'encrasse. De plus, les opérateurs du réacteur devraient prévoir des cycles de nettoyage à l'ozone inclus dans le processus de traitement pour assurer que ces biofilms ne se forment pas.

Bien qu'un Ct de $3 \text{ mg}\cdot\text{min}/\text{L}$ ne permet pas d'éliminer complètement les organismes fongiques et semi-fongiques (1.2 log d'enlèvement), des auteurs (Al-Shammari et al., 2019;

Forneris et al., 2003; Sabah & Sana'a, 2018) ont avancé que de tels traitements peuvent réduire l'incidence de saprolégnose dans les populations de poissons. En effet, des traitements à l'ozone de 0.1 mg-O₃/L pendant 15 minutes, correspondant à un Ct de 1.5 mg·min/L, permettent une réduction de l'incidence de saprolégnose sur des œufs. Cet enlèvement est similaire au formaldéhyde, antifongique utilisé actuellement en pisciculture sous forme de formaline (Forneris et al., 2003). De plus, Sabah et Sana'a (2018) et Al-Shammari et al. (2019) ont observé qu'un traitement constant à l'ozone de 0.5 mg-O₃/L a augmenté considérablement le taux de survie de carpes infectées par *Saprolegnia*, et que cette augmentation est plus importante que le groupe témoin traité à la formaline. Can et al. (2012) proposent également des valeurs de Ct variant entre 2 et 4 mg·min/L pour la désinfection des œufs de trois espèces de poissons. L'ozonation peut donc être considéré comme un traitement alternatif aux traitements actuellement utilisés. Toutefois, certains facteurs sont à considérer lors des traitements de désinfection à l'ozonation.

Comme indiqué au sous-chapitre 4.2, la consommation de l'ozone varie selon la présence de différents composés organiques. Puisque la consommation de l'ozone varie, le Ct associé à chaque point d'échantillonnage est influencé par la présence de ces composés et la force de désinfection dépend donc de la composition de l'eau traitée. Le suivi d'un indicateur indirect de la quantité de matière organique est recommandé. La combinaison de cet indicateur avec la concentration d'ozone injectée en entrée de procédé permet d'évaluer préalablement le Ct atteint en fin de procédé. Dans le cadre de ce projet, la charge initiale en organismes fongiques et semi-fongiques a été utilisée comme indicateur de matière organique. Une corrélation faible ($R^2 = 0.46$) a toutefois été obtenue entre la dose d'ozone injectée, la charge initiale en organismes fongiques et semi-fongiques et le Ct obtenu à la dernière vanne d'échantillonnage. Plus la charge initiale en micro-organismes est grande, plus le Ct final obtenu est faible, indiquant que la consommation de l'ozone est supérieure. Cette relation est évoquée par Hunt et Mariñas (1997) qui ont démontré avec la bactérie *E. Coli* que la consommation de l'ozone est également affectée par la charge en micro-organismes. Des auteurs proposent l'utilisation de la quantité de nourriture apportée au système, ou encore de la concentration en carbone organique dissous (Gardoni et al., 2012), pour permettre un ajustement adéquat de la

concentration d'ozone (Bullock et al., 1997; Martins et al., 2010). L'utilisation du paramètre Ct pour déterminer l'enlèvement d'organismes pathogènes demande une eau faiblement chargée, puisque la valeur varie significativement avec la demande immédiate en ozone (Xu et al., 2002). En effet, une eau trop chargée ne permet pas la généralisation d'une valeur de Ct pour un enlèvement d'organisme spécifique. Dans le cas d'une eau trop chargée, pour une pisciculture à grande production par exemple, la détermination de la concentration d'ozone injectée par masse de nourriture apportée aux bassins serait davantage judicieuse.

Les résultats de ce projet ont démontré que l'ozone réduit considérablement la quantité de moisissures et organismes fongiques des eaux piscicoles. Les résultats de la présente recherche combinés à ceux des précédents travaux supportent l'utilisation de l'ozonation comme solution alternative aux traitements antifongiques actuels. Bien que peu de recherches aient évalué l'effet de l'ozonation sur la survie et l'incidence de saprolégnose chez les salmonidés, les présents essais ont permis un traitement important (1.2 ± 0.3 log) de ces micro-organismes dans les eaux d'élevage de truites mouchetées à une valeur de Ct de 3 mg·min/L. De plus, plusieurs auteurs supportent le remplacement de la formaline par l'ozonation comme traitement antifongique puisqu'il permet un traitement efficace et sécuritaire s'il est bien contrôlé et suivi, alors que la formaline, bien qu'efficace, pose un danger pour les utilisateurs et les poissons tout en contaminant le milieu récepteur (Al-Shammari et al., 2019; Jensen et al., 2011; Leal et al., 2018; Sabah & Sana'a, 2018). Pour obtenir un traitement efficace, les résultats de ce projet ont démontré l'importance de la turbulence lors de la conception d'un réacteur d'ozonation. À cet égard, l'installation de mélangeurs statiques le long du réacteur tubulaire favorise le mélange de l'ozone avec l'eau, ce qui assure un meilleur contact entre les molécules à oxyder et le gaz et, conséquemment, un traitement plus efficace. Finalement, le traitement à l'ozone doit être en continu et sur la totalité du débit pour permettre un enlèvement suffisant et constant des organismes pathogènes contenus dans les eaux d'élevage piscicole.

CONCLUSION

Les systèmes d'aquaculture en recirculation permettent une production de biomasse supérieure tout en réduisant l'espace nécessaire à l'élevage, mais cette augmentation de production est caractérisée par une augmentation de la densité des poissons dans les bassins d'élevage. Une augmentation de la densité, combinée à la recirculation des eaux, provoquent une montée importante des micro-organismes pathogènes ainsi que des contaminants physico-chimiques dans les milieux d'élevage piscicole. Pour éviter une consommation trop importante d'eau de source et empêcher l'accumulation de ces paramètres nocifs pour la santé des poissons, la désinfection des eaux d'élevage piscicole est nécessaire. En outre, une forte densité de poissons conduit à une augmentation des contacts entre eux et donc à davantage de stress physiques, favorisant alors les risques de contaminations et de propagation de maladies, et amplifiant le besoin de désinfection. Les maladies affectant les salmonidés sont principalement des maladies de type fongiques. En effet, les micro-organismes fongiques et semi-fongiques sont omniprésents dans les milieux d'élevage piscicole. Les organismes semi-fongiques *Saprolegnia* représentent un problème d'importance pour les piscicultures puisqu'ils peuvent infecter les poissons et causer une maladie mortelle nommée saprolégnose. Cette maladie est responsable des plus grandes mortalités de masse en milieu de production de salmonidés et des traitements antifongiques sont nécessaires pour sécuriser les productions. Historiquement, le traitement le plus efficace était le vert de malachite, mais ce composé a été prohibé pour les productions alimentaires parce qu'il possède des propriétés cancérogènes et n'est donc pas sécuritaire pour les pisciculteurs et les consommateurs de ces poissons. Actuellement, le produit le plus couramment utilisé est la formaldéhyde mélangée à du méthanol, qui correspond à une solution aqueuse de formaldéhyde mélangée à du méthanol. Cependant, ce produit n'est également pas sécuritaire pour les utilisateurs puisqu'il est présumé être cancérogène et il contamine le milieu récepteur de l'effluent de la pisciculture.

L'étude présentée dans ce mémoire consistait à évaluer la possibilité d'utiliser l'ozonation comme solution alternative aux traitements antifongiques actuels en pisciculture, en plus d'étudier les variables de conception importantes pour l'installation d'un réacteur d'ozonation

à un site de production piscicole. L'objectif de ce mémoire était donc de développer une technologie, un nouveau type de réacteur d'ozonation pour les piscicultures, dans le but de résoudre la problématique des épidémies en milieu d'élevage piscicole. Pour ce faire, les eaux de la pisciculture Gilbert ont premièrement été caractérisées pour permettre la comparaison du système de traitement et les autres sites d'élevage piscicole. Ensuite, les éléments critiques de conception des réacteurs d'ozonation ont été présentés. La cinétique de consommation de l'ozone du système a été décrite. Finalement, l'enlèvement des micro-organismes pathogènes à l'aide du traitement à l'ozonation a été quantifié. Ce projet visait également à démontrer la sécurité d'utilisation d'un réacteur tubulaire d'hydro-injection d'ozone en milieu de production piscicole tout en analysant l'effet de la désinfection par ozonation des eaux d'élevage piscicoles sur les organismes fongiques et semi-fongiques.

Un réacteur tubulaire de 82.3 m (270 pi) a été élaboré puis installé sur le site des bassins de classement de la pisciculture Gilbert. Un maillage plastique ajouté à l'intérieur des tubes a ainsi permis de doubler le facteur de friction du système de 0.03 à 0.06 et d'obtenir une turbulence presque complète. Des mélangeurs statiques ont été installés à tous les 0.9 m (3 pi) et ils ont permis un mélange constant et complet pour favoriser le transfert de l'ozone dans l'eau et donc faciliter la désinfection. Le système a présenté une efficacité hydraulique λ de 0.96 et il ne contient donc pas de zones mortes. Le réacteur développé a fonctionné avec des débits d'eau supérieurs à 30 $L_{\text{eau}}/\text{min}$ et il a été testé pour des débits de gaz chargé en ozone variant entre 0.6 et 1.4 $L_{\text{gaz}}/\text{min}$. La concentration en ozone du gaz a varié de 160 à 190 $\text{mg-O}_3/\text{L}$ durant les essais. La qualité physico-chimique des eaux traitées à l'aide du réacteur tubulaire d'ozonation est demeuré à l'intérieur des limites de tolérance des salmonidés. Par la suite, les résultats ont montré que la consommation de l'ozone obéit à la loi du premier ordre avec deux constantes de vitesse distinctes, soit $0.004 \pm 0.001 \text{ s}^{-1}$ ($n = 12$) et $0.013 \pm 0.004 \text{ s}^{-1}$ ($n = 6$). En effet, les travaux ont démontré que la vitesse de décomposition de l'ozone peut varier jusqu'à un ordre de grandeur selon la charge en matière organique. Par exemple, un arrêt dans la recirculation a occasionné l'accumulation des micro-organismes et de la matière organique, augmentant alors la consommation d'ozone. Comme l'ozone résiduel peut être toxique pour les poissons, des systèmes de sécurité doivent être utilisés pour protéger les poissons et les pisciculteurs.

Ainsi, les résultats démontrent qu'il est possible d'utiliser une électrode de POR comme alerte de présence d'ozone dans les bassins avec les poissons, par exemple lors de la détection d'une valeur de POR au-dessus de 600 mV, pour ainsi automatiser l'arrêt de l'ozonation et protéger leur santé.

Les essais d'enlèvement d'organismes fongiques et semi-fongiques ont démontré que le mélange d'une eau traitée (30 %) avec une eau non-traitée (70 %) n'empêche pas leur multiplication. Ces résultats illustrent donc l'importance de traiter la totalité du débit et d'offrir un traitement en continu pour conserver la population de micro-organismes pathogènes à un niveau minimal et empêcher une recontamination du système post-traitement. De plus, les résultats ont montré un enlèvement moyen de 1.2 ± 0.3 log des organismes fongiques et semi-fongiques à l'aide d'un traitement d'ozonation correspondant à une valeur de Ct de 3 mg·min/L. Finalement, les valeurs de Ct obtenues au dernier point d'échantillonnage n'étaient pas simplement gouvernées par la concentration injectée d'ozone, mais également par la charge de micro-organismes fongiques et semi-fongiques. Ces variations dans la cinétique de consommation de l'ozone impliquent que des méthodes de suivi du traitement de l'ozone doivent non seulement prendre en compte la concentration injectée, mais également un indicateur de la charge organique contenue dans l'eau, par exemple la quantité de nourriture donnée aux poissons.

L'ozonation constitue une alternative aux traitements antifongiques actuels. Ce projet a démontré le fonctionnement d'un nouveau type de réacteur pour le milieu piscicole, un réacteur tubulaire horizontal d'hydro-injection d'ozone, en plus d'indiquer les paramètres critiques à considérer pour assurer un traitement efficace. La modularité du réacteur permet aux pisciculteurs de l'installer près des bassins sans avoir recours à un espace vertical important. La conception et le montage du réacteur tubulaire d'ozonation ont permis le développement de compétences spécifiques au domaine du traitement des eaux par désinfection. Ces compétences de terrain sont accompagnées de connaissances avancées des écosystèmes d'élevage piscicole et de l'impact de ceux-ci sur les utilisateurs, les poissons et les milieux récepteurs. L'installation de cette technologie dans les milieux d'élevage piscicole permet de préserver

l'eau de source tout en abaissant en continu les populations de micro-organismes pathogènes qui provoquent des épidémies mortelles chez les poissons. Cependant, certains éléments restent à être explorés pour caractériser complètement le processus d'enlèvement des micro-organismes fongiques et semi-fongiques par l'ozonation en pisciculture et ainsi contrôler les épidémies de saprolégnose. Comme le site d'étude correspondait seulement aux bassins de classement, des essais réalisés à plus grande échelle permettraient d'évaluer l'effet de l'ozonation sur un bassin de grossissement complet d'une pisciculture. Une telle étude pourrait évaluer l'efficacité de l'ozone à maintenir les paramètres physico-chimiques malgré les modifications du taux de recirculation, en plus d'évaluer la prévalence de saprolégnose ou la quantité de micro-organismes fongiques dans le milieu d'élevage.

ANNEXE I

MONTAGE D'OZONATION DES EAUX D'ÉLEVAGE PISCICOLE



Figure-A I Réacteur tubulaire sous pression d'ozonation
[A] Montage complet (82.3 m ; 270 pi), [B] Plaque d'hydro-injection d'ozone

ANNEXE II

DÉTERMINATION DU DIAMÈTRE DES BULLES

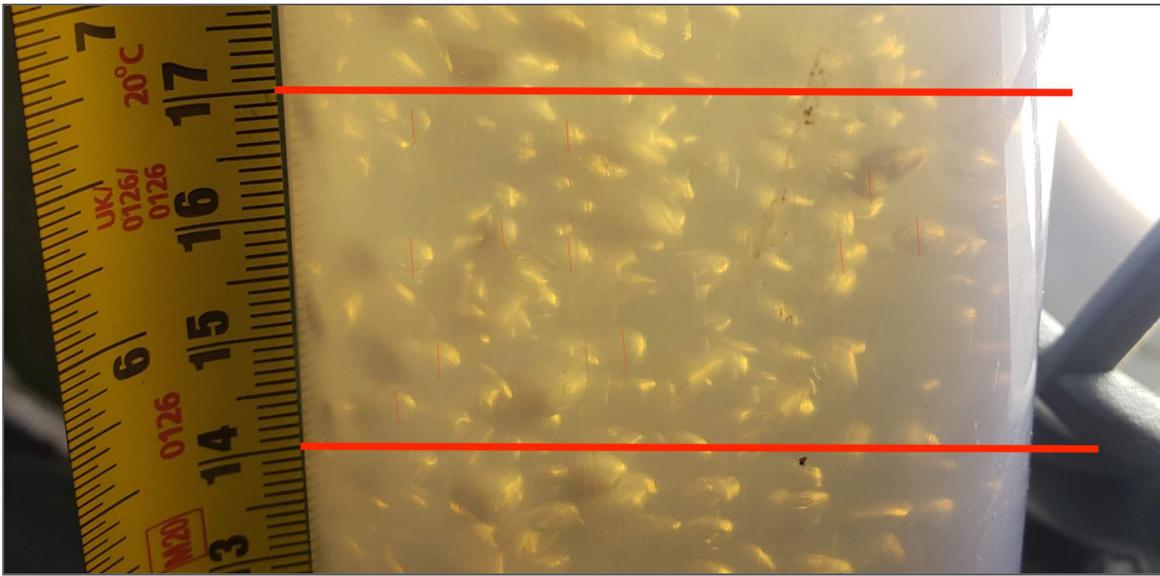


Figure-A II Observation du diamètre des bulles ($Q_{\text{eau}} = 34 \text{ L/min}$ et $Q_{\text{gaz}} = 1.0 \text{ L/min}$)

ANNEXE III

DÉTERMINATION DU PARAMÈTRE Ct

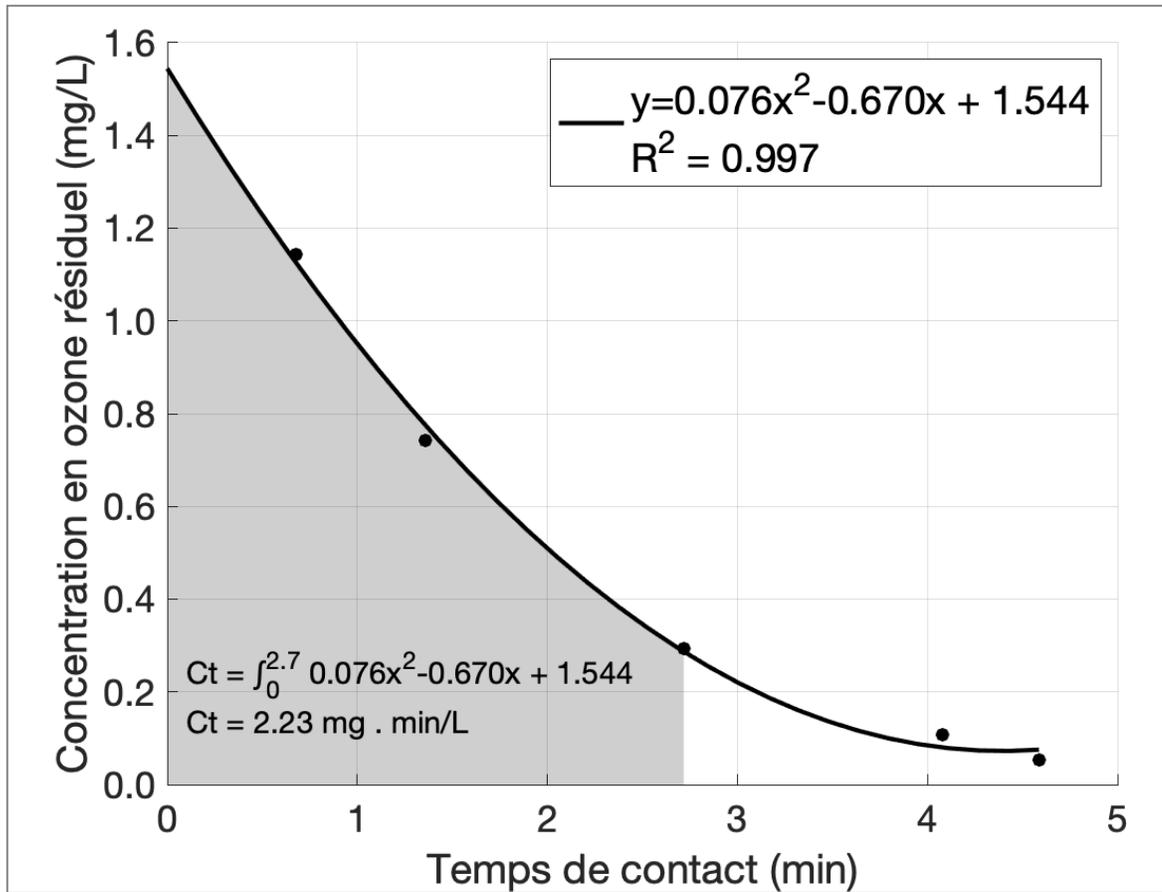


Figure-A III Détermination du paramètre Ct pour la vanne $S-p3$ ($t = 2.7$ min)

ANNEXE IV

DÉTERMINATION DE L'INFLUENCE DU DIAMÈTRE DE LA CONDUITE SUR LA TURBULENCE D'UN SYSTÈME À DÉBIT CONSTANT

L'équation A-V.1 représente le nombre de Reynolds d'un système selon la vitesse du fluide (μ [$\frac{m}{s}$]), le diamètre du tube (d_h [m]) et de la viscosité cinématique du fluide (ν [m^2/s]).

$$Re = \frac{\mu \cdot d_h}{\nu} \quad (\text{A-V.1})$$

Par la suite, le débit (Q [m^3/s]) et l'aire de la section du tube (A [m^2]) influencent également la vitesse du fluide selon l'équation A-V.2.

$$Q = \mu \cdot A = u \cdot \pi \cdot \left(\frac{d_h}{2}\right)^2 = \mu \cdot \pi \cdot \frac{d_h^2}{4} \Rightarrow \mu = \frac{4 \cdot Q}{\pi \cdot d_h^2} \quad (\text{A-V.2})$$

En remplaçant μ par l'expression équivalente dans l'équation A-V.1, on obtient l'équation A-V.3.

$$Re = \frac{4 \cdot Q \cdot d_h}{\pi \cdot d_h^2 \cdot \nu} = \frac{4 \cdot Q}{\pi \cdot d_h \cdot \nu} \quad (\text{A-V.3})$$

Puisque $\frac{4}{\pi \cdot \nu}$ peut être considérée comme une constante dans un système à température et pression constante avec une matrice d'eau constante et équivalente en tout temps, cette expression peut s'identifier par une constante k .

$$Re = \frac{k \cdot Q}{d_h} \quad (\text{A-V.4})$$

Ainsi, en assumant un débit (Q) constant, la diminution du diamètre (d_h) implique une augmentation du nombre de Reynolds qui, pour un système avec un coefficient de friction constant, provoque l'augmentation de la turbulence du système.

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abdulkadir, M., Ugwoke, B., Abdulkareem, L. A., Zhao, D., & Hernandez-Perez, V. (2021). Experimental investigation of the characteristics of the transition from spherical cap bubble to slug flow in a vertical pipe. *Experimental Thermal and Fluid Science*, 124, 110349. doi: <https://doi.org/10.1016/j.expthermflusci.2021.110349>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0894177721000030>
- ACF, & AIMARA. (2010). *La pisciculture de subsistance en étangs en Afrique : Manuel technique*. Action Contre la Faim (ACF) & AIMARA.
- Al-Shammari, S. M. H., Sana'a, A. M., & Kane, A. M. (2019). Evaluation the Ozone Treatment To Control the Infection of Saprolegniasis in *Cyprinus carpio* L. Dans *Journal of Physics: Conference Series* (Vol. 1294, pp. 062049). IOP Publishing.
- Alderman, D., & Polglase, J. L. (1984). A comparative investigation of the effects of fungicides on *Saprolegnia parasitica* and *Aphanomyces astaci*. *Transactions of the British Mycological Society*, 83(2), 313-318.
- Ali, S. E., Thoen, E., Vrålstad, T., Kristensen, R., Evensen, Ø., & Skaar, I. (2013). Development and reproduction of *Saprolegnia* species in biofilms. *Veterinary Microbiology*, 163(1), 133-141. doi: <https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2012.12.012>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378113512006906>
- Alkoaik, F. N. (2009). Ozone treatment of animal manure for odor control. *American Journal of Environmental Sciences*, 5(6), 765.
- Allen, B., Wu, J., & Doan, H. (2003). Inactivation of Fungi Associated with Barley Grain by Gaseous Ozone. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 38(5), 617-630. doi: 10.1081/pfc-120023519. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1081/pfc-120023519>
- Amiroudine, S., & Battaglia, J. L. (2011). *Mécanique des fluides*. Dunod. Repéré à <https://books.google.ca/books?id=SqF9tgAACAAJ>
- APHA. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23 éd.). American Public Health Association, Washington, DC.
- Bader, H., & Hoigné, J. (1981). Determination of ozone in water by the indigo method. *Water Research*, 15(4), 449-456. doi: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(81\)90054-3](https://doi.org/10.1016/0043-1354(81)90054-3). Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135481900543>
- Barkley, D., Song, B., Mukund, V., Lemoult, G., Avila, M., & Hof, B. (2015). The rise of fully turbulent flow. *Nature*, 526(7574), 550-553. doi: 10.1038/nature15701. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1038/nature15701>
- Bérubé, É. (2021). Colonies de *Saprolegnia* sur de la nourriture tombée au sol.

- Bhérier, Y. (2015). *Alimentation et croissance de l'omble moulac et de l'omble lacmou dans la Réserve faunique de Portneuf* (Université du Québec à Chicoutimi).
- Bijo, P. A., Thorarensen, H., Johannsson, R., & Jensson, P. (2007). Feasibility study of a recirculation aquaculture system. *Malaysian Fisheries Development Authority. Kuala Lumpur, Malaysia.*
- Blackburn, E. (2014). *Analyse par utilisation de l'oxygène de différentes configurations d'un pilote ciblant la diffusion d'un gaz dans l'eau* (École de technologie supérieure, Université du Québec). Repéré à https://espace.etsmtl.ca/id/eprint/1284/1/BLACKBURN_Eric.pdf
- Blancheton, J.-P., Bosc, P., Hussenot, J. M.-É., Roque D'Orbcastel, E., & Romain, D. (2009). Tendances pour la pisciculture européenne de demain: cages au large, systèmes en eau recirculée et systèmes intégrés. *Agriculture, 18*(2), 227-234. doi: 10.1684/agr.2009.0294. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1684/agr.2009.0294>
- Bourgault-Faucher, G. (2020). *L'économie des pêches au Québec : analyse et propositions pour favoriser la commercialisation des produits de la mer du Québec sur le marché domestique*. Institut de Recherche en Économie Contemporaine (IRÉC).
- Bullock, G. L., Summerfelt, S. T., Noble, A. C., Weber, A. L., Durant, M. D., & Hankins, J. A. (1997). Ozonation of a recirculating rainbow trout culture system I. Effects on bacterial gill disease and heterotrophic bacteria. *Aquaculture, 158*(1-2), 43-55. doi: 10.1016/s0044-8486(97)00063-x. Repéré à [https://dx.doi.org/10.1016/s0044-8486\(97\)00063-x](https://dx.doi.org/10.1016/s0044-8486(97)00063-x)
- Can, E., Karacalar, U., Saka, S., & Firat, K. (2012). Ozone Disinfection of Eggs from Gilthead Seabream *Sparus aurata*, Sea Bass *Dicentrarchus labrax*, Red Porgy, and Common Dentex *Dentex dentex*. *Journal of Aquatic Animal Health, 24*(2), 129-133. doi: 10.1080/08997659.2012.675925. Repéré à <https://doi.org/10.1080/08997659.2012.675925>
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., . . . Wardle, D. A. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature, 486*(7401), 59.
- Chang, T.-J., Chang, Y.-S., Lee, W.-T., & Shih, S.-S. (2016). Flow uniformity and hydraulic efficiency improvement of deep-water constructed wetlands. *Ecological Engineering, 92*, 28-36. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.03.028>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092585741630177X>
- Chen, S., Timmons, M. B., Aneshansley, D. J., & Bisogni, J. J. (1993). Suspended solids characteristics from recirculating aquacultural systems and design implications. *Aquaculture, 112*(2), 143-155. doi: [https://doi.org/10.1016/0044-8486\(93\)90440-A](https://doi.org/10.1016/0044-8486(93)90440-A). Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/004484869390440A>
- Christensen, P. A., Yonar, T., & Zakaria, K. (2013). The Electrochemical Generation of Ozone: A Review. *Ozone: Science & Engineering, 35*(3), 149-167. doi: 10.1080/01919512.2013.761564. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1080/01919512.2013.761564>

- Clauser, F. H. (1956). The Turbulent Boundary Layer. Dans H. L. Dryden & T. von Kármán (Éds.), *Advances in Applied Mechanics* (Vol. 4, pp. 1-51). Elsevier. doi: [https://doi.org/10.1016/S0065-2156\(08\)70370-3](https://doi.org/10.1016/S0065-2156(08)70370-3). Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0065215608703703>
- Coker, W. C. (1923). *The Saprolegniaceae: With notes on other water molds* (Vol. 20). University of North Carolina Press.
- Cullen, P. J., Tiwari, B. K., O'Donnell, C. P., & Muthukumarappan, K. (2009). Modelling approaches to ozone processing of liquid foods. *Trends in Food Science & Technology*, 20(3), 125-136. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2009.01.049>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924224409000508>
- David, J. (2013). Maximizing the contribution of fish to human nutrition: Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Davidson, J., Good, C., Welsh, C., & Summerfelt, S. T. (2011a). Abnormal swimming behavior and increased deformities in rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* cultured in low exchange water recirculating aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 45(3), 109-117. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2011.08.005>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S014486091100063X>
- Davidson, J., Good, C., Welsh, C., & Summerfelt, S. T. (2011b). The effects of ozone and water exchange rates on water quality and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* performance in replicated water recirculating systems. *Aquacultural Engineering*, 44(3), 80-96. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2011.04.001>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0144860911000148>
- de Jesus Gregersen, K. J., Pedersen, L.-F., Pedersen, P. B., Syropoulou, E., & Dalsgaard, J. (2021). Foam fractionation and ozonation in freshwater recirculation aquaculture systems. *Aquacultural Engineering*, 95, 102195. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2021.102195>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0144860921000510>
- DeLong, D. P., & Losordo, T. (2012). *How to start a Biofilter*. Southern Regional Aquaculture Center.
- Deus, R., Brito, D., Mateus, M., Kenov, I., Fornaro, A., Neves, R., & Alves, C. N. (2013). Impact evaluation of a pisciculture in the Tucuruí reservoir (Pará, Brazil) using a two-dimensional water quality model. 487, 1-12. doi: 10.1016/j.jhydrol.2013.01.022. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.01.022>
- Dick, M. W. (1972). Morphology and taxonomy of the Oomycetes, with special reference to Saprolegniaceae, Leptomitaceae, and Phythiaceae. *New Phytologist*, 71(6), 1151-1159. doi: 10.1111/j.1469-8137.1972.tb01993.x. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.1972.tb01993.x>
- Direction de la gestion des espèces et des habitats. (1990). *Modes de contrôle des poissons indésirables: revue et analyse critique de la littérature*. Québec: Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche (MLCP).

- Dix, N. J., & Webster, J. (1995). Aquatic fungi. Dans *Fungal Ecology* (pp. 225-283). Springer.
- Dodds, W. K., & Smith, V. H. (2016). Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, 6(2), 155-164. doi: 10.5268/IW-6.2.909. Repéré à <https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.5268/IW-6.2.909>
- Dowideit, P., & von Sonntag, C. (1998). Reaction of Ozone with Ethene and Its Methyl- and Chlorine-Substituted Derivatives in Aqueous Solution. *Environmental Science & Technology*, 32(8), 1112-1119. doi: 10.1021/es971044j. Repéré à <https://doi.org/10.1021/es971044j>
- Espinal, C. A., & Matulić, D. (2019). Recirculating aquaculture technologies. Dans *Aquaponics food production systems* (pp. 35-76). Springer, Cham.
- FAO. (2016). *La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture 2016. Contribuer à la sécurité alimentaire et à la nutrition de tous*. Rome. Repéré à <http://www.fao.org/3/a-i5555f.pdf>
- FAO. (2020). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action*. Rome. Repéré à <https://doi.org/10.4060/ca9229en>
- Farines, V., Baig, S., Albet, J., Molinier, J., & Legay, C. (2003). Ozone transfer from gas to water in a co-current upflow packed bed reactor containing silica gel. *Chemical Engineering Journal*, 91(1), 67-73. doi: [https://doi.org/10.1016/S1385-8947\(02\)00137-7](https://doi.org/10.1016/S1385-8947(02)00137-7). Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894702001377>
- Flack, K. A. (2018). Moving beyond Moody. *Journal of Fluid Mechanics*, 842, 1-4. doi: 10.1017/jfm.2018.154. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1017/jfm.2018.154>
- Forneris, G., Bellardi, S., Palmegiano, G. B., Saroglia, M., Sicuro, B., Gasco, L., & Zoccarato, I. (2003). The use of ozone in trout hatchery to reduce saprolegniasis incidence. *Aquaculture*, 221(1-4), 157-166. doi: 10.1016/S0044-8486(02)00518-5
- Fournier, J. (2012). Optimisation de la formulation d'un régime à teneur réduite en phosphore chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) dans le but de réduire les rejets en phosphore.
- Freitas-Silva, O., & Venâncio, A. (2010). Ozone applications to prevent and degrade mycotoxins: a review. *Drug Metabolism Reviews*, 42(4), 612-620. doi: 10.3109/03602532.2010.484461. Repéré à <https://dx.doi.org/10.3109/03602532.2010.484461>
- Gardoni, D., Vailati, A., & Canziani, R. (2012). Decay of Ozone in Water: A Review. *Ozone: Science & Engineering*, 34(4), 233-242. doi: 10.1080/01919512.2012.686354. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1080/01919512.2012.686354>
- Geweely, N. S. I. (2011). Evaluation of ozone for preventing fungal influenced corrosion of reinforced concrete bridges over the River Nile, Egypt. *Biodegradation*, 22(2), 243-252. doi: 10.1007/s10532-010-9391-7. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1007/s10532-010-9391-7>

- Ghomi, M. R., Esmaili, A., Vossoughi, G., Keyvan, A., & Nazari, R. M. (2007). Comparison of ozone, hydrogen peroxide and removal of infected eggs for prevention of fungal infection in sturgeon hatchery. *Fisheries Science*, 73(6), 1332-1337. doi: 10.1111/j.1444-2906.2007.01472.x. Repéré à <https://doi.org/10.1111/j.1444-2906.2007.01472.x>
- Giles, R. V. (1983). *Schaum's Outline of theory and problems of fluid mechanics and hydraulics : SI (metric) edition*. Singapore: McGraw-Hill.
- Glaze, W. H. (1986). Reaction products of ozone: a review. *Environmental Health Perspectives*, 69, 151-157. doi: 10.1289/ehp.8669151. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1289/ehp.8669151>
- Gonçalves, A. A., & Gagnon, G. A. (2011). Ozone Application in Recirculating Aquaculture System: An Overview. *Ozone: Science & Engineering*, 33(5), 345-367. doi: 10.1080/01919512.2011.604595. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1080/01919512.2011.604595>
- Gouvernement du Québec. (2019). *Plan de gestion de l'omble de fontaine au Québec 2020-2028. Document synthèse*. Québec, Québec. Repéré à <https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/4054700>
- Hargreaves, J. A. (1998). Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture*, 166(3-4), 181-212. doi: 10.1016/s0044-8486(98)00298-1. Repéré à [https://dx.doi.org/10.1016/s0044-8486\(98\)00298-1](https://dx.doi.org/10.1016/s0044-8486(98)00298-1)
- Heikkinen, J., Mustonen, S. M., Eskelinen, P., Sundberg, L. R., & Von Wright, A. (2013). Prevention of fungal infestation of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) eggs using UV irradiation of the hatching water. *Aquacultural Engineering*, 55, 9-15. doi: 10.1016/j.aquaeng.2013.01.001. Repéré à <Go to ISI>://WOS:000320216100002
- Henriksson, P. J. G., Guinée, J. B., Kleijn, R., & De Snoo, G. R. (2012). Life cycle assessment of aquaculture systems—a review of methodologies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(3), 304-313. doi: 10.1007/s11367-011-0369-4. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1007/s11367-011-0369-4>
- Herwig, R., Cordell, Jr., Perrins, J., Dinnel, P., Gensemer, R., Stubblefield, W., . . . Cooper, W. (2006). Ozone treatment of ballast water on the oil tanker S/T Tonsina: chemistry, biology and toxicity. *Marine Ecology Progress Series*, 324, 37-55. doi: 10.3354/meps324037. Repéré à <https://dx.doi.org/10.3354/meps324037>
- Hilderbrand, R. H., & Kershner, J. L. (2004). Influence of Habitat Type on Food Supply, Selectivity, and Diet Overlap of Bonneville Cutthroat Trout and Nonnative Brook Trout in Beaver Creek, Idaho. *North American Journal of Fisheries Management*, 24(1), 33-40. doi: 10.1577/m02-192. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1577/m02-192>
- Hinzelin, F., & Block, J. C. (1985). Yeasts and filamentous fungi in drinking water. *Environmental Technology Letters*, 6(1-11), 101-106. doi: 10.1080/09593338509384324. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1080/09593338509384324>
- Hoigné, J. (1988). The Chemistry of Ozone in Water. Dans (pp. 121-141). Springer US. doi: 10.1007/978-1-4684-8556-1_11. Repéré à https://dx.doi.org/10.1007/978-1-4684-8556-1_11

- Hozalski, R. M., Goel, S., & Bouwer, E. J. (1995). TOC removal in biological filters. *Journal - American Water Works Association*, 87(12), 40-54. doi: 10.1002/j.1551-8833.1995.tb06464.x. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1002/j.1551-8833.1995.tb06464.x>
- Hunt, N. K., & Mariñas, B. J. (1997). Kinetics of Escherichia coli inactivation with ozone. *Water Research*, 31(6), 1355-1362. doi: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00394-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00394-6). Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135496003946>
- Hutchinson, T. H., Hutchings, M. J., & Moore, K. W. (1997). A review of the effects of bromate on aquatic organisms and toxicity of bromate to oyster (*Crassostrea gigas*) embryos. *Ecotoxicol Environ Saf*, 38(3), 238-243. doi: 10.1006/eesa.1997.1584
- Jensen, M. A., Ritar, A. J., Burke, C., & Ward, L. R. (2011). Seawater ozonation and formalin disinfection for the larval culture of eastern rock lobster, *Jasus (Sagmariasus) verreauxi*, phyllosoma. *Aquaculture*, 318(1), 213-222. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2011.05.001>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848611003784>
- Jeong, H., & Song, S. J. (2021). Surface Roughness Impact on Boundary Layer Transition and Loss Mechanisms Over a Flat-Plate Under a Low-Pressure Turbine Pressure Gradient. *Journal of Turbomachinery*, 144(1). doi: 10.1115/1.4051937. Repéré à <https://doi.org/10.1115/1.4051937>
- Jiang, J.-Q., & Lloyd, B. (2002). Progress in the development and use of ferrate(VI) salt as an oxidant and coagulant for water and wastewater treatment. *Water Research*, 36(6), 1397-1408. doi: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00358-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00358-X). Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004313540100358X>
- Jung, H., Kim, J., & Choi, H. (2004). Reaction Kinetics of Ozone in Variably Saturated Porous Media. *Journal of Environmental Engineering*, 130(4), 432-441. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9372(2004)130:4(432). Repéré à [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2004\)130:4\(432\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2004)130:4(432))
- Kass, W. (2018). *Tracing technique in geohydrology*. Routledge.
- Kebede, T., Haile, E., Awgichew, G., & Walelign, T. (2020). Heat and Mass Transfer in Unsteady Boundary Layer Flow of Williamson Nanofluids. *Journal of Applied Mathematics*, 2020, 1-13. doi: 10.1155/2020/1890972. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1155/2020/1890972>
- Kestin, J., Sokolov, M., & Wakeham, W. A. (1978). Viscosity of liquid water in the range— 8 C to 150 C. *Journal of Physical and Chemical Reference Data*, 7(3), 941-948.
- Kim, J.-G., Yousef, A. E., & Khadre, M. A. (2003). Ozone and its current and future application in the food industry.
- Kim, J. G., & Yousef, A. E. (2000). Inactivation Kinetics of Foodborne Spoilage and Pathogenic Bacteria by Ozone. *Journal of Food Science*, 65(3), 521-528. doi: 10.1111/j.1365-2621.2000.tb16040.x. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2621.2000.tb16040.x>

- Kim, K., Hur, J. W., Kim, S., Jung, J.-Y., & Han, H.-S. (2020). Biological wastewater treatment: Comparison of heterotrophs (BFT) with autotrophs (ABFT) in aquaculture systems. *Bioresource Technology*, 296, 122293. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122293>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852419315238>
- Kinsey, G., Paterson, R., & Kelley, J. (2003). Filamentous fungi in water systems. *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology*, 77, 819.
- Kitayama, J., & Kuzumoto, M. (1997). Theoretical and experimental study on ozone generation characteristics of an oxygen-fed ozone generator in silent discharge. *Journal of Physics D: Applied Physics*, 30(17), 2453.
- Kogelschatz, U. (1988). Advanced Ozone Generation. Dans (pp. 87-118). Springer US. doi: 10.1007/978-1-4684-8556-1_9. Repéré à https://dx.doi.org/10.1007/978-1-4684-8556-1_9
- Laçasse, S., & Magnan, P. (1994). *Distribution post-glaciaire de l'omble de fontaine dans le bassin hydrographique du fleuve Saint-Laurent: impact des interventions humaines*. Gouvernement du Québec, Ministère de l'environnement et de la faune
- Lafferty, K. D., & Kuris, A. M. (2002). Trophic strategies, animal diversity and body size. *Trends in ecology & evolution*, 17(11), 507-513. doi: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(02\)02615-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(02)02615-0). Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534702026150>
- Langlais, B., Reckhow, D. A., & Brink, D. R. (1991). *Ozone in water treatment: application and engineering*. CRC press.
- Leal, J. F., Neves, M. G. P. M. S., Santos, E. B. H., & Esteves, V. I. (2018). Use of formalin in intensive aquaculture: properties, application and effects on fish and water quality. *Reviews in Aquaculture*, 10(2), 281-295. doi: 10.1111/raq.12160. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1111/raq.12160>
- Levenspiel, O. (1998). *Chemical reaction engineering*. John Wiley & Sons.
- Li, B., & Bishop, P. (2002). Oxidation-reduction potential (ORP) regulation of nutrient removal in activated sludge wastewater treatment plants. *Water Science and Technology*, 46(1-2), 35-39. doi: 10.2166/wst.2002.0452. Repéré à <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0452>
- Macedo, C. F., & Sipaúba-Tavares, L. H. (2010). Eutrophication and water quality in pisciculture: consequences and recommendations. *Boletim do Instituto de Pesca*, 36(2), 149-163.
- Manning, T. J., & Hedden, J. (2001). Gas Mixtures and Ozone Production in an Electrical Discharge. *Ozone: Science & Engineering*, 23(2), 95-103. doi: 10.1080/01919510108961992. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1080/01919510108961992>
- MAPAQ. (2016). *Entreprendre un projet d'aquaculture en eau douce au Québec*. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). Repéré à https://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/Publications/Entreprendre_projet_d'aquaculture.pdf

- MAPAQ. (2019). *Portrait-diagnostic sectoriel sur l'aquaculture en eau douce au Québec*. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ).
- MAPAQ. (2020). *Plan d'action 2018-2023 pour la réussite de la politique bioalimentaire partenaires, ministères et organismes*. MAPAQ.
- MAPAQ, & Tremblay, I. (2018). *Pêches et aquaculture commerciales au Québec en un coup d'oeil : Portrait statistique - Édition 2017*. MAPAQ. Repéré à https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/14525?docref=zB-7OMF7vHH3bk_rZFqp9g
- Martin, N., & Galey, C. (1994). Use of static mixer for oxidation and disinfection by ozone. *Ozone: Science & Engineering*, 16(6), 455-473.
- Martins, C. I. M., Eding, E. H., Verdegem, M. C. J., Heinsbroek, L. T. N., Schneider, O., Blancheton, J. P., . . . Verreth, J. A. J. (2010). New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability. *Aquacultural Engineering*, 43(3), 83-93. doi: 10.1016/j.aquaeng.2010.09.002. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1016/j.aquaeng.2010.09.002>
- Massicotte, É., Mighri, N., Lachance, V., & Bélanger, S. (2020). *Profil sectoriel de l'industrie bioalimentaire au Québec*. MAPAQ & ISQ. Repéré à <https://statistique.quebec.ca/en/fichier/profil-sectoriel-de-lindustrie-bioalimentaire-au-quebec-edition-2019.pdf>
- Massicotte, R. (2009). *Désinfectants et désinfection en hygiène et salubrité : principes fondamentaux*. Québec: Ministère de la Santé et des Services Sociaux (MSSS).
- Matthews, E. (2019). *Environmental factors impacting Saprolegnia infections in wild fish stocks* (Cardiff University).
- Millar, B. J., & Hodson, N. (2007). Assessment of the safety of two ozone delivery devices. *Journal of Dentistry*, 35(3), 195-200. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jdent.2006.07.010>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0300571206001515>
- Moreno-Andrés, J., Rueda-Márquez, J. J., Homola, T., Vielma, J., Moríñigo, M. Á., Mikola, A., . . . Levchuk, I. (2020). A comparison of photolytic, photochemical and photocatalytic processes for disinfection of recirculation aquaculture systems (RAS) streams. *Water Research*, 181, 115928. doi: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115928>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135420304656>
- Morin, R. (2007). *Production piscicole au Québec*. (Document d'information DADD-02). Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation.
- Morin, R. (2009). *Traitement des oeufs et des poissons contre les champignons du type Saprolegnia*. Document d'information DADD-23. MAPAQ. Repéré à <http://www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Peche>
- Morin, R. (2012). *Qualité de l'eau requise pour l'élevage des salmonidés*. Repéré à <http://www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Peche>

- Munter, R. (2010). Comparison of mass transfer efficiency and energy consumption in static mixers. *Ozone: Science & Engineering*, 32(6), 399-407.
- Nassour, K. (2016). *Optimisation du procédé de génération d'ozone par décharge à barrière diélectrique mixte «Surfacique-Volumique» pour le traitement d'eau.*
- Nassour, K., Brahami, M., Tilmatine, A., Nemmich, S., Miloua, F., Ramdani, N., & Zouzou, N. (2018). Comparative experimental analysis of ozone generation between surface and volume DBD generators. *IEEE Transactions on Dielectrics and Electrical Insulation*, 25(2), 428-434.
- Naylor, R. L., Hardy, R. W., Buschmann, A. H., Bush, S. R., Cao, L., Klinger, D. H., . . . Troell, M. (2021). A 20-year retrospective review of global aquaculture. *Nature*, 591(7851), 551-563. doi: 10.1038/s41586-021-03308-6. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1038/s41586-021-03308-6>
- Oliver, T. H., Heard, M. S., Isaac, N. J., Roy, D. B., Procter, D., Eigenbrod, F., . . . Petchey, O. L. (2015). Biodiversity and resilience of ecosystem functions. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(11), 673-684.
- Owatari, M. S., Jesus, G. F. A., de Melo Filho, M. E. S., Lapa, K. R., Martins, M. L., & Mouriño, J. L. P. (2018). Synthetic fibre as biological support in freshwater recirculating aquaculture systems (RAS). *Aquacultural Engineering*, 82, 56-62. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2018.06.001>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0144860918300190>
- Oyama, S. T. (2000). Chemical and catalytic properties of ozone. *Catalysis Reviews*, 42(3), 279-322.
- Ozekin, K., Westerhoff, P., Amy, G. L., & Siddiqui, M. (1998). Molecular ozone and radical pathways of bromate formation during ozonation. *Journal of Environmental Engineering*, 124(5), 456-462.
- Palou, L. S., Crisosto, C. H., Smilanick, J. L., Adaskaveg, J. E., & Zoffoli, J. P. (2002). Effects of continuous 0.3 ppm ozone exposure on decay development and physiological responses of peaches and table grapes in cold storage. *Postharvest Biology and Technology*, 24(1), 39-48. doi: 10.1016/s0925-5214(01)00118-1. Repéré à [https://dx.doi.org/10.1016/s0925-5214\(01\)00118-1](https://dx.doi.org/10.1016/s0925-5214(01)00118-1)
- Paré, N. (2021). *Effet de l'ozonation sur la survie des oeufs de truite arc-en-ciel dans un système à recirculation d'eau* (École de technologie supérieure (ÉTS)).
- Park, S. H., Park, C., Lee, J., & Lee, B. (2017). A Simple Parameterization for the Rising Velocity of Bubbles in a Liquid Pool. *Nuclear Engineering and Technology*, 49(4), 692-699. doi: 10.1016/j.net.2016.12.006. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1016/j.net.2016.12.006>
- Paul, I., Panigrahi, A. K., & Datta, S. (2020). Influence of nitrogen cycle bacteria on nitrogen mineralisation, water quality and productivity of freshwater fish pond: A review. *Asian Fisheries Science*, 33, 145-160.
- Pêches et Océans Canada. (2018). *Poisson et fruits de mer du Canada - Perspectives jusqu'en 2027.*

- Pekárek, S. (2010). DC corona discharge ozone production enhanced by magnetic field. *The European Physical Journal D*, 56(1), 91-98. doi: 10.1140/epjd/e2009-00276-4. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1140/epjd/e2009-00276-4>
- Pekárek, S., Mikeš, J., Červenka, M., & Hanuš, O. (2021). Air Supply Mode Effects on Ozone Production of Surface Dielectric Barrier Discharge in a Cylindrical Configuration. *Plasma Chemistry and Plasma Processing*, 41(3), 779-792. doi: 10.1007/s11090-021-10154-x. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1007/s11090-021-10154-x>
- Peleg, M. (1976). The chemistry of ozone in the treatment of water. *Water Research*, 10(5), 361-365.
- Pergent-Martini, C., Boudouresque, C.-F., Pasqualini, V., & Pergent, G. (2006). Impact of fish farming facilities on *Posidonia oceanica* meadows: a review. *Marine Ecology*, 27(4), 310-319. doi: 10.1111/j.1439-0485.2006.00122.x. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0485.2006.00122.x>
- Persson, J., Somes, N., & Wong, T. (1999). Hydraulics efficiency of constructed wetlands and ponds. *Water science and technology*, 40(3), 291-300.
- Pfeiffer, T., Osborn, A., & Davis, M. (2008). Particle sieve analysis for determining solids removal efficiency of water treatment components in a recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering*, 39, 24-29. doi: 10.1016/j.aquaeng.2008.05.003
- Pickering, A., & Willoughby, L. (1982). Saprolegnia infections of salmonid fish.
- Pilote, A. (2013). *Impact de la moulée sur la performance et l'apparition de mauvais goût chez la truite arc-en-ciel (Oncorhynchus mykiss) élevée en système d'aquaculture en recirculation* (Université Laval).
- Plourde Lavoie, P. (2014). *Tendances temporelles de la pêche récréative à l'omble de fontaine dans les territoires fauniques structurés du Québec* (Université du Québec à Chicoutimi).
- Powell, A., & Scolding, J. W. S. (2018). Direct application of ozone in aquaculture systems. *Reviews in Aquaculture*, 10(2), 424-438. doi: 10.1111/raq.12169. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1111/raq.12169>
- Rakness, K. L. (2005). 3.2.1 Bench-Scale Ozone Tests. Dans *Ozone in Drinking Water Treatment - Process Design, Operation, and Optimization (1st Edition)*. American Water Works Association (AWWA). Repéré à <https://app.knovel.com/hotlink/pdf/id:kt008BHTO1/ozone-in-drinking-water/bench-scale-ozone-tests>
- Rekhate, C. V., & Srivastava, J. K. (2020). Recent advances in ozone-based advanced oxidation processes for treatment of wastewater- A review. *Chemical Engineering Journal Advances*, 3, 100031. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ceja.2020.100031>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2666821120300314>
- Roberts, R. J., & Autherville, P. d. (1979). Pathologie du poisson. Dans 9. *Mycologie des téléostéens* (pp. 205-216). Paris: Maloine.

- Rojas-Valencia, M. (2011). Research on ozone application as disinfectant and action mechanisms on wastewater microorganisms. *Virus*, 3(4.0).
- Roustan, M., Wang, R., & Wolbert, D. (1996). Modeling hydrodynamics and mass transfer parameters in a continuous ozone bubble column.
- Ruiz, J. M., Pérez, M., & Romero, J. (2001). Effects of Fish Farm Loadings on Seagrass (*Posidonia oceanica*) Distribution, Growth and Photosynthesis. *Marine Pollution Bulletin*, 42(9), 749-760. doi: 10.1016/s0025-326x(00)00215-0. Repéré à [https://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x\(00\)00215-0](https://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x(00)00215-0)
- Ruiz, P., Vidal, J. M., Sepúlveda, D., Torres, C., Villouta, G., Carrasco, C., . . . Urrutia, H. (2020). Overview and future perspectives of nitrifying bacteria on biofilters for recirculating aquaculture systems. *Reviews in Aquaculture*, 12(3), 1478-1494.
- Saad, S. (2019). *Validation de l'effet de l'ozonation sur la qualité physico-chimiques des eaux piscicoles avant transfert en entreprise* (École de technologie supérieure). Repéré à https://espace.etsmtl.ca/id/eprint/2384/1/SAAD_Samira.pdf
- Sabah, M. H., & Sana'a, A. M. (2018). Effect of ozonated water treatment on clinical signs, survival rate and histopathological alterations in common carp, *Cyprinus carpio* L. infected with *Saprolegnia* spp. *Pakistan Journal of Biotechnology*, 15(2), 273-281. Repéré à <https://pjbt.org/index.php/pjbt/article/view/393>
- Schumann Mark, M., Schumann, M., & Brinker, A. (2020). Understanding and managing suspended solids in intensive salmonid aquaculture: a review. *Reviews in Aquaculture*, 12(4), 2109-2139.
- Schuur, A. M. (2003). Evaluation of biosecurity applications for intensive shrimp farming. *Aquacultural Engineering*, 28(1-2), 3-20. doi: 10.1016/s0144-8609(02)00053-5. Repéré à [https://dx.doi.org/10.1016/s0144-8609\(02\)00053-5](https://dx.doi.org/10.1016/s0144-8609(02)00053-5)
- Selosse, M.-A., & Durrieu, G. (2004). Une classification mycologique phylogénétique francophone (en 2003). *Acta Botanica Gallica*, 151(1), 73-102. doi: 10.1080/12538078.2004.10516022. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1080/12538078.2004.10516022>
- Seymour, R. L. (1970). *The Genus Saprolegnia*. Cramer.
- Shahbazian, N., Ebrahimzadeh Mousavi, H. A., Soltani, M., Khosravi, A. R., Mirzargar, S., & Sharifpour, I. (2010). Fungal contamination in rainbow trout eggs in Kermanshah province propagations with emphasis on Saprolegniaceae. *IRANIAN JOURNAL OF FISHERIES SCIENCES*, 9(1), -. Repéré à <https://www.sid.ir/en/Journal/ViewPaper.aspx?ID=171882>
- Shih, S.-S., Hong, S.-S., & Chang, T.-J. (2016). Flume Experiments for Optimizing the Hydraulic Performance of a Deep-Water Wetland Utilizing Emergent Vegetation and Obstructions. *Water*, 8(6), 265. doi: 10.3390/w8060265. Repéré à <https://dx.doi.org/10.3390/w8060265>
- Shih, S. S., Zeng, Y. Q., Lee, H. Y., Otte, M. L., & Fang, W. T. (2017). Tracer Experiments and Hydraulic Performance Improvements in a Treatment Pond. *Water*, 9(2), 137. Repéré à <https://www.mdpi.com/2073-4441/9/2/137>

- Sicardi, S., & Baldi, G. (1988). Comparison between batch and continuous tubular reactors used for the study of reaction kinetics in heterogeneous systems. Dans J. R. Bourne, W. Regenass & W. Richarz (Éds.), *Tenth International Symposium on Chemical Reaction Engineering* (pp. 1843-1848). Pergamon. doi: <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-036969-3.50019-1>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B9780080369693500191>
- Soper, G. A. (1899). *The purification of drinking water by the use of ozone* (Columbia University).
- Sotelo, J. L., Beltran, F. J., Benitez, F. J., & Beltran-Heredia, J. (1987). Ozone decomposition in water: kinetic study. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 26(1), 39-43.
- Sotiropoulos, J. C., Nislow, K. H., & Ross, M. R. (2006). Brook trout, *Salvelinus fontinalis*, microhabitat selection and diet under low summer stream flows. *Fisheries Management and Ecology*, 13(3), 149-155. doi: 10.1111/j.1365-2400.2006.00487.x. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2400.2006.00487.x>
- Spiliotopoulou, A., Martin, R., Pedersen, L. F., & Andersen, H. R. (2017). Use of fluorescence spectroscopy to control ozone dosage in recirculating aquaculture systems. *Water Res*, 111, 357-365. doi: 10.1016/j.watres.2016.12.036
- Spiliotopoulou, A., Rojas-Tirado, P., Chhetri, R. K., Kaarsholm, K. M. S., Martin, R., Pedersen, P. B., . . . Andersen, H. R. (2018). Ozonation control and effects of ozone on water quality in recirculating aquaculture systems. *Water Research*, 133, 289-298. doi: 10.1016/j.watres.2018.01.032. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.032>
- Staehelin, J., & Hoigne, J. (1982). Decomposition of ozone in water: rate of initiation by hydroxide ions and hydrogen peroxide. *Environmental Science & Technology*, 16(10), 676-681.
- Staehelin, J., & Hoigne, J. (1985). Decomposition of ozone in water in the presence of organic solutes acting as promoters and inhibitors of radical chain reactions. *Environmental Science & Technology*, 19(12), 1206-1213.
- Statistique Canada. (2019). Tableau 32-10-0107-01: La production et la valeur de l'aquaculture <https://www150.statcan.gc.ca/t1/tbl1/fr/tv.action?pid=3210010701>.
- Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce au Québec*. (2010). Ministère de l'Agriculture, Pêcheries et Alimentation du Québec (MAPAQ). Repéré à https://www.environnement.gouv.qc.ca/milieu_agri/aquacole/Straddaq_2010.pdf
- Summerfelt, S. T. (2003). Ozonation and UV irradiation—an introduction and examples of current applications. *Aquacultural Engineering*, 28(1-2), 21-36. doi: 10.1016/s0144-8609(02)00069-9. Repéré à [https://dx.doi.org/10.1016/s0144-8609\(02\)00069-9](https://dx.doi.org/10.1016/s0144-8609(02)00069-9)
- Summerfelt, S. T., Bebak, J., & Tsukuda, S. (2001). Chapter 6. Controlled Systems: Water Reuse and Recirculation. Dans G. Wedenmeyer (Éd.), *Fish Hatchery Management* (pp. 285-395).

- Summerfelt, S. T., Sharrer, M. J., Tsukuda, S. M., & Gearheart, M. (2009). Process requirements for achieving full-flow disinfection of recirculating water using ozonation and UV irradiation. *Aquacultural Engineering*, 40(1), 17-27. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2008.10.002>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0144860908000691>
- Taitel, Y., Barnea, D., & Dukler, A. E. (1980). Modelling flow pattern transitions for steady upward gas-liquid flow in vertical tubes. *AIChE Journal*, 26(3), 345-354. doi: 10.1002/aic.690260304. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1002/aic.690260304>
- Talbot, C., & Hole, R. (1994). Fish diets and the control of eutrophication resulting from aquaculture. *Journal of Applied Ichthyology*, 10(4), 258-270. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.1994.tb00165.x>. Repéré à <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1439-0426.1994.tb00165.x>
- Tarada, F., & Suzuki, M. (1993). External Heat Transfer Enhancement to Turbine Blading due to Surface Roughness. Dans *ASME 1993 International Gas Turbine and Aeroengine Congress and Exposition* (Vol. Volume 2: Combustion and Fuels; Oil and Gas Applications; Cycle Innovations; Heat Transfer; Electric Power; Industrial and Cogeneration; Ceramics; Structures and Dynamics; Controls, Diagnostics and Instrumentation; IGTI Scholar Award). V002T08A006. doi: 10.1115/93-gt-074. Repéré à <https://doi.org/10.1115/93-GT-074>
- Terin, M. (2019). Household characteristics influencing fish consumption in van province, Turkey. *Italian Journal of Food Science*, 31(3).
- Thoen, E., Evensen, Ø., & Skaar, I. (2010). Microwell enumeration of viable Saprolegniaceae in water samples. *Mycologia*, 102(2), 478-485. doi: 10.3852/09-027. Repéré à <https://dx.doi.org/10.3852/09-027>
- Tilman, D. (1996). Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology*, 77(2), 350-363.
- Touhali, I., & Al-uguali, I. (2019). *Isolation and Identification of Saprolegnia Parasitica and Other Fungi from Farms Fishes in the Province of Wasit / Iraq*.
- van West, P. (2006). Saprolegnia parasitica, an oomycete pathogen with a fishy appetite: new challenges for an old problem. *Mycologist*, 20(3), 99-104. doi: <https://doi.org/10.1016/j.mycol.2006.06.004>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269915X0600053X>
- Vatankhah, H. (2019). *The role of ozonation in potable reuse treatment trains* (Colorado School of Mines).
- Vega-Ramírez, M. T., Moreno-Lafont, M. C., Valenzuela, R., Cervantes-Olivares, R., Aller-Gancedo, J. M., Fregeneda-Grandes, J. M., . . . López-Santiago, R. (2013). New records of Saprolegniaceae isolated from rainbow trout, from their eggs, and water in a fish farm from the State of México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 84(2), 637-649.
- Vig, J. R. (1985). UV/ozone cleaning of surfaces. *Journal of Vacuum Science & Technology A: Vacuum, Surfaces, and Films*, 3(3), 1027-1034.

- Volk, C., Renner, C., Roche, P., Paillard, H., & Joret, J. (2012). Effects Of Ozone On The Production Of Biodegradable Dissolved Organic Carbon (BDOC) During Water Treatment. *Ozone: Science & Engineering: The Journal of the International Ozone Association*, 15, 389-404. doi: 10.1080/01919512.1993.10555731
- Wedemeyer, G. A., Nelson, N. C., & Yasutake, W. T. (1979). Physiological and biochemical aspects of ozone toxicity to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 36(6), 605-614.
- Westerhoff, P., Aiken, G., Amy, G., & Debroux, J. (1999). Relationships between the structure of natural organic matter and its reactivity towards molecular ozone and hydroxyl radicals. *Water Research*, 33(10), 2265-2276. doi: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00447-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00447-3). Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135498004473>
- Wilcox, D. C. (1993). *Turbulence modeling for CFD*. La Canada, Calif.: DCW Industries.
- Willoughby, L. G., & Pickering, A. D. (1977). Viable saprolegniaceae spores on the epidermis of the Salmonid fish *Salmo trutta* and *Salvelinus alpinus*. *Transactions of the British Mycological Society*, 68(1), 91-95. doi: [https://doi.org/10.1016/S0007-1536\(77\)80157-5](https://doi.org/10.1016/S0007-1536(77)80157-5). Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0007153677801575>
- Withers, P., & Haygarth, P. (2007). Agriculture, phosphorus and eutrophication: a European perspective. *Soil Use and Management*, 23, 1-4.
- Xiao, R., Wei, Y., An, D., Li, D., Ta, X., Wu, Y., & Ren, Q. (2019). A review on the research status and development trend of equipment in water treatment processes of recirculating aquaculture systems. *Reviews in Aquaculture*, 11(3), 863-895. doi: <https://doi.org/10.1111/raq.12270>. Repéré à <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/raq.12270>
- Xu, P., Janex, M.-L., Savoye, P., Cockx, A., & Lazarova, V. (2002). Wastewater disinfection by ozone: main parameters for process design. *Water Research*, 36(4), 1043-1055. doi: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00298-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00298-6). Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135401002986>
- Zhang, L., Steinmaus, C., Eastmond, D. A., Xin, X. K., & Smith, M. T. (2009). Formaldehyde exposure and leukemia: A new meta-analysis and potential mechanisms. *Mutation Research/Reviews in Mutation Research*, 681(2), 150-168. doi: <https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2008.07.002>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1383574208001002>
- Zhang, S.-Y., Li, G., Wu, H.-B., Liu, X.-G., Yao, Y.-H., Tao, L., & Liu, H. (2011). An integrated recirculating aquaculture system (RAS) for land-based fish farming: The effects on water quality and fish production. *Aquacultural Engineering*, 45(3), 93-102. doi: <https://doi.org/10.1016/j.aquaeng.2011.08.001>. Repéré à <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0144860911000471>
- Zhang, Y., Zhang, J., Tang, Z., & Wu, Q. (2021). Gas-Liquid Taylor Flow Characteristics in a Fractal Microchannel Network during Numbering-up and Sizing-up. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 60(21), 7935-7949. doi: 10.1021/acs.iecr.1c00448. Repéré à <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.1c00448>

Zorlugenç, B., Kirođlu Zorlugenç, F., Öztekin, S., & Evliya, I. B. (2008). The influence of gaseous ozone and ozonated water on microbial flora and degradation of aflatoxin B1 in dried figs. *Food and Chemical Toxicology*, 46(12), 3593-3597. doi: 10.1016/j.fct.2008.09.003. Repéré à <https://dx.doi.org/10.1016/j.fct.2008.09.003>