

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

LES MÉTABOLITES MICROBIENS
DANS LE TRAITEMENT DE L'EAU POTABLE

THOMAS DANDRES
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
JANVIER 2003



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions et
services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-81539-0

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

LES MÉTABOLITES MICROBIENS
DANS LE TRAITEMENT DE L'EAU POTABLE

présenté par : DANDRES Thomas

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. DELISLE Claude E., Ph.D., président

M. DESJARDINS Raymond, M.Ing., membre et directeur de recherche

M. DIFRUSCIA Tony, M.Ing., membre

REMERCIEMENTS

Cette maîtrise en sciences appliquées a été réalisée grâce à l'aide de plusieurs personnes que je tiens à remercier.

Tout d'abord Mme Françoise Désalmand, professeur en dynamique des atmosphères planétaires à l'Université Pierre et Marie Curie P6 (France), qui me permit de réaliser à Montréal mon stage de maîtrise en sciences physiques. Ensuite, Mr Peter Zwack pour m'avoir incorporé, en tant que stagiaire, au sein de son équipe de recherche sur le réchauffement climatique québécois. Merci aussi à Melle Myriam Monpetit pour m'avoir fait rencontrer ses amis. Un grand merci à Geneviève Hallé pour son amour et pour tout ce qu'elle m'a apporté d'autre. Merci à Yolande Hallé, Julie Hallé, Gilles Hallé et Gobar (orthographe!) pour m'avoir accueilli dans leur famille. Merci à mes parents et au reste de ma famille pour m'avoir soutenu tout au long de cette maîtrise. Merci à Jean Matricon, professeur émérite de sciences physiques à l'Université Denis Diderot P7, pour ses beaux projets expérimentaux, son amitié et sa complicité. Merci à Mr Raymond Desjardins et à Mme Michèle Prévost pour m'avoir permis de réaliser une maîtrise en sciences appliquées à l'École Polytechnique et m'avoir proposé un sujet de recherche où tout était à découvrir. Merci à Mr Raymond Desjardins, Mr Benoît Barbeau, Mr Claude E. Delisle et Mr Toni Difruscia d'avoir bien voulu évaluer mon travail en étant membre du jury. Merci aussi à l'ensemble des membres de la Chaire en eau potable : Mélanie, Jacynthe, Julie, France, Marie-Claude, Denis, Vincent, Laurent, Benoît, Boniface, Humberto, Nabil, Bertrand, Lévi, Geneviève, AnniC et AnniL, Naira et Zohr. Remerciement spécial à Yves Fontaine pour m'avoir aidé à échantillonner pendant un an presque chaque semaine ainsi qu'à Julie et Benoît pour leur aide dans mes projets expérimentaux. Merci aux personnels des usines d'eau potable de Montréal, Saint-Lambert, Longueuil, Laval, La Prairie, Dorval, Deux Montagnes, Farnham, Moncton, Saint Damase, Sainte Hyacinthe et Salaberry de Valleyfield. Merci à Camille

Bélanger pour m'avoir aidé à réaliser les tests de goûts et odeurs. Merci aux scientifiques du Cyanosite pour m'avoir conseillé dans mes recherches.

Merci à Eric Sélard pour son amitié, pour m'avoir fait redécouvrir le théâtre et pour m'avoir présenté à ses nombreux amis que je remercie également pour m'avoir fait passer du bon temps : Nathalie, Marc, Nicolas, Cédric, Sébastien, Chantal, Sébastien, Anne-Laure, Sophia, Mélina, Philippe, Amélie, François, Jean-Benoît, Alix, Itzel, Samia, Evens, Emma, Pierre Antoine, Isabelle, Melissa, Chantal, Étienne, Joel, ainsi que tous les anciens et nouveaux de PolyT, de Sakaidé, des Perroquets et d'Hystrion. Merci aux « freaks » de Baie Comeau et affiliés pour leur amitié : Max, Ouité, Mariju, Dou, Smiley, Brian, Goblina, Laurent, Marmette, Lanord, Catherine, Chriss, Jessica, Bianca, Nicolas et Jarrod. De même, merci aussi aux « castors du Canada » : Nancy, Mike, Simon, Elizabeth et Kate. Merci à Julie, Patricia et leurs amies pour cette semaine en camping. Merci à mes amis restés en France pour leurs conseils et leur amitié. Merci à l'équipe de La Caf pour sa bonne humeur, ses jaunes et ses grosses rouges. Merci à Manon Latour pour son aide lors de la mise en page du présent document. Enfin, merci à tous ceux qui n'ont pas leurs noms ici et qui m'ont aussi aidé.

RÉSUMÉ

Les micro-organismes soulèvent de nombreux problèmes lors du traitement de l'eau potable. Dans ce mémoire on s'intéresse aux problèmes posés par les micro-organismes qui détériorent la qualité de l'eau en répandant des substances indésirables. On peut classer ces substances en deux catégories : celles qui dégradent l'esthétisme de l'eau, principalement le goût et l'odeur (géosmine, MIB, etc.), et celles qui, à cause de leur toxicité, contaminent l'eau (microcystine, anatoxine, etc.). Les algues microscopiques sont souvent impliquées dans les épisodes de goûts et odeurs mais d'autres micro-organismes, comme les actinomycètes, peuvent également être responsables de ces problèmes. Les substances toxiques affectant l'eau potable sont exclusivement sécrétées par les algues microscopiques, le plus souvent par les cyanobactéries, on parle alors de cyanotoxines.

Le traitement standard de l'eau potable (coagulation, décantation, filtration puis désinfection) est généralement inefficace pour enlever de l'eau les métabolites microbiens odorants ou toxiques. C'est pourquoi des traitements spécialisés, comme l'ozone ou le charbon actif, doivent être utilisés pour y parvenir. Les problèmes de goûts et odeurs sont généralement mal traités en usine d'eau potable. La principale raison est que les producteurs d'eau potable ne sont pas capables de détecter suffisamment rapidement les variations de concentrations des substances odorantes dans l'eau afin de pouvoir ajuster le traitement de l'eau potable en temps réel. L'utilisation de nez électroniques, pour quantifier l'intensité odorante de l'eau, paraît judicieuse pour remédier à ce problème.

La problématique des toxines algales dans l'eau potable est plus récente que celles des goûts et odeurs. On observe actuellement une augmentation des proliférations d'algues toxiques dans le monde qu'on relie souvent à l'eutrophisation des eaux douces de surface. Alors qu'autrefois ces problèmes concernaient surtout les régions chaudes, on remarque aujourd'hui, que mêmes les régions nordiques sont affectées. Devant

l'importance du phénomène plusieurs pays (Australie, Canada) et organismes (OMS) ont proposé des recommandations sur les concentrations acceptables en toxines algales (environ 1,0 µg/L équivalent microcystine-LR). Le manque de connaissances sur les toxines algales empêche actuellement d'établir des recommandations pour chaque toxine. Quand bien même une norme serait fixée sur les toxines algales, il ne serait pas possible de l'appliquer. En effet, à cause de la complexité et du coût du matériel nécessaire à la détection, il n'est, pour l'instant, pas possible de faire une détection de routine des toxines algales en usine d'eau potable. Il est donc primordial d'approfondir l'étude des toxines algales et de mettre au point une méthode de détection de ces toxines applicable en usine d'eau potable.

Une alternative au traitement des métabolites microbiens en usine est l'application de mesures préventives, dans les réserves d'eau brutes, pour empêcher la prolifération des micro-organismes gênants. Il est possible de limiter la croissance des micro-organismes gênants en utilisant des biocides, en diminuant les teneurs en nutriments disponibles dans l'eau, en modifiant la faune des écosystèmes et parfois en créant des conditions hydrauliques défavorables aux micro-organismes. Parmi ces mesures préventives, le contrôle des nutriments donne les meilleurs résultats à long terme. Par ailleurs, dans la mesure où la problématique des métabolites microbiens est liée au phénomène d'eutrophisation, il semble pertinent d'appliquer des mesures qui s'inscrivent dans la lutte contre l'eutrophisation (comme le contrôle des nutriments) plutôt que de traiter le problème en usine. En effet, en limitant l'eutrophisation, on évite que la qualité des eaux brutes ne se dégrade encore tout en améliorant cette qualité. On allège ainsi doublement le traitement de l'eau potable permettant d'importantes économies pour les années à venir. Cependant, le contrôle des nutriments ne peut être atteint que par l'intermédiaire d'une politique de protection des eaux, dépassant les compétences d'une usine d'eau potable. C'est pourquoi, dans l'attente de l'application d'une telle politique, les usines d'eau potable doivent se munir de traitements adaptés pour lutter contre les métabolites microbiens gênants.

ABSTRACT

Many difficulties in drinking water treatment are caused by micro-organisms. In this study we focus on problems caused by micro-organisms which deteriorate water quality by producing undesirable substances. We consider two kind of substances : those which affect aestheticism, essentially taste and odour (geosmin, MIB, etc.), and those, because of their toxicity, which poison water (microcystin, anatoxin, etc.). Most of taste and odour episodes are caused by microscopic algae, but others micro-organisms, such as actinomycetes, can product taste and odour compounds. Toxins found in drinking water are only produced by microscopic algae, usually by cyanobacteria: such toxins are called cyanotoxins.

Standard water treatment (coagulation, sedimentation, filtration and disinfection) is usually ineffective against odorous or toxic metabolites. That is the reason why advanced treatments, such as ozone and activated carbon, are required to withdraw this metabolites. Most of the time, it is really difficult to manage a taste and odour episode. The main reason is that the drinking water treatment plant operators are not able to detect changes in odorous compounds concentration present in water fast enough so they can not adapt water treatment parameters in real time to eliminate these compounds. Use of electronic noses seems to be very useful to solve this problem by allowing quick detection of water odour intensity.

Problematic of algal toxins is quiet recent contrary of taste and odor problems. Toxic algal proliferations appear more and more often in the world and seem to be connected to eutrophisation of surface water. During many years, toxic algae were present only in warm regions, but now they are also found in cold regions. Because of the growing importance of this problem, some countries (Australia, Canada) and organisms (WHO) have proposed some recommendations (about 1,0 µg/L equivalent microcystin-LR). Actually, lack of knowledge on algal toxins prevents to establish recommendations for each toxins. And even if there was a norm value, we would not be able to respect it

because of the complexity and cost of the material use for algal toxins detection. So, the two main objectives in algal toxins problematic are to complete study of algal toxins toxicity and to develop a detection method that could be easily use in water treatment plant.

An alternative solution to the water treatment against undesirable metabolites is to avoid undesirable micro-organism proliferations in raw water by application of prevention measures. It is possible to limit the growth of undesirable micro-organisms by using biocid, by limiting nutrient concentration in water, by doing biomanipulation on the ecosystem and sometimes by managing hostile hydraulic conditions for micro-organisms. Among prevention measures, nutrient control gives the best results for long run. In addition, assuming microbial metabolite problematic is relied to the eutrophisation phenomena, it is clever to choose prevent measures against undesirable microbial metabolites which also prevent eutrophisation (such as nutrient control) to eliminate undesirable microbial metabolites instead of solve the problem by treating water in water treatment plant. By limiting eutrophisation, on one hand we avoid degradation of raw water quality in the future and one the other hand we improve raw water quality. Thus, water treatment is doubly reduced, saving a lot of money for coming years. However, nutrient control requires the application of a policy of water protection, which cannot be apply by a water treatment plant. That is why water treatment plants must be able to eliminate undesirable microbial metabolites with their water treatment until an environmental politic of water protection is not applied.

TABLES DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ	VI
ABSTRACT.....	VIII
TABLES DES MATIÈRES	X
LISTE DES TABLEAUX.....	XIV
LISTE DES FIGURES	XVII
INTRODUCTION	21
 CHAPITRE 1 : PROBLÈMES DE GOÛTS ET ODEURS DANS L'EAU	
POTABLE	29
1.1 Description des micro-organismes responsables de problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable	31
1.1.1 Les actinomycètes.....	31
1.1.2 Les algues	34
1.1.3 Les mycètes.....	42
1.1.4 Les bactéries	43
1.1.5 Les invertébrés.....	43
1.1.6 Les micro-organismes des réseaux de distribution d'eau potable	43
1.2 Description des molécules associées aux problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable.....	44
1.2.1 Odeurs de terre et de moisi	45

1.2.2	Odeur de chlore.....	49
1.2.3	Odeurs d’herbe, de foin, de paille et de bois	49
1.2.4	Odeurs de vase, de marécage, de septique, d’égouts et de soufre	50
1.2.5	Odeurs de fruits, de légumes et de fleurs.....	50
1.2.6	Odeur de poisson	50
1.2.7	Odeurs de médicament, d’alcool et de phénol.....	50
1.2.8	Odeurs chimiques	51
1.3	Seuils de perception humaine des molécules odorantes rencontrées dans l’eau potable.....	53
1.4	Échantillonnage pour les problèmes de goûts/odeurs dans l’eau potable.....	58
1.5	Conservation des échantillons en vue d’analyse de goûts/odeurs	60
1.6	Détection des goûts/odeurs dans l’eau potable	60
1.6.1	Concentration des échantillons pour la détection analytique.....	62
1.6.2	Détection analytique	65
1.6.3	Détection sensorielle.....	66
1.6.4	Détection indirecte	80
1.6.5	Détection par les animaux.....	81
1.6.6	Détection par nez électronique	81
1.6.7	Détection en usine d’eau potable	83
1.7	Impact des problèmes de goûts/odeurs sur les consommateurs.....	84
1.8	Résolution des problèmes de goûts/odeurs dans l’eau potable.....	87
1.8.1	Prévention des problèmes de goûts/odeurs dans l’eau potable.....	88
1.8.2	Traitement des problèmes de goûts/odeurs en usine d’eau potable.....	95
1.8.3	Traitement à domicile	133

CHAPITRE 2 : PROBLÈME DES TOXINES ALGALES DANS L’EAU

POTABLE	134	
2.1	Introduction.....	134
2.2	Cyanobactéries.....	137

2.2.1	Facteurs de croissance des cyanobactéries	139
2.3	Toxines algales	145
2.3.1	Stabilité dans l'environnement des cyanotoxines.....	147
2.3.2	Description des toxines algales.....	148
2.3.3	Facteurs de production des cyanotoxines	157
2.3.4	Impact sur la santé des toxines algales	159
2.3.5	Détection des cyanotoxines	167
2.3.6	Traitement des toxines algales et prévention de la croissance cyanobactérienne	180

CHAPITRE 3 : TRAITEMENT DES GOÛTS/ODEURS DANS UNE MUNICIPALITÉ DE LA RÉGION DE MONTRÉAL

3.1	Introduction.....	216
3.2	Matériel et Méthode.....	216
3.2.1	Panel de goûteurs	216
3.2.2	Tests de goûts/odeurs.....	217
3.2.3	Échantillonnage	218
3.2.4	Analyse des résultats.....	218
3.3	Résultats et Discussion	218
3.3.1	Essais de goûteurs durant l'échantillonnage du 23 octobre 2001	219
3.3.2	Résultats des essais de goûteurs pendant l'automne 2001.....	222
3.4	Conclusion	227

CHAPITRE 4 : DÉTECTION DE LA MICROCYSTINE-LR DANS LA RÉGION DE MONTRÉAL

4.1	Matériel et Méthode.....	229
4.1.1	Échantillonnage	229
4.1.2	Analyses.....	230
4.2	Résultats et Discussion	231

4.2.1	Détection de la microcystine-LR	231
4.2.2	Effet de la matrice organique de l'eau	232
4.2.3	Effet du nombre de congélation/décongélation	232
4.2.4	Effet de la température de conservation	233
4.3	Conclusion	234
CONCLUSION		235
BIBLIOGRAPHIE.....		237

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 : Algues produisant des métabolites odorants.....	37
Tableau 1.2 : Odeurs du chlore dans différentes molécules.....	49
Tableau 1.3 : Classement des substances en fonction de l'odeur.....	51
Tableau 1.4 : Seuils de perception et saveurs de différentes espèces chimiques.....	53
Tableau 1.5 : Comparaison des méthodes de concentration.....	63
Tableau 1.6 : Récapitulatif des méthodes de concentrations pour détection analytique.....	64
Tableau 1.7 : Comparaison des différents types de tests de goûts/odeurs.....	74
Tableau 1.8 : Nez électroniques en développement.....	82
Tableau 1.9 : Production de goûts/odeurs lors de l'ozonation du cyclocitral et de la géosmine.....	96
Tableau 1.10 : Performances du chlore pour quelques espèces chimiques.....	101
Tableau 1.11 : Impact de la préchloration sur le traitement des métabolites algaux.....	101
Tableau 1.12 : performances du bioxyde de chlore pour quelques espèces chimiques.....	103
Tableau 1.13 : Performances de l'aération pour les problèmes de goûts/odeurs.....	105
Tableau 1.14 : Effet de la structure chimique des molécules odorantes sur l'adsorption sur CAP.....	111
Tableau 1.15 : Effet du chlore sur le pouvoir adsorbant du charbon actif.....	115
Tableau 1.16 : Interactions CAP-chlore et CAP-permanganate de potassium (résultats pour 4 stations d'eau potable).....	116
Tableau 1.17 : Description de la matière organique diminuant les performances d'adsorption du charbon actif.....	118
Tableau 1.18 : Quantité de charbon en poudre nécessaire pour réduire la concentration de MIB à 5 ng/L (temps de contact 4h00).....	119

Tableau 2.1 : Classification des cyanobactéries suivant les cyanotoxines produites.....	138
Tableau 2.2 : Recommandations et risques pour la santé en fonction de la population cyanobactérienne.....	166
Tableau 2.3 : Avantages et inconvénients des méthodes de détection ELISA et inhibition de phosphatase.....	171
Tableau 2.4 : Taux d'extraction de la microcystine-LR en fonction du type de solvant.....	172
Tableau 2.5 : Détection des anatoxines.....	177
Tableau 2.6 : Détection des saxitoxines.....	178
Tableau 2.7 : Détection des hépatotoxines.....	180
Tableau 2.8 : Formule chimique de différents algicides.....	192
Tableau 2.9 : Classement des cyanobactéries en fonction de leur résistance aux sulfate de cuivre.....	194
Tableau 2.10 : Oxydation des toxines par l'ozone.....	209
Tableau 2.11 : Oxydation des toxines par le chlore.....	211
Tableau 2.12 : Résumé des performances des différents type de traitement contre les cyanotoxines.....	215
Tableau 3.1 : Résultats des essais de goûteurs durant l'échantillonnage du 23 octobre 2001.....	220
Tableau 3.2 : Résultats des tests de goûts/odeurs.....	226
Tableau 4.1 : Villes échantillonnées et périodes d'échantillonnage.....	229
Tableau 4.2 : Dates des échantillons analysés.....	230
Tableau 4.3 : Détection par kit de la microcystine-LR dans la rivière Yamaska le 19 septembre 2002.....	231
Tableau 4.4 : Comparaison des concentrations détectées et théoriques de trois eaux brutes.....	232

Tableau 4.5 : Concentration en microcystine-LR en fonction du nombre de congélation.....	233
Tableau 4.6 : Taux de récupération de microcystine-LR en fonction du nombre de congélation.....	233
Tableau 4.7 : Concentration en microcystine-LR en fonction de la durée de stockage à température ambiante.....	234
Tableau 4.8 : Taux de récupération de la microcystine-LR en fonction de la durée de stockage à température ambiante.....	234

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Causes de problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable.....	27
Figure 1.2 : Structure moléculaire de la géosmine (a) et du MIB (b).....	46
Figure 1.3 : Biosynthèse du MIB et de la géosmine.....	47
Figure 1.4 : Diagramme de caractérisation des odeurs.....	52
Figure 1.5 : Production de goûts/odeurs par l'ozone.....	97
Figure 2.1 : Causes et effets des proliférations cyanobactériennes.....	136
Figure 2.2 : Causes et effets des proliférations cyanobactériennes.....	137
Figure 2.3 : Structures moléculaires des microcystines.....	151
Figure 2.4 : Structure moléculaire de la nodularine.....	152
Figure 2.5 : Structure de la cylindrospermopsine.....	153
Figure 2.6 : Structures moléculaires des anatoxines.....	154
Figure 2.7 : Structure moléculaires des saxitoxines.....	155
Figure 2.8 : Structure moléculaire des brevetoxines.....	156
Figure 2.9 : Relation entre nombre de cellules algales par mL et concentrations en cyanotoxine.....	175
Figure 2.10 : Formes du cuivre dans l'eau.....	193
Figure 2.11 : Condition d'utilisation du sulfate de cuivre.....	196
Figure 2.12 : Résumé des performances des différents type de traitement contre les cyanotoxines (AWWARF, 2000).....	196
Figure 3.1 : Impact de la dose d'ozone sur le pourcentage de réussite des tests.....	222
Figure 3.2 : Réussite des tests de goûts/odeurs en fonction du temps.....	227

LISTE DES ABRÉVIATIONS UTILISÉES DANS LE MEMOIRE

ADN (Acide Désoxyribonucléique)
ARN (Acide Ribonucléique)
ARNAT (Australian Research Network for Algal Toxins)
AWWA (American Water Works Association)
AWWARF (American Water Works Association Research Foundation)
BSM (Bench Scale Method)
CAG (Charbon Actif Granulaire)
CAP (Charbon Actif en Poudre)
CLSA (Closed-Loop Stripping Analysis)
COD (Carbone Organique Dissout)
CP (Chlorophénol)
DCO (Demande Chimique en Oxygène)
EBC (Equivalent Background Compound)
EI-MS/MS (Energetic Ionization – mass pectrometer/mass spectrometer)
ELISA (Enzyme Linked Immunosorbant Assay)
FAB-MS (Fast Atom Bombardment – Mass Spectrometer)
FPA (Flavor Profile Analysis)
FRA (Flavor Rating Assessment)
FTN (Flavor Threshold Number)
FWR (Foundation for Water Research)
GC-MS (Gas chromatograph – mass spectrometer)
GC-FID (Gas chromatograph – flame ionization detection)
GC-ECD (Gas chromatograph – electron capture detector)
GC-FPD (Gas chromatograph – flame photometric detector)
GC-MF (Gas chromatograph – mass fragmentograph)
GC-MSD (Gas chromatograph – mass selective detector)
GC-SIM (Gas chromatograph – selected ion method)

GC-IRD (Gas chromatograph – infra red detector)
GC-FTIR (Gas chromatograph – Fourier transform infra red)
GC-ITD (Gas chromatograph – ion trap detector)
GC-CI/MS (Gas chromatograph – chemical ionisation/mass spectrometer)
HAA (Haloacetic Acid)
HFSA (Hollow Fiber Stripping Analysis)
HRGC-MS (High Recuperation gas chromatograph – mass spectrometer)
HPLC-UV (High Performance Liquid Chromatograph – UV 365 nm)
HSDM (Homogeneous Surface Diffusion Model)HS-SPME (Head Space SPME)
IAST (Ideal Adsorbed Solution Theorie)
IBMP (2-isobutyl-3-methoxy-pyrazine)
IPMP (2-isopropyl-3-méthoxypyrazine)
LLE (Liquid-Liquid Extraction)
MIB (2-méthylisobornéol)
MTBE (Méthyl-Ter-Buthyl-Ether)
N (Azote)
NMR (Nuclear Magnetic Resonance)
NTP (National Toxicology Program)
OMS (Organisme Mondial de la Santé)
P (Phosphore)
PVC (Polychlorure de Vinyle)
RSSCT (Rapid Small Scale Column Test)
SIM-LC/MS (Single Ion Monitoring – Liquid Chromatograph/ Mass Spectrometer)
SPE (Liquid-Solid Phase Extraction)
SPME (Solid Phase Micro-Extraction)
SDE (Steam Distillation Extraction)
TBA (Tribromoanisole)
TCA (Trichloroanisole)

TCFV (Temps de Contact en Fût Vide)

TCN (trans-2-cis-6-nonadienal)

TCP (Trichlorophénol)

THM (Trihalométhanes)

TLC (Thin Layer Chromatography)

TON (Threshold Odor Number)

TOX (Total Organic Halides)

USA (United States of America)

USEPA (United States Environment Protection Agency)

UV (Ultra Violet)

WHO (World Health Organisation)

INTRODUCTION

L'eau potable est habituellement produite à partir des eaux souterraines ou des eaux douces de surface. Chacun de ces types d'eau présente des caractéristiques qui lui sont propres. La plupart des eaux souterraines sont peu altérées par les micro-organismes mais contiennent parfois des concentrations en sels minéraux trop élevées pour une consommation humaine et/ou des usages domestiques courants. Les principaux problèmes des eaux souterraines sont une dureté trop élevée ou bien des concentrations excessives en fer, en manganèse et en soufre. Les problèmes de goûts/odeurs dans les eaux souterraines proviennent essentiellement des substances dissoutes comme les sels minéraux et le sulfure d'hydrogène (H₂S). On ne pense pas que les eaux souterraines soient concernées par le problème des toxines algales (Giddings *et al.*, 2000). C'est pourquoi elles ne sont pratiquement pas étudiées dans ce mémoire.

Les eaux de surfaces, dans les régions habitées, présentent des problèmes plus variés, plus fréquents et plus intenses. Ces problèmes sont principalement causés par l'agriculture, les rejets d'eaux usées et les activités industrielles. L'eutrophisation des eaux de surface, qui résulte de la pollution, favorise la croissance des micro-organismes gênants pour le producteur d'eau potable. Ces problèmes sont plus marqués lorsque les teneurs en nutriments, l'exposition au soleil et la température des eaux sont élevées. Cependant, bien que les pays chauds soient plus affectés par les problèmes liés aux micro-organismes, toutes les eaux de surfaces sont potentiellement concernées, qu'elles soient dans les pays tropicaux, tempérés ou nordiques.

Les métabolites microbiens qui altèrent la qualité de l'eau sont souvent des métabolites secondaires tel que le 2-méthylisobornéol (MIB), la géosmine et les cyanotoxines sont tous des métabolites secondaires. Ceci signifie que ces substances sont produites lors de métabolismes non nécessaires à la croissance de la cellule des micro-organismes.

Actuellement, on peut classer les métabolites qui affectent la qualité de l'eau potable en deux groupes : 1) ceux qui ne font qu'altérer ses propriétés organoleptiques, en particulier son goût et son odeur (MIB, géosmine, etc.), 2) ceux qui sont nuisibles à la santé (microcystine, nodularine, etc.).

Les métabolites affectant l'esthétisme de l'eau sont nombreux et produits par une grande variété de micro-organismes (souvent des algues ou des actinomycètes), alors que seules les toxines algales affectent la santé. Ces toxines sont principalement produites par les cyanobactéries et on les nomme cyanotoxines.

Les cyanotoxines, suivant la concentration dans l'eau, le type et la voie d'exposition (contact cutané, inhalation ou ingestion) peuvent déclencher des allergies, perturber le fonctionnement des organes vitaux, promouvoir des tumeurs et, dans les cas extrêmes, entraîner la mort. Elles sont impliquées avec certitude depuis au moins un siècle dans de nombreux empoisonnements d'animaux sauvages, de bétail et d'humains. Depuis quelques années, on les rencontre de plus en plus fréquemment dans les eaux de surface, d'où la nécessité de les étudier. En effet, on ne dispose actuellement que de peu de connaissances sur les cyanotoxines mais on observe que certaines présentent une grande stabilité dans l'eau et qu'elles ne sont pas bien enlevées par le traitement conventionnel.

Les principaux effets des métabolites malodorants sont d'entraîner un mécontentement de la population et une perte de confiance dans la qualité de l'eau du robinet. En effet, le consommateur, puisqu'il n'est en principe pas capable de procéder à des analyses physico-chimiques de l'eau, ne peut juger de la qualité de celle-ci que par ses sens : la vue pour la couleur et la turbidité et le goût et l'odorat pour le goût et l'odeur. La plupart du temps, une eau traitée ayant un goût et/ou une odeur désagréable ne présente pas de risques pour la santé. Cependant, même si on assure au consommateur que son eau est potable, il préférera utiliser une eau exempte de mauvais goûts/odeurs, en

achetant de l'eau en bouteille ou en installant une unité de traitement à domicile. Les problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable sont souvent reliés à la présence de traces de MIB ou de géosmine. Ces deux molécules donnent à l'eau une odeur de terre ou de moisi et sont particulièrement difficile à traiter en usine.

La résolution des problèmes de contamination par des métabolites microbiens peut se faire de deux manières : soit en empêchant les micro-organismes nuisibles de polluer les eaux, soit en enlevant les métabolites gênants lors du traitement de l'eau potable en usine.

Dans le premier cas, si les bonnes mesures sont prises, les résultats sont durables et améliorent considérablement la qualité de l'eau brute, permettant d'alléger le traitement en usine et de restaurer ou de développer des activités récréatives pour la population. Le traitement en usine ne devrait se faire que de manière temporaire ou bien lorsqu'il n'est pas possible d'agir contre la prolifération microbienne.

Le but de ce mémoire est :

- de rassembler les informations connues à ce jour sur les problèmes de métabolites microbiens et des solutions qu'on peut y apporter,
- de présenter des résultats sur le dépistage de la microcystine dans les eaux de surface de la région de Montréal,
- de présenter les résultats obtenus à partir d'un panel de goûteurs ayant conduit à l'optimisation d'un pilote en vue d'installer un traitement dans une usine de traitement de l'eau potable connaissant des problèmes de goûts/odeurs.

Revue bibliographique

Une grande variété de micro-organismes est capable de produire différentes substances appelées métabolites qui peuvent affecter la qualité de l'eau potable. Les métabolites microbiens sont souvent classés en métabolites primaires et métabolites secondaires. Les métabolites primaires comprennent les composés associés à la synthèse des cellules microbiennes et sont souvent impliqués dans la phase de croissance. Ils comprennent les acides aminés, les nucléotides et les produits de fermentation comme l'éthanol ou les acides organiques. Les métabolites secondaires s'accumulent souvent pendant la période qui suit la phase de croissance active. Ces composés n'ont pas de relation directe avec la synthèse des matières cellulaires et la croissance normale. Les mycotoxines et la plupart des antibiotiques sont des métabolites secondaires (Prescott *et al.*, 1993). Les mécanismes de production des métabolites diminuant la qualité de l'eau potable sont encore mal compris. On ignore pourquoi certains de ces micro-organismes synthétisent ces métabolites et on méconnaît généralement les facteurs influant sur cette biosynthèse. On peut répartir ces métabolites en deux groupes : ceux qui affectent l'esthétisme de l'eau comme le MIB et la géosmine et ceux qui affectent la santé humaine comme les cyanotoxines. Les micro-organismes responsables de ces problèmes sont principalement les algues et les actinomycètes. Les problèmes liés à ces microorganismes sont doubles : le goût et de l'odeur de l'eau sont altérés et l'eau est rendue impropre à la consommation à cause des toxines.

Bien qu'étudiés depuis plus longtemps, les problèmes de goûts et odeurs dans l'eau potable sont moins bien compris que le problème des cyanotoxines. On peut expliquer ceci par deux raisons principales :

- Premièrement les mécanismes conduisant à la production de métabolites malodorants sont généralement complexes.

- Deuxièmement, à l'inverse des cyanotoxines, les problèmes de goûts et odeurs ne constituent pas un problème de santé publique.

Lors des épisodes de goûts/odeurs, on est souvent capable de détecter des molécules malodorantes dans les eaux. En revanche, il est généralement difficile de retrouver les micro-organismes responsables, soit parce que ceux-ci ne sont plus présents dans les eaux au moment de l'étude, soit parce qu'ils ont arrêté de produire les métabolites qui rendent l'eau malodorante. Parfois, les problèmes de goûts/odeurs ne sont pas causés par des micro-organismes (Baker, 1961 ; Von Gunten *et al.*, 2000). Ces problèmes sont alors plus difficiles à traiter (Office of Public Health Education, 1970). Sont considérées comme non microbiennes et ne seront pas traités dans ce mémoire les cas suivant :

Les pollutions industrielles : l'industrie libère beaucoup de substances chimiques dans les eaux (Romero, 1998 ; Rosen *et al.*, 1963 ; Kollé *et al.*, 1970 ; AWWA, 1976), c'est l'un des rares cas où les problèmes d'odeurs peuvent être liés à des problèmes de toxicité (Gamrasni, 1986). En effet, dans les autres cas, il n'y a le plus souvent pas de corrélation entre la toxicité et le goût de l'eau, cependant, les goûts/odeurs de l'eau peuvent provoquer des maux psychosomatiques chez le consommateur (Young *et al.*, 1996).

Les eaux naturellement riches en minéraux : les eaux souterraines sont souvent très riches en minéraux et connaissent des problèmes de fer et de manganèse. Les eaux souterraines connaissent aussi des problèmes de salinité comme le montre Shelley (1996) avec la présence d'eau saumâtre dans les eaux souterraines de la Floride (USA). Ne seront étudiés que les problèmes de goûts/odeurs liés à la présence de sulfure d'hydrogène car ceux-ci sont généralement d'origine microbienne (Hoehn, 1988).

Le traitement de l'eau potable (Von Gunten *et al.*, 2000 ; Razania *et al.*, 1993) : le chlore est l'une des principales causes de plaintes en matière de goûts/odeurs. Au cours du traitement de l'eau potable, l'eau prend l'odeur du chlore, mais les sous produits de

désinfection comme les chlorophénols peuvent eux aussi affecter le goût de l'eau. L'ozonation peut former des aldéhydes odorants de faible masse moléculaire (formaldéhydes, acétaldéhydes, glyoxal et méthylglyoxal) suivant les conditions d'opération et la matrice de l'eau (Zhou *et al.*, 1992).

Les goûts/odeurs donnés par les conduites de PVC, par les joints de conduites (Fadel *et al.*, 1993) et le réseau en général avec la stagnation, la corrosion, l'entartrage ou l'infiltration d'eau dans le réseau (Davis *et al.*, 1993 ; Gamrasni, 1986). A noter que le réseau de distribution est souvent jugé responsable des problèmes de goûts/odeurs sans que l'on sache exactement pourquoi (Suffet *et al.*, 1993).

La pollution par les eaux usées.

Les fertilisants utilisés en agriculture : l'azote réagit avec le chlore et forme des substances malodorantes (Baker, 1961 ; Gamrasni, 1986 ; Office of Public Health Education, 1970). Cependant, les fertilisants contribuent beaucoup aux problèmes de goûts/odeurs en participant à l'eutrophisation des eaux de surfaces car celle-ci favorise la croissance des algues.

La fonte des neiges, les fortes pluies qui érodent les sols et la végétation qui se décompose dans l'eau toute l'année et plus particulièrement en automne : lors de ces trois phénomènes des nutriments sont apportés dans les eaux de surface contribuant au développement des micro-organismes responsables de goûts/odeurs (Gamrasni, 1986).

La pollution par l'atmosphère : les gaz d'échappement d'usine, d'installation de chauffage, et de voiture contribuent à polluer l'air avec des dérivés azotés, soufrés, par des hydrocarbures imbrûlés et du plomb. Leur entraînement dans les cours d'eau par les précipitations contribue à l'acidification des eaux ce qui pourrait expliquer en parti les plaintes de goût aigre des consommateurs (Gamrasni, 1986).

La Figure 1.1 résume les différentes sources de problèmes de goûts/odeurs.

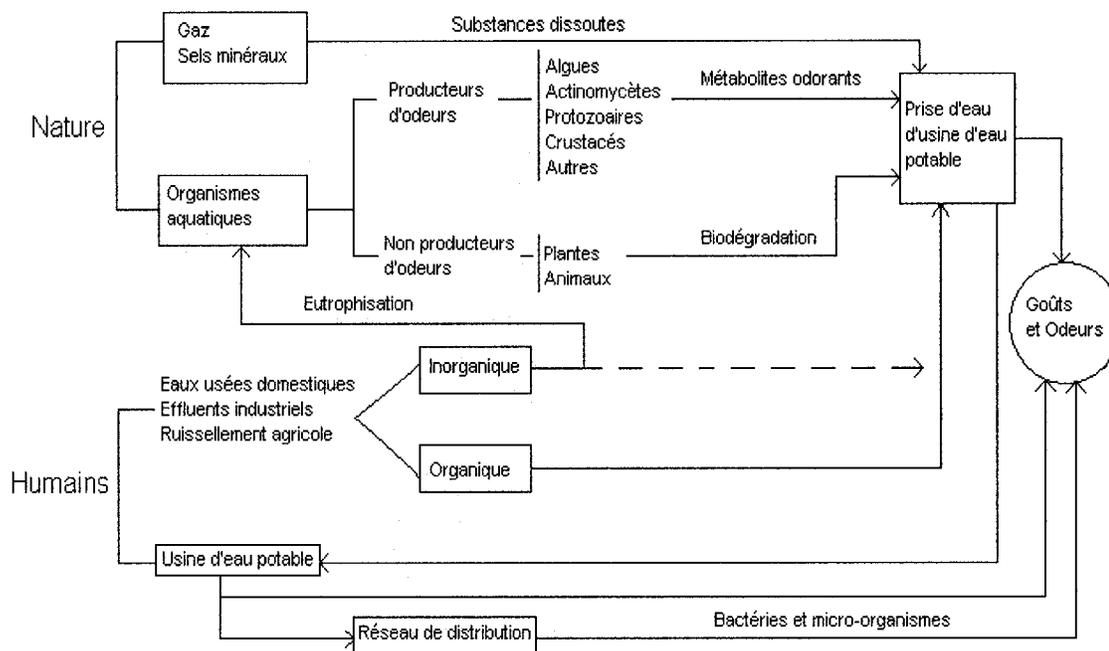


Figure 1.1 : Causes de problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable (Gamrasni, 1986).

Dans ce mémoire il est souvent question de goûts et d'odeurs. Pour éviter toute ambiguïté nous utiliserons les définitions fournies par Gamrasni (1986).

goût : ensemble des sensations gustatives, olfactives et de sensibilités chimiques communes perçues lorsque l'aliment ou la boisson est dans la bouche.

odeur : sensations perçues par l'organe olfactif en flairant certaines substances volatiles.

saveur : sensations perçues à la suite de la stimulation, par certaines substances solubles, des bourgeons gustatifs. On distingue 4 saveurs : acide, amer, sucré, salé. Les autres sensations, autres que tactiles et thermiques, sont perçues par les muqueuses nasales.

flaveur : ensemble des sensations perçues par l'organe olfactif, les bourgeons gustatifs et la cavité buccale, et pouvant comprendre des sensations thermiques, tactiles, chimiques, kinestétiques, douloureuses, etc.

Les termes de goûts et odeurs sont le plus souvent employés ensemble dans le texte car traiter le goût de l'eau c'est aussi traiter son odeur. En effet, la grande majorité des métabolites odorants connus n'ont pas de saveur, seuls le nez permet de les sentir. Ils peuvent donc donner à l'eau aussi bien du goût que de l'odeur.

CHAPITRE 1 : PROBLÈMES DE GOÛTS ET ODEURS DANS L'EAU POTABLE

Au cours de la dernière décennie, les problèmes de goûts et odeurs dans l'eau potable ont augmenté en fréquence et en intensité à travers le monde (Suffet *et al.*, 1993 ; Ridal *et al.*, 2001). Dans les eaux de surface, les odeurs de chlore, de terre, de poisson et de médicament sont les plus souvent rencontrées (Suffet *et al.*, 1993). En ce qui concerne le goût de l'eau, les consommateurs se plaignent surtout de saveurs aigres, de métal et de chlore. Dans les eaux souterraines, ce sont principalement les odeurs de soufre et de chlore qui indisposent les consommateurs. Suffet *et al.* (1993) notent qu'on est actuellement incapable d'expliquer le goût aigre de l'eau. Ventura *et al.* (1997) attribuent les principales causes d'odeurs dans l'eau potable en Amérique du Nord à la croissance planctonique, à la désinfection par le chlore et aux effets du réseau.

D'après l'AWWARF (2000), 60% des usines s'alimentant en eau de surface en Amérique du Nord ont des problèmes de goûts et odeurs et la plus grande partie de ces usines (90%) ont de un à quatre épisodes de goûts/odeurs par an d'une durée moyenne de 15 jours. Ces épisodes affectent près de 40 millions de personnes aux USA. En moyenne, il y a chaque année une trentaine de jours où l'eau a un mauvais goût. Neremberg *et al.* (2000) montrent qu'en dépit de l'importance du problème, seulement 4,5% (environ 70 000 \$/an) du budget moyen des usines d'eau potable est alloué à la lutte contre les problèmes de goûts/odeurs (les 16% d'usines qui considèrent leur problème de goûts/odeurs comme sérieux consacrent 9% de leur budget pour le résoudre).

Pour les eaux de surface, les périodes de l'année les plus propices aux épisodes de goûts/odeurs sont l'été à cause du développement accru des micro-organismes, l'automne à cause du déclin de la nature entraînant un relargage important de matière organique et le printemps à cause de la fonte des neiges. Les problèmes survenant à la

fonte des neiges sont d'autant plus importants que la fonte est rapide (Jensen *et al.*, 1994). La destratification thermique des eaux au printemps et à l'automne est souvent associée à des problèmes de goûts/odeurs (Suffet *et al.*, 1993 ; Gamrasni, 1986). Sans que l'on sache toujours très bien s'il s'agit de problèmes causés par des substances dissoutes ou par des micro-organismes, les problèmes de goûts/odeurs apparaissent souvent quand le niveau de l'eau augmente rapidement après avoir été bas. Ce peut être le cas à la suite de précipitations importantes ou lors de la fonte des neiges. Hoehn (1988) propose une explication à ce phénomène. Lorsque le niveau d'un lac ou d'un réservoir diminue, les algues accrochées sous l'eau près du rivage meurent lorsqu'elles se retrouvent exposées à l'air libre. Les actinomycètes (organismes biodégradeurs naturels) sont alors capables de s'y développer et les conditions fortement aérobies leurs permettent de produire de grosses quantités de géosmine et de MIB. Ensuite, lorsque le niveau du lac ou du réservoir remonte, les métabolites se mélangent à l'eau et génèrent un épisode de goûts/odeurs.

Pour les eaux souterraines, la qualité de l'eau pourrait être reliée à la profondeur de la nappe phréatique. Plus l'eau serait enfouie profondément et plus il y aurait des risques de rencontrer des problèmes de goûts/odeurs. Ainsi, pour les eaux souterraines, les saisons propices aux épisodes de goûts/odeurs sont l'été et l'hiver. Les odeurs de soufre sont souvent produites en milieu anaérobie par des bactéries lors de la réduction des sulfates en sulfure d'hydrogène.

Les goûts/odeurs de terre et de moisi sont fréquemment rencontrés dans les eaux de surface mais leurs causes restent encore mal comprises bien que des travaux sur ce sujet soient en cours depuis longtemps. L'AWWARF (2000) rapporte qu'en 1965, Gerber et Lechevalier ont identifié la géosmine¹ chez un actinomycète. Par la suite Gerber *et al.* (1969) ont isolé le 2-méthylisobornéol (MIB) chez un actinomycète. En 1970, Rosen *et al.* relie un problème d'odeur à la présence de géosmine dans l'eau. Depuis, un grand

¹ Mot inspiré du grec ancien : *géos* la terre et *mine* l'odeur.

nombre de problèmes de goûts/odeurs de terre et de moisi a été associé à la présence de MIB et/ou de géosmine. L'observation montre que ces métabolites sont très présents dans les eaux douces de surface. Cependant, on ne peut expliquer tous les problèmes de goûts/odeurs par la présence du MIB ou de la géosmine. Laîne *et al.* (2001) soutiennent qu'on ne connaît actuellement qu'un petit nombre des métabolites odorants microbiens qui affectent les eaux. En se basant sur les métabolites connus, les algues et les actinomycètes sont souvent jugés responsables de problèmes de goûts/odeurs. Néanmoins, il est possible que des épisodes de goûts/odeurs soient provoqués par des métabolites inconnus produits par d'autres micro-organismes comme le suggère Crozes *et al.* (1997) avec un épisode de goûts/odeurs particulièrement difficile à traiter avec odeur de terre et moisi sans MIB et où la géosmine est en tout temps détectée en dessous de 20 ng/L alors que son seuil de perception humaine se situe aux alentours de 10 ng/L. Certains groupes de micro-organismes sont cependant reconnus pour causer des problèmes de goûts/odeurs (Izaguirre *et al.*, 1982 ; Wood *et al.*, 1983 ; Hoehn, 1988; AWWARF, 1998 ; Wajon, 1988). Il s'agit des actinomycètes, des algues, des mycètes, des bactéries et de certains organismes invertébrés.

1.1 Description des micro-organismes responsables de problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable

1.1.1 Les actinomycètes

Les actinomycètes sont des micro-organismes unicellulaires intermédiaires entre les bactéries et les mycètes : ils ressemblent aux bactéries filamenteuses tout en présentant des filaments très semblables à ceux des mycètes mais de taille plus réduite, compris entre 0,3 et 1 μm avec une moyenne de 0,5 μm . Ils peuvent croître dans les sédiments, dans l'eau, à la surface des végétaux et dans les cellules végétales en cas de symbiose. Ils jouent un grand rôle dans les écosystèmes naturels en participant à la dégradation de la cellulose. Ce sont des micro-organismes importantes dans les cycles écologiques aquatiques et terrestres favorisant la décomposition des débris végétaux (AWWARF, 1998 ; Hoehn 1988 ; Rezania *et al.*, 1993). Leur cycle de vie comporte deux phases qui

permettent de les différencier des bactéries : une phase aérobie (spore) et une autre anaérobie (filament). Les métabolites malodorants sont générés pendant la phase sporulante. On rapporte que les spores des *Streptomyces* sont à la fois suffisamment petites et résistantes pour passer au travers des barrières du traitement de l'eau potable permettant ainsi aux *Streptomyces* de coloniser les réseaux (Baker, 1961 ; Gamrasni, 1986 ; Jensen *et al.*, 1994). Jensen *et al.* (1994) remarquent que les actinomycètes sont capables de transformer les trichlorophénols (TCP) en trichloroanisoles (TCA) et que l'espèce qui y parvient le mieux (*Streptomyces* G91-10C) a déjà été trouvé en réseau. On n'observe pas toujours de corrélation entre la concentration en actinomycètes dans le milieu aquatique et l'intensité de l'odeur (AWWARF, 1998 ; Hoehn, 1988).

Baker (1961) rapporte que lorsque la température de l'eau est inférieure à 15°C, les actinomycètes produisent des spores et survivent dans un état végétatif, alors que dans un eau à plus de 15°C, leur rythme de croissance augmente avec la température jusqu'à au moins 38°C. Ils peuvent vivre à la noirceur et leur croissance est favorisée par les milieux alcalins.

La durée des épisodes de goûts et odeurs déclenchés par les actinomycètes dépend de la température et des nutriments. On observe que les cyanobactéries *Anabaena*, *Oscillatoria* et *Aphanizomenon* sont d'excellentes sources d'azotes pour les actinomycètes (Gamrasni, 1986 ; Baker, 1961). En général, les épisodes de goûts et odeurs causés par les actinomycètes sont caractérisés par une succession de phases. Pendant les 2 à 10 premiers jours l'eau prend une odeur de poisson. Au terme de cette première phase, s'il reste des nutriments dans l'eau, les actinomycètes développent des zygotes formant de larges filaments. Ce processus s'étalant sur une période de 2 à 10 jours s'accompagne d'une sécrétion de métabolites donnant à l'eau une odeur d'herbe. La troisième phase de l'épisode de goûts/odeurs à une durée très variable. Les plaintes relatives à cette phase sont des odeurs de marécage et des sensations piquantes dans la bouche. La quatrième phase commence s'il reste encore des nutriments dans l'eau et est caractérisée par des odeurs de pomme de terre, d'haricot ou de moisi (Baker, 1961).

Dans les régions nordiques où la glace recouvre les lacs et rivières, la fonte des neiges au printemps est souvent associée à des problèmes de goûts et odeurs attribués aux actinomycètes. Ces micro-organismes n'étant en principe pas actifs dans les eaux pendant l'hiver, on ne peut expliquer ce phénomène que par la production massive de métabolites odorants lors de la phase de sporulation sur le bords des cours d'eau à l'automne lorsque les températures décroissent. Ainsi, à la fonte des neiges, spores et métabolites sont entraînés dans les lacs et rivières causant des épisodes de goûts/odeurs (Jensen *et al.*, 1994).

Les actinomycètes ne sont pas surveillés par les producteurs d'eau potable car ils ne sont pas nuisibles à la santé (Jensen *et al.*, 1994) mais surtout parce que leur détection nécessite un temps de culture très long, de deux à trois semaines, et l'utilisation d'un milieu spécifique pour empêcher la croissance des autres micro-organismes (AWWARF, 1998 ; Hoehn, 1988; Scott *et al.*, 2000). Par ailleurs, les substances malodorantes sont métabolisées tardivement dans leur cycle de vie (parfois après 15 jours d'incubation). C'est pourquoi plusieurs équipes de chercheurs ont essayé de mettre au point des méthodes de détection des actinomycètes plus rapides. Scott *et al.* (2000) ont élaboré une méthode de détection des actinomycètes basée sur des réactions d'immunofluorescence. Cette méthode présente trois avantages : elle est plus rapide que la mise en culture (gain de temps de 70%), elle est plus sensible (détection de 100 à 1000 fois plus d'actinomycètes par rapport à l'incubation) et elle est applicable en usine comme test de routine. Cependant, des problèmes dans le choix de l'anticorps n'ont pas encore permis la validation de cette méthode. Plus récemment, en développant la méthode de Scott *et al.* (2000), Fox *et al.* (2001) ont obtenu de meilleurs résultats en détectant des actinomycètes dans 4 réseaux de distribution d'eau potable qui connaissaient des problèmes de goûts et odeurs. Cette nouvelle méthode permet d'échantillonner et d'analyser les actinomycètes en l'espace de quatre heures. Fox *et al.*

(2001) ont fait des tests sur les réactions croisées d'immunologie et observent que leur anticorps ne détecte pas les bactéries Gram négatifs ni certaines Gram positifs (*Escherichia Coli*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Streptococcus aureus* et *Alcligenes faecalis*) ni *Rhodococcus coprophilus* et *Nocardia amarae*.

Des études (AWWARF, 1998 ; Baker, 1961) montrent que les actinomycètes peuvent produire des amines aromatiques, des cétones, des aldéhydes, des acides gras saturés et des composés aromatiques insaturés. Ces substances ont des odeurs de terre, de bois, de moisi, de pomme de terre, de haricot, de foin, de poisson et d'herbe. On sait aussi que les métabolites sécrétés par les actinomycètes une fois dans l'eau peuvent être absorbés par les poissons et donner un goût désagréable à leur chair (Baker, 1961). Par ailleurs, la décomposition des algues par les actinomycètes peut être à l'origine de problèmes de goûts/odeurs à cause de la production de méthylmercaptan, d'isobutylmercaptan, de n-butylmercaptan, de diaméthylsulfide et de diméthylsulfide (Rezania *et al.*, 1993). Les composés identifiés chez les actinomycètes sont la géosmine, le MIB, le cadin-4-ène-1-ol (bois et terre), le 2-isopropyl-3-méthoxy-pyrazine (IPMP : pomme de terre), la mucidone, le cadine-4ème-1-ol, le selina-4(14)-7(11)-diène-9-ol et le furfural (Gamrasni, 1986). Parmi ces substances, seuls la géosmine et le MIB sont réellement odoriférants quand ils sont pris séparément. Les autres substances ont cependant la faculté d'accentuer considérablement l'odeur de la géosmine et du MIB lorsqu'ils sont présents ensemble dans l'eau (Gamrasni, 1986), on parle alors de phénomène de synergie (Guy, 2001). Les genres connus impliqués dans les problèmes de goûts et odeurs sont : *Streptomyces*, *Micromonospora*, *Actinoplanes*, *Streptosporangium* et *Nocardia* (Gamrasni, 1986).

1.1.2 Les algues

D'après l'AWWARF (1998), de tous les problèmes de goûts/odeurs causés par les algues, 45% sont attribués aux cyanobactéries, 21% aux diatomées, 20% aux algues vertes et 14% aux flagellés pigmentés. La majorité des épisodes de goûts et odeurs

seraient générés par des algues et les actinomycètes ne seraient responsables que d'une petite fraction des évènements organoleptiques (AWWARF, 1998 ; Baker, 1961). Cependant, l'Office of Public Health Education (1970) soutient qu'il règne une certaine confusion dans la répartition des problèmes de goûts et odeurs entre algues et actinomycètes. Pour Hoehn (1988), ce sont les actinomycètes qui causent le plus de problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable.

D'après Aqua Nuchar (1942), la croissance des algues dépend principalement de l'ensoleillement car en principe les algues peuvent toujours trouver suffisamment de nutriments dans les eaux de surface. Les proliférations algales surviennent généralement lorsque beaucoup de nutriments sont disponibles et que les eaux sont chaudes et calmes (Burch *et al.*, 2001). Mais les prédictions exactes du début de la prolifération, de sa durée et de son intensité sont difficiles à réaliser (Burch *et al.*, 2001). Les problèmes d'odeurs liés aux algues sont souvent déclenchés par le relâchement des huiles qui servent habituellement à stocker les nutriments dans leurs cellules (Aqua Nuchar, 1942). Les algues sont capables de métaboliser, lors de la photosynthèse ou de mécanismes plus complexes, un grand nombre de substances organiques : des composés phénolés, des alcools aliphatiques, des alcènes, des esters, des thiosters, des aldéhydes, des cétones, des terpénoïdes, des acides gras, des amines, des sulfures, des mercaptans, du n-hexanol et du n-heptanol (Gamrasni, 1986 ; Rashash *et al.*, 1993). Les principales odeurs données à l'eau sont alors des odeurs de terre, de moisi, de concombre, d'herbe, de poisson et de tabac. Le Tableau 1.1 recense les goûts et odeurs produites par certaines espèces algales. Les molécules métabolisées par les algues peuvent être stockées à l'intérieur de leurs cellules en vue d'une utilisation future ou bien relarguées dans les eaux dès leur synthèse (Rezania *et al.*, 1993). Il est à noter que le traitement en usine d'eau potable peut provoquer la lyse cellulaire des cellules algales et ainsi causer le relargage de leurs métabolites dans l'eau.

On distingue deux types d'algues : les algues planctoniques qui sont en suspension dans l'eau et les algues benthiques qui sont accrochées à un support. Les deux types sont capables de générer des problèmes de goûts et odeurs. Une soixantaine d'algues capables de produire des métabolites malodorants ont été identifiées mais on n'arrive pas à mettre en évidence un lien entre l'intensité du goût ou de l'odeur, la concentration en métabolites et la concentration en algues.

Même mortes, les algues continuent de contribuer aux problèmes de goûts et odeurs : d'une part elles fournissent de la nourriture aux actinomycètes (Baker, 1961) et à d'autres bactéries capables de produire des molécules malodorantes comme la putrescine et la cadavérine (Hoehn, 1988). Et d'autre part, suite à la lyse cellulaire, des mercaptans et des sulfures se retrouvent dans l'eau contribuant à lui donner une odeur et un goût désagréable. Buffin *et al.* (1993) et Satchwill *et al.* (2000) montrent que la dégradation des substances riches en acides gras ou présentant une liaison de type omega-3 génère des odeurs désagréables. Pour Buffin *et al.* (1993), l'oxydation des métabolites algaux lors du traitement de l'eau potable produirait des sous produits de réactions contribuant de manière importante aux problèmes de goûts/odeurs. Buffin *et al.* (1993) remarquent aussi que les seuils de perception sensoriels sont plus élevés pour les alcools que pour les aldéhydes qui leur correspondent. Cook *et al.* (1993) montrent que les odeurs attribuées aux algues (moisi, terre, herbe, foin, paille et marécage) tendent à disparaître quand la température diminue pour laisser place aux odeurs chimiques. A noter enfin que les algues peuvent aussi causer d'autres désagréments aux stations d'eau potable en produisant des toxines, en colmatant les filtres et en augmentant la production des sous produits de désinfection, en augmentant les demandes en coagulant et en chlore, en accroissant la turbidité à l'eau traitée et en augmentant la recroissance bactérienne dans le réseau (Burch *et al.*, 2001 ; Rastogi *et al.*, 1999). Un développement massif des algues est également gênant pour les organismes de l'écosystème, en particulier pour les poissons, à cause de la

consommation importante de l'oxygène de l'eau. L'application de mesures préventives contre la croissance des algues en amont de la station est d'autant plus intéressante que les problèmes liés aux algues sont nombreux.

Dans les écosystèmes, le type d'algue prépondérante dépend beaucoup de la température. On observe ainsi une succession de la prédominance de différentes algues au cours de l'année (Santé Canada, 1998). Les diatomées et les algues brun-doré sont présentes pendant la saison froide, viennent ensuite les algues vertes lorsque les eaux se réchauffent au début de l'été, puis les cyanobactéries quand la température est à son maximum lorsque l'été est plus avancé et jusqu'au début de l'automne. Ensuite, quand la température décroît on observe l'ordre inverse des prédominances algales (AWWARF, 1998). Souvent, les problèmes de goûts/odeurs surviennent au cours de l'été ou de l'automne, cependant il n'est pas exclu d'en rencontrer en hiver comme cela a déjà été le cas à la station de Glenmore à Calgary (Alberta, Canada) où eu lieu une prolifération de *Dinobryon divergens* sous la croûte de glace du réservoir.

Tableau 1.1 : Algues produisant des métabolites odorants (Gamrasni, 1986).

Genre	Groupe algal	Odeur quand l'algue est en présence		Goût	Sensation sur la langue
		Modérée	Abondante		
<i>Actinastrum</i>	Verte	-	herbe, moisi	-	-
<i>Anabaena</i>	Bleu-vert	herbe, moisi	septique	-	-
<i>Anabaenopsis</i>	Bleu-vert	-	herbe	-	-
<i>Anacystis</i>	Bleu-vert	herbe	septique	sucré	-
<i>Aphanizomenon</i>	Bleu-vert	herbe, moisi	septique	sucré	sec
<i>Asterionella</i>	Diatomée	géranium, épice	poisson	-	-
<i>Ceratium</i>	Flagellée	poisson	septique	amer	-
<i>Chara</i>	Verte	herbe, ail	pourri, ail	-	-
<i>Chlamydomonas</i>	Flagellée	moisi, herbe	poisson, septique	sucré	lisse

Genre	Groupe algal	Odeur quand l'algue est en présence		Goût	Sensation sur la langue
		Modérée	Abondante		
<i>Chlorella</i>	Verte	-	moisi	-	-
<i>Chrysophaerella</i>	Flagellée	-	poisson	-	-
<i>Cladophora</i>	Verte	-	septique	-	-
(<i>Clathrocystis</i>)	Voir Anacystis	-	-	-	-
<i>Closterium</i>	Verte	-	herbe	-	-
(<i>Coelosphaerium</i>)	Voir Gomphosphaeria	-	-	-	-
<i>Cosmarium</i>	Verte	-	herbe	-	-
<i>Cryptomonas</i>	Flagellée	violette	violette	sucré	-
<i>Cyclotella</i>	Diatomée	géranium	poisson	-	-
<i>Cylindrospermum</i>	Bleu-vert	herbe	septique	-	-
<i>Diatoma</i>	Diatomée	-	arome	-	-
<i>Dictyosphaerium</i>	Verte	herbe	poisson	-	-
<i>Dinobryon</i>	Flagellée	violette	poisson	-	lisse
<i>Eudorina</i>	Flagellée	-	poisson	-	-
<i>Euglena</i>	Flagellée	-	poisson	sucré	-
<i>Fragilaria</i>	Diatomée	géranium	moisi	-	-
<i>Glenodinium</i>	Flagellée	-	poisson	-	lisse
(<i>Gloeocapsa</i>)	Voir Anacystis	-	-	-	-
<i>Gloeocystis</i>	Verte	-	septique	-	-
<i>Gloeotrichia</i>	Bleu-vert	-	herbe	-	-
<i>Gomphosphaeria</i>	Bleu-vert	herbe	herbe	sucré	-
<i>Gonium</i>	Flagellée	-	poisson	-	-
<i>Hydrodictyon</i>	Verte	-	septique	-	-
<i>Mallomonas</i>	Flagellée	violette	poisson	-	-
<i>Melosira</i>	Diatomée	géranium	moisi	-	lisse
<i>Meridion</i>	Diatomée	-	épicé	-	-
(<i>Microcystis</i>)	Voir Anacystis	-	-	-	-
<i>Nitella</i>	Verte	herbe	herbe, septique	amer	-
<i>Nostac</i>	Bleu-vert	moisi	septique	-	-
<i>Oscillatoria</i>	Bleu-vert	herbe	moisi, épicé	-	-
<i>Pandorina</i>	Flagellée	-	poisson	-	-
<i>Pediastrum</i>	Verte	-	herbe	-	-
<i>Peridinium</i>	Flagellée	concombre	poisson	-	-
<i>Pleurosigma</i>	Diatomée	-	poisson	-	-
<i>Rivularia</i>	Bleu-vert	herbe	moisi	-	-
<i>Scenedesmus</i>	Verte	-	herbe	-	-
<i>Spirogyra</i>	Verte	-	herbe	-	-
<i>Staurastrum</i>	Verte	-	herbe	-	-

Genre	Groupe algal	Odeur quand l'algue est en présence		Goût	Sensation sur la langue
		Modérée	Abondante		
<i>Stephanodiscus</i>	Diatomée	géranium	poisson	-	lisse
<i>Synedra</i>	Diatomée	herbe	moisi	-	lisse
<i>Synura</i>	Flagellée	concombre, musc, melon, épice	poisson	amer	sec, métallique, lisse
<i>Tabellaria</i>	Diatomée	géranium	poisson	-	-
<i>Tribonema</i>	Verte	-	poisson	-	-
<i>(Uroglena)</i>	Voir	-	-	-	-
<i>Uroglenopsis</i>	Uroglenopsis	-	-	-	-
<i>Uroglenopsis</i>	Flagellée	concombre	poisson	-	lisse
<i>Ulothrix</i>	Verte	-	herbe	-	-
<i>Volvox</i>	Flagellée	poisson	poisson	-	-

1.1.2.1 Les diatomées ou algues brun-jaune

On trouve les diatomées dans les eaux froides au printemps, à l'automne et en hiver (AWWARF, 1998). Les genres les plus couramment impliqués dans les problèmes de goûts et d'odeurs sont *Asterionella* (odeur de géranium et de poisson), *Cyclotella* (odeur d'herbe, de géranium et de poisson), *Tabellaria* (odeur d'herbe, de géranium et de poisson), *Melosira* (odeurs d'herbe, de poisson et de terre). On peut aussi rencontrer des odeurs d'épices. Les diatomées sont également réputées pour colmater les filtres.

1.1.2.2 Les algues brun-doré

Les algues brun-doré sont des micro-organismes flagellés vivant en petites (2 à 3 cellules) ou grandes (30 à 40 cellules) colonies (AWWARF, 1998). A l'instar des diatomées, les algues brun-doré se développent mieux en eaux froides. On sait qu'elles sont myxotrophes (elles utilisent plusieurs sources de nutriments), qu'elles utilisent le phosphore organique des bactéries et qu'elles sont assez répandues dans les eaux mésotrophes ou légèrement eutrophies. Les genres responsables d'odeurs connus sont :

Synura, *Dinobryon* et *Uroglenopsis*. Les odeurs produites rappellent celles du poisson, du concombre, du melon et de la violette (fleur).

1.1.2.3 *Les chloropyceae ou algues vertes*

Les conditions les plus favorables à la croissance des algues vertes sont rassemblées au début de l'été mais elles ne sont que rarement associées à des épisodes de goûts et odeurs car elles ne poussent le plus souvent pas en assez grand nombre (AWWARF, 1998). L'odeur qu'elles peuvent produire est généralement celle de l'herbe mais on trouve quelquefois celle du poisson ou de la terre et du moisi. Les algues vertes sont capables de produire du MIB et de la géosmine (Ventura *et al.*, 1997).

1.1.2.4 *Les cyanobactéries ou algues bleu-vert*

Les cyanobactéries sont des algues procaryotes vieilles d'au moins 2,5 milliards d'années. Ce sont des micro-organismes photoautotrophes particulièrement bien adaptés à leur environnement. On les trouve fréquemment dans les eaux de surface mais aussi dans de nombreux environnements à conditions extrêmes : sources d'eau chaude, lacs arctiques, neige, cendres volcaniques, désert de sable, roches. Les cyanobactéries croissent préférentiellement dans les eaux chaudes, calmes et peu profondes. On observe des proliférations importantes dans les eaux où la stratification thermique engendre des conditions anaérobies dans l'hypolimnion. Elles sont dominantes au sein du phytoplancton lorsque l'eau est calme et stratifiée ou lorsque la concentration de dioxyde de carbone est faible (ce qui arrive quand le pH est élevé et qu'il fait chaud). On dénombre environ 2000 espèces. Celles-ci se développent en cellules solitaires, en amas ou en filaments (National Toxicology Program (NTP), 2001). Actuellement, les cyanobactéries sont de plus en plus présentes dans les écosystèmes. Cette croissance accrue est à relier à l'eutrophisation des eaux de surface et au contrôle des cours d'eau par l'homme (Brookes *et al.*, 2001 ; NTP, 2001 ; Falconer, 2001).

Pour Brookes *et al.* (2001), il y a trois éléments à satisfaire pour obtenir une prolifération massive de cyanobactéries : 1) les nutriments, 2) la lumière, 3) un milieu pour supporter leur croissance. L'AWWARF (2000) montre qu'un faible rapport d'azote/phosphore (N/P = 10/1) est propice à la prolifération des cyanobactéries. Ces proliférations peuvent comporter une ou plusieurs espèces de cyanobactéries (NTP, 2001).

Les cyanobactéries sont généralement mieux adaptées à leur environnement que les autres micro-organismes. Leurs sept principaux avantages sont : 1) des vésicules gazeuses permettant de se déplacer dans la colonne d'eau, pour aller chercher les nutriments situés en profondeur et obtenir une meilleure exposition à la lumière en surface tout en faisant de l'ombre aux autres algues ; 2) des pigments de chlorophylle-a donnant la possibilité aux cyanobactéries de pratiquer la photosynthèse en utilisant presque toutes les longueurs d'onde de la lumière ; 3) la possibilité de stocker le phosphore de différentes manières ; 4) la capacité d'extraire le phosphore des sédiments ; 5) la faculté d'utiliser l'azote atmosphérique ; 6) la capacité de se fixer sur les roches et les sédiments (permettant de produire des quantités beaucoup plus importantes de MIB et de géosmine) ; 7) la possibilité de s'enkyster en akinètes pour résister aux conditions extrêmes et survivre entre autre à l'hiver en se réfugiant dans les sédiments.

Les problèmes de goûts/odeurs liés aux cyanobactéries apparaissent généralement en saison chaude, à savoir en été ou au début de l'automne. Néanmoins, on peut rencontrer des problèmes de goûts/odeurs liés aux cyanobactéries de début juin jusqu'à fin décembre après la destratification thermique des eaux des lacs et des réservoirs.

Certaines espèces sont capables de produire à la fois du MIB et de la géosmine (*Oscillatoria brevis*, Hu *et al.*, 1996) alors que d'autres ne peuvent synthétiser que l'un des deux (MIB : *Oscillatoria curviceps*, *Oscillatoria tenuis*, *Phormidium tenue* ; géosmine : *Oscillatoria simplicissima*, *Anabaena scheremetievi*, *Anabaena*

macrosporar, Hu *et al.*, 1996). Ridal *et al.* (2001) remarquent qu'en général les cyanobactéries benthiques produisent du MIB alors que les espèces planctoniques métabolisent de la géosmine. Rusin *et al.* (1997) observent que les cyanobactéries : *Lyngbya*, *Oscillatoria* et *Anabaena* produisent généralement plus de MIB que de géosmine. Certaines cyanobactéries peuvent vivre en symbiose avec les actinomycètes comme le rapporte Hu *et al.* (1996) et produire des composés odorants inconnus. Les genres de cyanobactéries fréquemment associés aux problèmes de goûts et odeurs sont *Oscillatoria*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Lyngbya* et *Symploca*.

1.1.3 Les mycètes

Les mycètes sont des organismes eucaryotes portant des spores. Ils se nourrissent par absorption et sont dépourvus de chlorophylle. Ils sont omniprésents : on les trouve partout où il y a de l'eau et une source de matière organique appropriée. Ils sécrètent des enzymes et absorbent leur nourriture digérée.

Bien que mentionnés comme source de problèmes de goûts et odeurs par plusieurs auteurs (Baker, 1961 ; AWWARF, 1998 ; Hoehn, 1988 ; Gamrasni, 1986 ; Scott *et al.*, 2000; Aqua Nuchar, 1942), aucun des rapports d'épisodes de goûts/odeurs consultés ne mentionne que les mycètes sont en cause. En théorie, les mycètes responsables de problèmes de goûts/odeurs sont les eumycètes. De façon plus précise ce sont les deutéromycètes (principalement *Penicillium*, *Aspergillus*, *Scopulariopsis*, *Acremonium* et *Phialophora*), les zygomycètes et les endomycètes. Les eumycètes sont capables de produire du MIB et de la géosmine (Wajon, 1988).

Prescott *et al.* (1993) indiquent que les mycètes sont importants pour l'humanité tant par leurs effets bénéfiques que nuisibles. Avec les bactéries hétérotrophes, ils jouent un grand rôle dans les écosystèmes comme agent de décomposition en dégradant les matières organiques complexes en substances organiques simples et en molécules inorganiques. De cette façon, le carbone, l'azote, le phosphore et d'autres constituants essentiels des organismes vivants, se trouvent libérés et disponibles pour d'autres organismes. Les mycètes, tout comme les actinomycètes sont donc essentiels aux

écosystèmes par leurs capacités à dégrader et ainsi à recycler les constituants des organismes vivants.

1.1.4 Les bactéries

Les bactéries peuvent communiquer à l'eau un mauvais goût. En conditions anaérobies, certaines bactéries (ex : *Desulfovibrio desulfiricans*) produisent du sulfure d'hydrogène en réduisant les sulfates (Hoehn, 1988). Ce sont ces bactéries qui sont le plus souvent responsables des problèmes de goût/odeur d'œuf pourri dans les eaux souterraines (AWWARF, 1998). Les ferrobactéries présentes dans l'hypolimnion des lacs et des réservoirs, produisent des substances malodorantes lorsque l'hypolimnion passe en conditions anaérobies. Les bactéries (entre autre *Pseudomonas*, *Flavobacterium*) peuvent coloniser les réseaux et produisent des diméthylpolysulfures et du mercaptan (Wajon, 1988) ayant des odeurs d'œuf pourri et de moisi. Enfin, à partir des algues en décomposition, les bactéries peuvent produire des composés sulfurés (ex : sulfure de diméthyle) et d'autres composés nauséabonds (ex : putrescine, cadavérine).

1.1.5 Les invertébrés

Hoehn (1988) reporte que les crustacés *Cyclops* et *Daphnia* ainsi que le rotifère *Keratella* sont associés à des odeurs nauséabondes de poisson lorsque leur densité est élevée dans les eaux. Les nématodes qui abondent dans les sédiments lacustres et certaines amibes sont également connus pour produire des composés malodorants. L'AWWARF (1998) relève aussi des problèmes de goûts et odeurs suite à la colonisation de filtres biologiques de charbon actif par des nématodes et/ou des protozoaires.

1.1.6 Les micro-organismes des réseaux de distribution d'eau potable

Certains micro-organismes (actinomycètes, bactéries et invertébrés) peuvent se développer dans les réseaux de distribution d'eau potable et altérer la qualité organoleptique de l'eau. Leur croissance est favorisée par une grande teneur en carbone

organique assimilable, une température élevée, une faible vitesse et un long temps de séjour de l'eau dans les conduites (Razania *et al.*, 1993).

1.2 Description des molécules associées aux problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable

Les métabolites microbiens peuvent arriver dans l'eau de deux manières. Ils peuvent être sécrétés par les micro-organismes au cours de leur cycle de vie, ou bien, être répandus dans les eaux avec les autres constituants cellulaires à la mort du micro-organisme. Les mauvaises utilisations d'algicide dans les réservoirs et les préoxydations en usine lysent les cellules de nombreux micro-organismes augmentant les concentrations en métabolites gênants dans l'eau. Ainsi, la préchloration utilisée dans les usines de la région des Grands Lacs en Amérique du Nord pour lutter contre la propagation des moules zébrées aggrave les problèmes de goûts et odeurs que connaissent déjà ces stations en répandant dans l'eau le MIB et la géosmine contenus dans les cellules de certains micro-organismes présent dans ces lacs (Ridal *et al.*, 2001). L'une des principales caractéristiques des molécules odorantes métabolisées par les micro-organismes est d'être perceptible par l'homme à de très faibles concentrations dans l'eau comme le $\mu\text{g/L}$ ou le ng/L . Le traitement de l'eau potable doit donc diminuer la concentration des métabolites odorants en dessous des seuils de perception humaine pour produire une eau sans goûts ou odeurs désagréables. Les molécules odorantes ne sont généralement pas enlevées par le traitement standard et des traitements spécifiques doivent être installés pour parvenir à les éliminer. L'odeur associée à une molécule est liée à la volatilité, à la forme et à la taille de la molécule. L'énergie de vibration de la molécule semble aussi affecter l'odeur : il existe une bonne corrélation entre les odeurs et les fréquences des harmoniques des molécules odorantes (Baker, 1961). On peut classer les odeurs des substances odorantes en 8 catégories (Suffet *et al.*, 1993) et décrire l'odeur de chaque molécule à partir de ces catégories (cf. Tableau 1.3).

Catégories :

1 : terre, moisi	5 : fruit, légume, fleur
2 : chlore	6 : poisson
3 : herbe, foin, paille, bois	7 : médicament, alcool phénol
4 : vase, marécage, septique, égout	8 : chimique

1.2.1 Odeurs de terre et de moisi

Ce sont les odeurs les plus fréquentes dans les eaux traitées. Elles sont souvent masquées dans l'eau brute par des composés plus odorants qui sont enlevés par le traitement de l'eau potable. Ces odeurs sont difficiles à éliminer sans recourir au charbon actif ou à l'ozone. De temps à autre, des odeurs de moisi apparaissent en réseau. Deux hypothèses ont été proposées : soit le résiduel de chlore n'est plus assez important pour masquer les odeurs de moisi initialement présentes, soit des micro-organismes se sont développés dans le réseau et produisent des métabolites ayant une odeur de moisi (Suffet *et al.*, 1993). Young *et al.* (1996) pensent que les problèmes de goûts/odeurs de moisi sont principalement causés par les micro-organismes du réseau plutôt que par les activités microbiennes en amont des stations.

Parmi les composés chimiques responsables des odeurs de terre et de moisi, les principaux sont le MIB (2-méthylisobornéol : 1,2,7,7-tetraméthyl-exo-bicyclo[2,2,1]heptan-2-ol) et la géosmine (C₁₂H₂₂O : t-1,10-diméthyl-trans-(9)decanol) (cf. Figure 1.2).

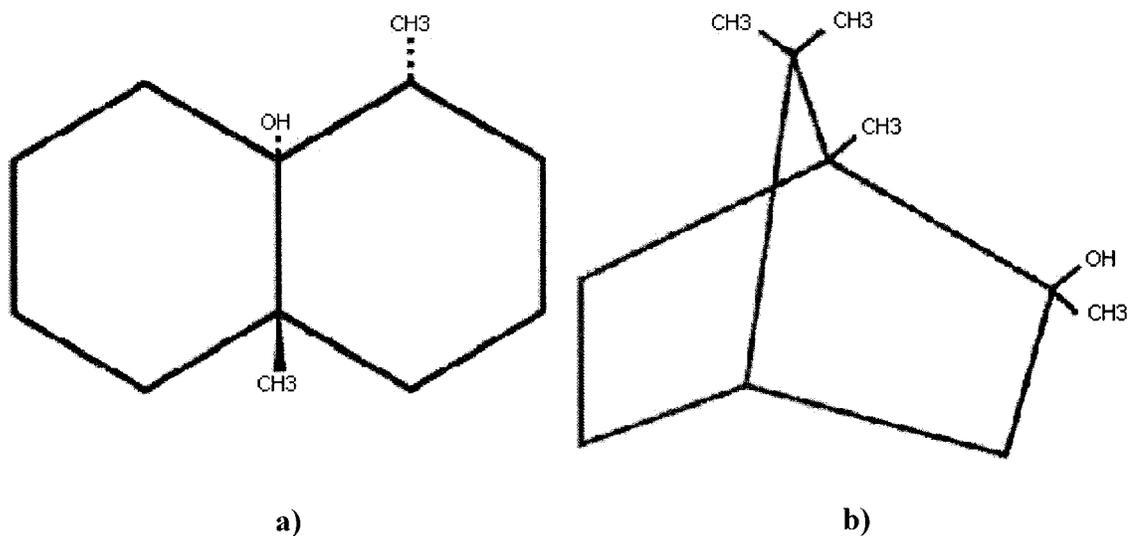


Figure 1.2 : Structure moléculaire de la géosmine (a) et du MIB (b)

On retrouve ces deux substances dans les eaux de tous les continents (Gilligly, 1998 ; Chen *et al.*, 1997 ; Ridal *et al.*, 2001). Ces deux composés sont perceptibles à des concentrations voisines du ng/L, ne sont pratiquement pas enlevés par le traitement conventionnel et sont difficilement oxydés par l’ozone ou adsorbés par le charbon actif (Ho *et al.*, 2000). C’est pourquoi, les études ont préférentiellement portées sur ces deux composés en espérant qu’en mettant au point un traitement pour les éliminer, le traitement soit également capable d’enlever les autres métabolites odorants de l’eau (Gilligly, 1998). Le MIB et la géosmine sont tous deux des métabolites secondaires produits lors de la synthèse du terpène (Zimba *et al.*, 1999 ; Ho *et al.*, 2000) (cf. Figure 1.3).

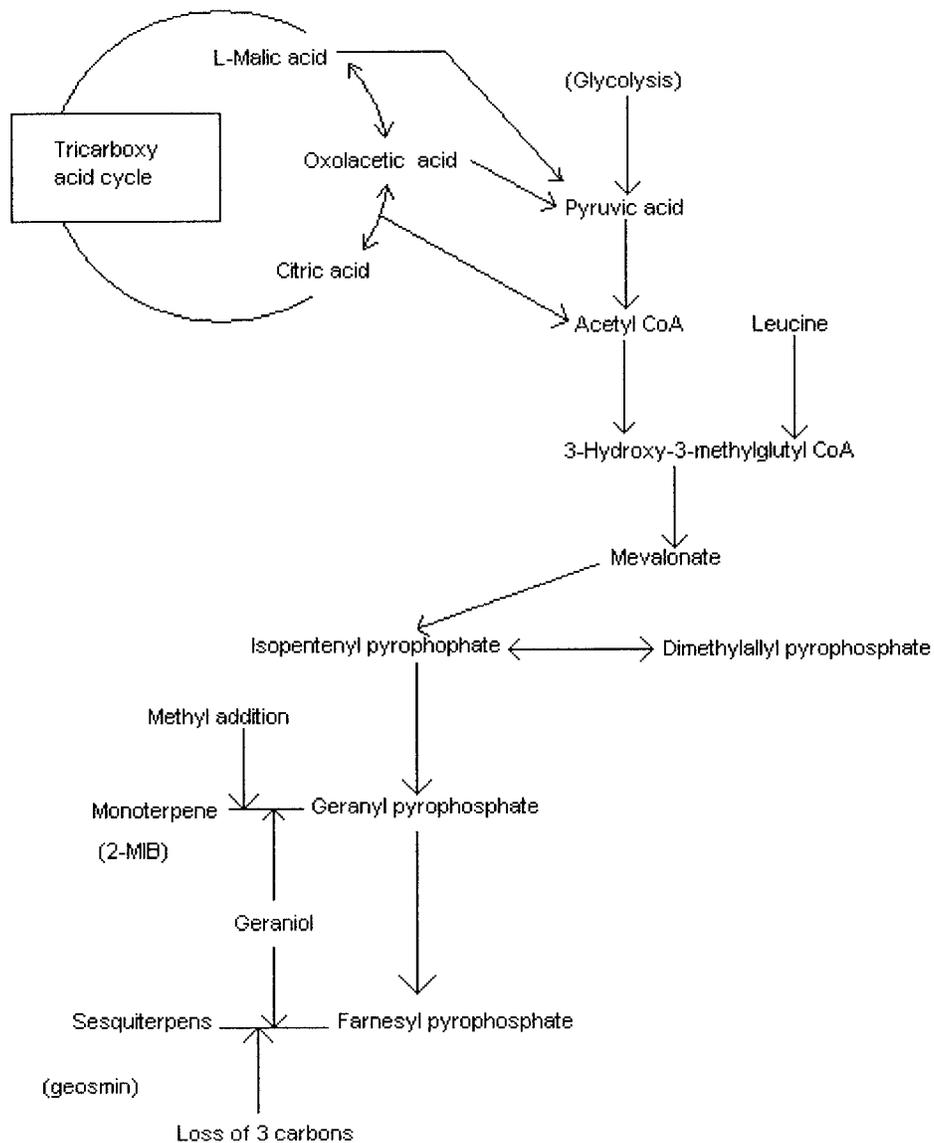


Figure 1.3 : Biosynthèse du MIB et de la géosmine (Ishibashi, 1992).

Le MIB a une odeur de terre/moisi avec un seuil de perception humaine situé entre 1,3 et 10 ng/L d'après Rusin *et al.* (1997). On trouve, dans les études scientifiques, plusieurs valeurs pour le seuil de perception des substances odorantes. La valeur exacte du seuil de perception dépend de la définition qu'on lui donne : par exemple ce peut être la concentration à partir de laquelle 50% d'un panel de 20 personnes est capable de

sentir l'odeur de la substance dans une eau à 20°C contenue dans des gobelets en plastique et bue trois fois dans une pièce à 25°C. Le manque de standardisation dans les méthodes de dégustation explique les différences observées au niveau des seuils de perception. Ando *et al.* (1992) observent que le MIB reste plutôt confiné dans les cellules et est produit surtout au cours des phases exponentielle et stationnaire de la croissance microbienne. Pour ceux qui cherchent à détecter le MIB dans les eaux naturelles, Chen *et al.* (1997) recommandent de coupler une concentration/extraction par CLSA à une analyse par GC/MS. Pour détecter le MIB dans les eaux reconstituées, Chen *et al.* (1997) conseillent de marquer le MIB au deutérium (radioactif). Il est à noter que cette deuxième méthode de détection ne permet pas de détecter le MIB naturellement présent dans les eaux.

La géosmine a aussi une odeur de terre/moisi avec un seuil de détection proche de celui du MIB : entre 6,3 et 29 ng/L d'après Rusin *et al.* (1997). Danglot *et al.* (1983) indiquent que la géosmine peut se transformer en argosmine (inodore) en milieu acide. Ils montrent aussi que la géosmine est très facilement adsorbable sur les surfaces de plastique et de verre (adsorption de 30 à 43% de la géosmine suivant les conditions expérimentales) ce qui nuit à sa détection. Pour limiter l'adsorption, Kenefick *et al.* (1992) recommandent l'utilisation de contenant en verre borosilicaté.

L'AWWARF (2000) indique, à la suite d'une étude faite en Amérique du Nord, qu'un peu plus de 75% des épisodes de goûts odeurs liés au MIB ont des concentrations de MIB inférieures à 50 ng/L et qu'un peu moins de 66% des épisodes de goûts/odeurs liés à la géosmine ont des concentrations de géosmine inférieures à 30 ng/L. L'AWWARF (2000) observe beaucoup plus d'épisodes causés uniquement par de la géosmine que causés uniquement par du MIB. Ridal *et al.* (2001) remarquent que le MIB et la géosmine sont toxiques à partir de concentrations de l'ordre du mg/L (seuil de toxicité 10 000 à 100 000 fois supérieur aux concentrations rencontrées habituellement dans la

nature). À dose de charbon actif en poudre (CAP) égale, le MIB est plus difficilement adsorbable que la géosmine (Chen *et al.*, 2000).

1.2.2 Odeur de chlore

Le chlore est une importante source de goûts/odeurs, mais paradoxalement, il reste très utilisé pour traiter les problèmes de goûts/odeurs (Suffet *et al.*, 1993). En principe, les problèmes de goûts/odeurs de chlore sont causés par la chloration en usine. Le seuil de détection dépend de la forme moléculaire (cf. Tableau 1.2).

Tableau 1.2 : Odeurs du chlore dans différentes molécules.

Substance chimique	odeur	Seuil de perception
Ion hypochlorite	Eau de javel	0,36 mg/L
Acide hypochloreux	Eau de javel	0,28 mg/L
Chlore libre (HOCl + OCl ⁻ + Cl ⁻)	Eau de javel	0,05 mg/L
Monochloramine	Piscine	0,65 mg/L
Dichloramine	Piscine	0,15 mg/L
Trichloramine	Géranium	0,02 mg/L

Mallaret *et al.* (2001) montrent que si les plaintes de goût de chlore et de terre sont les plus fréquentes, on n'est pas toujours capable de les expliquer par la présence de chlore, de géosmine ou de MIB. Mallaret *et al.* (2001) pensent qu'il existe d'autres métabolites dont nous ignorons pour l'instant la nature faute de moyens de détection appropriés.

1.2.3 Odeurs d'herbe, de foin, de paille et de bois

Ces odeurs sont fréquemment associées aux métabolites produits par les algues. Elles sont rarement enlevées par le traitement conventionnel.

1.2.4 Odeurs de vase, de marécage, de septique, d'égouts et de soufre

Ces odeurs sont les plus désagréables pour le consommateur. Elles sont souvent liées à des conditions anaérobies et à la présence de composés soufrés (Suffet *et al.*, 1993).

1.2.5 Odeurs de fruits, de légumes et de fleurs

Les odeurs de ce groupe sont très variées et plus ou moins acceptées par la population. Les micro-organismes sont le plus souvent jugés responsables de ces odeurs.

1.2.6 Odeur de poisson

Ces odeurs sont souvent produites par les algues et les métabolites responsables sont fréquemment azotés. Ces odeurs sont difficiles à traiter. Elles sont ressenties différemment d'une personne à l'autre. Généralement, quand elles sont produites par les algues, ces odeurs sont très intenses.

1.2.7 Odeurs de médicament, d'alcool et de phénol

Les chlorophénols sont souvent responsables de ces odeurs mais les halogènes peuvent également générer ces odeurs. Les chlorophénols sont formés lors de la chloration des phénols, des substances humiques ou d'autres précurseurs (Mallaret *et al.* (2001). D'après Aqua Nuchar (1942) les sources de phénol dans les eaux de surfaces sont les manufactures de phénols, de colorants, de médicaments, de plastiques, de charbons, de récupération d'ammoniaque, d'huile de bois et les raffineries de produits pétroliers. La transformation des phénols en chlorophénols accroît beaucoup l'intensité de l'odeur des molécules (entre 100 et 1000 fois plus intense suivant les composés considérés). Par ailleurs, les mycètes et les actinomycètes peuvent transformer, par réaction de méthylation, les chlorophénols en chloroanisoles encore plus odorants (entre 100 et 1000 fois plus intense suivant les molécules obtenues) (Laîne *et al.*, 2001 ; Rezanian *et al.*, 1993 ; Baker, 1961, Gamrasni, 1986 ; Jensen *et al.*, 1994 ; Piriou *et al.*, 2001). Piriou *et al.* (2001) montrent qu'il est possible de contrôler l'activité des actinomycètes

et des mycètes du réseau par le maintien d'un résiduel de chlore (0,1 mg/L) et de réduire ainsi la méthylation des halophénols.

1.2.8 Odeurs chimiques

Ces odeurs sont en principe causées par les activités industrielles et ne sont perçues que lorsqu'il y a un pic de pollution. Il n'y a alors pas toujours de traitement possible en usine compte tenu de l'importance des concentrations.

Tableau 1.3 : Classement des substances en fonction de l'odeur.

Descripteurs	Catégories	Descripteurs	Catégories
Alcool	7,8	Plastique	8
Amande, sucré	8	Pomme de terre	1
Basse cour	4	Épluchure de pomme de terre	1
Eau de javel, sucré	2	Raffinerie	8
Camphre	5,7,8	Racine	1,3,4,5
Craie	1,8	Caoutchouc	8
Produit chimique	8	Varech	3,4
Chlore	2	Septique	4
Concombre	3,5,8	Égoût	4
Terre	1	Cirage	8
Poisson	4,6	Putois	4
Poisson, pourri	4,6	Vase	1,3,4
Fruité, sucré	5,2,8	Fumée	8
Ail	4,5	Savon	5,8
Géranium	5	Épicé	5
Herbe	3,4,8	Renfermé	1,2
Foin, paille	3	Renfermé, égoût	4
Hydrocarbure	8	Soufre	4,8
Blanchisserie	2	Sucré	5,8
Latex, peinture	8	Piscine	2
Engrais	4	Vernis	3,8
Marécageux	4,3	Végétation	3,4,5
Médicament, sucré	7,8	Vinyl	8
Melon	5	Carton mouillé	1,3,4
Moisi	1	Plâtre mouillé	8
Oignon	4,5	Bois	3,1
Pelure d'orange	5	Poivre	1,5
Tourbe, mousse	1,4	Phénol	3,1
Parfum sucré	5		

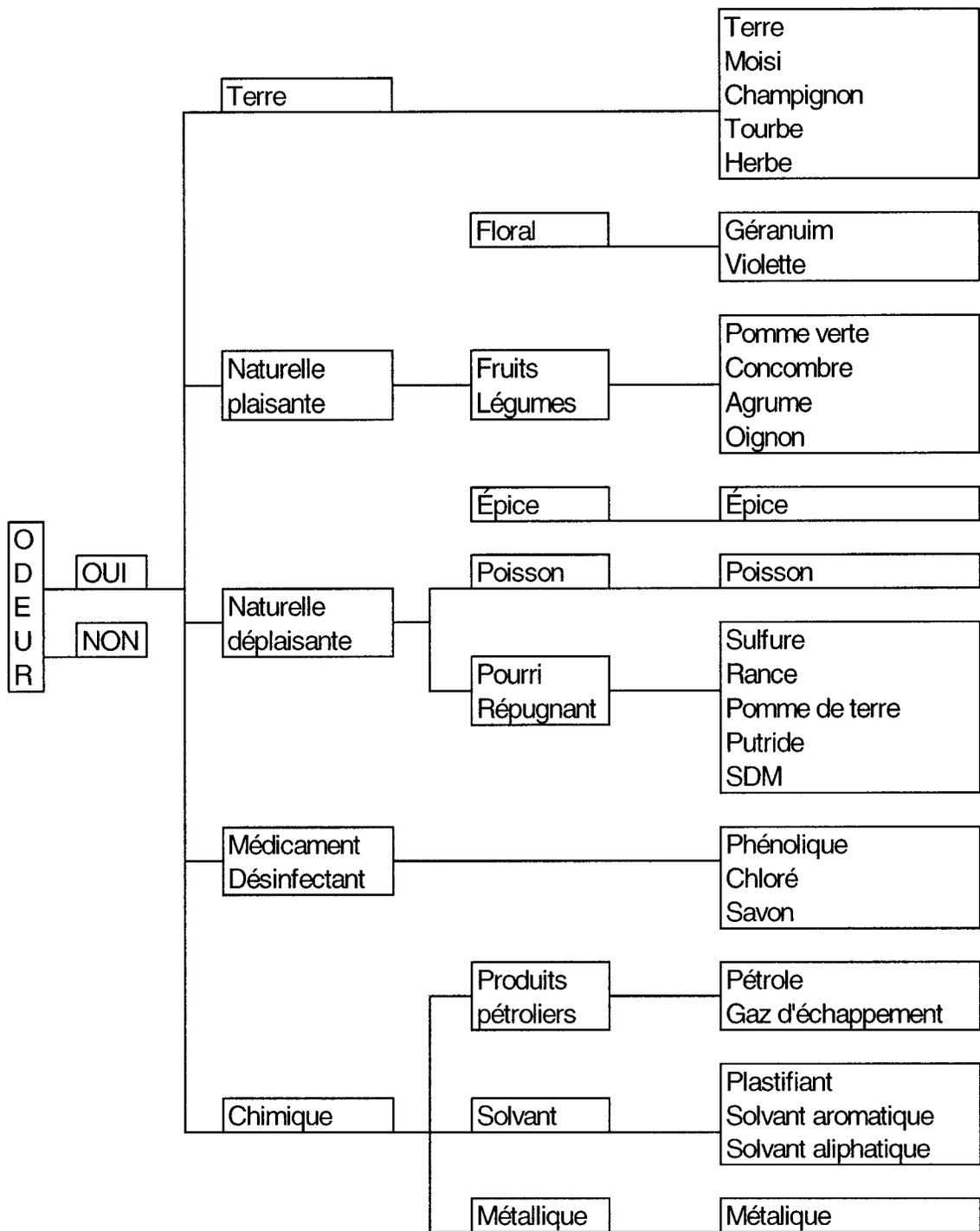


Figure 1.4 : Diagramme de caractérisation des odeurs (Gamrasni, 1986)

1.3 Seuils de perception humaine des molécules odorantes rencontrées dans l'eau potable

Se trouve ici, la liste de tous les composés odorant de l'eau potable ayant pu être répertoriés dans la bibliographie. Il s'agit de substances métabolisées par des micro-organismes ou produites par les activités humaines. Les seuils de perceptions sont indiqués lorsqu'ils sont connus de même que leurs odeurs dans le Tableau 1.4. Il est à noter que certaines substances ont plusieurs seuils de perception. Les différentes valeurs proviennent de variations dans les protocoles de détermination des seuils d'odeurs.

Tableau 1.4 : Seuils de perception et saveurs de différentes espèces chimiques.

Composés	Goût/odeur	Seuil	Source
1,3-butadiène		0,45 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
1,3-dioxolane	sucré, moisi	16,9 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
1,4-dioxane	sucré, alcool, vernis	0,8 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
1-dodécanol	détergent lave vaisselle	2,5 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
1-hexanol	sucré, alcool	0,01 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
1-pentène-3-one	poisson		Buffin <i>et al.</i> (1993)
2,3,4,6-tetrachloroanisole		4 ng/L	Marret <i>et al.</i> (2001)
2,3,6-tribromoanisole (2,3,6-TBA)		0,03 ng/L	Marret <i>et al.</i> (2001)
2,3,6-trichloroanisole (2,3,6-TCA)		7 ng/L 0,025 µg/L	Marret <i>et al.</i> (2001) Young <i>et al.</i> (1996)
2,4,5-trichlorophénol (2,4,5-TCP)		100 µg/L	Young <i>et al.</i> (1996)
2,4,6-tribromoanisole (2,4,6-TBA)		< 0,03 ng/L	Laîne <i>et al.</i> (2001)
2,4,6-trichloroanisole (2,4,6-TCA)		0,05 ng/L	Marret <i>et al.</i> (2001)
2,4,6-trichlorophénol (2,4,6-TCP)		> 12 µg/L	Young <i>et al.</i> (1996)
2,4,7-decatrienal*	odeur de poisson et/ou d'huile de foie de morue	1 à 50µg/L	Buffin <i>et al.</i> (1993)
2,4-decadienal*	végétaux		Buffin <i>et al.</i> (1993)
2,4-dichloroanisole		0,08 µg/L	Young <i>et al.</i> (1996)
2,4-dichlorophénol		5,4 µg/L 0,98 µg/L	Laîne <i>et al.</i> (2001) Young <i>et al.</i> (1996)
2,4-heptadienal*			Buffin <i>et al.</i> (1993)
2,4-pentanedione	sucré	0,014 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
2,6-dibromophénol		16 ng/L	Laîne <i>et al.</i> (2001)

Composés	Goût/odeur	Seuil	Source
2,6-dichlorophénol		5,9 µg/L	Laîne et al. (2001)
2-alkyl-DMD	noisette	0,0062 µg/L	Young et al. (1996)
2-bromophénol		5 ng/L	Staudte et al. (1993)
2-butanol	sucré	24 ng/L	Laîne et al. (2001)
2-chlorophénol		0,12 mg/L	Brady et al. (1988)
2-éthylbutanol	moisi, sucré	88 ng/L	Laîne et al. (2001)
2-éthylhexanol	moisi	0,14µg/L	Young et al. (1996)
2-éthylhexyl acrylate	moisi	0,07 mg/L	Brady et al. (1988)
2-heptanone	banane, sucré	0,075 mg/L	Brady et al. (1988)
2-iodophenol		0,073 mg/L	Brady et al. (1988)
2-isobutyl-3-methoxy-pyrazine (IBMP)		0,5	Brady et al. (1988)
2-isoprpopyl-3-methoxy-pyrazine (IPMP)	pomme de terre, végétation pourrissante	< 0,4 µg/L	Laîne et al. (2001)
2-méthyl-1-pentanol	sucré, alcool	2 ng/L	Marret et al. (2001)
2-méthyl-5-éthylpyridine	aigre	0,4 ng/L	Young et al. (1996)
2-méthylbutanol	aigre, piquant	2 ng/L	Marret et al. (2001)
2-méthyl-isoborneol (MIB)	moisi, terre	9,9 ng/L	Young et al. (1996)
2-méthylpentaldéhyde	sucré, rance	0,024 mg/L	Brady et al. (1988)
2-picoline	sucré	0,006 mg/L	Brady et al. (1988)
3,6-nonadienal*		0,04 mg/L	Brady et al. (1988)
3-hexanal*		9 ng/L	Marret et al. (2001)
4-chloro-2-méthylphénol		2,5 ng/L	Young et al. (1996)
4-chloro-3-méthylphénol		2,5 µg/L	Young et al. (1996)
4-chloro-4-méthylphénol		< 0,05 µg/L	Young et al. (1996)
4-chloroanisole		6,2 µg/L	Young et al. (1996)
4-chlorophénol		10 µg/L	Laîne et al. (2001)
Acétate d'amyle	sucré, ester	39 µg/L	Young et al. (1996)
Acétate de butyle	sucré, ester	0,067 mg/L	Brady et al. (1988)
Acétate de carbitol	sucré	0,006 mg/L	Brady et al. (1988)
Acétate de vinyl	aigre	0,026 mg/L	Brady et al. (1988)
Acétate d'éthyle	sucré, ester	0,12 mg/L	Brady et al. (1988)
Acétate d'isobutyle	sucré, ester	6,3 mg/L	Brady et al. (1988)
Acétate d'isopropyle	sucré, ester	0,35 mg/L	Brady et al. (1988)
Acétone	sucré, fruité	0,49 mg/L	Brady et al. (1988)
Acétophénone	sucré, amande	20 mg/L	Brady et al. (1988)
Acide acrylique	rance, sucré	0,3 mg/L	Brady et al. (1988)
Acide isopentanoïque	chèvre	0,094 mg/L	Brady et al. (1988)
Acide propionique	aigre	0,005 mg/L	Brady et al. (1988)
Alcool amylique	sucré	0,028 mg/L	Brady et al. (1988)
anhydride acétique	aigre, acide	0,12 mg/L	Brady et al. (1988)
		< 0,14 mg/L	Brady et al. (1988)

Composés	Goût/odeur	Seuil	Source
Benzaldéhyde	amande, sucré	0,5 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Benzènes alkylés	hydrocarbure	~ µg/L	Hrudey (1988)
bromoforme		5 µg/L	Laîne <i>et al.</i> (2001)
Butyl cellosolve	sucré, ester	0,1 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Butyl cellosolve acétate	sucré, ester	0,11 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Butyraldéhyde	sucré, rance	< 0,0046 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Ca ²⁺ dans Ca(HCO ₃) ₂		50 à 200 mg/L	Gamrasni (1986)
Ca ²⁺ dans CaCl ₂		125 mg/L	Gamrasni (1986)
Ca ²⁺ dans CaSO ₄		25 à 900 mg/L	Gamrasni (1986)
cadin-4-ène-1-ol	bois, terre		
Carbitol solvant	sucré, moisi	< 0,21 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Cellosolve acétate	sucré, moisi	0,056 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Cellosolve solvant	sucré, moisi	0,3 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
chloroforme		7,5 mg/L	Laîne <i>et al.</i> (2001)
chloriodométhane		2 µg/L	Laîne <i>et al.</i> (2001)
Chlorure de n-butyle	piquant	8,82 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
cis-3-hexen-1-ol	herbe fraîche	0,5 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
cis-3-hexenol		70 µg/L	Buffin <i>et al.</i> (1993)
cis-3-hexenylacetate	herbe		Buffin <i>et al.</i> (1993)
Cl ⁻ dans CaCl ₂		96 mg/L	Gamrasni (1986)
Cl ⁻ dans NaCl		121 mg/L	Gamrasni (1986)
Couramine	vanille, cerise noire	1 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Cuivre		2,5 mg/L	AWWARF (1998)
Cumène	piquant	1 à 2 mg/L	Gamrasni (1986)
Cumène	pirage à chaussure	0,008 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Cyclohexanone	sucré, piquant	0,001 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
decatrienal	poisson	0,12 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Diacétone alcool	sucré		Buffin <i>et al.</i> (1993)
dichlorure de propylène	sucré	0,28 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Dichlorure d'éthylène	amine	0,25 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Dicyclopentadiène	sucré	6 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Dicyclopentadiène		10 ng/L	Romero <i>et al.</i> (1998)
Dicyclopentadiène	sucré, piquant	0,011 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Diéthyl éthanolamine	amine	0,011 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Diéthylamine	moisi, poisson, amine	0,02 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Diisobutyl carbinol	sucré, alcool	0,032 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Diisobutyl cétone	sucré, ester	< 0,11 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Diisopropylamine	poisson, amine, ammoniacque	0,13 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Diméthyle éthanolamine	amine	0,015 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Di-n-butylamine	poisson, amine	0,08 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Di-n-propylamine	ammoniacque, amine	0,02 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Diphényléther	géranium	0,1 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Éthyle acrylate	aigre	0,0002 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)

Composés	Goût/odeur	Seuil	Source
Éthyle amine (70-72% dans l'eau)	ammoniaque	0,27 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Éthylène	oléfine	260 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Éthylènediamine	ammoniaque, moisi	1 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Éthylhexyl acétate	sucré	0,1 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Éthylidène norbornène	sucré, aromatique	0,02 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Eucalyptol	crème Vicks Vapor Rub	0,2 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Fer		0,05 mg/L	AWWARF (1998)
		0,2 mg/L	Gamrasni (1986)
		4 ng/L	Marret <i>et al.</i> (2001)
Géosmine	moisi, terre	7,5 ng/L	Young <i>et al.</i> (1996)
Glycol diacétate	fruité, acide	0,093 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Heptanal	huile de noix rance	0,1 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Hexanal	laitue	0,2 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Huile de diesel	hydrocarbure	0,5 µg/L	Hrudey (1988)
iodoforme		0,5 µg/L	Laine <i>et al.</i> (2001)
Isobutanol	sucré, moisi	0,68 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Isobutylacrylate	sucré, moisi	0,002 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Isobutylcellosolve	sucré	0,019 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Isobutyraldéhyde	sucré, ester	0,047 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Isodécanol	moisi, alcool	0,02 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Isophorone	piquant	0,2 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Isopropanol	piquant, moisi	3,2 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Isopropylamine	ammoniaque, amine	0,21 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Isopropyléther	sucré	0,017 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Isopropylpyrazine	poivron vert	0,2 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
K ⁺ dans KCl		340 mg/L	Gamrasni (1986)
Limonène	citron	2 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Méthanol	aigre, piquant	4,26 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Méthylamylacétate	sucré, ester	< 0,07 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Méthylamylalcool	sucré, alcool	0,33 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Méthylcellosolvacétate	sucré, ester	0,34 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Méthylcellosolve	sucré, alcool	< 0,09 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Méthyléthanolamine	moisi, ammoniaque	1 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Méthyléthylcétone	sucré, piquant	2 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Méthylisoamylalcool	sucré	0,07 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Méthylisoamylcétone	sucré	0,012 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Méthylméthacrylate	sucré	0,05 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Méthylstyrène	sucré, aromatique	0,052 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Mg dans MgCl ₂		200 mg/L	Gamrasni (1986)
Mg dans MgSO ₄		400 mg/L	Gamrasni (1986)
Mn		3,5 mg/L	AWWARF (1998)
		0,5 mg/L	Gamrasni (1986)

Composés	Goût/odeur	Seuil	Source
Morpholine	poisson, amine	0,01 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
m-xylène	substance chimique, sucré	0,2 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Na ⁺ dans CH ₃ COONa		140 mg/L	Gamrasni (1986)
Na ⁺ dans Na ₂ CO ₃		34 mg/L	Gamrasni (1986)
Na ⁺ dans Na ₃ PO ₄		75 mg	Gamrasni (1986)
Na ⁺ dans NaCl		135 mg/L	Gamrasni (1986)
Na ⁺ dans NaHCO ₃		290 mg/L	Gamrasni (1986)
Naphtalène alkylé	hydrocarbure	10 µg/L	Hrudey (1988)
n-butanol	rance, sucré	0,3 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
n-butyl éther	fruité, sucré	0,07 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
n-butylamine	aigre, ammoniacque	0,08 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
n-éthylmorpholine	ammoniacque	0,08 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
n-hexenol			Buffin <i>et al.</i> (1993)
Nonanal	fruit, sucré	0,2 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Nonénal	concombre	0,2 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
n-pentanol	sucré, alcool	0,21 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
n-propanol	sucré, alcool	< 0,033 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
n-propyle acétate	sucré, ester	0,05 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Oxyde de butylène	sucré, alcool	0,07 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Oxyde de mesityle	sucré	0,017 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Oxyde de propionaldéhyde	sucré	9,9 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Oxyde de styrène	sucré	0,063 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Oxyde d'éthylène	sucré, oléfine	260 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
p-dichlorophénol	boule à mite		Brady <i>et al.</i> (1988)
Pentachlorophénol		8 µg/L	Young <i>et al.</i> (1996)
Phénol		9,5 µg/L	Laîne <i>et al.</i> (2001)
Propionaldéhyde	sucré, ester	0,009 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Propylène	aromatique	22,5 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Propylènediamine	aromatique	0,014 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
SO ₄ ²⁻ dans CaSO ₄		250 à 900 mg/L	Gamrasni (1986)
SO ₄ ²⁻ dans MgSO ₄		400 à 600 mg/L	Gamrasni (1986)
SO ₄ ²⁻ dans Na ₂ SO ₄		200 à 500 mg/L	Gamrasni (1986)
Styrène	colle à plastique	0,5 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Styrène	sucré	0,05 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Tétraéthylorthosilicate	sucré, alcool	3,6 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Toluène	colle à plastique	0,5 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Toluène	aigre	0,17 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)

Composés	Goût/odeur	Seuil	Source
Trans-2-cis-6-nonadienal (TCN)*	concombre	2,2 ng/L 8 ng/L 80 ng/L	Buffin <i>et al.</i> (1993) Zander <i>et al.</i> (1995) Kramer <i>et al.</i> (1998) Satchwill <i>et al.</i> (2000)
Trichloromonofluorométhane	sucré	5 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Trichlorotrifluoroéthane	sucré	45 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Triéthylamine	poisson, amine	< 0,09 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Trisulfure de méthyle	marécage	10 µg/L	Wajon (1988)
Xylène	sucré	0,08 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
z-éthoxy,3,4-dihydro-1,z-pyrane	sucré, fruité	0,02 mg/L	Brady <i>et al.</i> (1988)
Zinc		5 mg/L 2mg/L	AWWARF (1998) Gamrasni (1986)

* ces composés possèdent une double liaison oméga-3, Buffin *et al.* (1993) notent que la présence de cette liaison chimique diminue de manière importante le seuil de perception olfactif de la molécule.

1.4 Échantillonnage pour les problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable

Pour traiter un épisode de goûts/odeurs il est utile de connaître les molécules de cet épisode. L'identification de ces molécules permet aussi d'identifier plus facilement la source du problème de goûts/odeurs (en vue de l'application de mesures préventives) et d'optimiser le traitement en usine. La nature des plaintes des consommateurs peut donner des indices sur l'origine du problème de goûts/odeurs et les molécules en cause, mais le plus souvent les plaintes des consommateurs ne sont pas suffisamment précises pour identifier la cause de l'épisode de goûts/odeurs et il est nécessaire de procéder à un échantillonnage spécifique. L'échantillonnage est difficile à cause des faibles concentrations des substances recherchées et de la variabilité de la concentration de ces substances dans l'espace et le temps.

Il n'existe pas de méthode standardisée pour déterminer la fréquence et les lieux d'échantillonnage, ni le type d'analyses à faire et le mode de conservation des échantillons. La méthode d'échantillonnage est donc laissée à l'appréciation de chacun ce qui peut nuire à la comparaison des résultats et à l'efficacité de l'échantillonnage. Il

semble important de déterminer une méthode d'échantillonnage permettant de remonter à la source d'un problème de goûts/odeurs affectant une eau de surface. L'échantillonnage en eau de surface devrait se faire de façon stratégique en analysant l'eau avant et après chaque élément pouvant affecter la qualité de l'eau comme le font Dewolfé *et al.* (1997) et Romero *et al.* (1998). Une fois le lieu de l'échantillonnage connu il faudrait faire des prélèvements à différentes profondeurs et différentes conditions hydrauliques pour estimer la répartition et l'importance de la faune microbienne dans l'eau et les sédiments. La méthode utilisée par Chorus *et al.* (1992) propose des profondeurs d'échantillonnage pour les lacs et pourrait servir de base pour fixer les différentes profondeurs d'échantillonnage en rivière. La fréquence d'échantillonnage est difficile à déterminer car, suivant les cas, les concentrations en substances odorantes peuvent varier rapidement de manière importante dans l'eau. L'étude des plaintes des consommateurs peut peut-être donner des indications sur les variations des problèmes de goûts/odeurs mais le recours à un panel de goûteurs analysant l'odeur de l'eau brute en usine d'eau potable semble préférable car plus fiable. En l'absence de connaissances sur les variations temporelles des concentrations en substances odorantes dans l'eau, l'échantillonnage devrait se faire à la fréquence la plus élevée possible. Les produits odorants étant souvent volatils, il est important d'analyser rapidement les échantillons et d'éviter la formation de col d'air dans les bouteilles d'échantillonnage à moins d'analyser également ce volume d'air. En effet, Watson *et al.* (2000) ont montré, en mettant au point la méthode de concentration HS-SPME, qu'une analyse des composés volatils est faussée si on laisse un col d'air dans une bouteille d'échantillonnage plus de quelques heures à température ambiante (Watson *et al.*, 2000).

En l'absence de connaissances sur la nature du problème de goûts/odeurs, le nombre d'analyse à faire est élevé, c'est pourquoi on recommande de caractériser le problème de goûts/odeurs avant de commencer les analyses. L'idée est d'associer l'odeur sentie dans l'eau à des substances chimiques ayant la même odeur. À partir de la liste des

substances associées au problème de goûts/odeurs ont peut remonter aux causes microbiennes ou humaines d'un problème de goûts/odeurs et diminuer ainsi le nombre d'analyse à faire. La stratégie d'échantillonnage permet aussi de diminuer le nombre d'analyses nécessaire : lorsqu'on analyse les eaux usées d'une usine de produits chimiques c'est souvent pour déceler la présence de substances chimiques particulières. Si l'on ne connaît pas les causes possibles du problème de goûts/odeurs alors les analyses doivent permettre de dépister toutes les causes possibles de problèmes de goûts/odeurs.

1.5 Conservation des échantillons en vue d'analyse de goûts/odeurs

La manipulation et la conservation des échantillons sont rendues délicates à cause de la volatilité des substances odorantes et de leurs faibles concentrations. Pan *et al.* (2001) observent que conserver les échantillons à 4°C et procéder aux analyses sous un délai de trois jours ne permet pas toujours d'éviter des pertes de composés odorants. Ces auteurs notent des pertes de géosmine alors que dans les mêmes conditions le MIB semble mieux se conserver. Il apparaît aussi que la matrice de l'eau a un effet déterminant sur la conservation des échantillons. Suivant les cas, baisser le pH à 2 ou filtrer l'échantillon sur une membrane de 0,45 µm pour réduire l'activité microbienne permet d'améliorer la conservation.

1.6 Détection des goûts/odeurs dans l'eau potable

Kramer *et al.* (1998) pensent que l'efficacité du traitement des goûts/odeurs en usine d'eau potable repose grandement sur la prédiction des épisodes de goûts/odeurs qui permet de démarrer le traitement des goûts/odeurs à temps. La détection des goûts/odeurs dans l'eau est également nécessaire pour savoir si le traitement ou les mesures préventives contre un problème de goûts/odeurs sont efficace. Kachur (2000) indique à ce sujet que si on n'est pas capable d'ajuster le traitement des goûts/odeurs en temps réel il faut alors choisir entre un traitement surdimensionné occasionnant un

surcoût ou des plaintes de consommateurs. Par ailleurs, la détection des goûts/odeurs dans l'eau aide beaucoup à identifier les causes de problèmes de goûts/odeurs.

Young *et al.* (1996) notent que des goûts et odeurs dans l'eau peuvent être perçus alors que les analyses de routine en usine de traitement des eaux ne signalent aucune contamination. Il est donc nécessaire d'utiliser des techniques appropriées pour détecter les substances odorantes dans l'eau. En théorie, la détection des substances odorantes dans l'eau peut se faire au moyen : d'analyses physico-chimiques en laboratoire (détection analytique) et de tests sur des goûteurs humains (panels). Mais, il est également possible de faire une détection indirecte en analysant les substances dont la présence est reliée à celle des composés odorants. Enfin, bien que ce ne soit pratiquement pas utilisé dans le domaine de l'eau potable, on peut se servir d'animaux (cf. 1.6.5 Détection par les animaux) et de senseurs électroniques (nez électroniques) pour détecter les substances odorantes de l'eau.

En pratique, ce sont souvent les plaintes de consommateurs qui signalent les épisodes de goûts/odeurs aux opérateurs d'usine d'eau potable. Ceci montre qu'un grand nombre d'usines ne procèdent pas à une détection régulière des substances odorante de l'eau. On reviendra sur ce point dans le chapitre Détection des goûts/odeurs en usine d'eau potable.

Les appareils de détection analytique sont coûteux à acheter et à utiliser. Par ailleurs, ils nécessitent une main d'œuvre qualifiée si bien que seul un petit nombre d'usines d'eau potable peuvent se permettre ce type d'analyses (d'après Graham *et al.* (1995), 20% des usines d'eau potable auraient la possibilité de faire des analyses de goûts/odeurs par CLSA-GC/MS ; d'après Barbeau (2003), ce pourcentage serait de l'ordre de 1%). En outre, comme nous le verrons dans le chapitre Détection des goûts/odeurs en usine d'eau potable, la détection analytique ne correspond pas aux besoins des opérateurs d'usine d'eau potable. C'est pourquoi nous ne donnons qu'une description succincte des méthodes de concentration et du matériel utilisé pour la détection analytique.

1.6.1 Concentration des échantillons pour la détection analytique

Parce que les substances odorantes peuvent être senties à de très faibles concentrations, il est souvent nécessaire de concentrer les échantillons avant de les analyser. Il existe plusieurs méthodes de concentration présentant chacune des avantages et des inconvénients (Gamrasni, 1986) :

La distillation peut dégrader les composés à cause de la température élevée.

L'adsorption sur résine ou charbon activé nécessite beaucoup de temps.

L'extraction liquide-liquide n'est pas toujours complète et le choix du solvant est souvent difficile.

La congélation concentre trop les substances rendant complexe la dissociation des composés odorants des autres substances contenues dans l'eau lors des analyses.

Parce qu'aucune des techniques de détection analytique ne permet de bien détecter toutes les molécules odorantes contenues dans l'eau, il faut combiner plusieurs méthodes de détection pour obtenir avec précision la concentration de chaque substance odorante dans l'eau. Ainsi, la ville de Paris (France) utilise plusieurs procédés analytiques pour quantifier les substances odorantes de la Seine (Gamrasni, 1986).

Actuellement, la concentration CLSA (Closed-Loop Stripping Analysis) est la méthode de concentration la plus utilisée pour détecter les composés organiques dans l'eau et en particulier pour dépister les molécules odorantes. Les principales autres méthodes utilisées sont : la LLE (Liquid-Liquid Extraction), la SPE (Liquid-Solid Phase Extraction) et la SPME (Solid Phase Micro-Extraction). La CLSA ne semble pas toujours être en mesure de détecter ce que décèle un panel FPA (Zander *et al.*, 1995). Par exemple, il a fallu 8 ans aux autorités municipales de Philadelphie (USA), pour détecter le trans-2-cis-6-nonadienal (TCN) et le reconnaître responsable des problèmes de goûts/odeurs qui affectaient l'eau potable de la ville. Les méthodes de détection utilisées étaient alors la concentration CLSA couplée à la détection GC/MS (seuil de

détection du TCN : 20ng/L) et un panel FPA (Favor Profile Analysis) (seuil de détection du TCN : 2,2 ng/L). C'est pourquoi, plusieurs autres méthodes ont été mises au point pour permettre de concentrer un plus grand nombre de substances et de diminuer les seuils de perceptions des appareils de détection analytique.

En dépit de sa meilleure rentabilité, la concentration SPME est moins utilisée que la CLSA car elle n'est pas encore standardisée (cf. Tableau 1.5). Une méthode SPME est toutefois à l'étude et sera probablement incluse dans le prochain *Standard Method for the Examination of Water and Waste Water*. Le Tableau 1.6 résume les caractéristiques de chaque méthode de concentration.

Tableau 1.5 : Comparaison des méthodes de concentration CLSA, SPE et SPME.

CLSA	SPE (P2000, 2002)	SPME
6 analyses en 8 heures	50 à 60 analyses en 8 heures	12 à 14 analyses en 8 heures
5000 à 8000\$ d'équipement (excluant l'appareil de détection)	2000\$ d'équipement (excluant l'appareil de détection)	800\$ d'équipement (excluant l'appareil de détection)
220\$ pour 25 à 30 extractions	-	25\$ pour 25 à 50 extractions
Echantillons d'1L	Échantillons d'1L	Echantillons de 125 mL

Tableau 1.6 : Récapitulatif des méthodes de concentrations pour détection analytique.

Nom de la méthode	Molécules détectées, sensibilité et précision	Commentaires
CLSA (Closed Loops Stripping Analysis)	Composés non polaires, volatiles, de masses intermédiaires (Krasner, 1988). Précision supérieure aux concentrations LLE, SPE et peut-être SPME (Pan <i>et al.</i> , 2001).	Concentre dans 20 µL les substances présentent dans 1 L (facteur de concentration : 50 000).
SDE (Steam Distillation Extraction)	Permet de détecter une plus grande variété de molécules que par concentration CLSA.	Interprétation des résultats d'autant plus difficile que le nombre de composés concentrés est grand.
LLE (Liquid Liquid Extraction)	Bien adaptée pour les composés semi-volatils jusqu'à une concentration de 100 ng/L. Permet de recueillir le 2,4,6-TCA qui est souvent difficile à détecter (Krasner, 1988).	Sensibilité environ 100 fois plus faible que celles des méthodes CLSA, SPE et SPME (Pan <i>et al.</i> , 2001).
HFSA (Hollow Fiber Stripping Analysis)	Permet de détecter une plus grande variété de molécules que par concentration CLSA. Sensibilité de la détection HFSA-GC/MS du MIB, de la géosmine, du TCN et du TCA inférieurs d'un ordre de grandeur à la détection CLSA-GC/MS (Zander <i>et al.</i> , 1995).	Les difficultés rencontrées pour détecter les grosses molécules laissent croire qu'il existe une taille moléculaire maximale à partir de laquelle la concentration HFSA ne fonctionne pas.
SPE (Solid Phase Extraction)	Permet de détecter les composés non-polaires. Meilleure concentration des métabolites odorants par la méthode SPE plutôt que par la méthode CLSA lorsque l'eau contient beaucoup de matières en suspension (Pan <i>et al.</i> , 2001).	Les méthodes SPE et SPME requièrent environ 90% moins de solvant que les autres méthodes de concentration (P2000, 2002)
SPME (Solide Phase Micro-Extraction)	Permet de détecter les composés non-polaires. Plus rapide et plus sensible (d'un ordre de grandeur en moyenne) que la concentration CLSA tout en présentant une précision et un taux de récupération semblable. (Nanci <i>et al.</i> , 1999; Nguyen <i>et al.</i> , 1999) Mauvaise extraction des aldéhydes si des acides gras sont présents dans l'échantillon (Satchwill <i>et al.</i> , 2000). Possibilité de faire des analyses en continu (Song <i>et al.</i> , 2000).	Les méthodes SPE et SPME sont particulièrement économiques lorsque le nombre d'échantillons à traiter est élevé car il est possible, sans beaucoup augmenter les coûts, de traiter simultanément plusieurs échantillons et de les conserver ensuite pendant une longue période sans utiliser d'agent de conservation (Pan <i>et al.</i> , 2001).
HS-SPME (Head Space SPME)	Permet de détecter les composés non-polaires. Précision similaire à la concentration CLSA (Watson <i>et al.</i> , 2000).	
LVI (Large Volume Injection)	Permet de détecter une plus grande variété de molécules que la concentration CLSA, entre autres le 2,4,6-TCA et le 2,3,6-TBA (Mallaret <i>et al.</i> , 2001).	

Nom de la méthode	Molécules détectées, sensibilité et précision	Commentaires
Charbon actif	Permet de détecter une plus grande variété de molécules que la concentration CLSA (Krasner, 1988).	Nécessite de grands volumes d'eau (de l'ordre de 3 m ³) et beaucoup de temps (7 jours).
P&T (Purge and Trap)	Permet de détecter les composés volatils non polaires de faible masse moléculaire et de faible solubilité dans l'eau (Krasner, 1988).	Les performances ne semblent pas être affectées par la matrice de l'eau (George <i>et al.</i> , 1997). Méthode plus simple, plus rapide et moins coûteuse que la concentration CLSA.

1.6.2 Détection analytique

Une fois concentrés, les échantillons peuvent être analysés à l'aide de différents appareils. Les molécules odorantes étant souvent volatiles, la chromatographie gazeuse est très utilisée. Elle est souvent couplée avec d'autres méthodes de détection pour aider à identifier les molécules ou obtenir des informations supplémentaires sur la structure moléculaire. La liste suivante de matériel peut servir de base de référence à ceux qui voudraient plus d'informations sur les différents appareils utilisés pour détecter les molécules odorantes de l'eau : GC-MS (Gas chromatograph – mass spectrometer), GC-FID (Gas chromatograph – flame ionization detection), GC-ECD (Gas chromatograph – electron capture detector), GC-FPD (Gas chromatograph – flame photometric detector), GC-MF (Gas chromatograph – mass fragmentograph), GC-MSD (Gas chromatograph – mass selective detector), GC-SIM (Gas chromatograph – selected ion method), GC-IRD (Gas chromatograph – infra red detector), GC-FTIR (Gas chromatograph – Fourier transform infra red), GC-ITD (Gas chromatograph – ion trap detector), GC-CI/MS (Gas chromatograph – chemical ionisation/mass spectrometer), HRGC-MS (High Recuperation gas chromatograph – mass spectrometer), HPLC-UV (High Performance Liquid Chromatograph – UV 365 nm), EI-MS/MS (Energetic Ionization – mass spectrometer/mass spectrometer), ELISA (Enzyme Linked Immunosorbant Assay).

A noter qu'il existe aussi des spectromètres de masse portables comme le discriminateur de masse portatif (Hewlett Packard) coûtant beaucoup moins cher que les GC/MS fixes (Krasner, 1988).

1.6.3 Détection sensorielle

Grâce à leurs organes gustatifs et olfactifs, les êtres humains peuvent percevoir des goûts et des odeurs. Ces deux sens sont à l'origine d'un grand nombre des plaintes de consommateurs dans l'eau potable et peuvent, de ce fait, servir à la détection des goûts et odeurs. Cette détection est d'autant plus importante que le traitement des goûts/odeurs peut s'avérer coûteux et qu'il est important de s'assurer que l'eau produite satisfait les consommateurs. Cependant, les sensations odorantes et gustatives ressenties par chacun diffèrent grandement d'un individu à l'autre, rendant difficile l'utilisation de la détection sensorielle. Néanmoins, en s'appuyant sur les connaissances en biologie, en psychologie et en statistiques il est possible de se servir de la détection sensorielle pour estimer l'effet du traitement sur la qualité organoleptique de l'eau potable.

Pour bien comprendre les caractéristiques de la détection sensorielle nous commençons par rappeler les mécanismes biologiques qui régissent les sens olfactifs et gustatifs chez l'humain. Ensuite, nous comparons la détection sensorielle à la détection analytique et expliquons la nécessité de se servir de goûteurs humains pour résoudre les problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable. Enfin, nous parlons de la formation des panels de goûteurs et des protocoles de tests de goûts/odeurs.

1.6.3.1 Mécanismes biologiques et psychologiques régissant les sens de l'odorat et du goût

La perception gustative/olfactive commence par l'arrivée d'une molécule odorante dans une zone recouverte de capteurs sensoriels (la langue dans la bouche et l'épithélium dans le nez). Un signal électrique caractérisant la liaison chimique avec la molécule est alors envoyé au cerveau qui essaye de faire correspondre ce signal à un signal qu'il a en mémoire afin de reconnaître la molécule et la sensation. C'est pourquoi le premier contact avec la substance est très important pour l'appréciation future qu'en fera la personne. Cette appréciation varie suivant que la première expérience a été agréable ou désagréable, mais le vécu et la culture jouent également un grand rôle. Suivant le degré

d'appréciation pour la molécule et la sensibilité intrinsèque des organes, on trouve des seuils de perception différents d'un individu à l'autre (Cook *et al.*, 1993). Gillogly (1998) relève ainsi un écart de sensibilité entre les individus les plus sensibles et les moins sensibles d'au moins 4 ordres de grandeur. Pour Crane (1991), les différences de perception entre individus correspondent à la nature inquantifiable des odeurs, cependant on peut aussi expliquer certaines de ces différences par des conditions de test différentes. En effet, le goût et l'odeur peuvent varier avec la température. À l'aide d'un sondage, Cook *et al.* (1993) montrent que les consommateurs buvant l'eau après l'avoir réfrigérée se plaignent moins des mauvaises odeurs que ceux qui la prennent directement au robinet. De même, Shen *et al.* (1997) et Whelton *et al.* (2001) montrent que généralement, à concentration égale, l'intensité de l'odeur d'une substance augmente avec la température. Par ailleurs, la voie d'exposition entre également en compte : Baker (1961) montre qu'il est 4 fois plus facile de détecter une odeur en goûtant une eau à 25°C qu'en la sentant à 60°C. En outre, aux différentes sensibilités de perception observées entre les personnes s'ajoutent aussi les variations internes de perception, à savoir qu'une même personne n'a pas la même sensibilité d'un jour à l'autre (Young *et al.*, 1996). De plus, Graham *et al.* (1995) observent qu'à intensités égales, des odeurs différentes peuvent être perçues de manières variables. Ainsi, le 3-méthylbutanal est décrit par 88 descriptifs différents (Hrudey, 1988). Par ailleurs, l'odeur d'une substance peut varier avec sa concentration (Young *et al.*, 1996). D'autre part, Khiari *et al.* (1993), Rashash *et al.* (1993) et Crozes *et al.* (1997) observent qu'une odeur peut être formée par plusieurs composés qui pris séparément ne présentent pas du tout la même odeur. Crozes *et al.* (1997) montrent que l'odeur de chaque composé est plus ou moins acceptée par le panel, mais que l'odeur résultant du mélange des différents composés est unanimement décriée comme mauvaise. Ces changements d'odeur par combinaison d'odeurs sont des phénomènes de synergie. Ainsi, suivant les cas il peut être nécessaire de retirer de l'eau toutes les molécules odorantes de l'eau pour satisfaire les consommateurs.

On sait que la sensibilité diminue lorsque les capteurs seaturent de molécules odorantes ou de molécules d'eau, on parle alors de fatigue gustative/olfactive. Certaines substances comme le MIB, la géosmine et le chlore fatiguent rapidement les biosenseurs (Krasner, 1988). La fatigue olfactive intervient quand on reste immergé dans une zone odorante ou humide et empêche de sentir les odeurs. C'est souvent le cas des opérateurs d'usine d'eau potable où l'on rencontre des problèmes de goûts/odeurs. C'est pourquoi ils ne sont généralement pas des goûteurs objectifs (Kachur, 2000). La saturation des capteurs peut-être plus ou moins longue : manger un plat très épicé peut conduire à une diminution des performances gustatives et olfactives pendant plusieurs heures.

Les organes olfactifs et gustatifs peuvent s'habituer à un goût/odeur lorsqu'ils y sont exposés régulièrement. À cause des phénomènes d'accoutumance, l'amélioration du traitement de l'eau potable n'est pas toujours bien perçue par le consommateur. Tout changement dans le goût ou l'odeur de l'eau est d'abord perçu comme désagréable et provoque des plaintes. Gamrasni (1986) évoque le cas d'une ville Tunisienne où il y a de nombreuses années, le traitement de l'eau fut amélioré permettant de diminuer la salinité de l'eau. En réponse à ce changement les gens prirent l'habitude de saler leur café. L'accoutumance conduit aussi à une perte de la sensibilité des organes olfactifs et gustatifs. À Kansas City, le réseau est désinfecté par un résiduel de chloramine et les tests passés sur la population montrent que le seuil de détection moyen de la chloramine pour les habitants de Kansas City est de 3,46 mg Cl₂/L plutôt que 0,38 mg Cl₂/L pour les personnes non accoutumées aux chloramines (Baribeau *et al.*, 2001). On comprend donc que la détection des goûts/odeurs par les humains n'est pas une chose facile.

1.6.3.2 Détection sensorielle et détection analytique

À la différence des machines, les humains ont un comportement incertain et commettent des erreurs systématiques qu'il faut corriger (Meilgaard *et al.*, 1988). C'est ce qu'on fait quand on forme un panel de goûteurs. Chez les goûteurs professionnels, l'organe olfactif est au moins aussi sensible que les appareils de la détection analytique. En

revanche, même les goûteurs professionnels sont beaucoup moins performants que les appareils pour quantifier les substances odorantes. Par ailleurs, les goûteurs humains sont incapables de décrire la structure moléculaire des molécules qu'ils détectent. La connaissance de cette structure moléculaire est cependant très utile pour identifier la cause du problème de goûts/odeur et pour estimer les performances des divers traitements possibles. Enfin, la détection analytique dépend beaucoup moins des facteurs externes comme la température ou le taux d'humidité de l'air. Cependant, on ne saurait se passer des goûteurs humains, car eux seuls sont capables d'apprécier la qualité organoleptique de l'eau, de déterminer les concentrations seuils à partir desquelles les composés sont odorants, de décrire les odeurs et d'estimer l'acceptation de l'eau par les consommateurs.

La comparaison des panels FPA (Flavor Profile Analysis) avec les appareils utilisés pour la détection analytique montre que dans certains cas les appareils détectent des traces de composés sans que le panel ne soit capable de les sentir (AWWARF, 2000), alors que dans d'autres, des odeurs sont perçues par le panel sans que ne soient détectées de molécules par les appareils (Khiari *et al.*, 1993). D'un autre côté, l'AWWARF (2000) et Dale *et al.* (1997) observent que la détection analytique a une meilleure précision que les panels lorsque les concentrations odorantes sont importantes, mais ceci n'est pas vraiment gênant pour la résolution des problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable car il est toujours possible de diluer les échantillons. La comparaison des résultats obtenus par les panels et par les appareils montre aussi que les goûteurs humains sont plus appropriés pour comparer les performances de différents traitements de goûts/odeurs. En effet, les mesures analytiques ne sont pas toujours en mesure d'établir un classement de l'intensité des odeurs des substances de l'eau. Enfin, Ventura *et al.* (1997) et Khiari *et al.* (1993) montrent que dans certains cas les détections analytiques et sensorielles doivent être utilisés conjointement pour réussir à détecter et identifier certains composés odorants. Ceci survient lorsque de nombreux composés non identifiés sont décelés par la détection analytique. Il faut alors recourir à

un panel de goûteurs pour déterminer lesquels sont odorants et responsables du problème de goûts/odeurs.

1.6.3.3 Formation des panels et description des tests de goûts/odeurs

Les panel de goûteurs peuvent être utilisés dans plusieurs buts : ils peuvent servir à optimiser ou à comparer des traitements, à caractériser des goûts/odeurs pour en trouver la cause ou à déterminer si la population va accepter l'eau produite par un nouveau traitement. Le choix des méthodes de formation du panel et du type de test dépendent essentiellement de ce qu'on cherche à faire car les différentes méthodes conduisent à des résultats différents. Cependant, actuellement, il n'y a pas vraiment d'unicité dans les recommandations sur la formation des panels ni sur les tests qu'il faut leur faire passer pour répondre aux différents objectifs de recherche. Meilgaard *et al.* (1988) proposent toutefois des protocoles de tests de goûts/odeurs en fonction de différents besoins.

De Greef *et al.* (1983) sont d'avis qu'on ne devrait recruter des gens très entraînés que pour faire de la recherche sur le fonctionnement de l'organe olfactif. Ils pensent aussi que les panels semi-entraînés ne sont pas forcément très représentatifs des populations simulées. Par ailleurs, ils observent que trop souvent, dans les laboratoires, les protocoles des tests ne sont pas rigoureusement établis ou respectés et que les goûteurs sont trop critiques par rapport aux consommateurs

L'AWWARF (1989) définit la reproductibilité d'un panel par l'unicité de la caractérisation de l'odeur d'un échantillon par les différents membres du panel et par la similitude des descriptions données par un membre lorsqu'on lui présente un échantillon déjà testé. Dale *et al.* (1997) observent que la reproductibilité des panels est moins bonne lorsque les concentrations en substances odorantes sont très élevées ou très basses. APHA *et al.* (1992) disent que la reproductibilité du test FPA dépend de l'entraînement, de l'expérience du panel et du nombre de goûteurs. Le panel doit être composés d'au moins 4 ou 5 personnes pour fournir des résultats valables. Certaines méthodes de formation des panels nécessitent l'entraînement des goûteurs. Cet

entraînement permet d'accroître la sensibilité (jusqu'à un facteur 10 d'après Baker, 1961) et de développer la mémoire olfactive des goûteurs. Il est à noter que les goûteurs entraînés ne sont pas représentatifs de la population. On demande souvent aux goûteurs de décrire les goûts et odeurs de l'eau (Khiari *et al.*, 1993). La description des odeurs permet de faire des hypothèses sur les composés présents dans l'eau, bien que les informations fournies par le panel restent limitées car pour une même odeur correspondent souvent plusieurs substances. De plus, on a vu que l'odeur d'un composé peut varier avec sa concentration. L'inconvénient de demander aux goûteurs de décrire les goûts/odeurs de l'eau est qu'on risque de se retrouver avec une multitude de descripteurs rendant les résultats inexploitable. Pour éviter ce problème on peut fournir aux goûteurs une liste des adjectifs qualificatifs autorisés pour décrire l'eau. De même, pour améliorer la précision de la qualification des goûts/odeurs perçus on peut utiliser des référentiels odorants (Khiari *et al.*, 1993).

Il existe un certain nombre de tests de goûts et odeurs standardisés, les plus courants sont rapportés ici.

1.6.3.3.1 TON (*Threshold Odor Number*)

Le test TON sert à quantifier l'odeur l'eau. Il consiste à diluer un échantillon odorant jusqu'à ce que le panel ne soit plus capable de percevoir son odeur. Le TON est alors le plus grand nombre de dilution où l'odeur de l'échantillon reste perceptible (Équation 1.1) :

$$TON = \frac{V_{\text{échantillon}} + V_{\text{eau pure}}}{V_{\text{échantillon}}} \quad \text{Équation 1.1}$$

Brady *et al.* (1988) déconseillent la méthode du TON pour déterminer si une population va accepter une eau. Le TON peut être utile pour estimer le coût du traitement des goûts/odeurs : lorsque le TON est supérieur à 200, l'eau ne peut être traitée ni par oxydation ni par adsorption, lorsque le TON est inférieur ou égal à 10, l'eau peut être

traitée à un coût raisonnable (Krasner, 1988). Pour plus de précision sur la méthode du test TON on peut se référer à APHA *et al.* (1992).

1.6.3.3.2 FTN (Flavor Threshold Number)

Le FTN est un test TON modifié pour quantifier le goût de l'eau. Le FTN est calculé de la même manière que le TON (Équation 1.2) :

$$FTN = \frac{V_{\text{échantillon}} + V_{\text{eau pure}}}{V_{\text{échantillon}}} \quad \text{Équation 1.2}$$

1.6.3.3.3 FRA (Flavor Rating Assessment)

Le FRA sert à estimer si une eau traitée est acceptable en terme de goûts/odeurs pour le consommateur. Les échantillons sont goûtés à la suite de quoi les goûteurs notent leurs impressions. On détermine ensuite à partir des notes si le panel représentant la population accepte ou refuse l'eau qui a été testée. Le test est refait plusieurs fois pour confirmation.

1.6.3.3.4 FPA (Flavor Profile Analysis)

Les tests FPA servent à identifier et caractériser les saveurs d'une eau. Le panel doit être formé de goûteurs entraînés à sentir et à reconnaître les odeurs ainsi qu'à utiliser une échelle d'intensité (Brady *et al.*, 1988). En pratique, le test FPA est fait en deux temps : pour commencer, chaque membre du panel renifle et goûte les échantillons (au maximum 6 par session) puis évalue les intensités du goût et de l'odeur et note ses impressions personnelles. Pour l'évaluation des intensités, des standards peuvent être utilisés. Ensuite, les goûteurs discutent ensemble pour établir une description commune de l'eau. Il est important de ne pas avoir dans le panel des personnes à caractère trop dominant qui empêcheraient les autres personnes de s'exprimer ou trop passives qui n'arriveraient pas à faire entendre leur avis (Brady *et al.*, 1988). Les descriptions données par moins de 50% du panel ne sont pas prises en compte mais sont conservées

en temps que «autres descriptions». Les intensités de goûts et d'odeurs sont déterminées à partir de la moyenne des intensités estimées par chaque goûteur.

Dale *et al.* (1997) montrent qu'il est possible d'utiliser un panel FPA pour déterminer le seuil de perception d'une substance (en l'occurrence celle du Méthyl-Ter-Buthyl-Ether (MTBE) à 15 µg/L) et de déterminer à partir de quelle concentration la substance est jugée inacceptable dans l'eau (50 µg/L pour le MTBE).

Bruvold *et al.* (1989) comparent différents types de tests de goûts/odeurs, leurs observations sont résumées dans le Tableau 1.7.

Tableau 1.7 : Comparaison des différents types de tests de goûts/odeurs (Bruvold, 1989).

Evaluation Criteria	Threshold Odor Number	Flavor Rating Scale	Flavor Profile Analysis
Selection requirements	Developed and reasonable	Developed and reasonable	Developed and reasonable
Training requirements	Limited practice with method	Limited practice with method	Extensive training on descriptor recognition and intensity rating required
Sample preparation	Cumbersome preparation of a series of dilutions for each tester	Sample must be safe for human consumption dilutions not required	Dilutions not required
Threshold determination	Appropriate application of the method of limits	Not possible	Not appropriate for detection threshold research
Functional relationships	Not feasible or likely	Feasible and has been accomplished for common minerals	Not appropriate for magnitude estimation of subjective intensity
Monitoring treatment	Appropriate but cumbersome and time consuming	Not possible	Very well suited for monitoring the entire treatment process
Consumer survey use	Not possible	Feasible and has been accomplished in two major surveys	Not possible
Standard setting	Rationale and method well developed	Rationale and method developed	Neither rationale or methodology developed
Reliability	Not well researched	Three types of reliability have been researched	Two types or reliability have been researched
Validity	Not well researched	Two types of predictive validity have been researched	One type of predictive validity researched the other not

1.6.3.3.5 Test triangulaire

Lorsque l'on demande à des goûteurs de faire un test, ces derniers peuvent le réussir grâce à leurs sens de perception ou grâce à la chance. S'il faut reconnaître un échantillon parmi deux présentés on a 50% de chance d'y parvenir sans faire appel à ses sens de perception. Pour diminuer le facteur chance on peut recommencer le test plusieurs fois ou le rendre statistiquement plus difficile à réussir. Cependant, ce faisant, on augmente le nombre de tests nécessaires à l'étude (si on recommence plusieurs fois le test) ou bien la fatigue olfactive des goûteurs (si le test est statistiquement difficile à réussir). Le test triangulaire propose un bon compromis pour résoudre ce problème : il consiste à dissocier un échantillon A de deux échantillons B. Les goûteurs ont donc à tester trois échantillons à la fois avec une chance initiale de réussir le test de 33%. L'AWWARF (1996) fournit les détails techniques pour réaliser ce genre de test.

1.6.3.4 Détermination du seuil de perception avec des standards

L'intensité d'une odeur évolue comme le logarithme de la concentration de la molécule odorante à une constante multiplicative près tel que décrit par la loi de Weber-Fechner (Krasner, 1988) :

$$\text{Intensité} = \text{Cte} \times \text{Log}(\text{Concentration})$$

Équation 1.3

Il est donc possible de déterminer les seuils de détection des substances odorantes à partir d'étalons (Amoore, 1992). Le niveau d'odeur en décismels (dS) se calcule de la manière suivante :

$$NO = 20 \times \text{Log} \left(\frac{Ct}{Cr} \right) \qquad \text{Équation 1.4}$$

NO : Niveau d'odeur en décismels

Ct : Concentration testée

Cr : Concentration de Référence

Pour déterminer un seuil d'odeur, Amoore (1992) propose de prendre 18 flacons couvrant des niveaux d'odeurs allant de -30 à +55 dS avec un pas de 5 dS. Chaque flacon est ensuite couplé avec un blanc et le goûteur doit réussir à le dissocier trois fois avec succès pour valider le test. Le seuil de détection est alors la concentration la plus faible trouvée.

1.6.3.5 Recommandation pour la formation des panels

APHA *et al.* (1992) recommandent de former des panels d'au moins 6 personnes si on veut qu'ils soient représentatif de la population, dix personnes étant préférable. Le premier critère pour le recrutement d'un membre du panel n'est pas sa sensibilité de perception mais sa motivation et son intérêt pour les tests. Pour la qualification des odeurs, il est recommandé d'utiliser des standards.

Recommandation concernant le matériel :

- Ne pas utiliser de contenant en plastique, de bouchon en caoutchouc ni de bouteille à goulot étroit (APHA *et al.*, 1992),
- Utiliser des bouchons en verre (APHA *et al.*, 1992),
- Laver les contenants avec un savon inodore (APHA *et al.*, 1992 ; Whelton *et al.*, 2001),
- Rincer la verrerie à l'eau déionisée et la passer quelques heures à l'autoclave à 150°C (Bailey *et al.*, 1988),
- Utiliser des bouteilles en borosilicate (Kenefick *et al.*, 1992) ou en verre (APHA *et al.*, 1992 ; Whelton *et al.*, 2001) rincées à l'acide HCl 3% (Kenefick *et al.*, 1992 ; APHA *et al.*, 1992) ou à l'acide nitrique 10% (Whelton *et al.*, 2001) puis à l'eau inodore (APHA *et al.*, 1992 ; Whelton *et al.*, 2001).

Recommandation pour la manipulation des échantillons :

- Porter l'échantillon à une certaine température (généralement comprise entre 20 et 40 degrés Celsius) (Koning et al., 1992 ; Thorell et al., 1992 ; Ishida et al., 1992 ; Bruchet et al., 1992 ; Bousquet et al., 1992 ; Bemelmans et al., 1983 ; Young et al., 1996 ; APHA et al., 1992),
- Les échantillons peuvent être conservés à 4°C pendant au maximum 48 heures avant l'analyse (Kenefick et al., 1992; APHA et al., 1992), ou à 20°C dans le noir pendant 24 heures (Thorell et al., 1992),
- Conserver les échantillons dans un appareil thermostaté ayant une précision de +/- 1°C et qui ne modifie pas l'odeur des échantillons (APHA et al., 1992),
- Stocker l'eau le moins longtemps possible (Baker, 1961),
- S'assurer que les échantillons n'ont pas été contaminés (APHA et al., 1992),
- Déchloration des échantillons à l'aide de thiosulfate d'ammonium si nécessaire (APHA et al., 1992),
- Au besoin, ajouter à l'échantillon une substance permettant de détecter plus facilement le composé odorant. Par exemple, le thé permet de sentir plus facilement les chlorophénols dans l'eau (Baker, 1961).

Recommandations pour le protocole de test, les membres du panel doivent :

- Toujours procéder aux tests à la même heure s'ils s'étalent sur plusieurs jours (Koning et al., 1992),
- Utiliser une eau de référence (Rigal, 1992 ; Bousquet et al., 1992 ; Crane, 1991),
- Éviter l'utilisation de produits de cosmétique le jour du test (Jardine, 1992 ; Young et al., 1996 ; Whelton et al., 2001 ; Baribeau et al., 2001 ; Bailey et al., 1988),
- Éviter de consommer de la nourriture, des boissons, du tabac pendant l'heure ou les trente minutes qui précèdent le test (Koning et al., 1992 ; Jardine, 1992 ; Young et al., 1996 ; APHA et al., 1992 ; Whelton et al., 2001 ; Baribeau et al., 2001 ; Bailey et al., 1988),

- Éviter de s'exposer à des odeurs importantes avant de faire les essais (APHA et al., 1992),
- Faire les essais dans un lieu inodore (Young et al., 1996 ; Crane, 1991 ; Whelton et al., 2001),
- Éviter que les goûteurs communiquent entre eux lors du test (Baker, 1961),
- Faire les tests en augmentant progressivement la concentration de la substance chimique (Young et al., 1996),
- Utiliser des contenants opaques si l'eau est colorée ou turbide afin que les goûteurs ne voient pas l'aspect de l'eau (APHA et al., 1992),
- Éviter faire les tests trop rapidement, les membres du panel doivent pouvoir se reposer dans un endroit inodore (APHA et al., 1992),
- Installer un système d'aération de la salle où se déroulent les tests avec filtre à charbon actif si nécessaire (APHA et al., 1992),
- Fixer la température et le taux d'humidité de la pièce où se déroule les tests pour que les membres du panel soient confortables (APHA et al., 1992).

Recommandation pour le choix des goûteurs :

- Utiliser des personnes entraînées (Lindsay et al., 1992 ; Rigal, 1992 ; Crane, 1991 ; Whelton et al., 2001),
- Avoir au moins trois goûteurs entraînés dans le panel pour valider les résultats (Thorell et al., 1992),
- Sélectionner uniquement des non-fumeurs (Jardine, 1992),
- Surtout prendre des femmes de 25 à 55 ans (Young et al., 1996), 80% des femmes ont l'odorat plus développé que les hommes (Baker, 1961), encore que Bailey et al. (1988) ne remarquent pas de différence sensible au niveau de la perception olfactive et gustative entre hommes et femmes,

- Éviter de sélectionner des personnes souffrant de rhume, d'allergies ou d'autres problèmes pouvant diminuer leurs perceptions olfactives et gustatives (Young et al., 1996 ; APHA et al., 1992 ; Baribeau et al., 2001),
- Recruter un grand nombre de goûteurs pour pouvoir changer de goûteur d'un test à l'autre (Crane, 1991),
- Exclure les personnes ayant intrinsèquement un mauvais odorat (APHA et al., 1992),
- Faire passer une série de tests triangulaires et de ne recruter que les personnes qui ont réussis au moins 95% des tests.
- Intéresser les membre du panel en leur disant qu'ils participent à une recherche (Jardine, 1992), en leur expliquant les procédures (APHA et al., 1992) et en leur précisant ce qu'on attend d'eux (Baker, 1961).

Recommandation pour le traitement des données :

- Avoir un minimum de données avant de faire des corrélations (50 données) (Meng et al., 1992),
- Comparer les résultats du panel à la distribution statistique correspondant aux conditions des tests de goûts/odeurs et s'assurer que les résultats sont fiables à au moins 95%.

Bousquet *et al.* (1983) remarquent qu'en faisant passer les mêmes tests à des panels de villes différentes, il n'obtient pas nécessairement les mêmes résultats. Pour traiter les données de ces différents panels ils construisent des tables totalisant le nombre de fois qu'un goûteur *i* donne la réponse *m* alors qu'un goûteur *j* donne la réponse *n*. Ensuite, à partir de cette table, ils projettent les résultats sur un plan de manière à caractériser la fiabilité de chaque goûteur. Malheureusement, le manque de précision dans le matériel et la méthode employés par ces auteurs ne permet pas reproduire leur analyse des données.

Pour le traitement des données, on recommande de comparer les résultats du panel de goûteurs à ceux qui seraient obtenus par un panel uniquement régit par les lois statistique. Un «p» supérieur ou égal à 95% assure une bonne reproductibilité.

1.6.4 Détection indirecte

Dans certains cas, les épisodes de goûts/odeurs sont précédés par un changement de la composition de l'eau.

Kramer *et al.* (1998) notent qu'une augmentation du pH peut annoncer un problème de goûts/odeurs lié aux algues. En effet, les épisodes de goûts/odeurs associés aux algues surviennent généralement lorsque les algues sont en pleine croissance, c'est-à-dire lorsque l'activité photosynthétique est élevée. Or, la photosynthèse, en consommant le dioxyde de carbone, augmente le pH de l'eau.

DeWolfe *et al.* (1997) pensent que les concentrations de MIB/géosmine dans les rivières dépendent du débit. Ils expliquent les variations de concentrations de MIB/géosmine par des effets de dilution fonction du débit. Cependant, les fortes pluies font augmenter le débit des rivières sans pour autant diminuer les problèmes de goûts/odeurs. À l'inverse, les précipitations importantes peuvent amener beaucoup de nutriments dans l'eau et déclencher des proliférations algales augmentant brutalement les teneurs en MIB/géosmine.

Rusin *et al.* (1997) indiquent qu'une concentration de 5 µg/L de chlorophylle-a est significative d'un problème de goût/odeur lié au MIB.

Nanci *et al.* (1999) montrent que la population algale peut renseigner sur l'intensité du problème de goûts/odeurs mais pensent qu'il est préférable de mesurer directement les métabolites odorants.

Song *et al.* (2000) estiment que l'étude de la croissance des algues permet de prédire les épisodes de goûts/odeurs deux semaines à l'avance.

On voit donc que différents types d'analyses peuvent servir à prédire les épisodes de goûts/odeurs. En revanche, il apparaît que dans chaque cas c'est un type d'analyse différent qui permet de prévoir l'épisode de goûts/odeurs. La prévision des épisodes de

goûts/odeurs est néanmoins un atout majeur pour démarrer le traitement des goûts et odeurs avant que ne se plaigne la population.

1.6.5 Détection par les animaux

Même si elle n'est pas utilisée dans le domaine de l'eau potable, la détection des substances odorantes peut être faite à l'aide d'animaux. Certains poissons (*Cyprinus carpio* et *Lepomis macrochirus*) sont capables de sentir la géosmine à partir d'une concentration de 1 ng/L (Kawamura *et al.*, 1992). Le comportement de ces poissons dans l'eau renseignerait sur la présence de géosmine. On peut imaginer qu'en introduisant les poissons dans un bassin d'eau brute on puisse dire si l'eau contient plus de 1 ng/L de géosmine. Cette concentration étant proche du seuil de perception humaine de la géosmine, le comportement des poissons permettrait de dire s'il faut ajuster le traitement de l'eau potable pour traiter les goûts/odeurs. De même, des chiens entraînés devraient être capable de percevoir les composés odorants de l'eau en la reniflant. Cependant, l'odorat du chien étant généralement beaucoup plus sensible que celui de l'homme, il est possible que les chiens sentent les substances odorantes dans l'eau à des concentrations très inférieures aux seuils de perception humaine. L'utilisation des chiens pour sentir l'eau passerait donc par un dressage permettant au chien de dire si l'odeur qu'il sent est également sentie par l'homme.

1.6.6 Détection par nez électronique

Les nez électroniques sont constitués de capteurs électroniques émettant des signaux électriques lorsque des molécules sont adsorbés à leur surface. Ces signaux sont traités et comparés grâce à une base de données, par ordinateur, pour déterminer les types et les concentrations des substances odorantes détectées. Pour comprendre le fonctionnement du nez électronique et en particulier le traitement des signaux électriques, le lecteur pourra se référer à Hines *et al.* (1999).

Les nez électroniques représentent une alternative intéressante aux détections analytiques pour la détection des goûts/odeurs car : on peut les faire fonctionner en

continu sans surcoût significatif, ils sont suffisamment sensibles pour percevoir les métabolites odorants à des concentrations de l'ordre du ng/L, ils analysent l'eau en temps réel, ils ne nécessitent pas de personnel qualifié et le matériel requis ne coûte pas très cher (1000\$ pour un nez électronique d'une trentaine de capteurs (Guy, 2001) ; 5 à 15 000 \$ pour un modèle portable (Rouhi, 2000).

En dépit de tous ces avantages, les nez électroniques ne sont pratiquement pas utilisés dans les stations d'eau potable. La cause est peut être la méconnaissance des nez électroniques dans le domaine de l'eau potable. Ceux qui s'intéressent à l'application des nez électroniques pour le traitement des problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable peuvent se référer à Kachur (2000). Cet auteur décrit l'utilisation et les performances d'un nez électronique permettant d'ajuster suffisamment rapidement, malgré les variations importantes de la concentration en géosmine, le traitement des goûts et odeurs à la station de East Bay à Oakland (Californie, USA).

Tableau 1.8 : Nez électroniques en développement.

Motluk (2000)	Dagani (2000)	Lin <i>et al.</i> (2000)
Nez électronique du même type que celui de Kachur (2000) mais capable de dissocier des centaines d'odeurs dans un échantillon et de rester calibré pendant plusieurs mois.	Nez électronique fonctionnant en comparant une surface adsorbante avant et après avoir été contaminé par une vapeur odorante.	Nez électronique détectant les molécules odorantes en analysant l'état d'excitation d'un cristal piézoélectrique.

Il existe d'autres types de nez électronique mais leur manque de sensibilité (cf. Tableau 1.8) ne permet pas encore leur utilisation en usine d'eau potable dans le cadre des problèmes de goûts/odeurs. Cependant, avec les progrès technologiques, ces nez

électroniques devraient très prochainement être adéquats pour la détection des goûts et odeurs de l'eau potable.

Fenner *et al.* (1999) et Stuetz *et al.* (1999) ont cherché à savoir si les nez électroniques étaient représentatifs des panels humains. Leurs résultats montrent un bon accord entre nez électroniques et panels (TON) pour les faibles concentrations de substances responsables d'odeurs.

1.6.7 Détection en usine d'eau potable

En usine, pour optimiser le traitement des goûts/odeurs, il faudrait que les opérateurs disposent d'un système de détection peu coûteux, sensible, précis et capable de mesurer les métabolites odorants en temps réel. En effet, la concentration des substances odorantes peut varier rapidement dans l'eau et nécessiter un ajustement du traitement (Kachur (2000) observe des pics de géosmine à 350 µg/L alors que la concentration moyenne se situe à 100 ng/L).

On constate que les détections analytiques de goûts/odeurs sont le plus souvent faites dans des laboratoires à l'extérieur des usines d'eau potable ce qui prend trop de temps pour adapter les traitements aux changements de concentration des substances odorantes de l'eau. Quand bien même les usines d'eau potable disposeraient des ressources matérielles et humaines pour faire les détections analytiques, le temps et l'argent nécessaires feraient défaut. En effet, la détection analytique requiert trop de temps pour permettre à l'opérateur d'usine d'eau potable d'ajuster en temps réel son traitement et le coût des analyses est tel qu'il paraît impensable pour un bon nombre d'usines de production d'eau potable d'analyser l'eau en continu lors des épisodes de goûts/odeurs. Même en ne se limitant qu'au MIB et/ou à la géosmine les coûts et délais de détection restent trop importants.

Pour réduire le temps d'analyse, on peut détecter les goûts/odeurs de l'eau par panel. Cette pratique est assez répandue puisque 77% des usines calculent le TON de leur eau et 25% l'analyse par panel FPA (Graham *et al.*, 1995). Cependant, la détection

sensorielle des goûts/odeurs n'est pas utilisable en continue et n'est pas assez quantitative pour permettre d'optimiser suffisamment le traitement des goûts/odeurs. Par ailleurs, ces pourcentages ne sont pas valables au Québec et paraissent élevés pour les USA. Le rôle des panels est plutôt de déterminer les seuils acceptables de concentration des molécules odorantes dans l'eau potable, d'aider à identifier les causes de problèmes de goûts/odeurs et d'estimer la qualité des traitements pilotes en vue de leur application à grande échelle.

Bien qu'inadaptée au traitement des goûts et odeurs en usine d'eau potable, la détection analytique est cependant essentielle car elle aide grandement à identifier les causes des problèmes de goûts/odeurs et à optimiser les traitements en laboratoire. Néanmoins, on ne peut optimiser complètement un traitement des goûts/odeurs par des essais en laboratoire car même lorsque tous les paramètres propres au traitement sont réglés, la concentration en métabolites odorants, nécessaire à l'ajustement final du traitement, demeure inconnue et imprévisible. Enfin, aussi sensible que soit l'appareil de mesure, il ne peut se passer de l'humain pour estimer la qualité gustative de l'eau. Même les nez électroniques, qui reconnaissent pourtant les odeurs, ne sont capables de distinguer les odeurs agréables des odeurs désagréables sans être au préalable calibrés par des humains. Il apparaît donc que les appareils de détection analytique sont très performants pour la recherche, mais que dans le cadre du traitement des goûts/odeurs dans l'eau potable, ils ne peuvent répondre sous leur forme actuelle aux besoins des opérateurs d'usine d'eau potable.

Ils semblent donc que les nez électroniques soient les meilleurs outils de détection pour le traitement des goûts/odeurs dans l'eau potable.

1.7 Impact des problèmes de goûts/odeurs sur les consommateurs

Pour comprendre l'impact des problèmes de goûts/odeurs sur la population, Cook *et al.* (1993) ont mené une enquête dans la région du lac Erie (un des Grands Lacs d'Amérique du Nord, affecté par des problèmes de goûts/odeurs). Ils observent que 11% des personnes interrogées ne consomment jamais d'eau du robinet. Parmi ceux-ci,

la majorité (86%) utilise de l'eau en bouteille alors qu'une faible portion (14%) ne boivent que des sodas. Parmi les personnes interrogées, 17% achètent de l'eau en bouteille pour compléter leur besoin d'eau. Parmi les 89% de gens buvant au moins un peu de l'eau du robinet, 35% disent boire plus de 5 verres par jour, 53% de 1 à 5 et 11% moins de 1. Les plus gros buveurs (5 verres et plus par jour) boivent l'eau directement au robinet ce qui fait supposer à Cook *et al.* (1993) que les gros buveurs sont habitués au goût de l'eau car ce sont ceux qui en boivent le moins qui se plaignent le plus. Mais on pourrait aussi faire l'hypothèse que les gros buveurs d'eau sont psychologiquement plus tolérants. D'après les résultats du sondage. Ces auteurs concluent que les fumeurs (23% des interrogés) ne sont pas moins sensibles aux odeurs que les autres consommateurs (en accord avec les résultats de Bailey *et al.*, 1988). Cependant, 67% des fumeurs consomment l'eau directement au robinet alors que les non fumeurs ont tendance à la réfrigérer. Les fumeurs pourraient donc être moins sensibles que les non-fumeurs et prendre l'eau directement au robinet sans lui trouver un mauvais goût. De même, Cook *et al.* estiment que les personnes âgées ne sentent pas moins bien le goût désagréable de l'eau que le reste de la population, mais là encore on observe des différences dans le mode de consommation (réfrigéré ou directement au robinet) qui empêchent de valider l'hypothèse. Ce sondage illustre bien les difficultés rencontrées lorsqu'on cherche à approfondir nos connaissances des organes gustatifs/olfactifs à l'aide d'enquête publiques.

Les consommateurs sont souvent craintifs lorsque l'eau potable prend un aspect, un goût ou une odeur auquel ils ne sont pas habitués. Ils redoutent alors des problèmes de santé (Staudte *et al.*, 1993). Cependant, en dehors des pollutions industrielles et peut être des odeurs de terre/moisi, une eau ayant un goût inhabituel n'est a priori pas moins potable qu'une autre (Gamrasni, 1986). Song *et al.* (2000) remarquent d'ailleurs qu'il est possible de diminuer le nombre de plaintes occasionné par un important épisode de

goûts/odeurs en informant la population que l'eau est parfaitement potable en dépit de son mauvais goût/odeur.

Pour les pollutions industrielles, un goût et une odeur chimique peuvent être corrélés à la présence de contaminants. Pour les problèmes de terre/moisi, l'AWWARF (2001) observe, en Amérique du Nord, qu'environ 3 fois sur 4, lorsque l'on trouve du MIB dans l'eau, on trouve aussi de la microcystine-LR (une toxine algale). Toutefois cette relation ne tient pas compte des concentrations respectives du MIB et de la microcystine-LR et les sites d'échantillonnage n'ont pas été pris aléatoirement. Par ailleurs, aucune étude de ce type n'a été faite au Québec.

Le nombre de plaintes des consommateurs est un bon indicateur de la qualité organoleptique de l'eau pour le distributeur d'eau potable, cependant, peu de gens prennent le temps de se plaindre (Gamrasni, 1986) et les plaignants manquent souvent de vocabulaire pour décrire l'eau. D'après Cook *et al.* (1993), 12% sont incapables de donner des adjectifs qualifiant leurs sensations et 37% fournissent des descriptions trop compliquées pour être exploitables. Les plaintes des consommateurs ne sont pas la seule manière d'avoir l'avis de la population sur la qualité de l'eau potable. On peut organiser des sondages par courrier, proposer aux passants dans la rue de leur faire passer les tests de goûts/odeurs dans un local ou consulter les consommateurs par téléphone à leur domicile (ce qui est plus fiable d'après Meilgaard *et al.*, 1988). Le Roux (1988) a comparé l'efficacité d'un panel entraîné par rapport à la consultation téléphonique de la population pour ajuster le traitement des goûts/odeurs en usine d'eau potable et conclue que la consultation de la population permet de mieux optimiser le traitement.

Le degré d'acceptation de l'eau de chaque individu est au cœur de la problématique des problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable. À partir du moment où une eau est malodorante et qu'un traitement améliorant sa qualité organoleptique existe, quelle proportion de la population doit-on satisfaire ? L'USEPA stipule que l'eau doit avoir

une odeur inférieure à 3 TON et une couleur inférieure à 15 unités de couleur (Snoeyink *et al.*, 2000). L'European Drinking Water Directive recommande également un TON de 3 ou moins pour l'eau potable (Laîne *et al.*, 2001). L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) dit que 5% de la population ou moins devrait être dérangés par les mauvais goûts et odeurs de l'eau potable (Gilligly, 1998).

Cependant, ces recommandations ne sont pas toujours respectées puisque Neremberg *et al.* (2000) estiment que 15% de la population nord-américaine consomme de l'eau en bouteille à cause des mauvais goûts/odeurs de l'eau du robinet. Ce pourcentage est de 20% d'après Hoehn (1988). Cook *et al.* (1993) montrent que 11% des gens de la région du Lac Erié ne boivent jamais l'eau du robinet. De plus, Davis *et al.* (2001) montrent que 25% des personnes consultées trouvent que l'eau de leur station d'eau potable a un mauvais goût. Enfin, on observe que la consommation de l'eau embouteillée augmente de 10% par an (Baribeau *et al.*, 2001).

1.8 Résolution des problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable

«Afin d'enlever le mauvais goût de l'eau, il faut connaître l'étiologie, soit, les causes du mauvais goût. L'étude de cette question fait nécessairement appel à plusieurs disciplines. Notamment la psychophysique, la chimie, la biologie et la technologie, c'est pourquoi il faut obtenir une collaboration interdisciplinaire.» (Persson, 1988)

À cause de la nature dissoute des composés odorants, le traitement classique de l'eau potable n'est pas très efficace pour éliminer les goûts/odeurs de l'eau (Martin *et al.*, 1999), en particulier si il y a peu de carbone organique ou peu de turbidité. Le traitement des goûts/odeurs nécessite donc des procédés de traitement avancés ce qui élève le coût du traitement de l'eau potable. Les dépenses liées au traitement des odeurs sont d'autant plus marquées que seule une faible portion de l'eau potable est bue. Le traitement des goûts/odeurs doit parvenir à réduire les concentrations des substances odorantes au dessous des seuils de perception humaine. Cependant, le traitement ne doit

pas retirer tous les goûts de l'eau car une eau sans goût est insipide et peu agréable à boire (Gamrasni, 1986).

Plusieurs traitements sont possibles suivant qu'on cherche à résoudre le problème de goûts/odeurs à sa source (on parle alors de prévention) ou à traiter l'eau en usine d'eau potable. En principe, une prévention adaptée à la situation est suffisante pour résoudre un problème de goûts/odeurs lié à des micro-organismes. Cependant, certaines mesures préventives nécessitent du temps avant de montrer des résultats significatifs et par ailleurs, la prévention n'est pas toujours possible ou suffisamment efficace, c'est pourquoi il est important de pouvoir traiter les problèmes de goûts/odeurs en usine.

1.8.1 Prévention des problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable

La prévention des problèmes de goûts/odeurs repose sur la compréhension des phénomènes générateurs. La première étape de la prévention est donc l'identification des causes du problème de goûts/odeurs. Une fois celles-ci connues, l'application des mesures préventives permet d'améliorer la qualité de l'eau à la prise d'eau de la station d'eau potable. On distingue deux types de préventions : il y a la prévention permettant de limiter la production des métabolites odorants (traitement biologique, utilisation d'algicides, ombrage des eaux et contrôle des nutriments) et la prévention permettant de contourner les problèmes de goûts/odeurs sans affecter les micro-organismes responsables (variation de la profondeur de la prise d'eau, utilisation d'une réserve d'eau et alimentation à partir de sources d'eau multiples). Ce second type de prévention n'est toutefois pas toujours applicable et ses résultats ne sont pas nécessairement durables. Bien que l'application des mesures préventives contrôlant la croissance des micro-organismes soit souvent plus efficace et à effets plus durables que le traitement en station d'eau potable. Chorus (2001) observe qu'en général les autorités préfèrent traiter les problèmes de goûts/odeurs en usine.

1.8.1.1 Traitement biologique

Le traitement biologique peut avoir trois objectifs différents, il peut servir : 1) à limiter la croissance des micro-organismes gênants, 2) à dégrader les métabolites odorants sur leur lieu de production ou 3) à éliminer les métabolites odorants lors du traitement de l'eau potable (cf. Traitement des problèmes de goûts/odeurs en usine d'eau potable).

La limitation de la croissance des micro-organismes gênants peut se faire en introduisant des protozoaires et des métazoaires dans les écosystèmes. Sugiura *et al.* (1997) montrent qu'il est ainsi possible d'empêcher la prolifération de certaines cyanobactéries (*Microcystis* et *Phormidium tenue*) ou d'éliminer un bloom déjà présent (*Monas guttula* peut réduire de 98% des concentrations de 10^6 cellules/mL de *Phormidium tenue* en 24 heures et de 100% en 48 heures). Sugiura *et al.* (1997) notent que la principale partie du traitement biologique se fait en l'espace de 12 heures et que les métabolites odorants sont aussi biodégradés.

Si on n'arrive pas à empêcher le développement des micro-organismes causant des problèmes de goûts/odeurs, il peut être possible de traiter leurs métabolites odorants sur le lieu de production. Certaines bactéries Gram-positifs sont capables de dégrader le MIB et la géosmine, *Pseudomonas fluorescens*, *Bacillus cereus*, *Bacillus sp.* et *Bacillus subtilis* seraient les plus performantes (Danglot *et al.*, 1983 ; Ishida *et al.*, 1992 ; Sumitomo, 1992 ; Gamrasni, 1986). La présence de ces bactéries dans les eaux permet, dans certains cas, de traiter les problèmes de goûts/odeurs en amont des stations d'eau potable. Malheureusement, les bioprocédés de la biodégradation du MIB et de la géosmine sont encore inconnus et empêche l'optimisation de ce type de traitement. Néanmoins, on pense que la connaissance de ces bioprocédés devrait permettre d'utiliser la biodégradation des métabolites odorants en milieu naturel avec une grande efficacité (Suffet *et al.*, 1996)

1.8.1.2 Algicides

L'utilisation des algicides est décrite dans le chapitre Traitement des toxines algales et prévention de la croissance cyanobactérienne. Dans le cadre des problèmes de goûts/odeurs, on se contentera de dire que l'utilisation d'algicides :

ne permet pas de résoudre un problème de goûts/odeurs à long terme,

est nocive à l'environnement,

provoque le relargage des métabolites odorants en lysant les cellules algales causant un pic de goûts/odeurs,

aggrave le problème de goûts/odeurs si l'algicide est appliqué au mauvais moment.

1.8.1.3 Ombrage des eaux

L'ombrage des eaux peut être efficace pour résoudre un problème de goûts/odeurs s'il est causé par des algues ou d'autres micro-organismes dépendant de la lumière du soleil. Bien qu'on puisse obscurcir les eaux des lacs et des réservoirs en y injectant du charbon (Aqua Nuchar, 1942), ce type de prévention semble plus adapté aux cas où la prise d'eau de la station d'eau potable se trouve dans un canal colonisé par des algues. En effet, il ne paraît pas évident que l'utilisation de charbon pour diminuer l'ensoleillement des eaux lacustres soit économiquement rentable, d'autant plus que ce faisant on accumule des sédiments dans le fond du lac qui devront à un moment donné être retirés. Par ailleurs, il ne semble pas certain que l'usage de charbon pour diminuer l'ensoleillement de l'eau soit efficace contre les cyanobactéries capables de se mouvoir dans la colonne d'eau. L'ombrage d'un canal est plus simple que celui d'un lac ou d'un réservoir car il est possible de recouvrir le canal d'un matériau empêchant les rayons du soleil d'atteindre l'eau alors que les dimensions des lacs et des réservoirs empêchent ce genre de procédés.

Rusin *et al.* (1997) montrent que dans certains cas, la diminution de l'ensoleillement du canal est la seule solution efficace pour empêcher la prolifération des algues. En effet, les turbulences habituellement nuisibles à la croissance algale ne sont pas toujours efficaces pour limiter la production des métabolites odorants et les algicides ne sont pas

efficace si le temps de rétention de l'eau dans le canal est trop court. Rusin *et al.* (1997) montrent aussi qu'il n'est pas nécessaire de plonger le canal dans la noirceur totale pour limiter la production en métabolites odorants, un ombrage partiel est suffisant pour diminuer de 99% la production de MIB et de géosmine.

1.8.1.4 Contrôle des nutriments

Les micro-organismes ont besoin de nutriments pour leur croissance. Plus il y a de nutriments disponibles dans l'eau et plus les micro-organismes peuvent se développer, c'est pourquoi l'eutrophisation des eaux participe de manière importante aux problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable. Ainsi, les mesures allant à l'encontre de l'eutrophisation tendent aussi à diminuer les problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable.

Souvent le phosphore est le facteur limitant la croissance des micro-organismes causant les problèmes de goûts et odeurs. Et s'il ne l'est pas, il est fréquemment plus facile d'en contrôler ses sources que de contrôler celles des autres nutriments. L'impact du contrôle des nutriments est souvent observable à long terme, mais des différents types de préventions, c'est le plus durable.

Pour contrôler les nutriments, il faut dans un premier temps déterminer le nutriment jouant le rôle de facteur limitant. Ensuite, il faut répertorier les sources de ce nutriment et estimer leurs impacts respectifs sur le milieu aquatique (Chorus, 2001). Alors seulement on peut fixer des seuils de concentration maximale aux sources appropriées.

Les nutriments peuvent arriver dans les eaux par plusieurs voies, les principales sont : les sources domestiques (eaux usées), les sources agricoles (fertilisants utilisés en agriculture et élevage intensif) et les fortes pluies qui 1) entraînent dans l'eau les nutriments présents dans l'air (provenant de l'industrie ou des fumées d'incendies) et présent sur les sols (en zones agricoles et en zones déboisées) et 2) dépassent les capacités de traitement des stations d'épuration d'eaux usées provoquant le déversement direct des eaux usées dans les eaux de surface (Galvez-Cloutier *et al.*, 2002).

Le contrôle des nutriments peut se faire différemment suivant qu'on l'applique à un lac ou une rivière. Pour les rivières le contrôle des nutriments est difficile car il peut y avoir de nombreuses sources de nutriments, étendues sur un vaste territoire. Le contrôle des nutriments doit alors s'inscrire dans une politique générale de lutte contre l'eutrophisation. Les mesures à prendre sont souvent : un meilleur traitement des eaux usées (enlèvement du phosphore et utilisation de réservoir pour contenir les eaux de pluies lorsque les égouts sont de type unitaire, cad : lorsque les eaux usées domestiques et les eaux de pluies sont transportées par la même conduite), l'application d'une norme sur les détergents (ceux-ci contiennent souvent beaucoup de phosphates), une limitation de l'usage des fertilisants pour l'agriculture, une meilleure gestion des déchets résultants de l'élevage intensifs et un maintien d'un couvert végétal pour retenir les nutriments présents sur les sols (au niveau des plantation agricoles et au niveau des forêts). Pour les lacs, le contrôle des nutriments peut être plus simple car la zone géographique concernée peut être moins étendue. Les mesures à prendre sont les mêmes que pour les rivière, mais comme les nutriments ont tendance à se retrouver dans les sédiments des lacs, une action sur les sédiments est également possible. On discutera plus longuement du contrôle des nutriments des lacs dans le chapitre 2.3.6.6.1 Contrôle des nutriments.

Le contrôle des sources de nutriments peut paraître coûteux mais les effets négatifs de l'eutrophisation peuvent l'être tout autant si ce n'est plus : l'Institut Français de l'Environnement (1999) évalue à entre 300 et 460 millions de dollars canadien le coût de l'eutrophisation en France et Pitcher *et al.* (2000) estiment que la lutte contre l'eutrophisation dans le réservoir Deer Creek (Utah, USA) a permis d'éviter la construction d'un bassin de sédimentation dans l'usine d'eau potable. Par ailleurs, Pitcher *et al.* (2000) montrent aussi que le contrôle des nutriments en réservoir améliore considérablement la qualité de l'eau brute permettant de diminuer les doses de produits chimiques utilisées dans le traitement de l'eau potable, de résoudre les problèmes de

colmatage des filtres, de rendre les eaux du réservoir agréables aux activités récréatives et bien entendu de résoudre les problèmes de goûts/odeurs.

Enfin, Chorus (2001) note que les modifications subies par l'écosystème lors du contrôle des nutriments peuvent être importantes et changer complètement les rapports entre les espèces en inversant les prédominances, une estimation de ces changements devrait donc être faite systématiquement pour vérifier que l'équilibre écologique atteint après le contrôle des nutriments ne présente pas de risque pour l'homme et l'environnement.

1.8.1.5 Variation de la profondeur de la prise d'eau

Les métabolites odorants ne sont pas toujours répartis uniformément dans la colonne d'eau. Dans certains cas, les métabolites odorants restent au dessus de la thermocline (Krasner, 1988). Dans ces conditions, varier la profondeur de la prise d'eau peut améliorer considérablement la qualité de l'eau brute. Dans les cas où la prise d'eau n'a pas été conçue pour pouvoir varier sa profondeur, il est toujours possible d'ajouter une conduite pour prélever l'eau à une profondeur différente. Ce type d'action a des effets assez limités, mais est simple à réaliser.

1.8.1.6 Utilisation d'une réserve d'eau

Dans le cas où les épisodes de goûts/odeurs sont courts, l'utilisation d'un réservoir peut améliorer la qualité de l'eau en diluant les substances odorantes (Westrick *et al.*, 2000). Le potentiel de dilution du réservoir dépend de son volume, de l'intensité et de la durée de l'épisode de goûts/odeurs. Par ailleurs, les réservoirs, en agissant comme un bassin de décantation, diminuent la turbidité de l'eau. Cependant, si le réservoir est mal géré, il peut devenir un milieu favorable à la croissance de micro-organismes gênants. Pour limiter les problèmes de goûts/odeurs, les plans de gestion de réservoir doivent inclure des mesures luttant contre l'eutrophisation.

Les épisodes de goûts/odeurs courts peuvent également être évités en utilisant la réserve d'eau de la station d'eau potable tant que dure l'épisode. Ceci, n'est toutefois possible

que si l'usine d'eau potable dispose d'une réserve d'eau suffisante pour subvenir aux besoins de la ville.

1.8.1.7 Alimentation à partir de sources d'eau multiples

Il est courant d'observer un étalement des problèmes de goûts et odeurs dans le temps et l'espace. C'est pourquoi, en disposant de plusieurs sources d'eau, il est possible d'éviter les épisodes de goûts odeurs survenant à différents moments dans différentes sources d'eau. En Amérique du Nord, 25% des usines utilisent à la fois des eaux de surface et des eaux souterraines ce qui leur permet en théorie de changer de source d'eau lorsque l'une présente des problèmes de goûts/odeurs (Suffet *et al.*, 1993).

L'exemple suivant montre comment en cherchant à utiliser une seconde source d'eau on peut générer des problèmes de goûts/odeurs. La station d'eau potable de Phoenix (Arizona, USA) prenant son eau dans le lac Pleasant, connaissait des problèmes de goûts/odeurs que Baker *et al.* (2000) estimèrent être causés par le lac et le réseau de distribution d'eau potable. Il fut alors décidé d'aménager un canal pour court-circuiter le lac Pleasant lors des épisodes de goûts/odeurs. Malheureusement, le canal s'est rapidement retrouvé tapissé d'algues produisant des odeurs désagréables (58 variétés d'algues identifiées dont 3 connues pour produire du MIB et de la géosmine). Deux mesures préventives furent alors envisagées : le nettoyage périodique du canal et l'utilisation d'algicides. Le rapport d'étude indique que la fréquence de nettoyage du canal requise (tous les 15 jours) n'est économiquement pas envisageable et que la forte alcalinité de l'eau diminue trop le pouvoir algicide du sulfate de cuivre pour qu'il soit utilisé. Le problème de goûts/odeurs fut donc traité en usine avec du charbon actif en poudre (CAP). Ainsi, dans ce cas, l'utilisation d'une source alternative d'eau brute peut-être considérée comme un échec puisque malgré les dépenses importantes occasionnées par la construction du canal le problème de goûts/odeurs n'est pas résolu. Cependant, l'ombrage du canal tel que décrit par Rusin *et al.* (1997) devrait permettre de résoudre les problèmes liés à la croissance algale dans le canal en causant un minimum de dépenses, rentabilisant ainsi la construction du canal.

1.8.2 Traitement des problèmes de goûts/odeurs en usine d'eau potable

Pour plusieurs auteurs, le traitement des problèmes de goûts/odeurs en usine d'eau potable apparaît comme la solution à utiliser en dernier recours (Pitcher *et al.*, 2000 ; Kortmann, 2000 ; Suffet *et al.*, 1993). Ces auteurs recommandent d'abord de protéger les ressources hydriques par les méthodes de prévention évoquées ci-dessus. Néanmoins, dans certains cas, soit parce que la prévention des problèmes de goûts/odeurs n'a pas encore donné de résultats, soit parce qu'elle n'est pas applicable, les problèmes de goûts/odeurs doivent être traités en usine d'eau potable. Plusieurs traitements sont possibles : l'oxydation, l'aération, le traitement biologique, la filtration sur membranes, l'adsorption sur charbon actif, la filtration sur charbon actif et le traitement par radiations. Actuellement, le traitement des goûts/odeurs se fait essentiellement par charbon actif mais l'ozone est de plus en plus utilisé à cause de la nouvelle norme sur *Cryptosporidium*.

1.8.2.1 Oxydation

En théorie, il est toujours possible d'oxyder les molécules responsables de goûts/odeurs. Par contre, en pratique, à cause de la matrice organique de l'eau et de la nature de certaines molécules (comme le MIB et la géosmine d'après l'AWWARF (2000)) l'oxydation peut être difficile à réaliser. Comme pour la désinfection, le pouvoir oxydant de l'espèce chimique et la dose sont des paramètres importants pour optimiser l'oxydation.

Cependant, même si elle parvient à altérer les substances odorantes, l'oxydation n'est pas nécessairement le meilleur traitement. En effet, elle transforme les molécules plutôt que de les retirer de l'eau. Dans certains cas, l'oxydant peut masquer l'odeur initiale de l'eau par la sienne, par celle d'un de ses sous produits de réaction ou encore démasquer une odeur en supprimant celle d'une substance qui masquait l'odeur d'une autre (Buffin *et al.*, 1993). Par ailleurs, les doses requises pour contrôler les odeurs peuvent être importantes et générer beaucoup des sous-produits de réaction nocifs à la santé (Gamrasni, 1986).

1.8.2.1.1 Ozone

L'ozone est le plus puissant des oxydants mais aussi le plus coûteux. Chen *et al.* (1999), Crozes *et al.* (1997) et Owen *et al.* (2000) montrent que l'ozonation permet simultanément de traiter les problèmes de goûts/odeurs et de *Cryptosporidium* lorsque l'eau n'est pas trop froide. Neremberg *et al.* (2000) observent que si la dose d'ozone est suffisante le MIB et la géosmine peuvent être oxydés.

Cependant, l'ozonation augmente la concentration en matière organique facilement biodégradable ce qui favorise la recroissance bactérienne en réseau (Chen *et al.*, 1999 ; 2000). C'est pourquoi il est préférable de faire une filtration biologique après l'ozonation. Par ailleurs, on observe que le couplage d'un filtre biologique à l'ozonation permet un meilleur enlèvement des substances odorantes de l'eau : Ando *et al.* (1992) réussissent à enlever 100 ng/L de MIB et de géosmine en couplant l'ozonation à filtre à charbon actif fonctionnant en mode biologique.

Lorsque la dose d'ozone requise est grande (plus de 5,0 mg/L), l'ozonation peut produire des substances odorantes ayant des odeurs fruitées, sucrées, de plastique, de savon, de beurre ou de ranci (Crozes *et al.*, 1997; Hargesheimer *et al.*, 1996). Les doses d'ozone à partir desquelles apparaissent ces odeurs dans l'eau varie avec le pH (cf. Tableau 1.9).

Tableau 1.9 : Production de goûts/odeurs lors de l'ozonation du cyclocitral et de la géosmine (Crozes *et al.*, 1997).

Dose minimale pour traiter les odeurs	Dose déclenchant l'apparition d'odeurs	pH
8,6 mg/L	< 8,6 mg/L	11,2
5,5 mg/L	< 3,6 mg/L	10,5

Crozes *et al.* (1997) concluent alors qu'il n'est pas possible de traiter les odeurs de l'eau par ozonation sans procéder à une filtration biologique pour éliminer les odeurs produites par l'ozonation (Figure 1.5).

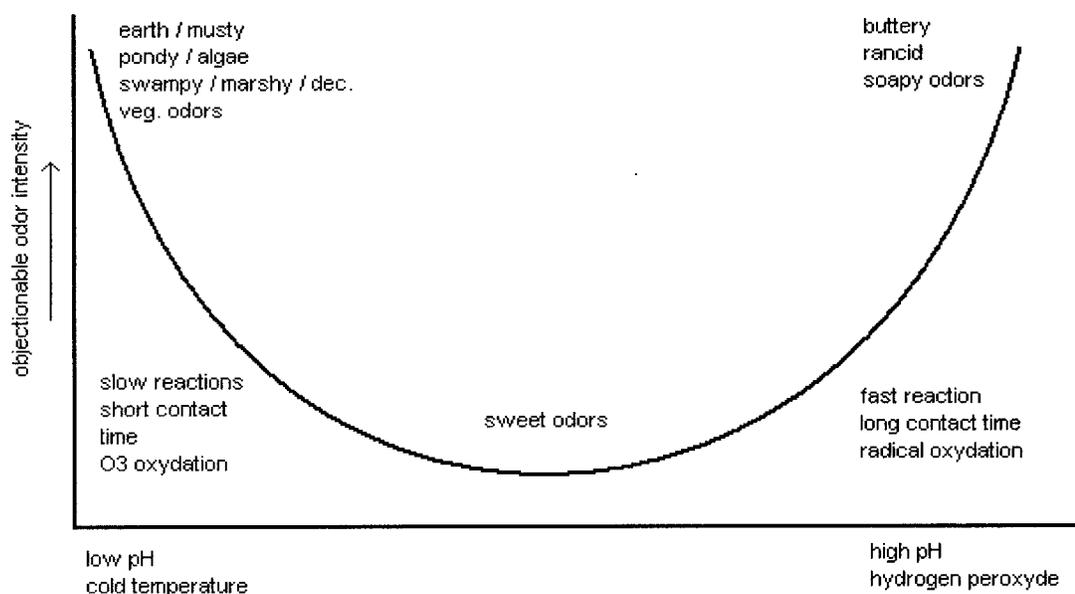


Figure 1.5 : Production de goûts/odeurs par l'ozone (Crozes *et al.*, 1997).

Pour diminuer la dose d'ozone, il est possible d'augmenter le pouvoir oxydant de l'ozone en accélérant sa décomposition en radicaux hydroxyles (Martin *et al.*, 1999 ; Ho *et al.*, 2000). Ceci peut être fait en ajoutant à l'eau du peroxyde d'hydrogène ou en appliquant un rayonnement UV (Ultra Violet). La matrice organique de l'eau pourrait aussi améliorer l'efficacité de l'ozone car d'après Ho *et al.* (2000) la matière organique de l'eau de grande masse moléculaire forme des radicaux hydroxyles en réagissant avec l'ozone. Ho *et al.* (2000) pensent que l'oxydation du MIB et de la géosmine se fait mieux avec le radical OH qu'avec l'ozone moléculaire. Ainsi, la présence de matière organique, qui, en diminuant le pH, diminue la concentration en radicaux OH, réduit les performances de l'ozonation pour le MIB et la géosmine (Ho *et al.*, 2000). De même, Owen *et al.* (2000) observent que l'enlèvement du MIB et de la géosmine est meilleur quand le pH augmente (en accord avec les prévisions de Pereira *et al.*, 1995).

L'utilisation du peroxyde d'hydrogène pour améliorer les performances de l'ozone est très discutée à cause des résultats contradictoires obtenus : Chen *et al.* (1999 ; 2000) et l'AWWARF (1998) n'observent pas d'amélioration sensible de l'ozonation du MIB et de la géosmine en présence de peroxyde d'hydrogène alors que Owen *et al.* (2000) remarquent une importante amélioration de l'enlèvement du MIB en sa présence. La matrice organique de l'eau peut certainement expliquer ces différences car Edzwald *et al.* (1992) montre qu'il existe un rapport molaire optimal O_3/H_2O_2 pour l'ozonation. Ce rapport serait de 0,5 pour l'eau pure et varierait entre 0,2 et 0,4 pour les eaux naturelles. Il est possible de prédire l'enlèvement de la géosmine par les radicaux hydroxyles provenant de l'ozonation en modélisant les réactions entre ozone, peroxyde d'hydrogène et géosmine (Pereira *et al.*, 1995). Il apparaît alors que l'enlèvement de la géosmine est optimisé lorsque le pH est compris entre 8 et 9, que l'enlèvement s'améliore lorsque les doses d'ozone et de peroxyde d'hydrogène augmentent, que les variations d'alcalinité n'affectent pas sensiblement l'enlèvement de la géosmine (toutefois, Ho *et al.* (2000) observent lors de leurs expériences une diminution importante du taux d'oxydation du MIB et de la géosmine en présence d'ions bicarbonates) et que la présence de COT (Carbone Organique Total) a un impact très négatif sur l'enlèvement de la géosmine. Dans les eaux eutrophes, ayant une teneur en COT élevée, il est important de traiter le COT avant d'ozoner la géosmine. Cependant, ces résultats proviennent de simulations et nécessitent d'être validés par des expériences. En particulier les essais concernant le COT car les modèles ont souvent des difficultés à rendre compte des effets du COT (Pereira *et al.*, 1995).

Les travaux de Chen *et al.* (1999 ; 2000) sur l'ozonation montrent que : 1) les pourcentages d'enlèvement de la géosmine, du MIB et de l'IPMP dépendent principalement de la dose d'ozone et des concentrations des substances odorantes dans l'eau brute ; 2) qu'il est possible de modéliser cet enlèvement. Plus les concentrations

en ozone, en géosmine, en IPMP et en MIB sont élevées et plus les enlèvements sont grands (confirmé pour le MIB et la géosmine par Ho *et al.*, 2000). Une dose de 2 mg/L d'ozone permet ainsi d'enlever 95% de la géosmine et 80% de l'IPMP et du MIB (Edzwald *et al.* (1992) et Ho *et al.* (2000) observent aussi que la géosmine est plus facile à oxyder que le MIB et l'IPMP).

Chen *et al.* (1999 ; 2000) montrent aussi que pour les concentrations de géosmine, de MIB et d'IPMP inférieures à 40 ng/L, seule la dose d'ozone influe sur le pourcentage d'enlèvement si bien qu'il est possible de fixer la dose d'ozone pour traiter 40 ng/L de MIB et être certain de traiter le MIB, la géosmine et l'IPMP tant que leurs concentrations ne dépassent pas 40 ng/L.

Enfin, ces auteurs notent que la température ne semble pas affecter les performances de l'ozonation de la géosmine, du MIB et de l'IPMP (en accord avec les résultats de l'AWWARF, 1998).

Shepherd *et al.* (1995) recommandent l'utilisation de l'ozone préférentiellement à celle du chlore lorsque les doses requises sont élevées afin d'éviter la formation importante des THM (Trihalométhanes) et des HAA (Haloacetic Acid). Cependant, cette idée présume que l'ozonation ne produit pas de sous produits de désinfection gênant. Or on ne connaît pas précisément les effets sur la santé des bromates, des aldéhydes et des acides carboxyliques produits par l'ozone (Martin *et al.*, 1999).

Une étude des risques sanitaires des sous produits d'ozonation semble donc nécessaire compte tenu du fait que l'ozone est de plus en plus utilisé dans le traitement de l'eau potable.

1.8.2.1.2 *Permanganate de potassium*

L'efficacité du permanganate de potassium pour résoudre les problèmes de goûts/odeurs est très discutée par la communauté scientifique. Pour Kramer *et al.* (1998), la plupart du temps, le permanganate de potassium suffit pour traiter seul les problèmes de goûts/odeurs relatif à la géosmine. À l'inverse, Neremberg *et al.* (2000) observent que

le permanganate de potassium ne permet pas d'oxyder le MIB et la géosmine. Buffin *et al.* (1993) ont comparé les efficacités du permanganate de potassium, du chlore et du bioxyde de chlore pour traiter les problèmes de goûts/odeurs associés au TCN et au cis-3-hexenol. Dans les deux cas, le permanganate de potassium est le meilleur oxydant (confirmé par Kramer *et al.* 1998). Cependant, il ne permet pas d'éliminer complètement le cis-3-hexenol. Il est probable que le permanganate puisse traiter les problèmes de goûts/odeurs, mais il apparaît que le manque de connaissance relative à son utilisation ne permet pas d'optimiser ce type d'oxydation dans tous les cas. Il ressort des différentes études (Kramer *et al.*, 1998 ; Buffin *et al.* 1993) que le pouvoir oxydant du permanganate de potassium augmente lorsque le pH diminue. D'après un auteur anonyme (anonymous, 1998) les doses habituelles pour traiter les problèmes de goûts/odeurs avec le permanganate de potassium seraient comprises entre 0,25 et 0,75 mg/L. Cependant, Buffin *et al.* (1993) observent qu'à partir d'un dosage de 0,5 mg/L de permanganate de potassium un goût sucré apparaît dans l'eau. Par ailleurs, Suffet *et al.* (1993) montrent qu'à partir de 20 mg/L de permanganate de potassium, une couleur rose apparaît mais que celle-ci peut être enlevée par filtration sur sable. Enfin, Waer *et al.* (1993) indiquent sans en préciser la raison qu'il ne doit pas rester de permanganate de potassium dans l'eau après la floculation.

Néanmoins, l'oxydation au permanganate de potassium présente quelques avantages : 1) il peut servir simultanément à traiter les problèmes de goûts/odeurs et les problèmes de fer, 2) il permet de réduire la production des THM de 8 à 22% lorsqu'il est substitué au chlore pour la préoxydation (Kramer *et al.*, 1998).

1.8.2.1.3 Chlore

Le chlore est très utilisé pour traiter les odeurs (86% des usines d'après Suffet *et al.*, 1993) mais son efficacité est relative (seulement 28% des opérateurs le considère comme efficace) (cf. Tableau 1.10).

Tableau 1.10 : performances du chlore pour quelques espèces chimiques.

Chloration efficace	Chloration inefficace
TCN (Buffin <i>et al.</i> , 1993 ; Kramer <i>et al.</i> , 1998)	MIB (Neremberg <i>et al.</i> , 2000)
cis-3-hexenylacétate (Chen <i>et al.</i> , 1997)	Géosmine (Neremberg <i>et al.</i> , 2000)
1-pentène-3-one (Chen <i>et al.</i> , 1997)	

Son efficacité réelle est difficile à estimer car bien que le chlore puisse oxyder les molécules odorantes, les tests de goûts/odeurs et les plaintes de consommateurs montrent que le chlore est responsable de problèmes de goûts/odeurs.

L'utilisation du chlore en tant que préoxydant est très discutable quand les algues sont responsables du problème de goûts/odeurs, car le chlore en lysant les cellules algales libère leurs métabolites odorants et éventuellement leurs toxines dans l'eau. Ando *et al.* (1992) montrent l'effet négatif du chlore utilisé en préchloration (cf. Tableau 1.11)

Tableau 1.11 : Impact de la préchloration sur le traitement des métabolites algaux (Ando *et al.*, 1992).

Type d'algue	<i>A. macrospora</i>	<i>P. tenue</i>
Métabolites	Géosmine (ng/L)	MIB (ng/L)
Eau brute	305	516
Filtration sans préchloration	13	74
Filtration avec 5 min. de préchloration	20	91
Filtration avec 20 min. de préchloration	251	355
Filtration avec 60 min. de préchloration	330	284

On voit nettement que plus le temps de contact avec le chlore est grand et plus les métabolites malodorants sont abondants dans l'eau. On explique ce résultat par la lyse des cellules algales contenant du MIB et de la géosmine par le chlore lors de la préchloration. Le traitement des goûts/odeurs est donc à priori plus difficile après une préchloration.

Un autre problème lié à l'utilisation du chlore pour le traitement des goûts/odeurs est la production des THM. En effet, les doses de chlore requises pour oxyder les molécules odorantes peuvent être importantes et former beaucoup de THM. On note que la présence des métabolites odorants n'est pas nécessairement reliée à celle des précurseurs de THM puisque dans des conditions d'opérations similaires, Kramer *et al.* (1998) observent la formation de THM lors de la chloration des TCN alors que Buffin *et al.* (1993) ne décèlent aucun sous produit de désinfection gênant lorsqu'ils chlorent le TCN.

Si le chlore est très utilisé, c'est peut être à cause de son pouvoir masquant. En effet, on constate que les consommateurs vivant à proximité de la station d'eau potable se plaignent moins que les autres de goûts/odeurs désagréables dans l'eau. Des tests de goûts/odeurs effectués sur des panels FPA montrent que le chlore a effectivement la capacité de masquer certaines odeurs, en particulier les odeurs de terre et de mois (Neremberg *et al.*, 2000).

Enfin, le chlore peut donner son odeur à l'eau et être à la source de plaintes de consommateurs. En réseau de distribution d'eau potable, on observe que lorsque le résiduel de chlore à la sortie de l'usine d'eau potable est supérieur à 1,0 mg/L, le nombre de plaintes causé par le chlore augmente sensiblement chez les consommateurs habitants proches de l'usine. Curieusement, on observe aussi un nombre important de plaintes de goût/odeur de chlore chez les gens en bout de réseau. Les phénomènes conduisant à ces plaintes sont encore mal compris, mais il est possible que des réactions avec la matière organique transformant le chlore en chloramines soit en jeu (Gammie *et al.*, 1988). On peut aussi faire l'hypothèse que des TCP présents dans l'eau à des niveaux indétectables soient transformés en TCA beaucoup plus odorants par des micro-

organismes vivant dans le réseau de distribution, cette transformation prenant du temps, seuls les consommateurs en fin de réseau seraient affectés.

Pour toutes ces raisons plusieurs auteurs (Neremberg *et al.*, 2000 ; anonymous, 1998) déconseillent d'utiliser le chlore pour traiter les problèmes de goûts/odeurs de l'eau.

1.8.2.1.4 Bioxyde de chlore

L'utilisation du bioxyde de chlore pour traiter les problèmes de goûts/odeurs ne semble pas être très courante. De nombreux auteurs constatent son inefficacité à oxyder les molécules odorantes et déconseillent son usage excepté pour les chlorophénols (cf. Tableau 1.12).

Tableau 1.12 : performances du bioxyde de chlore pour quelques espèces chimiques.

Bioxyde de chlore efficace	Bioxyde de chlore inefficace
Chlorophénols (Gamrasni, 1986)	TCN (Buffin <i>et al.</i> , 1993 ; Kramer <i>et al.</i> , 1998) 2-alkyl-DMD (Staudte <i>et al.</i> , 1993)

L'efficacité du bioxyde de chlore contre les phénols provient du fait qu'il brise les cycles de phénols plutôt que de les transformer en chlorophénol comme le chlore. Le bioxyde de chlore peut ainsi être utilisé après une chloration pour éliminer les chlorophénols produits.

Enfin, le bioxyde de chlore produit des odeurs d'urine de chat lorsque sa forme gazeuse réagit avec la colle des moquettes neuves ce qui survient typiquement quand quelqu'un prend une douche.

1.8.2.1.5 Rayons UV et peroxyde d'hydrogène

Le peroxyde d'hydrogène est rarement utilisé seul pour traiter les problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable. Ceci est peut être dû à son faible pouvoir oxydant. En

général, le peroxyde d'hydrogène est couplé avec l'ozone pour améliorer les performances de l'ozonation, mais il est également possible de l'utiliser avec un rayonnement UV. La combinaison du peroxyde d'hydrogène et du rayonnement UV a été développée pour résoudre les problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable que le charbon actif n'était pas capable de traiter à un coût acceptable : lorsque les concentrations en MIB et géosmine sont supérieures à 300 ng/L ou lorsque les interactions avec le chlore sont trop importantes (cf. Adsorption et filtration sur charbon actif) (Jobb *et al.*, 1995). L'efficacité de l'oxydation UV/H₂O₂ repose sur la formation des radicaux hydroxyles produits par le rayonnement UV sur H₂O₂ et sur la rupture des liaisons chimiques des molécules malodorantes par les rayons UV. Jobb *et al.* (1995) montre 1) que l'oxydation UV/H₂O₂ enlève le MIB et la géosmine dans les mêmes proportions (à la différence des autres traitements qui ont plus de difficultés à enlever le MIB), 2) que cet enlèvement est suffisant pour réduire les concentrations en MIB et géosmine au dessous des seuils de perceptions olfactifs humains, et, 3) que l'oxydation UV/H₂O₂ permet une réduction significative de la formation des THM et des HAA produit dans les mêmes conditions par une chloration. Cependant, la mise en place de ce traitement coûte aussi cher que l'installation d'un filtre à charbon actif granulaire, mais son coût d'opération lui est supérieur. Ainsi, le charbon actif reste plus rentable que l'oxydation UV/H₂O₂ lorsque les doses de charbon en poudre ou la fréquence de lavage des filtres à charbon actif granulaire ne sont pas trop grandes.

1.8.2.2 Radiations

Les rayons gamma et les électrons de hautes énergies (6 à 20 MeV) peuvent détruire les molécules organiques et donc être utilisés pour résoudre les problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable. Cependant, la production de ces particules de hautes énergies nécessite un appareillage coûteux et parfois dangereux (bombes à cobalt, accélérateur de particules, etc.). Pour ces raisons, les radiations de hautes énergies ne sont pas utilisées en usine d'eau potable mais pourraient le devenir si l'intensité des problèmes de

goûts/odeurs dans l'eau potable augmente dans les années à venir et que les autres types de traitements ne se montrent pas suffisamment efficaces (Gamrasni, 1986).

1.8.2.3 Aération

La volatilité élevée des composés odorants fait de l'aération un traitement efficace pour les problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable. La volatilité d'une molécule augmentant avec la température, les performances de l'aération sont plus grandes lorsque la température de l'eau est élevée. L'aération de l'eau peut se réaliser de plusieurs façons : 1) en aménageant des cascades dans le parcours de l'eau, 2) en disposant des bulleurs au fond de bassins, ou 3) en laissant l'eau séjourner dans de grands bassins à l'air libre. L'aération par bulleurs présente plusieurs avantages sur les autres types d'aération : 1) elle est plus efficace car le contact air-eau est plus grand (anonymous, 1998), 2) elle permet d'enlever les micro-organismes de l'eau sans lyser leurs cellules évitant ainsi de répandre des métabolites odorants ou toxiques dans l'eau (Satchwill *et al.*, 2000), 3) dans certains cas, étant plus efficace que la décantation pour enlever la turbidité, les particules, la chlorophylle-a, les algues microscopiques, les métabolites odorants, le carbone organique total (COT) et la couleur, elle peut lui être substitué (Hargesheimer *et al.*, 1996 ; Satchwill *et al.*, 2000). Le Tableau 1.13 résume les performances de l'aération pour les problèmes de goûts/odeurs.

Tableau 1.13 : Performances de l'aération pour les problèmes de goûts/odeurs.

Aération efficace	Aération inefficace
Métabolites algaux (Aqua Nuchar, 1942) Gaz dissous (Aqua Nuchar, 1942) Cellules algales (Satchwill <i>et al.</i> , 2000) Problèmes de goûts/odeurs en eaux souterraines (Suffet <i>et al.</i> , 1993) Composés volatiles ayant une constante de Henry supérieure à 10^{-3} m ³ .atm/mol (Suffet <i>et al.</i> , 1993)	Problèmes de goûts/odeurs d'intensité élevée (Satchwill <i>et al.</i> , 2000)

Dans le cas des problèmes de goûts/odeurs de fortes intensités, l'aération n'est pas suffisante pour supprimer tous les goûts/odeurs de l'eau. L'aération enlève cependant une partie des substances odorantes permettant d'alléger le traitement complémentaire qui doit lui être associé pour traiter complètement les goûts/odeurs de l'eau (Satchwill *et al.*, 2000). L'enlèvement maximum de substances odorantes dans l'eau par flottation par air dissout n'est pas connu. Mais il est probable qu'il varie, entre autres, suivant la volatilité propre à chaque molécule.

1.8.2.4 Biofiltration

Certains micro-organismes (entre autres *Pseudomonas aeruginosa*, *Flavobacterium multivorum*, *Pseudomonas sp.* et *Flavobacterium sp.*) peuvent être cultivés dans des filtres ou des biofilms en vue de biodégrader les molécules odorantes présentes dans l'eau. On appelle ce bioprocédé la biofiltration ou filtration biologique. En plus de traiter les problèmes de goûts/odeurs, la biofiltration permet de diminuer 1) le potentiel de corrosion de l'eau, 2) le taux de recroissance bactérienne dans le réseau de distribution (en consommant la matière organique facilement assimilable) et 3) la dose de désinfectant requise pour le traitement de l'eau potable (ce qui réduit également la production des sous produits de désinfection) (Egashira *et al.*, 1992). Actuellement, la filtration biologique est peu répandue en Amérique du Nord mais son efficacité pour le traitement des goûts/odeurs fait augmenter son utilisation dans les usines d'eau potable. La biofiltration n'est pas encore optimisée et des études semblent nécessaires pour déterminer quelles sont les conditions les plus favorables pour les micro-organismes utilisés dans le traitement des goûts/odeurs. Il paraît, entre autres, important de déterminer si la biofiltration pour l'enlèvement des goûts/odeurs en eaux froides (hivers, pays nordiques) est suffisante pour contrôler les épisodes de goûts/odeurs. En effet, la température est souvent un paramètre important pour l'optimisation des bioprocédés et il est à craindre que les eaux froides ne permettent pas une biofiltration suffisante pour traiter les problèmes de goûts/odeurs.

1.8.2.5 Filtration sur membranes

La filtration sur membranes (ultrafiltration, microfiltration et nanofiltration) peut être utilisée pour traiter les problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable. Les performances de ce traitement semblent varier suivant le type de membranes. En effet, Laîne *et al.* (2001), Braghetta *et al.* (2001) et Ford *et al.* (2001) montrent que l'ultrafiltration ne permet pas d'enlever complètement les goûts/odeurs de l'eau si elle est utilisée seule. Les résultats pour la microfiltration sont variables : dans certains cas la microfiltration permet de traiter les problèmes de goûts/odeurs (Laîne *et al.*, 2001) alors que dans d'autres les molécules odorantes ne sont pas enlevées (Braghetta *et al.*, 2001). Lorsque les membranes ne sont pas suffisantes pour résoudre les problèmes de goûts/odeurs, il est possible d'enlever les substances odorantes excédantes avec du charbon actif en poudre (Snoeyink *et al.*, 2000 ; Laîne *et al.*, 2001), mais les doses requises sont souvent élevées (de l'ordre de 20 mg/L d'après Braghetta *et al.* (2001) et Ford *et al.* (2001)). Laîne *et al.* (2001) et montrent que le traitement par charbon actif en poudre et membranes peut être plus efficace pour le traitement des goûts/odeurs qu'une ozonation suivit d'une filtration sur charbon actif. Ces auteurs remarquent cependant que certaines molécules odorantes ne peuvent être retenues par aucun type de membrane. C'est le cas des dioxanes, des dioxolanes (et des haloanisoles d'après Mallaret *et al.*, 2001) et que l'eau traitée est parfois plus odorante que l'eau brute. Laîne *et al.* (2001) supposent alors que soit la matière organique enlevée par les membranes a démasqué des odeurs, soit les sous produits de désinfection sont responsables de ces odeurs (une détection sensorielle par panel FPA devrait permettre de déterminer laquelle des deux hypothèses est la bonne). Ford *et al.* (2001) et Snoeyink *et al.* (2000) notent aussi que le traitement par membrane et charbon actif permet de retenir les précurseurs de sous produits de désinfection diminuant ainsi la production des THM et des HAA (enlèvement de 55% du TOC permettant d'avoir des concentrations en THM et en HAA inférieures en tout temps à 40 et 30 µg/L à l'eau traitée). Enfin, le taux de recirculation de l'eau dans les

membranes permet d'allonger le temps de contact du charbon actif en poudre avec l'eau.

1.8.2.6 Adsorption et filtration sur charbon actif

Le charbon actif est souvent utilisé dans le traitement de l'eau potable pour enlever les substances que les autres types de traitement ne parviennent à éliminer. C'est pourquoi il est très utilisé pour retirer les goûts/odeurs de l'eau en usine d'eau potable. On distingue deux types de charbon actif : le charbon actif en poudre (CAP) qui est injecté dans l'eau et le charbon actif granulaire (CAG) qui s'utilise comme matériau filtrant. Les deux types de charbons actifs diffèrent uniquement par leur granulométrie. Celle du CAP est la plus petite : 99% des grains ont un diamètre inférieur à 0,149 μm , 95% inférieur à 0,074 μm et 90% inférieur à 0,044 μm alors que les grains de CAG ont généralement un diamètre compris entre 0,1 et 1,5 mm. Les questionnaires de l'AWWARF montrent que le CAP est beaucoup plus utilisé dans le traitement de l'eau potable que le CAG pour résoudre les problèmes de goûts/odeurs (Graham *et al.*, 1995). Cependant, le CAG est généralement jugé plus efficace. Le CAP est plus utilisé que le CAG car il est plus facile à employer, plus simple et moins coûteux à intégrer dans une chaîne de traitement et n'a pas besoin d'être régénéré périodiquement (opération très coûteuse). Par ailleurs, les problèmes de goûts et odeurs étant souvent saisonniers, il n'est pas nécessaire d'avoir un traitement des goûts/odeurs fonctionnant durant toute l'année. Là encore, le CAP offre plus de souplesse dans son utilisation puisqu'il est injecté en fonction des besoins alors que le CAG filtre l'eau en permanence. L'AWWARF (2000) déconseille donc l'usage du CAG si les problèmes de goûts/odeurs ne surviennent à la station d'eau potable que quelques semaines par année. Néanmoins, une utilisation discontinue du CAP force les opérateurs d'usine d'eau potable à connaître la durée et le moment exact où survient la période de goûts/odeurs dans l'année pour limiter le coût d'utilisation du CAP. Or, il est très difficile de prévoir avec certitude le début et la durée d'un épisode de goûts/odeurs car ceux-ci peuvent varier considérablement d'une année à l'autre. Ainsi, le CAP est souvent injecté à la suite de

l'augmentation importante du nombre de plaintes des consommateurs. Que ce soit par souci d'économie ou parce que l'épisode de goûts/odeurs n'a pas été prévu, le traitement de l'eau potable n'est alors pas satisfaisant puisqu'il ne permet pas de produire une eau de bonne qualité gustative.

À cause de son coût élevé, le charbon actif est très étudié pour optimiser son utilisation. On pense qu'il fonctionne par adsorption mais les expériences de Cookson (1973) sur le mercaptan suggèrent fortement qu'il peut également catalyser des réactions chimiques. On note qu'il est très difficile de modéliser l'adsorption d'un composé précis sur le charbon actif car tous les constituants de l'eau sont en concurrence pour l'occupation des sites d'adsorption et un bon nombre de ces constituants n'ont pas encore été identifiés. On peut cependant représenter la matrice organique de l'eau par un ou plusieurs éléments virtuels qui présentent des caractéristiques d'adsorption globalement similaires à celle de la matrice. Les simulations et les expériences montrent que l'adsorption des molécules sur le charbon actif est fonction de l'interface eau-charbon (porosité et nature chimique du site d'adsorption), de la cinétique de réaction, des interactions chimiques (avec le coagulant, les oxydants et la matrice organique de l'eau), du type de charbon, des molécules cibles, et des conditions environnementales (pH, température, turbulence, etc.). Les performances du CAP et du CAG dépendent aussi de paramètres qui leur sont propres : la dose et le mode d'injection pour le CAP et le design du filtre pour le CAG.

1.8.2.6.1 Théorie de l'adsorption sur charbon actif

Les isothermes de Freundlich et de Langmuir sont les plus couramment utilisées pour modéliser l'adsorption sur charbon actif. Ces isothermes expriment la concentration résiduelle de contaminant en fonction de sa concentration initiale (cf. Équations 1.5 et 1.6).

$$\frac{q}{Q} = \frac{b \times C}{1 + b \times C}$$

Équation 1.5 (Isotherme de Langmuir)

où q est la phase solide,
Q la phase solide saturante,
C la phase liquide,
b une constante.

$$q = \frac{x}{m} = K \times C_e^{1/n}$$

Équation 1.6 (Isotherme de Freundlich)

où x est la quantité adsorbée à l'équilibre,
m la masse de charbon,
C_e la concentration à l'équilibre de l'adsorbat (phase liquide),
K et n des constantes.

À partir de ces équations, l'IAST (Ideal Adsorbed Solution Theorie) a été mise au point pour décrire l'adsorption d'un composé en prenant compte des interactions avec les éléments connus de la matrice organique de l'eau. Malheureusement, la matrice de l'eau est un mélange de composés mal connus rendant difficile l'application de l'IAST. Néanmoins, Gillogly (1998) arrive à prédire en utilisant le modèle EBC (Equivalent Background Compound) les doses de PAC nécessaires pour adsorber différentes concentrations de MIB. Le modèle EBC a été développé à partir de l'IAST et a pour principe de simuler l'ensemble des composés entrant en compétition pour l'occupation des sites d'adsorption du CAP par un unique composé équivalent qui possède les mêmes caractéristiques de compétition.

1.8.2.6.2 Interface eau-charbon

Le charbon actif présente différents types de pores dont la distribution des tailles est conditionnée lors de l'activation du charbon (AWWARF, 2000). Hraseova (1973) distingue les macropores (diamètre supérieur à 1µm), les pores intermédiaires (diamètre

compris entre 1nm et 1 μ m) et les micropores (diamètre inférieur à 1nm). Cet auteur montre que le pouvoir adsorbant du charbon augmente lorsque la taille des pores diminue mais que plus la taille des pores est réduite et plus le charbon est fragile. L'AWWARF (2000) estime que 5% des grains (les plus petits) sont responsables de 50% de l'adsorption totale. Par ailleurs, plus la taille des grains est petite et plus le temps pour atteindre l'équilibre d'adsorption est court (AWWARF, 2000 ; Le Roux, 1988).

Certaines substances peuvent changer le pouvoir adsorbant du charbon actif en modifiant les énergies d'adsorption (cf. Tableau 1.14). Ainsi, sous leurs formes ionisées, le cuivre et le fer favorisent l'adsorption sur le charbon actif. De même, certains gaz comme l'oxygène peuvent aussi modifier le pouvoir adsorbant du charbon en se chimisorbant à sa surface (Cookson, 1973). Enfin, Cookson (1973) montre que le charbon actif semble capable de catalyser des réactions d'oxydations. Ses travaux montrent que les réactions d'oxydations dans le charbon actif seraient maximales lorsque les pores du charbon contiennent des ions $\text{Fe}(\text{CN})_6^{4-}$, NO_2^- , AsO_3^- et Sn^{2+} . Pour Cookson (1973), l'activation du charbon est primordiale pour optimiser son potentiel adsorbant et catalyseur.

Tableau 1.14 : Effet de la structure chimique des molécules odorantes sur l'adsorption sur CAP (Hraseova, 1973).

Structure chimique	Effet sur l'adsorption
Hydroxyl	Réduit généralement l'adsorption, de manière plus ou moins importante suivant la structure moléculaire de la molécule hôte.
Amine	Même effet que le groupement hydroxyl, mais en plus important. Beaucoup d'acides aminés sont très peu adsorbés.
Carbonyl	Effet variable suivant la molécule hôte.
Liaison chimique	Effet variable.
Halogène	Effet variable.
Sulfure	Diminue généralement l'adsorption.
Azoté	Augmente souvent l'adsorption.

1.8.2.6.3 Cinétique et équilibre de réaction

La cinétique permet de connaître le taux d'adsorption d'une substance donnée en fonction du temps ce qui permet de déterminer les doses de CAP ou de désigner les filtres CAG. La cinétique de réaction est modifiée par la taille des particules adsorbantes, par la concentration de l'adsorbat, par la qualité du mélange CAP-eau, par l'affinité entre l'adsorbat et l'adsorbant, par la taille et la configuration de la molécule de l'adsorbat et par le coefficient de diffusion de l'adsorbat. Waer *et al.* (1993) remarquent que la qualité du mélange CAP-eau est d'autant plus importante que la taille des grains de CAP est petite, que la concentration en micropolluant est faible et que son affinité avec le CAP est grande.

L'équilibre de réaction correspond au taux d'adsorption d'une substance lorsque la réaction d'adsorption est terminée. L'équilibre est conditionné par les interférences avec les produits chimiques utilisés dans le traitement de l'eau potable et par la matière organique de l'eau qui entre en compétition avec les molécules cibles pour l'occupation des sites d'adsorption du charbon actif. On parle souvent de temps de contact du CAP. Ce temps correspond au temps que met l'eau pour aller du point d'injection du CAP jusqu'au filtre où le CAP est complètement retiré de l'eau (la majorité du CAP est enlevé par les décanteurs lorsqu'ils sont présents dans la chaîne de traitement). Comme l'équilibre d'adsorption est rarement atteint en usine d'eau potable, le temps de contact devient un paramètre important pour l'optimisation des performances d'adsorption.

Snoeyink *et al.* (2000) notent que la cinétique de réaction est facile à trouver en eau pure, mais que l'extrapolation à l'eau naturelle reste difficile. Il est cependant possible de modéliser la cinétique d'adsorption en eau naturelle pour prévoir la dose de CAP requise pour enlever un contaminant donné (Gillgoly, 1998) ; Cook *et al.*, 2001). Le modèle HSDM (Homogeneous Surface Diffusion Model) semble très approprié pour cette tâche. Gillgoly *et al.* (1998) montrent que les prédictions de ce modèle sont en accord avec les résultats expérimentaux. Gillgoly (1998) observe aussi que l'adsorption

du MIB au cours du temps, pour une dose de CAP donnée, n'est pas fonction de la concentration initiale en MIB.

Cook *et al.* (2001) constate que la cinétique d'adsorption varie quand on passe d'un type d'eau à un autre et l'AWWARF (2000) montre que l'équilibre d'adsorption est plus long à atteindre en eau naturelle qu'en eau pure. Gillogly *et al.* (1999) montrent que la cinétique de réaction des filtres CAG varie avec la granulométrie du charbon :

Excepté lorsque le charbon est neuf, la taille des grains de charbon n'influe pas sur le taux d'adsorption si bien qu'il est possible de briser les grains de charbon saturés pour leur redonner une capacité adsorbante. Lorsque le charbon est neuf, le taux d'adsorption augmente quand la taille des grains s'accroît. Enfin, quelque soit l'âge du charbon, plus les grains sont petits et plus l'équilibre de réaction est atteint rapidement.

Cependant, ces résultats ne sont pas forcément valables pour le CAP puisque sa granulométrie est beaucoup plus petite que celle du CAG.

1.8.2.6.4 Interactions chimiques

Les interactions chimiques entre le charbon actif et son environnement ne sont pas très bien connues mais Snoeyink *et al.* (2000) pensent qu'elles sont une des principales difficultés pour optimiser l'utilisation du CAP. L'AWWARF (2000) rapporte que 79% des utilisateurs de CAP ayant des problèmes de goûts/odeurs utilisent un second traitement pour résoudre complètement leurs problèmes de goûts/odeurs. Ce second traitement consiste souvent en une préoxydation. Par ailleurs, dans 49% des cas, le CAP est ajouté dans le mélangeur rapide avec le coagulant. Ainsi, le CAP se trouve fréquemment utilisé en même temps que d'autres produits chimiques rendant possible des interactions affectant le traitement de l'eau potable. En outre, on observe que la matrice organique de l'eau a un effet négatif plus ou moins important suivant les cas sur le pouvoir adsorbant du charbon.

1.8.2.6.4.1 Interactions avec le coagulant

Les études concernant les interactions PAC-coagulant ne sont pas encore très concluantes. Dans certains cas on observe que l'alun a un impact négatif sur l'adsorption alors que dans d'autres, il n'y a pas de différences significatives. L'AWWARF (2000) montre que l'alun a un effet négatif sur l'adsorption sur CAP du MIB mais que l'adsorption de la géosmine n'est pas affectée. Chen *et al.* (1997 ; 2000) constatent que l'alun diminue les performances d'adsorption du CAP à base de bitume. Dans les mêmes conditions expérimentales, l'alun améliore légèrement les performances du CAP préparé à partir de bois (Chen *et al.*, 1997 ; 2000). Il apparaît donc que les interactions entre alun et charbon actif sont conditionnées par le type de CAP et le type de molécule. Chen *et al.* (1997 ; 2000) montrent qu'il est possible de modéliser l'impact de l'alun sur l'adsorption du charbon actif avec une équation reliant le pourcentage d'enlèvement du MIB aux doses d'alun et de CAP et au temps de contact.

1.8.2.6.4.2 Interactions avec l'oxydant

Les principaux oxydants utilisés avec le CAP sont le chlore et le permanganate de potassium. Les interactions CAP-chlore paraissent doublement négatives (AWWARF, 1998). D'une part elles diminuent de l'adsorption des molécules sur le CAP et d'autre part, elles augmentent la demande en chlore causant une hausse des doses de chlore requise pour la désinfection (multipliées par 2, 3 ou 4 d'après Chen *et al.*, 1999) pouvant conduire au dépassement de la norme sur les THM. La nature exacte des interactions entre le CAP et le chlore est mal connue, mais l'hypothèse que les produits chlorés oxydent le charbon activé, le rendant moins adsorbant, est souvent formulée. Gillogly (1998) explique cette diminution d'adsorption pour le MIB par le fait que le MIB est adsorbé par les surfaces hydrophobes (surfaces carbonées non polaires) du charbon alors que le chlore favoriserait la formation de surfaces hydrophiles. Les expériences de Gillogly (1998) montrent que : 1) ajouter une dose X de chlore en une fois ou plusieurs doses Y (dont la somme est égale à X) en plusieurs fois ne permet

pas d'atteindre le même taux d'adsorption à l'équilibre ; 2) plus le chlore est mis tardivement en contact avec le charbon actif et plus l'adsorption est complète ; 3) le chlore est capable d'oxyder les sites ayant piégé du MIB et ainsi de relarguer du MIB dans l'eau ; 4) le CAP ne catalyse pas de réactions chimiques entre le chlore et le MIB ; 5) la préchloration ne diminue pas l'adsorption du MIB ce qui signifie que les sous-produit de préchloration n'entrent pas en compétition avec le MIB pour l'occupation des sites d'adsorption du charbon ; 6) plus la concentration de chlore est élevée et moins l'adsorption du MIB est élevée ; 7) un charbon oxydé par le chlore peut être restauré en le faisant sécher à l'air.

Cependant, le chlore n'est pas systématiquement néfaste à l'adsorption des composés sur le charbon actif. En effet, Chen *et al.* (1999) observent pour l'adsorption de plusieurs molécules (incluant le MIB et la géosmine), que le chlore n'a pas d'effet négatif lorsque sa concentration ne dépasse pas un certain seuil variant d'une molécule à l'autre et dépendant sans doute aussi de la matrice organique de l'eau (cf. Tableau 1.15). Chen *et al.* (1999) montrent également qu'il est possible de modéliser les interactions chlore-CAP afin d'estimer la dose de chlore requise pour atteindre un résiduel fixé en fonction de la dose de CAP et du débit de l'eau. Enfin, on note que les interactions avec le chlore varient avec la nature du contaminant à adsorber (Chen *et al.*, 1997)

Tableau 1.15 : Effet du chlore sur le pouvoir adsorbant du charbon actif (Chen *et al.*, 1999).

Dose de chlore	Dose de CAP	Commentaire
1.5 mg/L	15 mg/L	Aucun effet négatif lié au chlore.
2.5 mg/L	15 mg/L	Réduction de 20 à 25% de l'adsorption du MIB et de la géosmine. Réduction de 80% de l'adsorption de l'IPMP.

Les interactions entre le charbon actif et le permanganate de potassium semblent plus variables que celles avec le chlore ce qui s'explique peut-être par un effet plus grand de

la matrice organique de l'eau sur les interactions CAP-permanganate de potassium. En effet, Waer *et al.* (1993) obtiennent trois résultats différents en étudiant les interactions CAP-KMnO₄ dans trois eaux naturelles différentes :

Dans le premier cas, bien que le KMnO₄ n'oxyde pas la géosmine, il permet d'améliorer l'adsorption de la géosmine sur le CAP. Waer *et al.* (1993) estiment alors que le permanganate de potassium diminue la concurrence de la matière organique de l'eau en l'oxydant.

Dans le second cas, suivant la dose, le KMnO₄ affecte positivement ou négativement l'adsorption du MIB sur le CAP. Waer *et al.* (1993) montrent dans ce cas qu'il existe une dose optimale de permanganate de potassium à appliquer pour optimiser l'adsorption du MIB sur le CAP. Les auteurs observent aussi que les petites doses de KMnO₄ ont un impact particulièrement négatif sur l'adsorption du MIB. Waer *et al.* (1993) attribuent dans ce cas la réduction des performances du charbon actif pour l'adsorption du MIB, à la diminution de la masse moléculaire de la matière organique lors de la préoxydation.

Dans le troisième cas, Waer *et al.* (1993) n'observe aucune différence avec ou sans préoxydation au permanganate de potassium. Ils interprètent ce résultat par l'absence de matière organique compétitive à l'adsorption du MIB sur le CAP dans l'eau.

Il apparaît aussi que les interactions CAP-KMnO₄, lorsqu'elles sont négatives, affectent moins l'adsorption des composés sur le CAP que les interactions CAP-chlore (AWWARF, 2000) (cf. Tableau 1.16).

Tableau 1.16 : Interactions CAP-chlore et CAP-permanganate de potassium (résultats pour 4 stations d'eau potable (AWWARF, 2000)).

Oxydant	Adsorption de la géosmine	Adsorption du MIB
aucun	62%	32%
Cl ₂	24-42%	3-15%
KMnO ₄	44-51%	14-26%

Des études complémentaires sont donc requises pour comprendre le rôle de la matrice organique de l'eau dans les interactions KMnO_4 -CAP et déterminer dans quelles conditions l'adsorption des molécules cibles sur le CAP peut être améliorée. Il serait aussi utile d'approfondir l'étude des interactions chlore-CAP pour voir si la matière organique de l'eau ne peut pas être préoxydée pour améliorer l'adsorption des composés gênants sur le CAP comme le suggèrent Waer *et al.* (1993) pour le permanganate de potassium. Enfin, il reste à étudier les interactions avec les autres oxydant (chloramines, bioxyde de chlore, etc.) et suivant les paramètres environnementaux (température, pH, etc.).

1.8.2.6.4.3 Interactions avec la matière organique de l'eau

La présence de matière organique d'origine naturelle dans l'eau affecte grandement l'adsorption sur charbon actif. D'une manière générale, elle diminue les performances d'adsorption du charbon actif ce qui se manifeste de plusieurs manières :

D'une part, le temps nécessaire pour atteindre l'équilibre d'adsorption est augmenté. Celui-ci est d'autant plus allongé que le temps de contact entre le charbon actif et l'eau est grand et que l'élément à adsorber est en concentration faible dans l'eau (AWWARF, 2000).

D'autre part, le taux d'adsorption à l'équilibre des substances cibles est diminué (Gilligly, 1998). En règle générale, le taux d'adsorption en eau naturelle est inférieur d'un ordre de grandeur à l'adsorption en eau pure (Chen *et al.*, 1997 ; AWWARF, 2000).

En outre, l'effet de la matrice organique de l'eau varie en fonction du type de charbon (Hepplewhite *et al.*, 2001) et en fonction de la nature de la molécule à adsorber (Cook *et al.*, 2001). Ainsi, le type de charbon le plus performant pour adsorber une substance en eau pure n'est pas nécessairement le même qu'en eau naturelle. D'où l'importance de faire des tests d'adsorption en eau naturelle pour choisir son type de charbon.

Plusieurs auteurs (Tableau 1.17) ont cherché à caractériser la matrice de l'eau pour déterminer quelles sont les propriétés de la matière organique qui entre en compétition

avec les molécules à adsorber sur charbon actif. Malheureusement, leurs observations ne permettent pas toujours de comparer facilement leurs résultats.

Tableau 1.17 : Description de la matière organique diminuant les performances d'adsorption du charbon actif.

Chen <i>et al.</i> (1997)	Cook <i>et al.</i> (2001)	Hepplewhite <i>et al.</i> (2001), Chen <i>et al.</i> (1997)
Matière organique de masse moléculaire élevée (>400 Daltons).	matière organique de faible masse moléculaire.	matière organique hydrophobe.

La caractérisation de la matière organique responsable de la diminution des performances d'adsorption du charbon actif est cependant importante car une fois connue, cette partie de la matière organique de l'eau pourrait être prétraitée afin d'améliorer l'utilisation du charbon actif.

Il apparaît aussi qu'une meilleure connaissance de la matière organique permettrait de choisir plus facilement le type de charbon à utiliser.

1.8.2.6.5 Type de charbon

En général, les opérateurs d'usine d'eau potable choisissent le type de charbon en fonction de son prix (le plus bas). Cependant, Gillogly (1998) et Baker *et al.* (2000) montrent que l'efficacité du charbon n'est pas reliée à son prix ni à son nombre d'iode. Les opérateurs révèlent d'ailleurs souvent ne pas être satisfait de leur choix ni des méthodes ayant conduit à ce choix (AWWARF, 2000). En réalité, chaque molécule peut être adsorbée jusqu'à un taux maximal qui lui est propre et qui dépend en parti du type de charbon (Gillogly, 1998). Par exemple, on voit que généralement la géosmine est plus facilement adsorbée sur le charbon actif que le MIB (Ridal *et al.*, 2001 ; Gillogly, 1998 ; Chen *et al.*, 1997 ; Aqua Nuchar, 1942). Il apparaît aussi que les composés aromatiques sont facilement adsorbables sur charbon actif (Cookson, 1973). On a

également vu que le taux d'adsorption et la cinétique de réaction variaient avec les interactions chimiques. Pour ces deux raisons, il n'existe pas de charbon actif dit idéal qui aurait la cinétique la plus rapide et le taux d'adsorption le plus élevé pour toutes les molécules et tous les types d'eau. Il est cependant possible de déterminer le meilleur type de charbon pour une eau et une molécule cible donnée en utilisant la méthode BSM (Bench Scale Method) récemment établie par l'AWWARF (2000). Chen *et al.* (1997) insistent sur la nécessité d'utiliser l'eau naturelle correspondant à la ou les saison(s) où surviennent les épisodes de goûts/odeurs, compte tenu du fait que la capacité d'adsorption du charbon actif change avec la matrice organique de l'eau qui varie elle-même au cours de l'année.

On remarque que le choix d'un charbon mal approprié mais moins coûteux à l'achat peut entraîner un surcoût important à cause des doses plus grandes nécessaires pour traiter les problèmes de goûts/odeurs (cf. Tableau 1.18).

Tableau 1.18 : Quantité de charbon en poudre nécessaire pour réduire la concentration de MIB à 5 ng/L (temps de contact 4h00) (Gilligly, 1998).

Charbon	Concentration initiale de MIB		
	100 ng/L	50 ng/L	25 ng/L
Cecarbon	18	13	8
WPH	24	18	12
Nuchar SA-20	30	22	15
Hydrocarbo-B	32	23	17
Watercarb	38	33	27

Il ressort des études de l'AWWARF (2000) et de Chen *et al.* (1997) que souvent les charbons produits à partir de bitume sont plus performants pour l'enlèvement du MIB et de la géosmine que les charbons faits à base de lignite, de tourbe ou de bois.

1.8.2.6.6 Mode d'injection du CAP

Le mode d'injection peut varier suivant trois paramètres : le lieu où le charbon est injecté dans l'eau, la manière dont il est injecté (sec ou prémélangé à de l'eau) et le nombre de point d'injection.

1.8.2.6.6.1 Point d'injection

Généralement, le CAP est injecté à la prise d'eau, au mélangeur rapide (ou juste après) ou le plus souvent, juste avant les filtres. Mais, on observe souvent que l'application du CAP avant la coagulation donne les meilleures performances.

L'ajout du charbon à l'eau brute permet un bon brassage ainsi qu'un plus long temps de contact avec l'eau et améliore la coagulation (Aqua Nuchar, 1942). L'ajout du charbon avec le coagulant n'est pas très intéressant car alors une partie du CAP est immédiatement piégée par les floccs. L'ajout de charbon après la floculation fait perdre moins de CAP, mais requiert un bon mélange eau-CAP sinon les pertes de charge sur les filtres sont augmentées de manière trop importante. Injecter le charbon juste avant les filtres est économique car les interactions chimiques avec la matrice de l'eau sont en principe minimales. Il est en effet possible d'enlever 50% de la matière organique de l'eau à ce stade du traitement (Waer *et al.*, 1993). Par contre, la dose de CAP ne doit pas être trop élevée pour permettre un mélange CAP-eau de bonne qualité pour compenser le court temps de contact (Aqua Nuchar, 1942). Waer *et al.* (1993) soutiennent qu'on peut rallonger le temps de contact du CAP en le laissant s'accumuler sur les filtres, cependant ce faisant on augmente les pertes de charges des filtres. Les deux principaux inconvénients liés à l'injection du CAP juste avant les filtres sont :

Que le charbon puisse traverser les filtres et favoriser la recroissance bactérienne en réseau en fournissant un support aux micro-organismes pour se développer. L'AWWARF (2000) estime à ce sujet que dans 20% des cas, du CAP traverse les filtres et que les méthodes de détection de fuites de CAP actuellement utilisées en usine d'eau potable (mesure de la turbidité, compteur de particules, visualisation sur une membrane

filtrante) sont inadéquates. Le Roux (1988) indique qu'on est assuré d'avoir des fuites de CAP à l'effluent des filtres si on utilise des doses supérieures à 25 mg/L.

Que le CAP fasse augmenter de manière trop importante les pertes de charges des filtres en s'accumulant à leur surface, nécessitant alors d'augmenter la fréquence de lavage des filtres.

En dehors de ces aspects pratiques, le choix du lieu de l'injection du CAP repose sur un dilemme : plus le charbon est injecté tôt dans la chaîne de traitement et plus son temps de contact avec l'eau est grand, mais plus on ajoute le charbon tardivement et moins les effets négatifs de la matrice organique de l'eau se font en principe ressentir. Pour Aqua Nuchar (1942) et Waer *et al.* (1993), le brassage, le temps de contact et les interactions entre les composés cibles et les substances chimiques du traitement sont les trois principaux paramètres de l'adsorption. Waer *et al.* (1993) indiquent que négliger ces trois paramètres peut diminuer l'efficacité du CAP de 90% augmentant alors considérablement le coût du traitement. Un doute est toutefois soulevé par l'AWWARF (2000) qui montre qu'il est difficile de savoir si une meilleure adsorption observée en injectant le charbon à la prise d'eau est due effectivement à un temps de contact plus grand ou bien à un meilleur mélange eau-CAP ou encore à une interactions moindre avec les produits chimiques du traitement de l'eau potable. De plus, l'AWWARF (2000) n'observe pas, comme Aqua Nuchar (1942) l'avait prédit, que les taux d'adsorption de la géosmine et du MIB augmentent au fur et à mesure qu'on enlève la matière organique de l'eau. L'AWWARF (2000) suggère que la matière organique enlevée par le traitement de l'eau potable n'est pas celle qui entre en concurrence avec le MIB et la géosmine ce qui est en accord avec l'hypothèse de Waer *et al.* (1993) soutenant que le traitement de l'eau potable peut affecter la masse moyenne de la matière organique de l'eau, la rendant plus ou moins compétitive pour l'occupation des sites d'adsorption.

Il apparaît donc que le lieu optimal d'injection de PAC doit être déterminé pour chaque usine d'eau potable en s'appuyant sur les conditions réelles d'opération. Ainsi, les simulations par méthode BSM semblent adéquates pour déterminer le meilleur point d'application du charbon en usine d'eau potable.

1.8.2.6.6.2 Prétrempage

L'AWWARF (2000) remarque que suivant les types de charbon, injecter le CAP sec, ou humidifié à la suite d'un prétrempage, améliore considérablement l'adsorption. Par contre, MacLeod *et al.* (1995) montrent que le temps de prétrempage et la concentration du charbon dans l'eau de prétrempage n'affectent pas les performances d'adsorption. Les propriétés de l'eau de prétrempage n'ont pas encore été étudiées et il pourrait être intéressant de comparer les adsorptions obtenues à partir de différentes eaux de prétrempage en faisant varier la composition ionique. Ceci permettrait peut-être d'optimiser ensuite les réactions chimiques catalysées par le charbon évoquées par Cookson (1973).

1.8.2.6.6.3 Nombre d'injection

Habituellement, on injecte le charbon en un seul point, mais la théorie dit qu'il est plus efficace d'injecter deux demi-doses en deux instants t_1 et t_2 plutôt qu'une dose à un instant t_1 . L'AWWARF (2000) a étudié les possibilités d'une double injection en faisant varier les temps d'injection et n'a pas observé de différences dans les performances de l'adsorption du MIB ou de la géosmine. Cependant, il aurait été intéressant d'utiliser la méthode BSM pour simuler l'injection du CAP en deux points différents de l'usine pour prendre en compte l'enlèvement de la matière organique par le traitement.

1.8.2.6.7 Dosage du CAP

L'AWWARF (2000) montre que 90% des usines utilisant du CAP injectent en moyenne des doses comprise entre 0,5 et 18 mg/L, que 50% d'entre elles ont des doses moyennes

inférieures à 3 mg/L et que 50% ont déjà eu recours à des doses supérieures à 10 mg/L. La dose moyenne utilisée dans les usines d'Amérique du Nord serait de 5mg/L d'après Le Roux (1988).

En plus de varier avec les facteurs décrits dans les paragraphes précédents, la quantité de CAP nécessaire pour adsorber complètement une espèce chimique dépend du taux d'adsorption pour ce composé qui varie lui-même avec la concentration de la dite substance dans l'eau. Malheureusement, les isothermes théoriques d'adsorption ne prennent pas en compte tous ces paramètres et ne permettent donc pas de déterminer avec suffisamment de précision les doses de CAP requises pour traiter un problème de goûts/odeurs. En usine d'eau potable, le dosage est habituellement fait par Jar tests, mais les opérateurs reconnaissent que le plus souvent ce type de test n'est pas représentatif des conditions du traitement en usine et ne permet pas de doser efficacement le charbon (AWWARF, 2000). Très peu d'usines font des tests organoleptiques pour déterminer leur dose de CAP. D'après l'AWWARF (2000), le manque de moyens pour quantifier les problèmes d'odeurs ne permet pas d'optimiser les doses de CAP. Cette optimisation est toutefois nécessaire pour répondre de manière satisfaisante aux problèmes de goûts/odeurs tout en faisant des économies sur les doses de charbon. L'idéal pour l'opérateur d'eau potable serait de pouvoir détecter rapidement la concentration du contaminant dans l'eau et de posséder une table indiquant la dose de CAP à injecter en fonction de la concentration en contaminant. Compte tenu des paramètres influant sur l'adsorption, un grand nombre de mesures expérimentales sont requises pour établir ce genre de table. Toutefois, on remarque qu'en dessous d'une certaine concentration seuil, le pourcentage d'enlèvement à l'équilibre est indépendant de la concentration initiale en contaminant. Gillogly (1998) et Snoeyink *et al.* (2000) ont pu vérifier ce phénomène sur divers types de charbon pour l'adsorption du MIB jusqu'à des concentrations de l'ordre du $\mu\text{g/L}$. L'AWWARF (2000), Cook *et al.* (2001) Chen *et al.* (2000) montrent qu'il en est de même pour la géosmine pour des concentrations inférieures à 200 ng/L. Ces résultats montrent ainsi qu'il est possible, en

ne faisant qu'une seule mesure expérimentale, de tracer un graphique fournissant rapidement, sans calcul mathématique, la dose de charbon à utiliser pour adsorber un certain pourcentage de MIB (Gilligly *et al.*, 1998). On signale aussi que Blum *et al.* (1993 et 1994) donnent, à partir de la dose de CAP requise pour adsorber le MIB, une estimation des doses nécessaires pour adsorber les autres molécules odorantes de l'eau. Enfin, on note qu'il n'est pas nécessaire d'enlever de l'eau la totalité d'une substance odorante. En effet, il suffit de diminuer sa concentration jusqu'à son seuil de perception humaine, à condition toutefois de ne pas être en présence de phénomène de synergie qui pourrait modifier le seuil de perception humaine de la substance. Enfin, on remarque qu'il n'est pas toujours possible de traiter un problème de goûts/odeurs avec CAP, car à partir d'une certaine concentration en contaminant (variant d'un contaminant à l'autre), l'augmentation de la dose de CAP ne permet pas d'améliorer le taux d'adsorption.

La détermination de la dose de CAP ne peut se faire uniquement à partir de Jar Tests en eau pure ou d'isothermes théoriques (Chen *et al.*, 1997). Seule une simulation prenant en compte la matrice organique de l'eau et les paramètres du traitement de l'eau potable permet de connaître la dose de CAP requise pour traiter le problème de goûts/odeurs. Cependant, pour ne pas avoir à refaire une série de simulations lors de chaque dosage de charbon, il est nécessaire de pouvoir détecter rapidement les substances odorantes de l'eau afin de n'avoir qu'à se référer à des tables donnant la dose de CAP en fonction des concentrations en contaminant. Ceci, impose aussi de connaître les molécules responsables des épisodes de goûts/odeurs affectant la station d'eau potable.

1.8.2.6.8 Optimisation du CAP

L'optimisation de l'utilisation du CAP est d'autant plus importante que le charbon actif coûte très cher. Elle consiste à diminuer au maximum les doses de CAP requises pour traiter les problèmes de goûts/odeurs. Il s'agit donc d'optimiser tous les paramètres précédemment décrits. Pour ce faire, MacLeod *et al.* (1993) recommandent d'évaluer l'efficacité du charbon dans les diverses conditions du traitement de l'eau potable à

l'aide d'analyses CLSA-GC/MS². L'AWWARF (1998) rapporte à ce sujet que plusieurs stations d'eau potable de la région des Grands Lacs estiment économiser près de 100 000\$/an en optimisant leurs doses de CAP avec des analyses GC/MS. Pour les usines d'eau potable qui ne peuvent procéder à ces analyses, ils conseillent de tester les performances du charbon par des analyses sensorielles avec des goûteurs entraînés. Ce choix est cependant discutable puisque un appareil ne peut pas comparer la qualité gustative de deux eaux. Il paraît donc plus judicieux d'utiliser des panels de goûteurs dans tous les cas possible. Enfin, pour les usines d'eau potable qui n'ont accès ni à la détection analytique ni à la détection sensorielle ils proposent de se référer aux indices d'adsorption (comme le nombre d'iode) et aux propriétés physiques du charbon. En effet, MacLeod *et al.* (1993) rapportent plusieurs corrélations entre les indices d'adsorption (notamment le nombre d'iode), les propriétés physiques et l'adsorption du MIB et de la géosmine sur plusieurs types de charbon dans différentes eaux naturelles ou reconstituées. Cependant, l'AWWARF (2000) a aussi cherché à déterminer des corrélations entre l'adsorption du MIB et de la géosmine et les indices d'adsorption et les propriétés physiques du charbon pour pouvoir se passer des détections GC/MS (trop coûteuses) et des panels FPA (pas assez quantitatifs) sans en trouver.

L'optimisation de l'utilisation du CAP dans les quatre stations d'eau potable de Détroit (USA) par Chen *et al.* (2000) montrent que les paramètres affectant l'adsorption n'ont pas tous le même impact sur les performances du traitement des goûts/odeurs. Ainsi, ils distinguent par ordre d'importance décroissant : la concentration en MIB à l'eau brute, le temps de contact, la dose de CAP, les interactions avec l'alun puis les interactions avec le chlore.

Pour optimiser l'utilisation du CAP en usine d'eau potable, l'AWWARF (2000) recommande la méthode BSM (Bench Scale Method). Cette méthode a permis

² En 1993 les analyses CLSA-GC/MS sont très répandues, mais en 2002, on peut se demander si les

d'améliorer les performances du CAP pour traiter les problèmes de goûts/odeurs dans les quatre usines d'eau potable qui ont servi à la mise au point de la méthode. Le principe de cette méthode est de modéliser les unités de traitement d'eau potable par des flacons (6 contenant de 2L reliées entre eux et nécessitant deux opérateurs pour faire fonctionner l'ensemble). Cette méthode simule le traitement standard de l'eau potable (coagulation, floculation, sédimentation, filtration) mais devrait pouvoir être adaptée pour simuler des traitements plus complexes. La méthode BSM permet de faire varier tous les paramètres du traitement de l'eau potable (vélocité de l'eau, concentration des produits chimiques, temps d'ajout des produits chimiques, temps de rétention, etc.) et de simuler ainsi toutes les conditions d'opérations possibles. L'AWWARF (2000) a validé la méthode après avoir comparé pendant plusieurs mois les résultats de la méthode BSM aux résultats d'un pilote à grande échelle. La méthode BSM permet ainsi d'éviter de recourir à des installations de pilotes de grande taille dont les coûts de maintenance et de fonctionnement sont élevés. Enfin, on note aussi qu'il est possible de réduire le coût d'utilisation du CAP en recyclant le charbon utilisé comme décrit par la méthode de Desaulniers *et al.* (1970).

1.8.2.6.9 *Filtres CAG*

Les filtres à charbon actif granulaire ont plusieurs modes de fonctionnement. Quand ils sont neufs, c'est l'adsorption qui est responsable de l'enlèvement des substances de l'eau, comme pour le CAP. Ensuite, avec le temps, les sites d'adsorption du charbon se saturent et les capacités d'adsorption du filtre CAG diminuent. Mais simultanément, parce que le charbon actif est un milieu très favorable à la croissance des micro-organismes, une faune microbienne se développe au sein du filtre permettant parfois de prendre le relais de l'adsorption pour l'enlèvement des substances de l'eau. On parle alors de mode de fonctionnement biologique. Il est possible de ne faire fonctionner un filtre CAG qu'en mode adsorption. Dans ce cas, lorsque les performances du filtre CAG

ne sont plus suffisantes, il faut régénérer le charbon actif. Ce procédé étant très coûteux, il peut être plus rentable de remplacer le charbon saturé par du charbon neuf. C'est pourquoi les stations d'eau potable préfèrent généralement utiliser les filtres CAG en mode biologique. Scholz (1997) fait cependant remarquer que les micro-organismes peuvent accroître les pertes de charge des filtres CAG (nécessitant d'augmenter la fréquence de lavage).

1.8.2.6.9.1 Performances d'un filtre CAG

Gillogly *et al.* (1999) ont développé un test, le Rapid Small Scale Column Test (RSSCT) pour simuler les filtres CAG à partir de petites colonnes de CAG. Le test RSSCT nécessite de paramétrer le charbon mais les grandeurs requises sont déterminables par des expériences simples en laboratoire. En utilisant plusieurs types de charbon (neufs et usagés) et plusieurs eaux naturelles, Gillogly *et al.* (1999) montrent pour les filtres CAG que :

Lorsque la concentration en MIB passe rapidement d'une valeur élevée à une valeur faible, du MIB est relargué par le charbon.

L'adsorption du MIB est relié à l'adsorption de la matière organique présente dans l'eau et à l'âge du charbon (résultats confirmés par Snoeyink *et al.*, 2000) si bien qu'il est possible de prédire grâce au test RSSCT l'enlèvement du MIB pour un charbon donné.

Comme pour le CAP, le taux d'adsorption du MIB dans un filtre CAG est indépendant de la concentration en MIB (en dehors des pics et sans doute tant que la concentration de MIB ne dépasse pas 1 µg/L). Ce taux décroît rapidement au cours de la première année de mise en service du filtre. Les auteurs l'expliquent par l'encrassement du filtre par la matière organique et par l'oxydation du charbon par le chlore. Ce résultat ne prend pas en compte l'enlèvement du MIB et de la géosmine par la biodégradation qui peut avoir lieu au sein du filtre.

Plus le temps de contact en fût vide (TCFV) est grand et plus l'enlèvement de MIB par le CAG est important (résultat confirmé par Ridal *et al.*, 2001))

La concentration maximale de MIB que peut adsorber un CAG âgé de moins d'un an avec un TCFV de 4,3 minutes est de 28 ng/L et de 13 ng/L pour un TCFV de 2,6 minutes (Gilligly *et al.*, 2000). Ainsi parce que les concentrations en MIB lors d'un épisode de goûts et odeurs excèdent généralement les 30 ng/L dans la région des Grands Lacs, Gilligly *et al.* (2000) estiment qu'un filtre CAG neuf ne peut suffire pour traiter les problèmes de goûts et odeurs des usines d'eau potable de la région des Grands Lacs. Ball *et al.* (2000) montrent également qu'un filtre CAG, même neuf, n'est pas toujours capable de résoudre des problèmes de goûts et odeurs. Cependant, Desjardins (2002) indique qu'il est possible d'utiliser un filtre CAG en mode biologique avec un TCFV de l'ordre de 10 à 20 minutes ce qui pousse à revoir les conclusions précédentes.

La faiblesse des différences d'enlèvement du MIB par le CAG dans des eaux à 4°C et à 25°C fait penser que l'activité biologique au sein d'un filtre CAG ne permet pas de biodégrader le MIB. Cependant, Snoeyink *et al.* (2000) assurent que les filtres CAG peuvent être utilisés en mode biologique pour éliminer des traces de composés organiques (phénols, MIB, etc.) et observent que la biodégradation de la matière organique permet d'augmenter l'adsorption des micropolluants. Ces auteurs enlèvent complètement de l'eau 40 ng/L de MIB en couplant ozonation et CAG (60% par ozonation et 40 % par filtre CAG en mode biologique).

Le chlore a un effet négatif significatif sur l'adsorption du MIB dans le CAG. Cependant, Ridal *et al.* (2001) observent une amélioration de l'enlèvement du MIB et de la géosmine dans un filtre CAG alimenté par de l'eau chlorée. Pour rendre compte de cette observation Ridal *et al.* (2001) font plusieurs hypothèses : 1) le charbon catalyse l'oxydation du MIB et de la géosmine par le chlore, 2) le chlore neutralise les compétiteurs de la matrice organique de l'eau pour l'adsorption du MIB et de la géosmine, 3) le chlore favorise la biodégradation du MIB et de la géosmine en modifiant la faune microbienne du CAG. Cette dernière hypothèse serait à exclure car d'après Desjardins (2002), le chlore ne peut pas pénétrer profondément dans un filtre CAG. Ces résultats bien qu'opposés ne sont en fait pas incompatibles car Gilligly *et al.*

(1999) ont travaillé avec des doses de chlore allant de 2 à 10 mg/L alors que Ridal *et al.* (2001) ont fait leurs expériences avec des solutions chlorées de 0,1 à 0,6 mg/L. Par ailleurs, on a vu dans le chapitre : *Interactions chimiques* que les interactions entre le charbon actif et les oxydants utilisés dans l'eau potable pouvaient conduire à des améliorations ou des diminutions de l'adsorption.

La fiabilité des prédictions par rapports aux simulations faites en laboratoire et en usine sur des colonnes de charbon permet de valider le test RSSTC. Gillogly *et al.* (1999) précisent que les seules défaillances de ce test sont 1) la paramétrisation du charbon qui renvoie parfois à des constantes physiquement incohérentes et 2) les problèmes de prédiction lorsque le charbon est vieux ou que la concentration en MIB varie beaucoup. Les auteurs expliquent les mauvais résultats obtenus pour le vieux charbon par son encrassement et par la taille des grains qui diffèrent trop de ceux de leur étude. Les mauvaises prédictions lorsque la concentration en MIB varie beaucoup seraient dues à la non prise en compte des phénomènes de désorption. A ces problèmes de prédictions, on peut peut-être ajouter les prévisions pour le mode biologique et celles pour les interactions chimiques avec le chlore.

1.8.2.6.9.2 Conception d'un filtre CAG

La conception d'un filtre CAG est fonction, entre autre, de la matrice organique de l'eau mais les modèles mathématiques ont du mal à rendre compte des interférences avec la matière organique de l'eau (Snoeyink *et al.*, 2000). De plus, il n'existe actuellement aucun modèle mathématique simulant complètement la faune microbienne des filtres CAG ce qui empêche le design du mode biologique des filtres CAG à partir de modèles mathématiques. Scholz (1997) modélise en partie l'activité microbienne dans les filtres avec un modèle estimant l'abattement des demandes chimiques et biochimiques en oxygène. En dehors de la modélisation, il est possible de designer un filtre CAG à partir d'essais pilotes, mais le design peut être mauvais si le pilote n'est pas suffisamment représentatif des conditions réelles d'opérations du filtre CAG. Snoeyink *et al.* (2000)

indiquent qu'actuellement, on conçoit mieux les filtres CAG à partir d'essais pilote qu'à partir de modèles.

Pour des raisons économiques, il apparaît nécessaire d'optimiser le fonctionnement biologique des filtres CAG. Plutôt que de laisser n'importe quel genre de micro-organisme se développer dans le charbon, il pourrait être intéressant de cultiver dans les filtres CAG des micro-organismes spécialement adaptés pour la biodégradation des molécules responsables de problèmes de goûts/odeurs (ou des substances que l'on désire enlever avec le CAG) comme cela se fait pour la filtration biologique. Une modélisation de la faune microbienne s'appuyant sur les liens rapportés par Scholz (1997) entre le type de micro-organismes, la demande biochimique en oxygène (DBO) et la demande chimique en oxygène (DCO) pourrait aider à optimiser la biofiltration.

1.8.2.6.9.3 Temps de vie du filtre CAG

Le temps de vie d'un filtre CAG correspond à l'intervalle de temps pendant lequel il peut fonctionner en mode adsorption. Ce temps est important à connaître lorsqu'on ne veut pas passer en mode biologique. Pour estimer le temps de vie d'un filtre CAG, on peut utiliser des modèles mathématiques ou faire des essais pilotes. Comme pour le design, les essais pilotes donnent de meilleurs résultats (Snoeyink *et al.*, 2000). On note que les tests d'adsorption de l'iode ne sont pas représentatifs du temps de vie des filtres CAG pour l'adsorption des molécules odorantes. Gillogly *et al.* (1999) ont utilisé le test RSSCT pour étudier le temps de vie des filtres CAG et montrent que le temps de vie d'un filtre CAG ne dépend pas de la granulométrie ni des variations, aussi importantes soient-elles, ni de la concentration en MIB à l'eau affluente.

L'utilisation de filtres CAG en mode adsorption pour traiter les problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable ne semble pas être économiquement rentable car les concentrations des composés odorants dans l'eau peuvent être très faibles nécessitant de régénérer fréquemment le charbon. C'est pourquoi il ne paraît pas intéressant de chercher à développer le mode adsorption des filtres CAG.

1.8.2.6.9.4 Régénération du charbon d'un filtre CAG

La régénération du charbon étant très coûteuse, il peut être plus rentable d'acheter du charbon actif neuf lorsque le filtre CAG perd sa capacité d'adsorption. Westrick *et al.* (1997) ont comparé les performances d'un filtre CAG réactivé à celle d'un filtre CAG vierge et observent que la réactivation du charbon :

Transforme la distribution des pores en substituant des mésopores aux micropores,

Diminue la densité du charbon d'environ 20%,

Réduit le diamètre moyen des grains, leur taille effective et leur résistance à l'abrasion,

Augmente l'enlèvement du COT, des THM, des HAA, des TOX et des hydrates de chlore pour une période de 150 à 200 jours d'utilisation après la réactivation après quoi les performances des deux types de charbon (vierge et réactivé) sont voisines.

La régénération du charbon, parce qu'elle augmente la taille des pores, ne semble pas souhaitable dans le cadre du traitement des goûts/odeurs. Cependant, il existe plusieurs types de régénérations et il est possible qu'elles n'aient pas toutes le même effet sur le charbon. Néanmoins, la régénération reste un procédé coûteux rendant l'utilisation des filtres CAG en mode adsorption peu rentable.

1.8.2.6.9.5 Abrasion et perte de charbon dans les filtre CAG

Les filtres CAG présentent deux inconvénients, en plus de la régénération, que les filtres à sable n'ont pas :

Du charbon actif est fréquemment perdu lors des lavages car sa densité est faible.

Les grains de charbon actifs sont abîmés au cours des lavages à cause du brassage important ce qui semble entraîner des fuites de charbon lorsque le filtre CAG est en service.

Jeong *et al.* (2000) observent que les pertes de charbon sont plus importantes lors de la première heure succédant au lavage mais qu'elles se poursuivent tout au long du cycle de filtration (25 heures). Ils remarquent également que les pertes de charbon sont maximales pour les lavages donnant une expansion de 10% au filtre, mais que la perte totale de matériau (après 100h, en incluant les pertes lors des lavages) est plus

importante quand l'expansion du milieu filtrant est de 40 à 50%. Ces auteurs notent aussi que les lavages à l'air sont plus agressifs pour les grains de charbon et qu'ils entraînent une perte de matériau plus importante après le lavage. Enfin, Jeong *et al.* (2000) montrent que la taille des particules détectées (entre 2 et 5 μm) à l'effluent du filtre CAG est source de confusion avec *cryptosporidium*.

Puisque les lavages ont un impact négatif sur les filtres CAG, il est important de minimiser cet effet. Des travaux comme ceux de Jeong *et al.* (2000) devraient permettre de déterminer les conditions optimales de lavage. Le problème concernant *Cryptosporidium* est d'autant plus préoccupant que généralement, les filtres CAG se trouvent en fin de traitement juste avant la désinfection. En principe, *Cryptosporidium* ne peut pas se développer dans les filtres (Barbeau, 2003). Il semble cependant, utile de chercher à améliorer la détection de *Cryptosporidium* de manière à s'assurer que *Cryptosporidium* ne passe pas au travers des filtres GAC.

1.8.2.6.10 Traitement des chlorophénols par filtre CAG

Les chlorophénols (CP) sont des composés odorants, toxiques et cancérigènes. Ils sont biodégradables en condition anaérobie et facilement adsorbés sur le charbon actif ce qui fait des filtres CAG un traitement efficace pour enlever les chlorophénols. Nelson *et al.* (1995) montrent que le pH affecte beaucoup l'adsorption des chlorophénols dans les filtres CAG. En milieu basique, le taux d'adsorption diminue linéairement lorsque le pH augmente. Ces auteurs observent également que plus la molécule compte d'atome de chlore et moins elle est adsorbable. Nelson *et al.* (1995) pensent que la diminution de l'adsorption des chlorophénols est à relier à l'état d'ionisation de la molécule qui augmente avec le nombre d'atome de chlore dans la molécule de chlorophénol. Dans le cas des isotopes, la position du ou des atomes de chlore ne semble pas avoir une influence sur l'adsorption du chlorophénol. Deux théories semblent acceptables pour décrire la nature électronique des liaisons entre charbon et chlorophénol : 1) la liaison se fait par le recouvrement des orbitales pi du cycle phénol de la molécule de chlorophénol et d'un cycle aromatique du charbon, 2) la liaison se fait entre les groupements

carboxyles du charbon et les atomes d'oxygène du chlorophénol qui peuvent céder chacun un électron. La seconde hypothèse prévoit une adsorption plus importante pour les chlorophénols peu chlorés.

1.8.3 Traitement à domicile

Chaque année au Canada, environ 100 000 unités de traitements d'eau potable à domicile sont vendues (Santé Canada, 1994). Les unités de traitement d'eau potable à domicile sont de deux types : celles qui améliorent la qualité chimique (goûts/odeurs et substances indésirables) et celles qui désinfectent. On ne s'intéresse ici qu'au premier type. Ces dispositifs peuvent être installés au robinet (pour un traitement partiel) ou à l'arrivée d'eau du domicile (pour un traitement complet). Le charbon actif est couramment utilisé, mais on trouve aussi des procédés par osmose inverse, des résines échangeuses d'ions, des substances adsorbantes et des procédés par distillation.

L'osmose inverse et les résines échangeuses d'ions sont assez efficaces pour retirer les substances inorganiques et sont souvent couplées avec le charbon actif car celui-ci enlève bien la matière organique. La distillation permet d'enlever plusieurs espèces chimiques mais on lui associe souvent le charbon actif pour retenir les substances volatiles. Il est à noter qu'on n'associe pas d'effets négatifs sur la santé à l'ingestion d'eau distillée ou d'eau déminéralisée (Santé Canada, 1994). Les appareils installés à l'arrivée d'eau servent généralement à diminuer la dureté (adoucisseur) et à enlever le fer, le manganèse et le sulfure d'hydrogène (filtre à sable vert).

Ces unités de traitement sont performantes tant qu'elles sont neuves, mais avec le temps, elles nécessitent d'être changées ou nettoyées. Santé Canada (1994) insiste sur les risques liés à la croissance bactérienne dans les filtres à charbon actif ou à sable vert et sur le fait que les désinfectants à base d'argent utilisés pour la désinfection dans les unités de traitement à domicile n'ont pas démontré leur efficacité.

CHAPITRE 2 : PROBLÈME DES TOXINES ALGALES DANS L'EAU POTABLE

2.1 Introduction

Les cyanobactéries sont souvent associées à des problèmes de goûts/odeurs dans l'eau potable. On sait aussi que certaines espèces peuvent sécréter des toxines rendant l'eau impropre à la baignade et à la consommation. On observe également que l'air en contact avec des eaux brutes contaminées par des cyanotoxines peut être empoisonné par des aérosols toxiques.

Plusieurs intoxications aux cyanotoxines ont été rapportées depuis la fin du XIX^{ème} siècle. Dans la plupart des cas, ce sont des animaux qui sont mortellement empoisonnés en buvant de l'eau contenant des concentrations élevées en cellules cyanobactériennes. Chez l'homme, bien que plusieurs personnes soient malades après une exposition aux cyanotoxines, les intoxications sont rarement mortelles. Les décès constatés chez l'homme sont survenus après des intoxications indirectes comme la consommation de crustacés empoisonnés ou les dialyses faites avec une eau contaminée (Burch, 2001 ; World Health Organisation (WHO), 1998 ; Dawson *et al.*, 1999).

Récemment, des résultats ont montré que certaines toxines (la microcystine et la nodularine) ont un pouvoir cancérigène même à faible concentration. Le problème des toxines cancérigènes est d'autant plus préoccupant que l'une d'elle, la microcystine-LR, est très répandue dans les eaux douces de surface.

Les cyanotoxines sont difficiles à détecter dans l'eau. Peu de laboratoires d'usine d'eau potable disposent des ressources nécessaires pour leur détection. Comme les cyanobactéries produisent également des métabolites odorants, il est venu l'idée qu'on pourrait utiliser des panels de goûteurs pour détecter indirectement les cyanotoxines à partir de l'odeur de l'eau. On a donc cherché à savoir s'il existait une corrélation entre les concentrations en métabolites odorants et en métabolites toxiques. Brookes *et al.* (2001) remarquent que les cyanobactéries commencent souvent par causer des

problèmes de goûts/odeurs lorsque leurs cellules sont en petit nombre. Ces auteurs observent que les problèmes de toxines débutent quand les cyanobactéries sont suffisamment nombreuses dans les eaux. Une étude de l'AWWARF (2000) sur la microcystine-LR, la géosmine, le MIB et le bêta-cyclotronal, faite sur une dizaine de lacs au Canada, montre qu'il n'y a pas de corrélation entre les concentrations de ces différents métabolites. Santé Canada (1998) et Chevalier (2002) soutiennent également qu'il n'y a pas de lien entre la présence des cyanotoxines et celle des métabolites odorants. Par ailleurs, il apparaît que la production des toxines chez *Microcystis* est indépendante de celle du MIB. Une seconde étude de l'AWWARF (2001), portant sur un plus grand nombre de sources d'eau brute en Amérique du Nord, montre un lien entre une cyanotoxine et le MIB : dans 75% des cas, les eaux contiennent du MIB et de la microcystine-LR. Cependant, l'échantillonnage a été fait dans des eaux à problèmes de goûts/odeurs et où des cyanobactéries toxiques ont été identifiées. Par ailleurs, il n'y a pas de corrélation entre les concentrations en MIB et en microcystine-LR.

L'AWWARF (2000), la Foundation for Water Research (FWR) (1994), Santé Canada (1998) et Nicholson *et al.* (2001) montrent que les problèmes causés par les cyanobactéries sont de plus en plus importants. Les cyanobactéries sont présentes plus souvent, en plus grande quantité et pendant plus longtemps dans les eaux de surface. On suppose que l'augmentation de l'intensité et du nombre de prolifération est liée à l'aménagement des cours d'eau et à l'eutrophisation des eaux, en partie causée par les rejets d'eaux usées et l'utilisation de fertilisants en agriculture (NTP, 2001 ; Falconer, 2001) (cf. Figures 2.1 et 2.2). En effet, l'observation des écosystèmes aquatiques montre que l'eutrophisation croissante des eaux de surface contribue au développement des cyanobactéries (Robillot *et al.*, 2001 ; Nicholson *et al.*, 2001 ; Santé Canada 2001 ; Burch, 2001 ; NTP, 2001 ; Falconer, 2001). Par ailleurs, les milieux eutrophes favorisent la formation des fleurs d'eau, or, en général, seules les espèces toxiques de cyanobactéries sont capables de proliférer ainsi à la surface de l'eau. Santé Canada

(1998) estime que le problème des cyanobactéries n'est pas prêt d'être résolu même si l'on prend des mesures immédiates pour lutter contre l'eutrophisation car les eaux de surface contiennent beaucoup de nutriments.

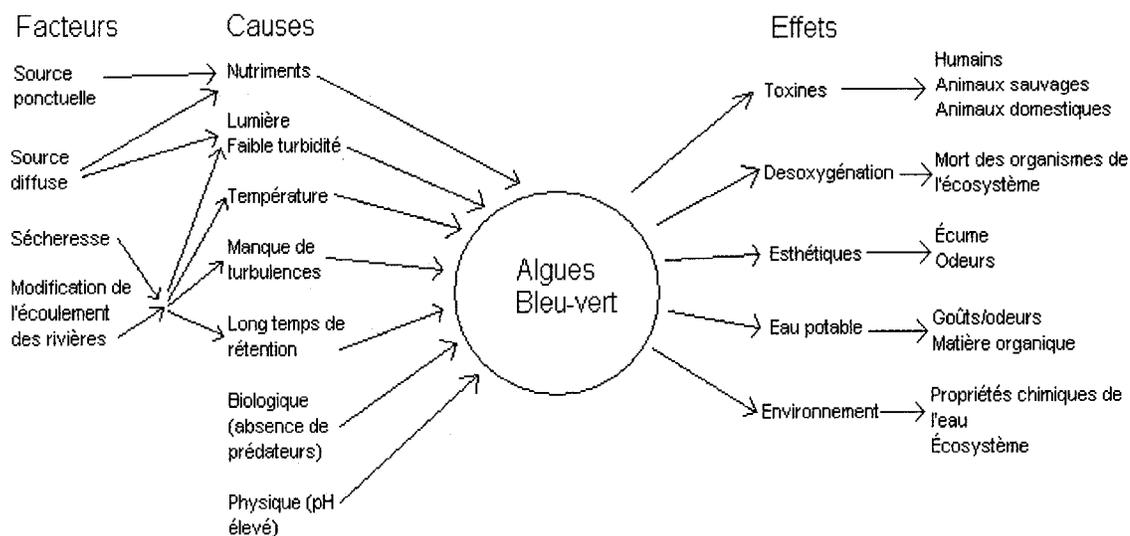


Figure 2.1 : Causes et effets des proliférations cyanobactériennes (AWWARF, 2000).

La recherche sur les cyanobactéries porte actuellement sur l'estimation des risques liés aux cyanotoxines, sur les méthodes de détection, sur le traitement en usine d'eau potable, sur la prévention en milieu naturelle, sur les causes et la prévision des proliférations et sur les moyens de communication qui permettraient au producteur d'eau potable d'avertir rapidement les consommateurs en cas d'urgence.

On présente dans ce chapitre les cyanobactéries, les facteurs influant sur leur croissance, les toxines et les paramètres influant sur leur production, les symptômes et les risques associés aux toxines, la détection des toxines, les méthodes de prévention contre la croissance des cyanobactéries et le traitement des toxines en usine d'eau potable.

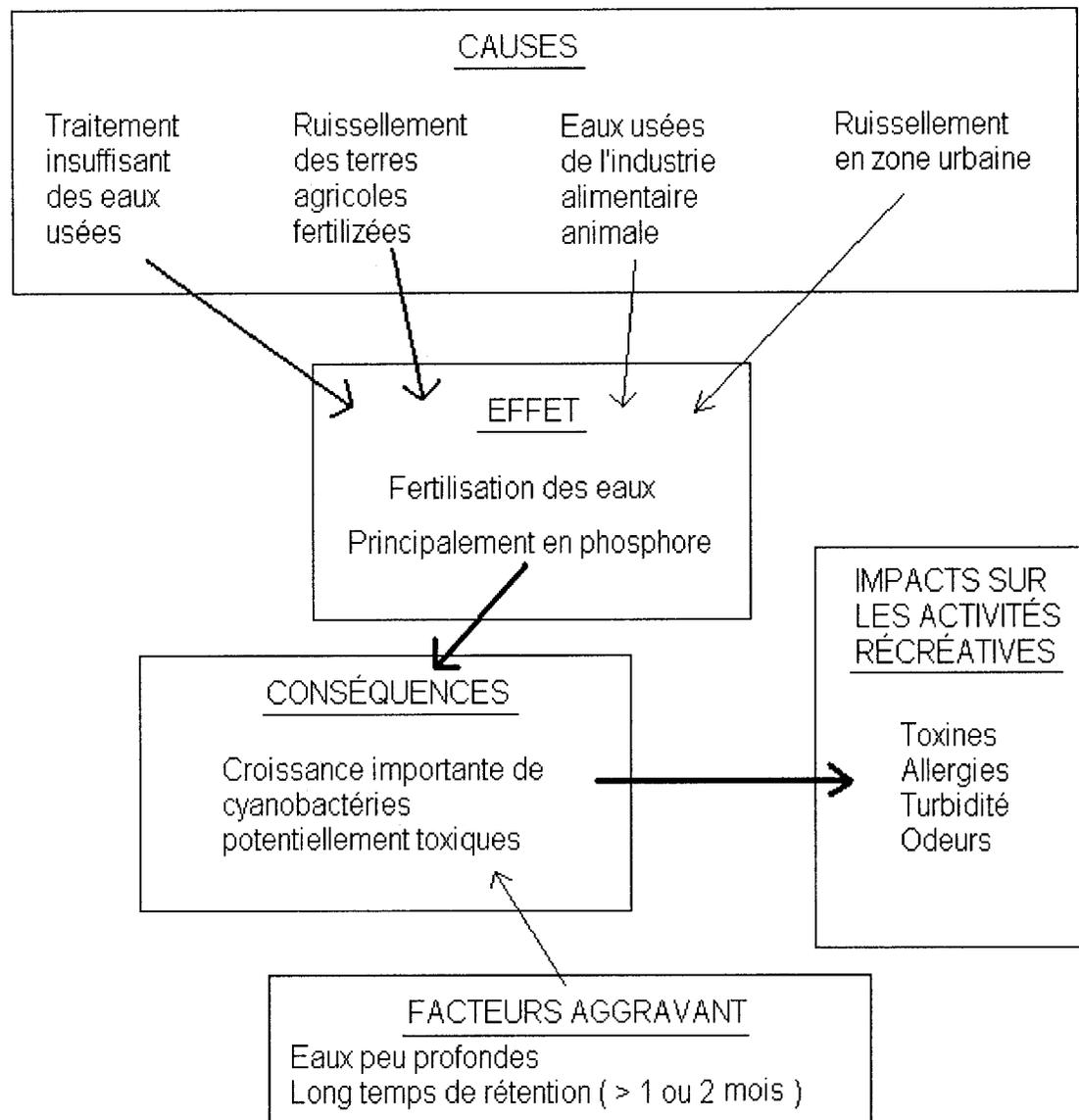


Figure 2.2 : Causes et effets des proliférations cyanobactériennes (WHO, 1998).

2.2 Cyanobactéries

Les cyanobactéries sont les seuls procaryotes à pratiquer la photosynthèse. Les cyanobactéries sont présentes dans un grand nombre d'eaux de surface. Elles se développent généralement abondamment dans les eaux mésotrophes, eutrophes et

hypertrophes, surtout si celles-ci sont calmes, peu profondes et tièdes (Chorus, 2001 ; Burch, 2001 ; Giddings *et al.* 2000).

Les cyanobactéries sont habituellement classées en fonction de leur mode de vie (cellules solitaires, cellules regroupées en amas ou en filaments), de la forme et de la taille de leurs cellules (AWWARF, 2000), mais peuvent aussi être classées suivant le types de toxines produites (cf. Tableau 2.1).

Tableau 2.1 : Classification des cyanobactéries suivant les cyanotoxines produites (AWWARF, 2000).

<p><u>Cyanobactéries produisant seulement de la microcystine ou de la nodularine :</u> <i>Microcystis aeruginosa, Microcystis viridis, Microcystis wesenbergii, Nodularia spumigena, Nostoc rivulare, Oscillatoria acutissima, Oscillatoria agardhii/rubescens, Oscillatoria migro-viridis.</i></p> <p><u>Cyanobactéries produisant à la fois des hépatotoxines et des anatoxines ou des PSPs :</u> <i>Anabaena circinalis, Anabaena flos-aquae, Anabaena spiroides (contracta), Anabaena variabilis, Aphanizomenon flos-aquae, Oscillatoria agardhii.</i></p>
--

Saint *et al.* (2001) remarquent que la morphologie des cyanobactéries peut changer en fonction du mode de culture biaisant ainsi l'identification. En effet, les concentrations en ions métalliques peuvent avoir une grande influence sur les caractéristiques structurales et sur la croissance des cyanobactéries communément rencontrées et les faire apparaître, sur une base macroscopique, comme des organismes entièrement différents (Douglas, 1998). Pour résoudre ce problème, Saint *et al.* (2001) ont mis au point une méthode d'identification basée sur la reconnaissance d'une séquence d'ARN 16S (dépendant directement de l'ADN de l'espèce). A ce jour, une quarantaine d'espèces de cyanobactéries capables de sécréter des toxines a été identifiées. Cependant, les proliférations des cyanobactéries reconnues comme toxiques ne produisent pas systématiquement des toxines (Giddings *et al.* 2000). En effet, pour une espèce donnée, on peut trouver des souches toxiques et d'autres non toxiques (NTP, 2001). On estime à

au moins 17 le nombre d'espèces toxiques présentes dans les eaux de surface en Amérique du Nord et à environ 30 pour les eaux de surface du Royaume-Uni et de l'Australie. L'identification des cyanobactéries montre aussi que des espèces typiquement tropicales ou subtropicales (ex : *Cylindrospermopsis raciborskii*) apparaissent dans les zones tempérées sans que les raisons de leurs migrations soient très claires (Fauchon *et al.*, 2001 ; Saint *et al.*, 2001 ; WHO, 1998).

On parle souvent de floraison, de fleur d'eau ou de bloom algal à propos des cyanobactéries. On peut définir ces termes par la prolifération massive des cyanobactéries (plus de 10^6 cellules/L) sous la forme d'écume à la surface de l'eau. La cohésion de l'écume est assurée par un mucopolysaccharide. La couleur de ces proliférations peut aller du vert clair au vert foncé, en passant par le rouge et le brun. Habituellement, les floraisons récentes de cyanobactéries sentent l'herbe fauchée ou le foin et les floraisons plus anciennes les ordures pourrissantes. Parce que les animaux sont plus tolérants sur la qualité esthétique de l'eau qu'ils boivent ils sont plus souvent intoxiqués que les humains.

2.2.1 Facteurs de croissance des cyanobactéries

L'étude des facteurs de floraison propre à chaque espèce est rendue difficile par le fait que souvent plusieurs espèces sont souvent présentes au cours d'une prolifération (mélangeant espèces toxiques et non toxiques). Les proliférations massives surviennent généralement à la fin de l'été ou au début automne et de façon fréquente dans les eaux eutrophes et hypereutrophes.

2.2.1.1 Nutriments

Bien que les proliférations cyanobactériennes soient souvent perçues comme un signe d'eutrophisation (Burch, 2001), ces micro-organismes n'ont en fait pas besoin de beaucoup de nutriments pour se développer massivement. Brookes *et al.* (2001) pensent

que leurs besoins minimaux en nutriments sont de 0,01 mg/L pour le phosphore et 0,1 mg/L pour l'azote soluble. Au dessus de ces valeurs leur croissance est rapide. En été et en automne, les cyanobactéries sont les algues les plus répandues dans les lacs lorsque que le rapport d'azote/phosphore (N/P) est faible (10/1 à 16/1). À titre comparatif, les algues eucaryotes ont un développement optimal lorsque le rapport N/P est de 16/1 à 23/1.

Les cyanobactéries utilisent généralement l'azote sous les formes NH_4^+ et NH_3 . Cependant, il existe aussi des cyanobactéries capables de métaboliser l'azote atmosphérique (N_2). Brookes *et al.* (2001) montrent que chez les cyanobactéries, la prédominance des espèces est reliée à la principale source d'azote de l'écosystème. Lorsque l'eau est pauvre en azote, on retrouve préférentiellement les espèces capables de synthétiser l'azote atmosphérique (*Anabeana circinalis*, *Anabaena flos aquae*, etc.).

La forme du phosphore la plus facilement assimilable par les cyanobactéries est le phosphate. Les sources courantes de phosphore sont les eaux usées (traitées ou non), les détergents et les ruissellements urbains et agricoles (Santé Canada, 1998). Le phosphore organique, contenu dans les cellules mortes, n'est pas facilement assimilable par les cyanobactéries, cependant, il est transformé en phosphate inorganique par des micro-organismes vivant dans les sédiments puis remis en suspension dans le milieu aquatique lors du retournement thermique des eaux et ainsi mis à la disposition des cyanobactéries. Certaines cyanobactéries peuvent faire des réserves de phosphore (Santé Canada, 1998). Chevalier (2002) note que le phosphore est l'élément limitant de la croissance des cyanobactéries et qu'il détermine l'apparition des fleurs d'eau. Burch (2001) pense également que le phosphore, plus que les autres nutriments, conditionne la croissance des cyanobactéries.

La demande en phosphore des cyanobactéries semble souvent inférieure à celle des autres algues ce qui leur permet de croître en plus grand nombre pour une même concentration en phosphore dans l'eau (Santé Canada, 1998 ; Tandeau de Marsac, 2001). Cependant, on observe parfois des cyanobactéries ayant des besoins en

phosphore plus important que ceux des autres algues (AWWARF, 2000). Si les cyanobactéries nécessitent généralement moins de nutriments que les autres algues pour leur croissance, il apparaît qu'elles se développent plus lentement. Leur taux de croissance est habituellement compris entre 0,3 et 1,4 d⁻¹ à 20°C (Tandeau de Marsac, 2001). Enfin, on observe que les cyanobactéries captent plus facilement l'azote et le phosphore que les autres algues ce qui les rend dominante lorsque ces nutriments sont en faible concentration.

2.2.1.2 *Température*

La température optimale de l'eau pour la croissance des cyanobactéries est généralement de 35°C mais on observe déjà des proliférations importantes entre 15 et 30°C. L'impact de la température sur la photosynthèse est faible. On observe aussi que chaque espèce a une tolérance différente face au froid : ainsi *Oscillatoria* résiste mieux au froid que *Microcystis* (Santé Canada, 1998). Lorsque l'hiver est doux, les cyanobactéries peuvent survivre à la saison froide et être plus nombreuse au printemps. Si le printemps est chaud, les cyanobactéries peuvent commencer à proliférer avant le début de l'été. D'une manière générale, plus les températures saisonnières sont élevées et plus on s'attend à ce que les proliférations de cyanobactéries soient importantes. Il est donc possible que le réchauffement climatique observé depuis quelques dizaines d'années ait un impact plus important que l'eutrophisation sur le nombre de plus en plus fréquent de proliférations cyanobactériennes.

2.2.1.3 *Alcalinité et pH*

L'alcalinité et le pH affectent la croissance des cyanobactéries car ils conditionnent la teneur en carbone inorganique. Les cyanobactéries se développent mieux dans les eaux basiques et les eaux dures mais peuvent être l'espèce d'algue dominante dans les milieux faiblement alcalins. Le pH optimal de croissance des cyanobactéries est généralement compris entre 6 et 9 mais des pH supérieurs sont possibles. Certaines cyanobactéries montrent une dépendance pour leur croissance plus prononcée pour le

pH que pour la concentration en dioxyde de carbone dissout dans l'eau. Ces cyanobactéries atteignent leur population maximale pour des pH compris entre 8 et 9 et ce, quelle que soit l'alcalinité (Caraco *et al.*, 1998).

Le carbone inorganique est la seule source de carbone possible pour les algues c'est pourquoi les eaux basiques ou dures favorisent la croissance algale en rendant le dioxyde de carbone plus facilement disponible. La photosynthèse utilise le dioxyde de carbone de l'eau et fait donc augmenter le pH augmentant l'alcalinité rendant le milieu plus favorable à la croissance des cyanobactéries. En été, on observe des variations de pH dans les eaux lorsque l'activité photosynthétique est importante. Lorsque la concentration en carbone inorganique est trop faible dans l'eau, les cyanobactéries peuvent utiliser leurs vacuoles gazeuses pour monter à la surface de l'eau et métaboliser le dioxyde de carbone atmosphérique. On pense que la diminution de la concentration en carbone inorganique peut causer l'apparition de fleurs d'eau avec la montée massive des cyanobactéries en quête de CO₂ à la surface de l'eau. En effet, il est possible de faire disparaître ces fleurs d'eau en injectant du CO₂ dans l'eau.

2.2.1.4 Luminosité

Les cyanobactéries peuvent utiliser différentes intensités et longueurs d'onde de lumière pour pratiquer la photosynthèse. En général, elles ont besoins du même type de lumière que les algues eucaryotes, mais, grâce à des pigments photosensibles à base de chlorophylle-a et de phycobiliprotéines, elles peuvent utiliser tout le spectre de la lumière et pratiquer la photosynthèse dans des conditions où les autres algues ne peuvent survivre. Grâce à ces pigments photosensibles, les cyanobactéries peuvent utiliser les rayons infrarouges (longueurs d'ondes optimales pour l'activité photosynthétique et pénétrant plus profondément dans l'eau). Pour *Microcystis aeruginosa* et *Anabaena circinalis* la croissance est optimale avec une radiation de 7 mol photon.m⁻².d⁻¹ de longueur d'onde de 400 à 700 nm (Brookes *et al.*, 2001).

Une intensité lumineuse trop importante peut altérer le fonctionnement des vacuoles gazeuses et inhiber la photosynthèse. Cependant, grâce à leurs pigments de caroténoïde,

les cyanobactéries sont moins sensibles aux fortes radiations que les autres algues (Tandeau de Marsac, 2001). Les pigments photosensibles des cyanobactéries permettent aussi de pratiquer la photosynthèse dans les eaux colorées. Enfin, grâce aux vacuoles gazeuses, les cyanobactéries sont avantagées lorsque la turbidité est importante. Alors que les autres algues captent peu de lumière, les cyanobactéries peuvent monter à la surface pour augmenter leur exposition à la lumière. Plus la lumière pénètre dans l'eau et moins l'avantage des cyanobactéries se fait sentir car toutes les algues sont alors capables d'accéder aux nutriments en profondeur et de pratiquer la photosynthèse.

Comme pour la température, chaque espèce de cyanobactérie s'accommode de façon différente du manque de lumière. Par exemple, *Microcystis* supporte mieux le raccourcissement des jours que *Anabaena*. Ceci pourrait expliquer la présence prépondérante de *Microcystis* à la fin de l'automne dans les eaux d'Amérique du Nord (Santé Canada, 1998).

2.2.1.5 Micronutriments

Les cyanobactéries ont besoin de divers éléments chimiques en concentrations traces pour assurer leur croissance, mais deux éléments sont particulièrement importants : le fer et le molybdène. Le fer sert lors de la photosynthèse et intervient pour fixer l'azote alors que le molybdène sert à capter l'azote et à fixer le carbone. La plupart des cyanobactéries nécessitent pour leur croissance une concentration d'au moins 50 ng/L de molybdène dans l'eau. Les cyanobactéries qui fixent l'azote atmosphérique nécessitent jusqu'à 10 fois plus de fer que les autres. Les observations montrent que s'il y a beaucoup de fer et peu de nitrate, les cyanobactéries qui fixent l'azote atmosphérique sont avantagées par rapport aux autres algues.

D'autres métaux, comme le zinc et le cuivre, sont également nécessaires au développement des cyanobactéries à des concentrations plus élevées, mais ils inhibent leur croissance s'ils sont en trop grande concentration dans le milieu aquatique. On croit que la concentration optimale de zinc pour la croissance des cyanobactéries varie selon

les espèces entre 0,65 et 16,3 mg/L. On observe que le zinc inhibe la croissance des cyanobactéries si sa concentration dépasse 653 mg/L.

2.2.1.6 *Hydraulique et météorologie*

L'écoulement de l'eau dans les lacs et rivières et la météorologie affectent beaucoup la croissance des cyanobactéries. Les turbulences gênent les cyanobactéries en les empêchant d'utiliser leurs vacuoles gazeuses. Cependant, si les turbulences sont régulières, les cyanobactéries peuvent s'y habituer. Les baies où l'eau est calme et chaude sont propices à la prolifération des algues. Souvent, lorsque le débit de la rivière croît rapidement, la turbidité et la teneur en nutriments (en particulier le phosphore) augmentent aussi de manière importante, favorisant la croissance des cyanobactéries. À cause de leur faible taux de croissance, les cyanobactéries ne peuvent proliférer massivement en présence des autres algues que lorsque le temps de rétention de l'eau est suffisamment grand ou lorsque le débit est faible. Brookes *et al.* (2001) observent que dans la rivière Murray (Australie), le type d'algue prépondérant varie avec le débit. Lorsque le débit est important (>10 000 ML/d) ce sont les diatomées qui dominent. Lorsque le débit est faible, ce sont les cyanobactéries. Ces auteurs notent aussi que l'eau ne peut pas se stratifier dans la rivière (et avantager la croissance des cyanobactéries) si le vent atteint une certaine vitesse (1,2 m/s pour un débit de 10 000 ML/d et 3 m/s pour 4 000 ML/d). Enfin, Brookes *et al.* (2001) pensent qu'il est possible de contrôler la croissance des cyanobactéries en contrôlant le débit de la rivière ou en causant des turbulences.

2.2.1.7 *Vacuoles gazeuses*

D'après Santé Canada (1998) la plupart des cyanobactéries possèdent des vacuoles gazeuses. Les vacuoles gazeuses permettent aux cyanobactéries de changer de profondeur dans l'eau. Les cyanobactéries peuvent ainsi monter à la surface de l'eau pour avoir une meilleure exposition à la lumière et descendre dans les sédiments pour aller chercher des nutriments. Par ailleurs, grâce aux vacuoles gazeuses, les

cyanobactéries sont protégées de la sédimentation causée par la thermocline dont la profondeur varie en fonction des vents et de la température de l'air (Brookes *et al.*, 2001). Le fonctionnement des vacuoles gazeuses est liée à l'activité photosynthétique : quand il y a eu suffisamment de photosynthèse, la vacuole fait plonger la cyanobactérie dans l'eau pour aller chercher des nutriments en profondeur. Quand il faut de nouveau exercer la photosynthèse, la vacuole fait remonter la cyanobactérie dans la colonne d'eau. La vacuole gazeuse utilise la lumière et le CO₂ pour synthétiser des hydrates de carbone. Le dioxyde de carbone est donc doublement important pour les cyanobactéries. D'une part il sert à pratiquer la photosynthèse et d'autre part il intervient dans l'utilisation des vacuoles gazeuses. Le contrôle du dioxyde de carbone dans l'eau pourrait donc servir à contrôler la croissance des cyanobactéries. On note que certaines cyanobactéries perdent l'usage de leur vacuole gazeuse, après avoir séjourné à la surface de l'eau et été exposées directement à la lumière du soleil. Les vacuoles gazeuses peuvent poser un problème pour la détection des cyanobactéries dans les eaux brutes. En effet, elles permettent aux cyanobactéries de se développer sous la surface de l'eau, rendant un bloom indétectable à l'œil nu (Santé Canada, 2001).

2.3 *Toxines algales*

On dénombre une quarantaine d'espèces de cyanobactéries capables de produire des toxines, ce qui représente environ 75% du nombre total des espèces de cyanobactéries (WHO, 1998). Les cyanobactéries toxiques les plus courantes sont : *Microcystis aeruginosa*, *Nodularia spumigena*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Anabaena flos-aquae* et *Oscillatoria (Planktothrix) agardhii* (Tandeau de Marsac, 2001). On ne sait pas très bien pourquoi les cyanobactéries synthétisent des toxines ni pourquoi les espèces toxiques sont dominantes par rapport aux autres mais on remarque que la toxicité dépend de l'espèce et de l'environnement. On pense que les toxines pourraient être des inhibiteurs de croissance des prédateurs et des concurrents des cyanobactéries. Certaines cyanobactéries sécrètent des toxines pendant tout leur cycle de vie, alors que d'autres seulement durant la phase exponentielle de leur croissance (Chevalier, 2002). D'autres,

enfin, accumulent des toxines dans leur cellule tout au long de leur vie et ne les relâchent dans les eaux qu'à leur mort. On observe que la production des toxines n'est pas la même à tous les stades du développement cyanobactérien, souvent les maximums de production sont atteints à la fin de la phase exponentielle. Les concentrations en cyanotoxines varient dans les eaux, mais on peut en trouver jusqu'à des teneurs de l'ordre de la dizaine de mg/L (James *et al.*, 1992). La toxicité des cyanotoxines varie d'une toxine à l'autre mais est comparable à celle des toxines produites par les bactéries, les champignons ou les serpents (Tandeau de Marsac, 2001).

Les cyanotoxines sont peu connues et les informations qui suivent proviennent essentiellement d'études faites sur les hépatotoxines, et en particulier sur la microcystine-LR qui est la plus fréquente des cyanotoxines (Santé Canada, 2001). Jusqu'à présent, seul un petit nombre de toxines a pu être isolé et étudié (Santé Canada, 1998) mais on en identifie de plus en plus (WHO, 1998 ; Lahti *et al.*, 2001). Les noms des toxines proviennent des cyanobactéries chez qui elles ont été initialement identifiées, mais chaque cyanotoxine peut être produite par plusieurs genres de cyanobactéries (WHO, 1998). On peut classer les toxines des cyanobactéries en quatre groupes, sachant toutefois que les deux premiers rassemblent les toxines les plus fréquemment rencontrées (Chevalier, 2002) : neurotoxines, hépatotoxines, endotoxines et cytotoxines. On peut également faire une classification en trois groupes suivant la structure moléculaire des toxines, on distingue alors les peptides cycliques (hépatotoxines), les alcaloïdes (neurotoxines et hépatotoxines) et les lipopolysaccharides (endotoxines) (Tandeau de Marsac, 2001). Certaines espèces de cyanobactéries sont capables de produire à la fois des hépatotoxines et des neurotoxines (WHO, 1998).

Actuellement, il apparaît important de déterminer la fréquence et les facteurs d'apparition des cyanotoxines dans les eaux brutes, leurs effets sur la santé, l'efficacité des traitements de l'eau potable pour les enlever, leur stabilité dans l'environnement et

la fiabilité des détections par kit (Sinclair, 2001). L'USEPA considère comme prioritaire l'étude des microcystines LA, LR, YR, RR, de la cylindrospermopsine et de l'anatoxine-a et à un niveau moindre de priorité celle des saxitoxines et de l'anatoxine-a(s).

On trouvera dans la suite de ce chapitre une description des toxines, les facteurs influençant leur production, les risques pour la santé, les moyens de détections, les méthodes de prévention et les traitements en usine.

2.3.1 Stabilité dans l'environnement des cyanotoxines

Une fois relâchées dans l'eau, les toxines peuvent y séjourner pendant plusieurs semaines, voir plusieurs mois si aucun organisme ne les dégrade (Mazur *et al.*, 2001 ; Giddings *et al.*, 2000). Si des bactéries, capables de les dégrader, sont présentes dans les eaux, il faut compter un certain temps (souvent quelques semaines) avant que les toxines ne soient complètement biodégradées. Par ailleurs, un délai peut être observé avant que les micro-organismes commencent à dégrader les cyanotoxines. On remarque aussi que la dégradation n'aboutit pas nécessairement à une diminution de la toxicité des produits. Dans certains cas, le produit résiduel est plus toxique que la toxine initiale. Mazur *et al.* (2001) ont étudié les processus d'élimination des toxines et pensent que la dilution dans l'eau, l'adsorption par la matrice organique de l'eau, la dégradation par la température, le pH, la lumière et les micro-organismes sont autant de voies à exploiter pour éliminer les cyanotoxines de l'eau. Il apparaît que les neurotoxines sont rapidement biodégradables dans l'eau alors que les hépatotoxines sont plus difficiles à dégrader. Les vitesses de biodégradations sont très variables d'un cas à l'autre. Mazur *et al.* (2001) montrent que la microcystine peut être dégradée en moins d'une semaine dans l'eau brute, en 12 jours dans un réservoir désinfecté et en 27 jours dans une eau déionisée. Chevalier (2002) constate qu'une réduction de 90% de l'activité toxique de la microcystine est généralement observée après une période de 40 à 90 jours. A l'inverse, Cousins *et al.* (1992) n'observent pas de dégradation significative de la microcystine-

LR à divers pH (4, 7 et 9), et/ou en l'absence de lumière après 39 jours d'incubation. De même Santé Canada (1998) rapporte la présence de toxine pendant 21 jours après avoir traité des eaux à l'aide de sulfate de cuivre (cet algicide provoque le relargage des métabolites algaux). D'après Gupta (1998), la présence de sulfate de cuivre dans les eaux expliquerait la lenteur de la biodégradation observée par Santé Canada (1998). Le sulfate de cuivre est en effet nocif pour les algues mais aussi pour plusieurs autres micro-organismes.

Les études montrent que les microcystines semblent stables face aux rayons solaires et aux variations de températures et de pH, excepté quand elles sont en présence de pigments cyanobactériens (Santé Canada, 2001 ; Giddings *et al.*, 2000). De même, Mazur *et al.* (2001) observent que la nodularine peut persister pendant une dizaine de jours dans l'eau mais qu'en présence d'extraits de *Nodularia spumigena* elle est significativement altérée par la lumière. Ces auteurs pensent que la nodularine est détruite par des enzymes agissant par photo-oxydation.

Compte tenu de la stabilité importante des toxines dans l'eau, il est intéressant de chercher à appliquer des mesures préventives contre la prolifération des cyanobactéries. Ainsi, en évitant un bloom de cyanobactérie, on évite également d'avoir à traiter les cyanotoxines pendant plusieurs semaines en station d'eau potable.

2.3.2 Description des toxines algales

2.3.2.1 Hépatotoxines

Les hépatotoxines sont les cyanotoxines les plus répandues dans les eaux de surface. Elles ciblent généralement le foie, mais peuvent aussi affecter les reins, les poumons et les intestins. Par ailleurs, elles peuvent avoir des effets secondaires comme engendrer des hypersensibilités de la peau à la lumière. On distingue trois types d'hépatotoxines : les microcystines (cf. Figure 2.3) et les nodularines (cf. Figure 2.4) qui sont des peptides

cycliques et la cylindrospermopsine (cf. Figure 2.5) qui est un alcaloïde. La majorité des hépatotoxines sont des microcystines.

Les peptides cycliques hépatotoxiques, sont des composés de faible masse moléculaire (800-1100 daltons). Ils contiennent soit cinq (nodularines) soit sept (microcystines) acides aminés de série D ou L et d'autres de structure particulière dont l'Adda (acide 2S,3S,8S,9S)-3-amino-9-méthoxy-2,6,8-triméthyl-10-phényldéca-4,6-dienoïque (Tandeau de Marsac, 2001). La plupart de ces peptides sont hydrosolubles. Les genres de cyanobactéries connus pour produire des hépatotoxines sont : *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Cylindrospermopsis* et *Nostoc*.

2.3.2.1.1 Microcystines

Les microcystines sont les hépatotoxines les plus répandues, en particulier la microcystine-LR. Ces toxines sont considérées comme la principale source de risque parmi les cyanotoxines et sont étudiées de manière prioritaire. Les molécules de microcystine sont composées de 5 acides aminés non protéiques et de 2 acides aminés protéiques : D-Ala-L-X-D-Measp-L-Z-Adda-D-Glu-Mdha où Ala représente l'alanine, Measp l'acide méthyl aspartique, Mdha la méthyl-déhydroalanine, Glu l'acide glutamique, D l'acide aspartique, N l'arginine, L la leucine et X et Z des acides aminés variables attribuant le nom de la toxine (ex : microcystine-LR) (Bouaicha, 2001 ; Long, 2000). On distingue ainsi une cinquantaine de microcystines différentes, dont les microcystines LR et RR qui sont les plus abondantes. Leurs masses moléculaires s'échelonnent entre 850 et 1000 daltons. Les microcystines se fixent sur les sites catalytiques des protéines phosphatases (PP1, PP2A et PP3, enzymes à sérine et thréonine) et inhibent la déphosphorylation qui joue un rôle important dans le maintien de l'homéostasie responsable entre autre de la division cellulaire et de l'expressions des gènes (Smith *et al.*, 2001 ; Australian Research Network for Algal Toxins (ARNAT), 2001 ; WHO, 1998).

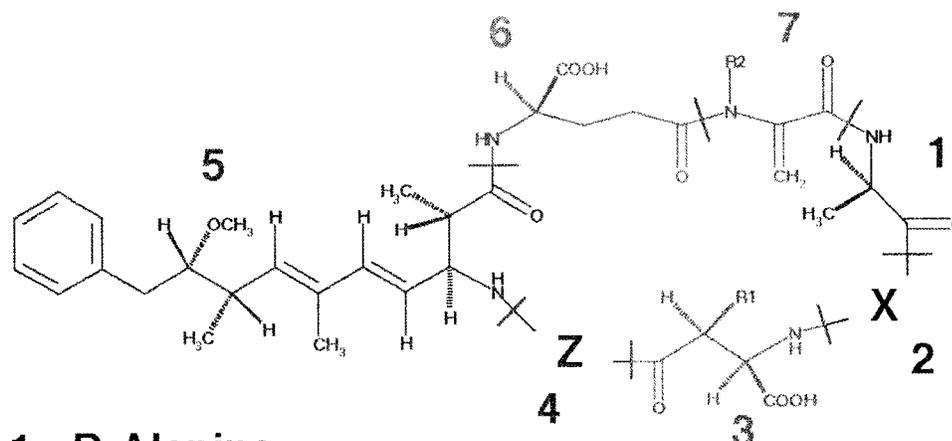
Les symptômes d'une intoxication à la microcystine sont une faiblesse musculaire et une pâleur accompagnée de diarrhées. Les microcystines entraînent une nécrose du foie et dans les cas extrêmes la lyse des hépatocytes entraînant leur relargage dans le sang. La mort peut être provoquée par choc hémorragique ou arrêt cardiaque en l'espace de quelques heures à quelques jours, le décès survenant après un coma et des convulsions musculaires. On observe aussi chez les animaux la formation ou la promotion de tumeurs hépatiques après l'ingestion de faibles doses pendant de longues périodes (Bouaicha, 2001). Dawson *et al.* (1999) et Lahti *et al.* (2001) considèrent la microcystine comme un important agent cancérigène. La microcystine ne serait pas mutagénique mais clastogénique pour les lymphocytes humains (NTP, 2001). A l'heure actuelle, on est incapable de dire avec certitude si les hépatotoxines sont cancérigènes pour l'homme (Burch, 2001).

L'étude de la toxicité de la microcystine-LR chez les souris montre qu'elle est beaucoup moins toxique par voie orale que par injection péritonéal : 10 fois moindre d'après Fawel *et al.* (1992) et l'OMS (WHO, 1998) et 30 à 100 fois moindre d'après la FWR (1994). La toxicité par voie nasale est similaire à la voie péritonéale (WHO, 1998).

Au niveau de la molécule, la toxicité proviendrait de la chaîne Adda. En effet, en altérant cette dernière on diminue la toxicité des microcystines et des nodularines (santé Canada, 1998). Par ailleurs, l'acide carboxylique présent sur l'acide glutamique semble également jouer un rôle dans la toxicité de la molécule car une linéarisation du cycle de peptide permet aussi de diminuer l'activité de la toxine (Dawson *et al.*, 1999). Il apparaît aussi que la toxicité de la microcystine augmente quand les contacts sont répétés : 1 dose par jour pendant 7 jours produit les mêmes effets que 16 doses en 1 jour. Il est donc très important de connaître la toxicité des microcystines pour pouvoir fixer des normes et protéger la population des effets de doses cumulées.

Les microcystines sont généralement conservées à l'intérieur des cellules cyanobactériennes. Elles ne se retrouvent dans l'eau qu'à la suite de la lyse cellulaire provoquée soit par la mort naturelle de la cyanobactérie, soit par le contact avec un

algicide ou par le traitement en usine d'eau potable. La microcystine est peu volatile et traverse difficilement les membranes cellulaires, hormis celle des cellules du foie (ARNAT, 2001).



- 1 - D-Alanine
- 2 - Variable L-amino acid
- 3 - D-Methylaspartic acid
- 4 - Variable L-amino acid
- 5 - 3-amino-9-methoxy-2,6,8-trimethyl-10-phenyldeca-4,6-dienoic acid (Adda)
- 6 - D-Glutamic acid
- 7 - N-Methyldehydroalanine

Figure 2.3 : Structures moléculaires des microcystines.

2.3.2.1.2 Nodularine

L'action de la nodularine est identique à celle des microcystines par l'inhibition des phosphatases PP1, PP2A et PP3. Sa structure présente certaines similitudes avec celle de la microcystine : D-Measp-L-Arg-Adda-D-Glu-Mdhb (Bouaicha, 2001).

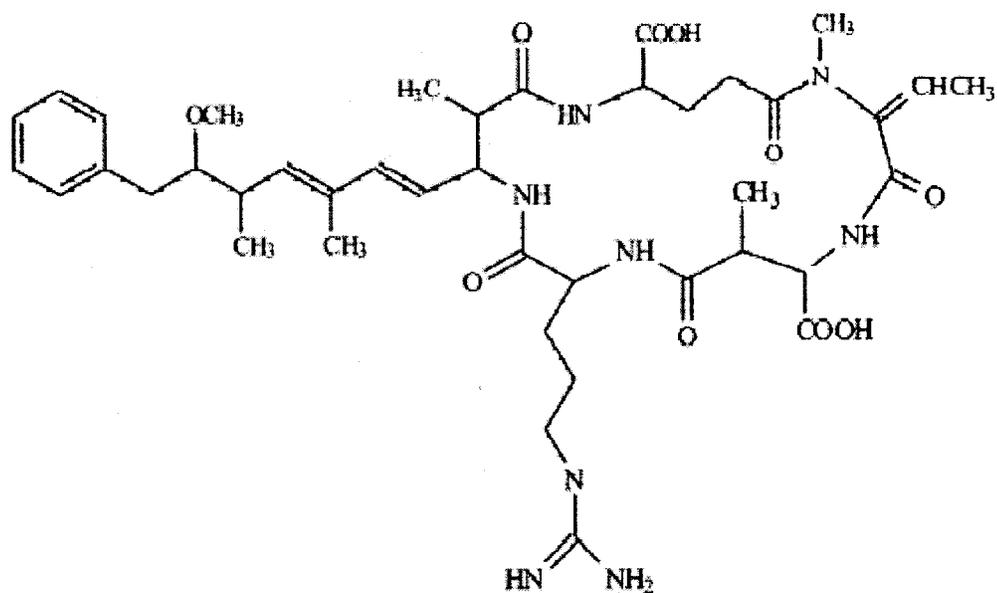


Figure 2.4 : Structure moléculaire de la nodularine.

2.3.2.1.3 *Cylindrospermopsine*

La cylindrospermopsine possède une unité guanidine cyclique et a une faible masse moléculaire (415 daltons). Elle inhibe la synthèse protéiques de différents organes : le foie, les reins, les poumons et le cœur. Les symptômes peuvent apparaître plusieurs jours après le contact avec la toxine rendant le diagnostic de l'intoxication difficile (WHO, 1998). Comme la microcystine, elle provoque des hépatites et des lésions rénales (Tandeau de Marsac, 2001). Les études sur les animaux montrent que le foie est la principale cible mais que les reins et le thymus peuvent aussi être affectés (ARNAT, 2001). On pense aussi que la cylindrospermopsine est impliquée dans des épidémies de gastroentérites (Gupta, 1998).

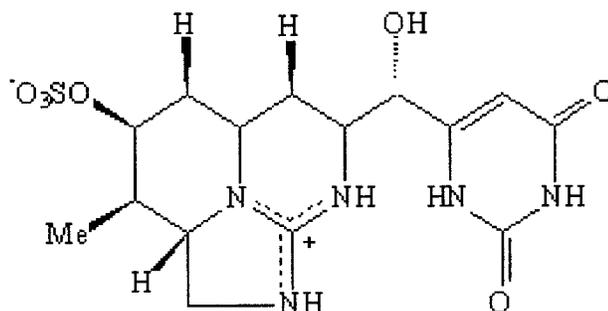


Figure 2.5 : Structure de la cylindrospermopsine.

2.3.2.2 Neurotoxines

Les neurotoxines ont une toxicité élevée mais ne sont pas très fréquentes dans les eaux utilisées par les humains et on suppose que les effets des faibles doses à long terme sont moins importants que ceux des hépatotoxines (Santé Canada, 1998). Par ailleurs, elles sont très instables dans l'eau (Giddings *et al.*, 2000 ; Gupta, 1998 ; Chevalier, 2002). On note à ce sujet que l'instabilité des neurotoxines les rend particulièrement difficiles à isoler et à étudier (Giddings *et al.*, 2000). Pour ces trois raisons, elles ne représentent pas un véritable danger pour les populations humaines et sont moins étudiées que les hépatotoxines. Néanmoins, les moules d'eau douce peuvent accumuler des quantités importantes de neurotoxines devenant ainsi impropre à la consommation. Habituellement, ces moules sont peu consommées, par l'homme, elles font cependant parties de l'alimentation de certaines peuplades aux Indes et en Australie. Dans ces cas, la consommation de ces moules constituent un risque important pour la santé (Bouaicha, 2001). Burch (2001) relate des intoxications mortelles faisant suite à la consommation de crustacés contaminés par des saxitoxines. Les neurotoxines interagissent avec le système nerveux. Quatre types d'alcaloïdes neurotoxiques ont été caractérisés chez les cyanobactéries mais on les répartit en deux familles : les anatoxines (cf. Figure 2.6) et les saxitoxines (cf. Figure 2.7). Les genres connus pour produire des neurotoxines sont : *Anabaena*, *Aphanizomenon* et *Oscillatoria*.

2.3.2.2.1 Anatoxines

L'anatoxine-a et l'homoanatoxine-a sont des amines secondaires (masses moléculaires respectives 165 et 179 daltons) qui se lient aux récepteurs de l'acétylcholine, mais qui ne sont pas dégradés par l'acétylcholinestérase. Elles entraînent une contraction permanente des muscles causant la paralysie, l'asphyxie, la cyanose, des convulsions et la mort par arrêt respiratoire en l'espace de quelques minutes à quelques heures (Tandeau de Marsac, 2001). Face à la paralysie du système respiratoire, on ne connaît pas d'autre traitement que la respiration artificielle. L'anatoxine-a n'endommage pas le système nerveux de manière irréversible, lorsque la guérison est possible, elle est donc complète (WHO, 1998).

L'anatoxine-a(S) (masse moléculaire : 252 daltons) est un organophosphate qui inhibe l'activité de l'acétylcholinestérase. Cette toxine a les mêmes effets que l'anatoxine-a (Tandeau de Marsac, 2001). Les anatoxines ont été plusieurs fois dépistées dans l'hémisphère nord mais jamais dans l'hémisphère sud (Nicholson *et al.*, 2001).

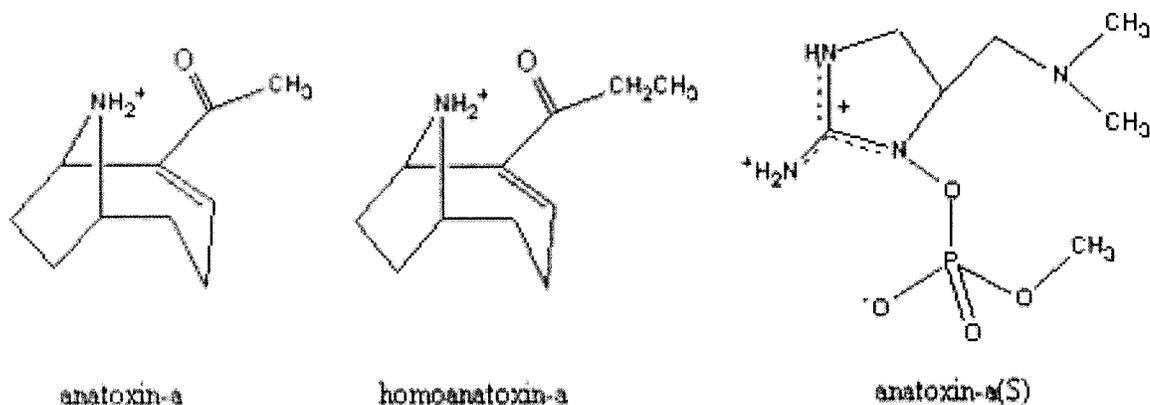


Figure 2.6 : Structures moléculaires des anatoxines.

2.3.2.2.2 Saxitoxines

Les saxitoxines (encore appelées PSP : Paralytic Selfish Poisoning) sont des carbamates sulfatés ou non, qui se fixent sur les canaux sodiques (participant à la propagation des signaux nerveux entre les cellules). Les saxitoxines engendrent des paralysies, des dyspnées (problème respiratoire), des accidents cardio vasculaire et provoquent la mort

par arrêt respiratoire ou arrêt cardiaque (Tandeau de Marsac, 2001 ; ARNAT, 2001). La nature polaire des saxitoxines permet aux molécules d'être facilement dissoute dans l'eau et dans les alcools mais pas dans les solvants organiques (ARNAT, 2001). Les saxitoxines sont très stables à pH neutre ou acide, même à haute température, mais sont oxydées et inactivées en milieu alcalin (ARNAT, 2001). Les tests sur les animaux montrent qu'elles sont plus toxiques que les anatoxines (Bouaicha, 2001). Une dose de 5,0 µg/kg est létale chez le cochon d'Indes et la souris (ARNAT, 2001). Les saxitoxines sont également communément produites par les dinoflagellés marins (Nicholson *et al.*, 2001).

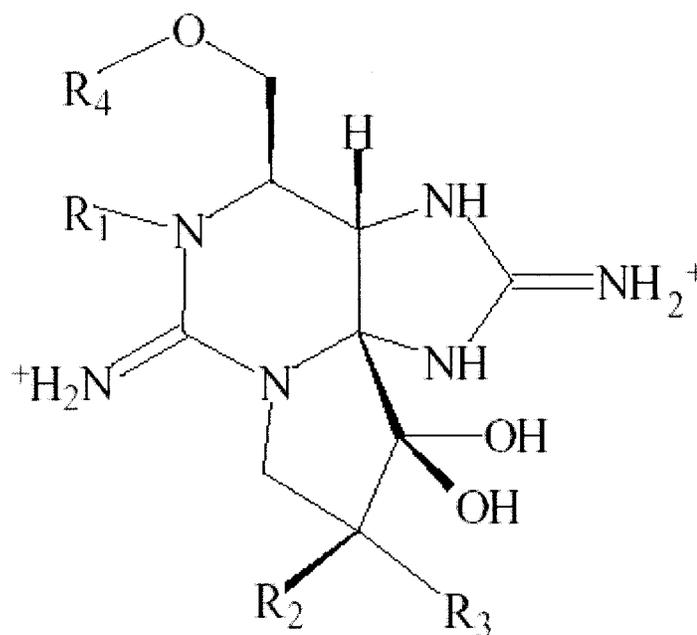


Figure 2.7 : Structure moléculaires des saxitoxines.

2.3.2.2.3 Brevetoxines

Les brevetoxines sont des polyéthers lipophiliques, elles sont aussi appelées NSP (Neuro shellfish Poisoning). On distingue deux types de brevetoxines suivant la forme moléculaire (cf. Figure 2.8). Ces toxines s'attaquent au système nerveux en modifiant le voltage que les cellules utilisent pour communiquer. Dans le golfe du Mexique, on

attribue la mort massive des poissons aux brevetoxines. Elles sont aussi reconnues responsables de plusieurs irritations de l'appareil respiratoire humain. Elles peuvent se retrouver dans la chair des poissons, les rendant impropre à la consommation. Alors que ces toxines n'étaient signalées qu'en Amérique du Nord, on détecte désormais leur présence en Nouvelle Zélande et en Australie (ARNAT, 2001). Les brevetoxines sont synthétisées par les dinoflagellés.

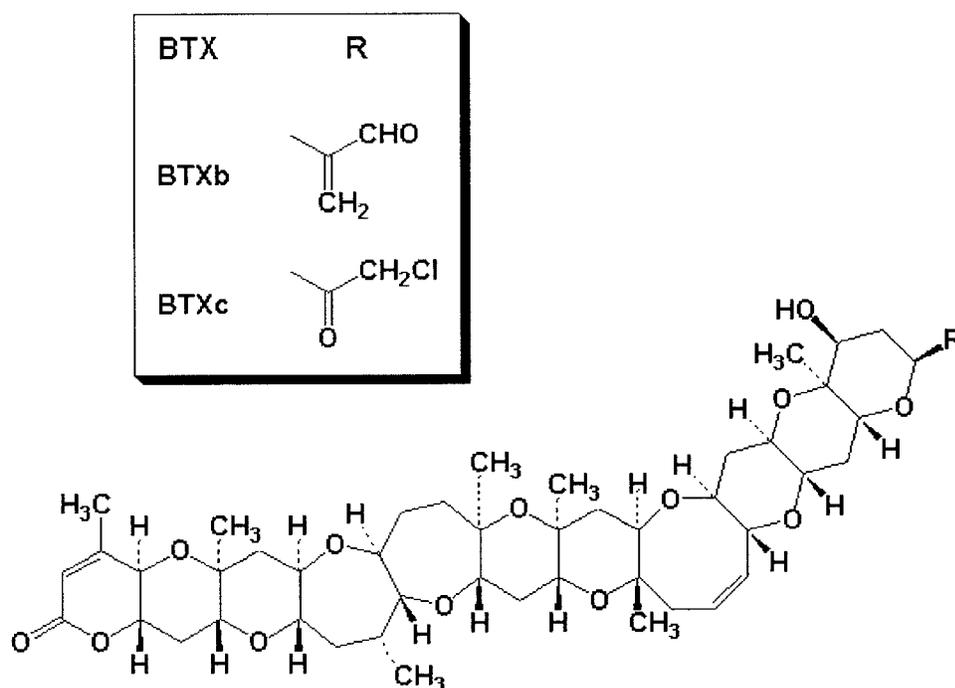


Figure 2.8 : Structure moléculaire des brevetoxines.

2.3.2.3 Cytotoxines

Les cytotoxines peuvent avoir des effets très variés sur la santé pouvant aller de la gastro-entérite au dysfonctionnement des reins. L'impact sur la santé publique ne semble pas aussi important que celui des neurotoxines et des hépatotoxines, mais elles peuvent présenter des risques pour l'homme et les écosystèmes. La nature des cytotoxines est méconnue, mais on sait qu'un certain nombre de composants cellulaires cyanobactériens ont un potentiel cytotoxique : la scytophycine, les hapalindoles, l'acutiphycine et la 20,21-dihydroacutiphycine (Bouaicha, 2001).

2.3.2.4 Endotoxines

Les endotoxines, aussi appelées dermatotoxines, sont des lipopolysaccharides (LPS). Il s'agit de composants de l'enveloppe cellulaire externe, polymères de sucres et de lipides, qui forment des complexes avec les protéines et les phospholipides. Les LPS de cyanobactérie sont vraisemblablement moins toxiques que ceux de *Salmonella spp.* Ils sont néanmoins source d'allergies, de fièvre et de gastro-entérites (Tandeau de Marsac, 2001 ; Nicholson *et al.*, 2001).

2.3.3 Facteurs de production des cyanotoxines

L'étude de la production des cyanotoxines n'a pas encore révélé dans quelles circonstances ni pour quelles raisons sont produits ces métabolites. Cette étude est rendue difficile par le fait que les proliférations en milieux naturels comportent généralement plusieurs espèces de cyanobactéries et de cyanotoxines. On constate que le taux de production de cyanotoxine est très variable d'une espèce à une autre. Dans la majorité des cas les toxines sont gardées dans la cellule cyanobactérienne (Santé Canada, 1998). Mais elles peuvent aussi être sécrétés directement dans l'eau.

On observe que la toxicité de l'eau peut varier rapidement dans le temps et l'espace. On explique ces variations brutales par les changements de conditions environnementales déterminant la prédominance des espèces cyanobactériennes. On peut expliquer des pics de toxines par la lyse simultanée d'un grand nombre de cellules cyanobactériennes. En Afrique du Sud, en cultivant des cyanobactérie pendant toute l'année, Gupta (1998) n'observe la production de toxines qu'au cours de l'été. Cet auteur montre aussi que la production des toxines est reliée directement aux radiations solaires, à la température de l'eau, au pH et à la teneur en oxygène de l'eau. En revanche, Gupta (1998) ne trouve aucune corrélation entre la production de toxines et les concentrations en nutriments. Une étude menée sur trois lacs hypertrophes en Alberta montre des concentrations en toxines très différentes (de trois ordres de grandeurs) d'un lac à l'autre mais aussi d'une saison à l'autre (AWWARF, 2000). Dans ce cas, la concentration en microcystine-LR est corrélée à la biomasse de *Microcystis aeruginosa*.

Les facteurs décrits ci-après sont généralement valables, mais on rencontre certaines exceptions comme la prolifération massive de cyanobactéries décrite par Giddings *et al.* (2000) dans les eaux du lac Shoal (habituellement très pures) survenant alors que les températures saisonnières et l'ensoleillement sont au dessous des normes saisonnières.

2.3.3.1 *Lumière*

La luminosité affecte la production des cyanotoxines différemment suivant les espèces de cyanobactéries. Chez certaines espèces, la production n'est pas affectée par la lumière exceptée pour les grandes intensités lumineuses qui inhibent la production des toxines ($\sim 128 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, E pour Einstein). Pour d'autres espèces, la production de toxine est optimale pour de faibles intensités ($12 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$). Pour d'autres encore, la production des toxines augmente avec l'intensité lumineuse à partir de $40 \mu\text{E}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$.

2.3.3.2 *Température*

La température influe de plusieurs façons sur la production des toxines : d'une part il faut une température suffisamment élevée pour que les cyanobactéries puissent croître, d'autre part il peut exister une température optimale de production des toxines. Si elle existe, la température optimale de production peut varier avec les espèces et les souches. On note cependant qu'elle est habituellement comprise entre 15 et 30°C d'après l'AWWARF (2000) et entre 20 et 25°C d'après l'OMS (Gupta, 1998). On pense que les proliférations cyanobactériennes les plus toxiques ont lieu par temps chaud dans les climats chauds et que l'exposition annuelle aux toxines est également plus grande sous ces climats (Gupta, 1998). Ainsi, cette exposition serait de moins de 3 mois au Canada (Santé Canada, 1998), de 3 à 5 mois aux USA et de 6 à 10 mois en Australie.

2.3.3.3 *Azote et phosphore*

Certaines cyanobactéries, comme *Nodularia*, nécessitent au moins une concentration de 0,3 mg/L de phosphore pour commencer à produire des toxines. Dans le cas de *Nodularia*, la production de toxines augmente avec la concentration en phosphore

jusqu'à la concentration de 1,0 mg/L où la production stagne. Certaines cyanobactéries produisent plus de toxines quand il n'y a pas d'azote. À l'inverse, *Microcystis* produit moins de toxines quand son environnement est dépourvu d'azote. De même, dans certains cas, l'absence de carbone inorganique peut empêcher la production de toxines (Santé Canada, 1998). Généralement, la production des toxines est plus élevée quand l'azote est assimilé depuis l'atmosphère et sous forme ammoniacale plutôt que sous forme de nitrate ou d'urée. Chevalier (2002) montre qu'habituellement, une concentration comprise entre 0,3 et 0,6 mg/L pour le phosphore et de 1,0 à 6,0 mg/L pour l'azote est adéquate pour la synthèse des toxines.

2.3.3.4 Métaux

L'AWWARF (2000) rapporte que les variations de concentration en métaux dans l'eau peuvent influencer sur la production des cyanotoxines. Lorsque la concentration en zinc dans l'eau augmente (de 0,65 mg/L à 16,3 mg/L Zn), on observe une diminution moyenne de 50 % de la croissance des cyanobactéries *Microcystis aeruginosa* et une augmentation de 30 % de leur toxicité (AWWARF, 2000). De même, quand on passe d'un milieu pauvre à un milieu riche en fer (de 5,6 à 139 mg/L Fe), la croissance de *Microcystis aeruginosa* n'est pas affectée, mais la production de toxine augmente considérablement (138%). À l'inverse, l'enlèvement total du fer de l'eau, diminue la croissance de *Microcystis aeruginosa* de 50% mais augmente la production de toxine de 20%. L'aluminium, le cadmium, le chrome et le nickel ont aussi été étudiés et ne semblent pas avoir d'effet sur la croissance *Microcystis aeruginosa* ou la production des cyanotoxines.

2.3.4 Impact sur la santé des toxines algales

Les cyanobactéries sont reconnues responsables de presque toutes les intoxications en eaux douces ou saumâtres. Ceci, parce que ce sont pratiquement les seuls organismes à être capable de produire des concentrations de toxines suffisamment importantes dans l'eau (WHO, 1998). Régulièrement, des animaux (mammifères, oiseaux et poissons)

sauvages et domestiques tombent malades ou meurent suite à des intoxications par des cyanotoxines. Les animaux sont plus touchés que les humains du fait qu'ils sont moins regardants sur l'esthétisme de l'eau qu'ils boivent. Aucun cas de mortalité humaine directement relié à l'ingestion ou au contact avec des eaux contaminées par la microcystine n'a été rapporté. Des intoxications mortelles sont survenues dans un centre de dialyse au Brésil où l'eau utilisée pour le traitement médical était contaminée par la microcystine (détectée dans l'eau du traitement et dans les tissus hépatiques des patients) : parmi 124 patients, 101 ont développé des insuffisances hépatiques et 50 en sont morts. Certaines intoxications alimentaires liées à la consommation de crustacés contaminés par des cyanotoxines ont également provoqué la mort de plusieurs personnes (Burch, 2001).

L'étude des intoxications par cyanotoxines est difficile car souvent les cyanobactéries ne sont plus dans les eaux lorsque les autorités établissent le lien entre les intoxications par cyanotoxines et les cyanobactéries. En effet, les autorités ignorent généralement la toxicité des cyanobactéries et pensent que le traitement standard de l'eau potable (coagulation, sédimentation, filtration, désinfection) est suffisant pour produire une eau saine en tout temps. Les observations de certains auteurs (Santé Canada, 1998 ; Chevalier, 2002 ; Giddings *et al.*, 2000) ont néanmoins montré que les cyanotoxines peuvent passer au travers d'une barrière standard de traitement d'eau potable. Certaines cyanotoxines sont très résistantes et les faire bouillir dans l'eau à pression normale ne permet pas de les éliminer. Par exemple, la microcystine n'est pas altérée par la température jusqu'à au moins 300°C (Gupta, 1998). De même, les cyanobactéries sont difficiles à éliminer par les organismes vivants : une gaine gélatineuse les protège de la digestion et peut leur permettre de traverser l'appareil digestif (Falconer, 2001).

Les effets des toxines dépendent d'un certain nombre de paramètres, entre autres : la dose, la voie d'exposition, la fréquence, la durée, le type de toxine, mais aussi le sexe,

l'âge et l'état de santé de la personne affectée. Suivant ces facteurs, la dose létale de cyanotoxine pour un humain varie de 5 à 10 mg/kg. Suivant les concentrations en toxine dans l'eau, des volumes de quelques millilitres à quelques litres d'eau peuvent provoquer la mort chez l'humain (NTP, 2001). Les conséquences d'une intoxication aux cyanotoxines peuvent être réversibles ou irréversibles, immédiates ou différées et simples ou multiples (Giddings *et al.*, 2000). Les effets augmentent généralement avec la dose. Suivant les cas, il peut y avoir ou non une dose seuil à partir de laquelle la pathologie est observée.

Divers symptômes (gastro-entérites, fièvre, maux de têtes ou de gorges, douleurs abdominales, nausées, vomissements, diarrhées, irritations cutanées ou oculaires, frissonnements, oedèmes, conjonctivites, problèmes respiratoires de type asthme allergique, rhumes des foins, pneumonies, vertiges) ont été associés à un contact direct à des eaux contaminées. Cependant, il est très difficile d'attribuer ces symptômes à un type de toxine particulière car il y a souvent plusieurs toxines présentes dans les eaux et il n'est pas exclu que certaines réactions allergiques attribuées aux cyanotoxines aient en fait été déclenchées par d'autres substances, comme les pigments de phycocyanine. Dans plusieurs cas, on a pu mettre en évidence dans le sang une augmentation de la γ -glutamyltransférase, indiquant des dommages hépatiques. Le foie, le système nerveux, l'appareil digestif (gastroentérites), l'appareil respiratoire, la peau et les muqueuses (réactions allergiques) sont les principales cibles des cyanotoxines.

Les expériences sur la microcystine montre que 70% de la microcystine absorbée affecte rapidement le foie, que 75% est éliminé du corps en l'espace de 12 heures, et 100% en une semaine (Gupta, 1998). On observe des malformations de naissance lorsqu'on expose des femelles souris enceintes aux cyanotoxines (Gupta, 1998). Différents effets sont observés sur les animaux suivant les doses et les espèces. Il ressort néanmoins que la microcystine favorise le développement des tumeurs. Cette particularité proviendrait de l'inhibition de la phosphatase.

Il n'y a pas encore de traitement défini pour soigner une intoxication aux cyanotoxines mais on obtient de bons résultats avec la cholestyramine et un peu moins bons avec le charbon actif en poudre (moins cher et plus facilement disponible). D'autres traitements permettent de restaurer les fonctions de l'organisme comme les antihistaminiques ou les corticoïdes pour les manifestations atopiques. Negri *et al.* (1995) ont montré que certains oxydants comme les caroténoïdes protègent les souris de manière significative des effets mortels des hépatotoxines lorsqu'ils sont injectés avant l'exposition aux cyanotoxines.

On dénombre quatre principales voies d'exposition aux cyanotoxines : le contact avec la peau lors d'activité récréative dans des eaux contaminées, l'absorption oral par l'intermédiaire de l'eau potable ou de la nourriture, l'inhalation d'aérosols lors d'activités récréatives ou en prenant sa douche, et la voie intraveineuse comme dans le cas des dialyses. En étudiant les causes d'intoxication aiguës et mortelles aux cyanotoxines, une première étude (AWWARF, 2000) conclue que les distributeurs d'eau potable n'étaient pas en cause. Par la suite, une seconde étude a été menée (AWWARF, 2001) et estime qu'avec les eaux récréatives, l'eau potable reste la source d'intoxication la plus probable. Dans le cadre du traitement de l'eau potable, ce sont surtout les effets des petites doses à long terme qui posent problème. L'OMS (Gupta, 1998), Santé Canada (1998) et Falconer (2001) estiment que l'eau potable est la principale source d'intoxication aux cyanotoxines. Viendrait ensuite le contact lors d'activité récréatives dans les eaux contaminées, la consommation de suppléments alimentaires à base d'algues bleu-vert et, plus faiblement, l'inhalation des vapeurs de toxines sous la douche (Gupta, 1998).

On pense que dans la plupart des cas, le traitement de l'eau permet de diluer suffisamment les toxines (AWWARF, 2001). Santé Canada (2001) estime que l'intoxication par les eaux récréatives ne devrait pas être importante chez l'homme car

les proliférations cyanobactériennes rendent l'eau particulièrement inesthétique. Par ailleurs, Santé Canada (2001) est d'avis qu'une exposition aux eaux récréatives ou potables du Canada ne peut pas tuer un adulte en bonne santé.

En 1999, Santé Canada a procédé à des analyses de toxines sur les suppléments alimentaires produits à partir de biomasse cyanobactérienne. En moyenne, ceux-ci comportaient 0,3 µg/g de microcystine-LR et LA qui comptent parmi les plus toxiques des microcystines (Santé Canada, 1999). Il s'est aussi avéré que seuls les suppléments alimentaires produit uniquement à partir de *Spirulina* ne contiennent pas de cyanotoxine. Une analyse similaire aux USA a permis de détecter des concentrations de microcystine-LR de 20 µg/g dans les suppléments alimentaires (NTP, 2001).

L'intrusion des cyanotoxines dans la chaîne alimentaire pose également un problème avec la contamination des moules et des poissons (Gupta, 1998). Navrátil *et al.* (1998) montrent que l'activité enzymatique du plasma sanguin augmente chez la carpe (*Cyprinus carpio L.*) lorsqu'elle est mise en présence de la microcystine-LR, indiquant qu'elle est affectée par cette toxine. Santé Canada (1998) souligne qu'on ne sait pas jusqu'où les cyanotoxines sont rendues dans la chaîne alimentaire.

Le traitement des proliférations cyanobactériennes par les algicides provoque un relargage important des cyanotoxines dans l'eau qu'il n'est pas toujours possible de traiter complètement en usine d'eau potable. De faibles quantités de cyanotoxines se retrouvent alors dans l'eau potable posant le problème des effets à long terme sur la santé des faibles doses de cyanotoxines. Les régions agricoles sont plus concernées par ce problème car les cyanobactéries y sont parfois présentes tout au long de l'année.

À l'heure actuelle, on connaît mal les effets des petites doses de cyanotoxines sur la santé (Santé Canada, 2001). Des études ont montré que les hépatotoxines encourageaient ou formaient des tumeurs chez les mammifères (Bouaicha, 2001 ; Mazur *et al.*, 2001 ; Nicholson *et al.*, 2001). Chez l'humain, les problèmes provoqués

par la consommation répétée de faibles quantités de toxines sont probablement plus fréquents que les intoxications aiguës. Ce type de toxicité est difficile à évaluer aussi bien par des études épidémiologiques que par des expérimentations. En effet, de nombreux aspects concernant la nature cancérigène des toxines restent inconnus (Bouaicha, 2001). Yu *et al.* (1989) ont étudié l'occurrence des cancers du foie en Chine et montrent que l'on trouve 8 fois plus de cancers du foie chez les populations buvant de l'eau de surface où ont été signalées des proliférations cyanobactériennes plutôt que de l'eau souterraine. Cependant, Junshi (1990) obtient les résultats inverses en étudiant les eaux souterraines chinoises. Il faut savoir qu'il existe plusieurs causes pour le cancers du foie, entre autre le virus de l'hépatite B et l'aflatoxine B1 qui pourraient très bien expliquer les forts taux de cancers hépatiques observés par Yu *et al.* (1989) (Santé Canada, 1998).

Il n'y a pour l'instant pas de norme sur les cyanotoxines dans l'eau potable ni dans les eaux récréatives à cause du manque de données. On estime néanmoins à partir des études australiennes et canadiennes que le taux de microcystine dans l'eau potable ne devraient pas dépasser des concentrations variant entre 0,5 et 1,5 µg/L. Dans l'attente de l'application d'une norme, l'Organisation Mondiale de la Santé a, sur ces bases, donné une recommandation de 1,0 µg/L équivalent de microcystine-LR dans l'eau potable (Gupta, 1998).

Recommandation australienne (Burch, 2001) :

$$\frac{40 \mu\text{g} / \text{kg} \cdot \text{d} \times 70 \text{ kg} \times 0,9}{2 \text{ L} / \text{d} \times 1000} = 1,26 \mu\text{g} / \text{L} \approx 1,3 \mu\text{g} / \text{L} \quad \text{Équation 2.1}$$

40 µg/kg.d est la dose journalière maximale de microcystine-LR par kilogramme et par jour (déterminée à partir d'une étude de 13 semaines sur des souris),

70 kg est la masse moyenne d'un humain adulte,

0,9 est le taux d'assimilation de la microcystine-LR par le corps humain adulte,

2L est le volume d'eau moyen bu par un adulte chaque jour,
1000 est un facteur de sécurité.

Recommandation canadienne (Santé Canada, 1998) :

$$\frac{40 \mu\text{g} / \text{kg} \cdot \text{d} \times 70 \text{ kg} \times 0,8}{1,5 \text{ L} / \text{d} \times 1000} = 1,49 \mu\text{g} / \text{L} \approx 1,5 \mu\text{g} / \text{L} \quad \text{Équation 2.2}$$

Au Canada, compte tenu du fait que les eaux hivernales (environ 6 mois de l'année) ne sont pas supposées contenir de cyanotoxines, il a été décidé de retenir une concentration de 1,5 µg/L de microcystine-LR (Équation 2.3.4.2). Cette norme devrait être appliquée à partir du moment où toutes les usines seront capables de procéder à des analyses de cyanotoxines. Une norme pour les eaux récréatives est à l'étude. Santé Canada (1998) demeure cependant incertain par rapport à la validité de ces recommandations car les données recueillies sur la toxicité des cyanobactéries sont peu nombreuses.

Recommandation de l'OMS (WHO, 1998) :

$$\frac{40 \mu\text{g} / \text{kg} \cdot \text{d} \times 60 \text{ kg} \times 0,8}{2 \text{ L} / \text{d} \times 1000} = 0,96 \mu\text{g} / \text{L} \approx 1,0 \mu\text{g} / \text{L} \quad \text{Équation 2.3}$$

La recommandation de l'OMS diffère légèrement de la recommandation australienne car l'OMS fixe la masse moyenne de l'adulte à 60 kg et le taux d'assimilation à 0,8. L'OMS insiste sur le fait qu'il s'agit d'une recommandation provisoire pour la microcystine-LR et qu'elle sera modifiée lorsque les connaissances sur la toxicité des cyanotoxines seront plus approfondies.

On trouve de plus en plus d'eaux brutes ayant des concentrations en microcystine-LR supérieures à 1,0 µg/L. Le traitement en usine n'étant pas toujours très performant pour enlever les cyanotoxines, il devient préoccupant de déterminer les effets sur l'homme des petites doses à long terme (NTP, 2001). Par ailleurs, il existe une multitude d'autres

toxines dont on ignore pour l'instant la toxicité, fautes d'études appropriées (Duguet, 2001 ; Burch, 2001 ; Santé Canada, 1998). Dans ces conditions, il est impossible de se prononcer sur leurs concentrations acceptables respectives dans l'eau potable (Brient *et al.*, 2001 ; Burch, 2001 ; Santé Canada, 1998). Néanmoins, dans l'attente de progrès sur la toxicologie des cyanobactéries, il semble judicieux d'appliquer des recommandations sur les cyanotoxines connues. Actuellement le principal problème pour l'application d'une recommandation est l'impossibilité pour la plupart des usines de procéder à des analyses de cyanotoxines. Il est donc primordial de développer une méthode de détection peu coûteuse, simple, sensible et rapide pouvant être appliquée comme test de routine en usine (Burch, 2001). Santé Canada (1998) insiste aussi sur la nécessité de mettre en place un moyen de prévenir rapidement la population en cas de risque majeur. En plus de contrôler les toxines dans l'eau potable, il peut être utile de surveiller la croissance des cyanobactéries en vue d'appliquer des recommandation sur la baignade (cf. Tableau 2.2).

Tableau 2.2 : Recommandations et risques pour la santé en fonction de la population cyanobactérienne (Tandeau de Marsac, 2001).

Situations	Risques	Recommandations
Écume de cyanobactéries	Toxicité aiguë : - empoisonnement létal - irritation de la peau - troubles gastro-intestinaux	Empêcher tout contact avec l'écume Informers les autorités compétentes
100 000 cellules/mL (50 µg/L chlorophylle-a)	Toxicité aiguë : - irritation de la peau - troubles gastro-intestinaux Toxicité chronique	Restreindre la baignade Mettre des panneaux d'avertissement Informers les autorités compétentes
20 000 cellules/mL (10 µg/L chlorophylle-a)	Toxicité aiguë : - irritation de la peau - troubles gastro-intestinaux Toxique chronique	Mettre des panneaux d'avertissements Informers les autorités compétentes

2.3.5 Détection des cyanotoxines

La détection des cyanotoxines est devenue un enjeu important avec l'augmentation des proliférations de cyanobactéries. Cependant, il n'y a pour l'instant pas de techniques de détection standardisées. Plusieurs méthodes existent, présentant chacune des avantages et des inconvénients. On distingue trois types de méthodes pour la détection : celles qui permettent de quantifier et d'identifier les toxines avec une grande précision (méthodes analytiques), celles qui ne permettent pas l'identification des toxines et dont la quantification est moins précise et celles qui mesurent des variables liées à la présence de toxine (détection indirecte). Bien qu'il y ait des recommandations sur les concentrations en microcystine-LR, l'absence de norme laisse aux producteurs d'eau potable le choix dans les méthodes et la fréquence des détections.

Avec les diverses méthodes de détection utilisées, les recensements ont permis d'estimer que 50 à 70% des proliférations cyanobactériennes sont toxiques (Gupta, 1998 ; Santé Canada, 2001 ; Giddings *et al.*, 2000). Ces blooms peuvent être occasionnés par un rassemblement de plusieurs espèces de cyanobactéries (toutes n'étant pas nécessairement toxiques) sécrétant plusieurs types de toxines (Gupta, 1998). Il n'est pas possible de déterminer la toxicité d'une eau sans passer par des analyses en laboratoire, c'est pourquoi toute eau présentant une efflorescence de cyanobactérie est à considérer comme toxique.

Que ce soit pour le traitement ou la prévention, il est important d'être capable de mesurer les cyanobactéries et les toxines algales dans l'eau pour estimer les performances de ces actions (Santé Canada, 1998). Il est donc important d'établir des méthodes de détection fiables. Le dépistage systématique des cyanotoxines permet de prendre conscience plus tôt des problèmes et donc de faire des économies, que ce soit en évitant l'intoxication du bétail ou en appliquant plus rapidement des mesures de préventions contre la croissance des cyanobactéries. Cela évite la nécessité d'un traitement plus coûteux en usine pour réduire les concentrations en toxines (Giddings *et al.*, 2000).

Cette section commence par la description des différentes méthodes de détection utilisées pour dépister les toxines pour ensuite étudier au cas par cas la détection des toxines algales en fonction du type de toxine.

2.3.5.1 Échantillonnage

En milieu naturel l'échantillonnage est difficile. Grâce à leurs vacuoles gazeuses, les cyanobactéries peuvent répandre leurs toxines à différentes profondeurs. Par ailleurs, on constate que la concentration en toxine peut varier largement dans le temps et dans l'espace (WHO, 1998). L'OMS observe des variations de 0,01 à 0,35 mg/L et de 1 à 24 mg/L pour deux lieux d'échantillonnage (WHO, 1998). Giddings *et al.* (2000) notent des variations d'un facteur 6 sur les concentrations en cyanotoxines entre le jour et la nuit. Gupta (1998) et Santé Canada (1998) voient la concentration en toxine à la prise d'eau de deux stations d'eau potable varier de 0,15 µg/L à 4,3 µg/L en l'espace de quelques heures. L'OMS explique ces variations importantes par la nature des courants hydrauliques et des vents qui ont plus tendance à concentrer les cellules cyanobactériennes qu'à homogénéiser leur concentration dans l'eau. Pour faire un bon échantillonnage en milieu naturel, il est nécessaire d'avoir une bonne connaissance de l'écosystème, de son hydraulique et des conditions météorologiques. L'OMS estime qu'un échantillonnage hebdomadaire est insuffisant pour dépister les cyanotoxines et recommande des analyses journalières (WHO, 1998). La conservation des échantillons a été peu étudiée jusqu'à présent, elle est pourtant essentielle si on veut faire de bonnes mesures (Nicholson *et al.*, 2001). Dans l'optique de l'application d'une norme sur les cyanotoxines il est important de définir un protocole d'échantillonnage et de conservation des échantillons. En effet, selon les conditions de stockage, on peut observer des pertes de cyanotoxines.

2.3.5.2 Concentration des échantillons

Au cours d'une prolifération de cyanobactéries, des toxines peuvent être libérées dans l'eau, mais il est courant qu'une partie des toxines reste confinée dans les cellules. Pour déterminer la concentration totale en cyanotoxine il est alors nécessaire de lyser les cellules vivantes. Ceci peut être fait en congelant puis décongelant les échantillons ou en les soumettant à des ultrasons (Nicholson *et al.*, 2001). Une fois cette étape accomplie, il est souvent nécessaire de concentrer l'échantillon car les appareils d'analyse sont le plus souvent incapables de détecter des concentrations de l'ordre du $\mu\text{g/L}$ sans prétraitement de l'échantillon. Il peut aussi être souhaitable de retirer les substances qui pourraient interférer lors de la mesure (Nicholson *et al.*, 2001).

2.3.5.3 Bio-essais

On peut utiliser des organismes vivants (vertébrés, invertébrés, micro-organismes) pour connaître les doses létales et déterminer si la toxine est une hépatotoxine ou une neurotoxine. Ce type de détection est pratique pour dépister les toxines dans les fleurs d'eau (Burch, 2001). La détection par bio-essais permet également d'étudier les impacts des toxines sur la santé en extrapolant les observations faites chez l'animal. Cependant, ce type d'analyse ne permet pas de déceler les basses concentrations de toxines et ne peut être utilisé dans le cadre de la recommandation sur la microcystine-LR dans l'eau potable. Par ailleurs, lorsque plusieurs toxines sont présentes les effets peuvent être masqués.

2.3.5.4 ELISA (Enzyme Linked Immunosorbant Assay)

Les enzymes ELISA permettent une reconnaissance de type antigène/anticorps, l'antigène étant la molécule à détecter. Les enzymes ELISA sont couramment utilisées pour la détection des polluants dans l'environnement et de nouvelles enzymes ont été récemment développées pour le dépistage des cyanotoxines. Les enzymes ELISA sont très sensibles et permettent une détection de la microcystine à partir de $0,2 \mu\text{g/L}$. Elles sont pratiques pour le dépistage mais comme elles ne peuvent dissocier les toxines ayant

des structures moléculaires proches, une détection précise ne peut être faite que si on connaît parfaitement les types de toxines présentes (Burch, 2001). Dernièrement, une nouvelle enzyme ELISA a été synthétisée permettant d'augmenter les réactions croisées entre microcystines tout en gardant la même sensibilité de détection (Fischer *et al.*, 2001). Cette nouvelle enzyme permet ainsi de détecter un plus grand nombre de cyanotoxines. Un des avantages de la détection ELISA est que la matrice de l'eau n'interfère pas avec la mesure.

Plusieurs laboratoires (Scottish Crop Research Institute, PBR Labs, EnviroGard et EnviroLogix) fournissent des kits de détection ELISA utilisables avec un minimum de matériel et de connaissances. D'après l'Organisation Mondiale de la Santé (WHO, 1998) la détection par réaction immunitaire est à la fois la plus sensible et la plus rapide.

2.3.5.5 *Inhibition de la phosphatase*

Les hépatotoxines agissent sur l'organisme des mammifères en inhibant la phosphatase. En quantifiant cette inhibition il est possible de déterminer la concentration d'hépatotoxine présente dans un échantillon. A ce jour, deux méthodes ont été développées. L'une d'elle consiste à observer la formation de ^{32}P dans un substrat à base de phosphore radioactif. La limite de détection pour les hépatotoxines est alors de 0,1 $\mu\text{g/L}$. Malheureusement le ^{32}P a une demi vie de 14 jours ce qui empêche de le stocker longtemps et le substrat n'étant pas commercialisé nécessite un appareillage coûteux pour le synthétiser. L'autre méthode consiste à quantifier l'inhibition de la phosphatase en utilisant les propriétés colorimétriques du couple p-nitrophényl/p-nitrophénol. La détection est alors basée sur la transformation d'un substrat, le p-nitrophényl-phosphate, en une substance de couleur différente, le p-nitrophénol. L'intensité de la coloration (mesurée par absorption à 405 nm) est reliée à la concentration inhibitrice en toxine (Robillot *et al.*, 2001). Cette méthode permet de détecter la microcystine-LR à partir de 50 ng/L.

Comme pour la détection ELISA, il existe des kits de détection d'inhibition de phosphate, mais il est recommandé de valider leurs résultats par des méthodes

analytiques. Le principal inconvénient de cette méthode est de détecter toutes les substances inhibant la phosphatase ce qui ne permet pas la détection d'une toxine particulière et peut fausser les analyses en détectant des substances inhibant également la phosphatase. Par exemple, la microcystine-RR inhibe aussi bien la phosphatase que la microcystine-LR mais est dix fois moins toxique.

De la même manière que l'on mesure l'inhibition de la phosphatase provoquée par les hépatotoxines, il est possible d'exploiter l'inhibition de l'acétylcholinestérase causée par l'anatoxine-a(s) ou les perturbations des canaux sodiques engendrées par les saxitoxines (test des neuroblastomes) pour détecter ces cyanotoxines (Robillot *et al.*, 2001). Cependant, ces méthodes de détection ne semblent pour l'instant pas très répandues à l'inverse des détections ELISA et inhibition de phosphatase qui présentent de nombreux avantages (cf. Tableau 2.3).

Tableau 2.3 : Avantages et inconvénients des méthodes de détection ELISA et inhibition de phosphatase (IP).

Avantages
Seuils de détection très bas (ELISA : 0,07 ng/L ; IP : 50 ng/L)
Possibilité d'analyser un grand nombre d'échantillon simultanément (une centaine)
Nécessite de faibles volumes d'échantillon (quelques dizaines de μ L)
Ne nécessite pas de concentrer l'échantillon
Rapidité d'analyse
Nécessite peu de matériel (spectromètre)
Ne nécessite pas un personnel hautement qualifié
Inconvénients
Ne détecte que la microcystine

La comparaison de la détection ELISA et de la détection par inhibition de la phosphatase donne des résultats variables. L'AWWARF (2001) observe une meilleure

détection par ELISA que par inhibition de phosphatase alors que Santé Canada (1998, 1999) et Lahti *et al.* (2001) obtiennent des résultats similaires par détection ELISA, inhibition de phosphatase et HPLC-MS/MS exceptés pour certaines toxines déméthylées de *Planktothrix agardhii*.

2.3.5.6 Méthodes analytiques

Les méthodes analytiques sont beaucoup plus précises et fournissent plus de renseignements que les autres méthodes de détection. En contrepartie elles sont plus coûteuses et utilisent un appareillage nécessitant une main d'œuvre spécialisée. De plus, le manque de standards pour calibrer les appareils de détection est un problème important pour la détection et la quantification des cyanotoxines (James, 1992).

Comme les métabolites odorants, les toxines sont en concentration trop basses pour être mesurées directement par les méthodes analytiques. Il est donc nécessaire de procéder à une extraction/concentration. Long (1997) a évalué les performances de divers solvants pour extraire la microcystine-LR, ses résultats sont résumés dans le Tableau 2.4.

Tableau 2.4 : Taux d'extraction de la microcystine-LR en fonction du type de solvant.

Solvant	Extraction
Ethanol 80%	32%
Acide acétique 5%	0%
Méthanol 50%	99%
Eau	77%
n-butanol+methanol+eau	100%

Pour les mêmes raisons que pour la détection des métabolites odorants nous n'approfondirons pas la description de chaque méthode de détection analytique. À titre de référence on rappelle que la détection des cyanotoxines peut se faire à l'aide des appareils suivant : HPLC-UV, GC-MS, GC-ECD, FAB-MS (Fast Atom Bombardment),

FAB-LC/MS, SIM-LC/MS (Single Ion Monitoring), TLC (Thin Layer Chromatography), NMR (Nuclear Magnetic Resonance). On note qu'un couplage de FAB/MS/NMR-HPLC permet de décrire la structure moléculaire des toxines.

Parce que les cyanotoxines sont peu volatiles la chromatographie liquide est très performante. Ainsi, le HPLC avec détection UV est l'appareil le plus fréquemment utilisé. Le rayonnement UV utilisé dépend de l'absorption des acides aminés de la molécule (entre 220 et 270 nm). C'est pourquoi les détecteurs UV à barrette de diodes assurent une meilleure détection si des standards sont disponibles (Burch, 2001). La variation du rayonnement UV permet en effet de détecter les différentes cyanotoxines. Le couplage de la spectrométrie de masse avec la chromatographie facilite l'analyse du chromatographe en dissociant les molécules apparaissant simultanément sur le chromatographe. Les seuils de détection sont alors de 1 µg/L pour la microcystine, 3 µg/L pour la cylindrospermopsine et 0,1 ng/L pour l'anatoxine. La chromatographie présente néanmoins un problème. Lorsque des toxines inconnues sont détectées, on est incapable d'identifier les «pics» sur le chromatographe. Pour plus d'informations il est possible de consulter Robillot *et al.* (2001).

Souvent une eau contient plusieurs toxines différentes et il est nécessaire de combiner plusieurs méthodes de détection pour toutes les détecter car en général chaque méthode est adaptée pour détecter un type de toxine particulière. C'est pourquoi, dans les années 90 il est proposé de faire une détection des toxines en utilisant simultanément plusieurs méthodes :

- Approche à large spectre avec des souris ou des analyses plus spécifique comme ELISA.
- Identification des toxines par HPLC-UV ou si possible par HPLC-photodiode.
- Identification des toxines par MS par comparaison avec un standard.
- Identification des toxines par NMR, par MS/MS ou par un métabolisme spécifique.

Comme trop peu de laboratoires disposent des ressources nécessaires à son application, en 1998, une nouvelle méthode, utilisant uniquement la détection HPLC-UV, est proposée (Giddings *et al.*, 2000). Mais là encore, trop peu de laboratoires disposent du matériel et de l'argent nécessaire (Giddings *et al.*, 2000). Ainsi, la majorité des laboratoires utilisent des méthodes de détection alternatives comme l'inhibition de phosphatase ou la détection ELISA. Néanmoins, pour préparer l'application de la norme sur la microcystine-LR il est nécessaire de trouver une méthode de détection applicable par toutes les usines d'eau potable.

2.3.5.7 Détection indirecte

La détection directe des cyanotoxines étant complexe, on peut chercher à surveiller d'autres variables permettant de prévoir les blooms de cyanobactéries. Il peut s'agir de :

La détection d'un changement de la composition de l'eau annonçant la floraison des cyanobactéries. Par exemple un décompte des particules peut être le signe précurseur d'une floraison.

La détection de signes indicateurs de la présence de cyanobactéries : chlorophylle-a, géosmine et MIB bien que les corrélations avec les cyanotoxines ne sont pas toujours bonnes (AWWARF, 2000).

La concentration de la biomasse dans l'eau peut être corrélée à la concentration en cyanotoxine et peut donc permettre la détection indirecte des cyanotoxines.

Giddings *et al.* (2000) montrent que, dans les lacs hypertrophes de l'Alberta, il existe une corrélation positive entre la concentration de la microcystine et la biomasse de *Microcystis aeruginosa*, le phosphore total, le phosphore total dissout, le pH et la chlorophylle. L'étude révèle aussi une corrélation négative entre la microcystine et la concentration en nitrate et une absence de corrélation avec la température. Duguet (2001) illustre sur la Figure 2.9 des relations linéaires entre les toxines et les algues.

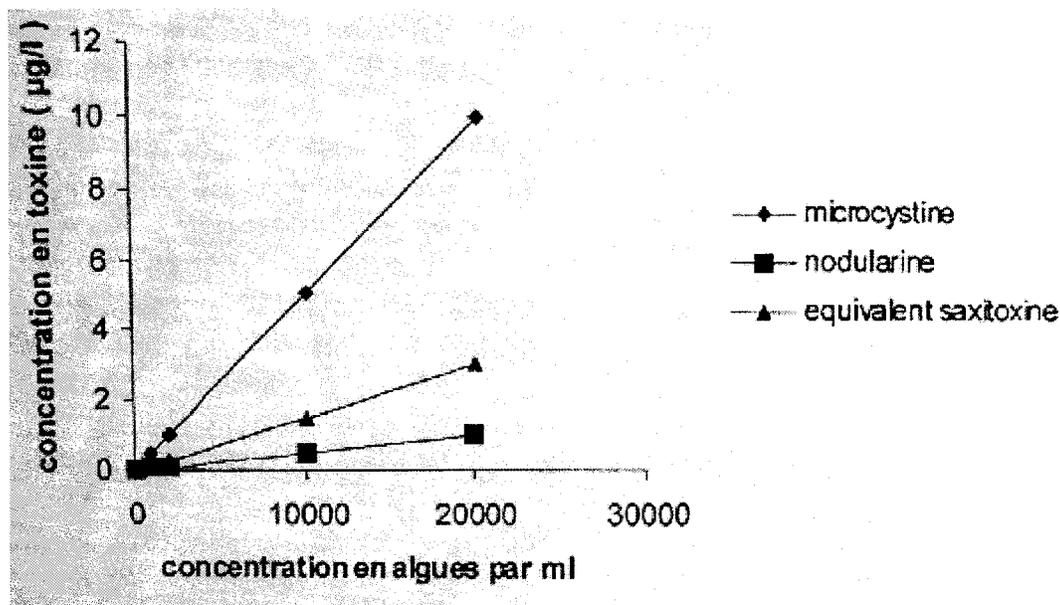


Figure 2.9 : Relation entre nombre de cellules algales par mL et concentrations en cyanotoxine (Duguet, 2001).

Diverses recherches ont été menées pour déterminer le nombre de cellule par litre à partir duquel la santé est mise en danger. Les nombres avancés sont généralement situés entre 15 000 à 20 000 cellules/L. Excepté en Australie, où on associe une concentration de 1,3 µg/L de microcystine-LR à 6 500 000 cellules/L. L'OMS pense que la toxicité des eaux est à relier aux mécanismes de concentration cellulaire (WHO, 1998). Pour les eaux récréatives, l'OMS (WHO, 1998) observe un lien, excepté pour la microcystine, entre la concentration cellulaire, le temps de contact et l'importance de l'intoxication. L'OMS fournit à ce sujet des directives pour les eaux récréatives.

Dans certains cas, on peut donc chercher à dénombrer les cellules algales plutôt que de faire des analyses de toxines. Il existe pour ce faire des compteurs portatifs de cellules algales, mais ceux-ci ne sont pas capables de décompter les algues regroupées en filament ou en amas. Dans ces deux cas il faut passer par un décompte en laboratoire (Harman, 1992). Saint *et al.* (2001) proposent une méthode basée sur la reconnaissance du code génétique qui permet non seulement d'identifier une espèce de cyanobactéries

mais encore de dénombrer les cellules de cyanobactéries avec une bonne précision pourvue que la concentration soit supérieure à 2000 cyanobactéries/L. Cependant, il ne faut pas perdre de vue que ce type de relation entre toxines et biomasse n'est pas systématique. En effet, Nakache *et al.* (2001) relatent une prolifération cyanobactérienne massive (entre 10^8 et 10^{10} cellules/mL) très peu toxique (moins de 1,0 µg/L). De même, plusieurs études (Foundation for Water Research, 1994 ; Westrick *et al.*, 2000) montrent qu'il n'y a pas de lien entre concentration en cyanotoxine et nombre de cyanobactéries dans l'eau. Enfin, l'OMS évoque la possibilité de dépister les proliférations de cyanobactéries par imagerie satellite en étudiant les radiations infra rouges émises par les efflorescences algales (WHO, 1998).

2.3.5.7.1 Détection des neurotoxines

2.3.5.7.1.1 Anatoxines

Plusieurs mesures doivent être prises pour la conservation des échantillons. Ils doivent être protégés de la lumière car l'anatoxine-a est rapidement photodégradable à pH 8-9 (temps de demi vie compris entre une et deux heures). Il faut aussi éviter de les conserver dans des eaux alcalines car les anatoxines se dégradent en milieu alcalin (temps de demi vie de quelques jours). À pH 6, dans le noir, on pense pouvoir conserver les anatoxines pendant plusieurs mois. On note qu'il ne semble pas y avoir de méthode de concentration. Les informations concernant l'extraction, l'identification et la sensibilité sont présentées dans le Tableau 2.5.

Tableau 2.5 : Détection des anatoxines (Nicholson *et al.*, 2001 ; James *et al.*, 1993).

Toxine	Conservation	Extraction	Identification ¹	Sensibilité ²
Anatoxines	Plusieurs mois en solution acide (pH 6) à l'abrit de la lumière.	Congélation/décongélation dans un mélange acide d'eau et d'alcool.		1 µg/L (GC/MS). 3 ng/L (GC/ECD). 10 ng/L (HPLC-GC à fluorescence).
Anatoxine-a(s)		Congélation/décongélation dans un mélange d'acide acétique et d'alcool.	HPLC avec standard.	
Anatoxine-a			HPLC (227 nm) avec standard ou extraits cyanobactériens	10 ng/L (HPLC).
Homo-anatoxine	On pense que les méthodes d'extraction/détection de l'anatoxine-a devraient être applicable à l'homoanatoxine-a.			

¹Absence ou présence de la toxine ciblée.

²Concentration la plus faible détectable en fonction des appareils de détection.

2.3.5.7.1.2 Saxitoxines

On ne connaît pas très bien les effets de la température sur les saxitoxines : on sait cependant que les saxitoxines se transforment en une toxine beaucoup plus toxique à 25°C.

Il ne semble pas exister de techniques de concentration des saxitoxines ce qui empêche pour l'instant l'utilisation de certaines méthodes de détection manquant de sensibilité (cf. Tableau 2.6).

Il est à noter que la détection ELISA bien que très sensible n'est pas très performante pour la quantification des saxitoxines compte tenu du fait qu'elle ne permet de détecter toutes les saxitoxines à cause du manque de réactions croisées avec les enzymes ELISA actuellement utilisées.

Tableau 2.6 : Détection des saxitoxines (Nicholson *et al.*, 2001).

Toxine	Conservation	Extraction	Quantification	Sensibilité
Saxitoxines	15 jours à 4°C dans l'acide acétique (0,05 M).	Congélation/décongélation dans l'acide acétique (0,05 M).	HPLC à fluorescence et HPLC/MS.	Suffisante.
			ELISA.	Excellente.
			Electrophorèse capillaire couplée avec MS ou détection UV.	Insuffisante.
			Test neuroblastomes.	Insuffisante.

2.3.5.7.2 Détection des hépatotoxines

La phase d'extraction est primordiale pour la quantification de la microcystine et de la nodularine car ces toxines sont généralement conservées à l'intérieur des cellules cyanobactériennes. On recommande généralement de faire trois extractions successives. La microcystine et la nodularine sont très stables dans l'eau pure/stérile. Cependant, en présence de pigments cyanobactériens, on observe une photodégradation de ces toxines. Par ailleurs, la microcystine et la nodularine sont susceptibles d'être biodégradés par des micro-organismes, c'est pourquoi on préconise une conservation à basse température et à l'abri de la lumière. L'ajout d'un antibiotique ou d'un solvant peut également aider à la conservation (le méthanol et l'acide acétique 5% permettent de conserver un échantillon pendant un mois). L'adsorption sur les parois du contenant apparaît comme une source de perte de toxines. Ces pertes sont plus importantes quand on utilise des méthanols <25%, ces solvants sont donc à éviter.

Il est possible de mesurer les concentrations de microcystine et de nodularine par chromatographie, mais la matière organique de l'eau retenue par les cartouches adsorbantes utilisé lors de la concentration peut fausser les résultats. Les temps de rétention des microcystines lors de la chromatographie sont suffisamment voisins les uns des autres pour qu'on puisse détecter toutes les microcystines à la fois. On exprime alors les concentrations en microcystine équivalente. On peut également procéder à une

détection indirecte de la microcystine ou de la nodularine en brisant la chaîne Adda et en mesurant l'acide 3-méthoxy-2-méthyl-4-phényl-batyrique (MMPB). Il est aussi possible de détecter la microcystine par ELISA, mais les anticorps que l'on est actuellement capable de synthétiser ne permettent pas de détecter toutes les microcystines. Certaines microcystines sont ainsi bien mesurées alors que d'autres ne sont pas détectées. Ainsi, les méthodes ELISA ne sont que semi-quantitatives. Par contre, elles ont une sensibilité très élevée, supérieure à celle de la détection HPLC-PDA. Par ailleurs, la détection ELISA ne semble pas capable de détecter avec précision des concentrations en toxines supérieures à 5 µg/L sans surestimer les concentrations (Metcalf *et al.*, 2000). Enfin, la microcystine peut être mesurée par inhibition de phosphatase. Cependant, la matrice organique de l'eau peut perturber les mesures : Heresztyn *et al.* (2001) n'observent pas d'effets négatifs de la matière organique de l'eau sur la détection de la microcystine alors que Nicholson *et al.* (2001) indiquent que la matrice peut biaiser la détection de cette cyanotoxine suivant la méthode utilisée pour mesurer l'inhibition de la phosphatase. D'autres méthodes, basées sur la production de substances fluorescentes ou luminescentes par réactions enzymatiques, sont à l'étude. Les méthodes de conservation, d'extraction et de détections de la cylindrospermopsine sont similaires à celles des autres hépatotoxines (cf. Tableau 2.7). Tout comme la microcystine et la nodularine, la cylindrospermopsine est sujete à la photodégradation, à la biodégradation et à l'adsorption sur les parois du contenant. Le polyéthylène se révèle très adsorbant alors que le pyrex ne l'est pas du tout.

Tableau 2.7 : Détection des hépatotoxines.

Toxine	Conservation	Extraction ¹	Quantification Identification ²	Sensibilité
Microcystine et nodularine	À l'abri de la lumière, à faible température et à n'importe quel pH.	Congélation / décongélation, ultra-sons, mélange eau- alcool ou eau- acide, l'ébullition et micro-ondes.	HPLC-MS.	20 ng/L.
			HPLC-UV ³ .	
			HPLC-PDA ⁴ .	1 µg/L.
			Électrophorèse capillaire.	Insuffisante.
			HPLC, GC/MS (détection indirecte).	0,4 ng/L.
			ELISA.	Excellente.
Cylindro- spermopsine	À l'abri de la lumière, pH entre 4 et 10, T < 50°C.	Congélation / décongélation, méthanol, acide acétique.	HPLC-UV.	
			LC/MS/MS.	1 µg/L.

¹ la concentration se fait par cartouche adsorbante.

² l'identification nécessite des standards.

³ certains plastiques causent des interférences avec la mesure.

⁴ la détection PDA (Photo Diode Array) permet de détecter un plus grand nombre de toxines que la détection UV.

⁵ la détection par inhibition de phosphatase ne peut se faire que si la concentration des toxines est comprise entre 0,2 et 1,0 µg/L. Les concentrations supérieures peuvent néanmoins être mesurées par dilution.

2.3.6 Traitement des toxines algales et prévention de la croissance cyanobactérienne

Pour diminuer la concentration en toxine dans l'eau potable, deux stratégies sont envisageables : 1) traiter l'eau en usine d'eau potable, 2) appliquer des mesures préventives contre la prolifération des cyanobactéries dans les eaux brutes. Dans les deux cas, il est important de ne pas lyser les cellules cyanobactériennes pour éviter de répandre leurs métabolites toxiques dans l'eau. Le traitement standard est capable

d'enlever les cyanobactéries de l'eau mais est souvent inefficace contre les cyanotoxines. À l'instar des métabolites odorants, des unités de traitement spécialisées sont donc requises pour éliminer les toxines algales de l'eau. Les cyanobactéries étant des algues, à quelques exceptions près, les mesures préventives limitant la croissance des algues sont fonctionnelles pour lutter contre la croissance des cyanobactéries. Le traitement et la prévention peuvent être pratiqués simultanément, mais bien que la prévention donne de meilleurs résultats, on cherche généralement à traiter le problème en usine. On explique ceci, par une vision à court terme des problèmes liés aux cyanobactéries.

2.3.6.1 Prévention

Pour Giddings *et al.* (2000), la première étape du traitement de l'eau potable est la gestion de la réserve d'eau brute. Celle-ci doit entre autre empêcher le développement des algues dans la réserve d'eau brute. Plusieurs types de prévention sont possibles pour limiter la croissance des cyanobactéries :

- Le contrôle des éléments nutritifs essentiels à la croissance des algues.
- L'aération et la création de turbulences dans les lacs et réservoirs pour générer des conditions défavorables à la croissance des cyanobactéries.
- Les biomanipulations de l'écosystème pour le rendre défavorables aux cyanobactéries.
- L'utilisation d'algicide.
- Le contrôle du débit.
- L'enlèvement physique des algues.
- Le changement de la profondeur de la prise d'eau.

Santé Canada (1998) estime que les méthodes préventives les plus efficaces pour limiter la croissance des cyanobactéries sont le contrôle des nutriments et la création de

conditions hydrauliques défavorables aux cyanobactéries dans les cours d'eau. Cependant, aux Etats-Unis, le contrôle des algues se fait principalement en utilisant des algicides, puis en contrôlant les nutriments ou en aérant l'eau (Miller *et al.*, 1997).

2.3.6.1.1 *Contrôle des nutriments*

On estime souvent que c'est l'apport en phosphore et en azote qui est responsable de la prolifération des plantes aquatiques et des algues détériorant la qualité des eaux. L'azote et le phosphore sont nécessaires à la vie aquatique, cependant, des concentrations trop importantes peuvent avoir des effets indésirables comme la diminution de la limpidité de l'eau, la mort des poissons, la prolifération des algues et des plantes aquatiques occasionnant des problèmes de goût/odeur et de toxines (Carignan, 2001). Chorus (2001) a étudié les éléments limitant la croissance des algues en eau douce et constate qu'en Amérique du Nord et en Europe cette croissance est limitée par le phosphore. Dans les régions arides et subtropicales le facteur limitant la croissance est plutôt l'azote. Dans les eaux turbides, la lumière est le facteur limitant. Enfin, Chorus (2001) note qu'il est souvent plus facile de contrôler la teneur en phosphore même lorsque l'azote est le facteur limitant. Le phosphore est donc souvent la clef de la croissance des algues et des plantes aquatiques, c'est pourquoi il est utilisé pour caractériser la fertilité des lacs et qu'on cherche à contrôler sa concentration. Carignan (2001) distingue trois types de lacs : les lacs oligotrophe ($P < 10 \mu\text{g/L}$), les lacs mésotrophe ($10 \mu\text{g/L} < P < 20 \mu\text{g/L}$), les lacs eutrophes ($30 \mu\text{g/L} < P$).

Au Québec, l'eutrophisation des lacs est causée en grande partie par les activités humaines (Carignan, 2001).

On peut diminuer la teneur en phosphore présente dans l'eau par précipitation avec un coagulant. Le plus couramment utilisé est l'alun, mais l'aluminate de sodium et le chlorure ferrique sont aussi utilisés. La précipitation du phosphore se fait par la formation de complexes moléculaires insolubles métal-phosphore. L'utilisation de l'alun est délicate car il faut constamment veiller à ce que le pH de l'eau ne baisse pas

en dessous de 6, sans quoi l'aluminium, en se solubilisant dans l'eau, devient toxique pour les organismes aquatiques. Le second problème lié à l'utilisation de l'alun est une diminution de son efficacité dans les eaux contenant du fer. En effet, l'alun contient des sulfates qui vont précipiter le fer présent dans l'eau pour former du sulfure ferrique (très insoluble). Or, le fer se complexe naturellement avec les phosphates et donc sa précipitation avec les sulfates empêche sa précipitation avec le phosphore. Brookes *et al.* (2001) sont d'avis que l'utilisation de certains coagulants (sels d'aluminium et de fer) n'est pas souhaitable pour la précipitation du phosphore en milieu naturel. En alternative, ils proposent l'utilisation du gypse pour piéger le phosphore lorsque les concentrations ne sont pas trop importantes et l'emploi de blé d'orge si le gypse n'est pas suffisant. En effet, le blé d'orge perturbe le cycle naturel du phosphore et agit comme un algicide sur les algues. L'utilisation de coagulant peut-être efficace pour diminuer rapidement la concentration des nutriments dans l'eau, mais ses effets n'étant pas durables (il faut continuellement ajouter du coagulant pour précipiter l'arrivée constante de nutriments dans l'eau), il semble préférable de contrôler les sources de nutriments arrivant dans l'eau. Par ailleurs, si l'apport quotidien en nutriment est important, il ne paraît pas évident qu'il puisse être traité avec un coagulant.

Pour avoir des effets à long terme, après au moins 5 à 10 ans (Brient *et al.*, 2001 ; Santé Canada, 1998), on peut chercher à diminuer les teneurs en nutriments dans l'eau en contrôlant les sources de nutriments. Carignan (2001) a répertorié ces sources au Québec et distingue les sources naturelles des sources d'origines humaines. Les sources naturelles sont les marais, les zones inondées par les castors et les fortes pluies. Les sources liées aux activités humaines sont plus nombreuses, Carignan (2001) évoque les suivantes :

- Les installations septiques non scellées qui répandent du phosphore dans les eaux souterraines (phénomène d'autant plus marqué lorsque les terres sont saturées d'eau comme à la fonte des neiges ou lors des fortes pluies).

- Les détergents pour lave vaisselle : alors que les savons pour le corps sont faits sans phosphore, les détergents pour lave vaisselle peuvent comporter jusqu'à 7% de phosphore dans leur composition ce qui en fait une source importante de phosphore.
- Les fertilisants pour gazon : qu'ils soient écologiques, biodégradables ou chimiques, ils contribuent tous fortement à l'eutrophisation des lacs.
- Le déboisement : les pluies sur les terres déboisées fournissent par unités de surface deux fois plus de phosphore aux cours d'eau que les forêts.
- L'agriculture : elle fournit aux cours d'eau 10 fois plus de phosphore que les forêts.
- L'inondation des terres lors de la construction de barrages : la décomposition organique succédant à l'élévation du niveau de l'eau peut causer un apport important de phosphore et d'azote pendant plusieurs décennies.

Brookes *et al.* (2001) évoquent aussi deux cas où il est difficile de contrôler les nutriments :

- L'atmosphère chargée en nutriment à cause de la pollution industrielle et des incendies naturels (forêt, savanes, etc.).
- Les eaux naturellement chargées en nutriments.

C'est pourquoi Brookes *et al.* (2001) préconisent une action sur les sédiments plutôt que sur les sources qui sont trop difficiles à répertorier et à contrôler. Ces auteurs proposent de récolter puis d'oxyder ou de faire sécher les sédiments pour les empêcher de relarguer leurs nutriments. Cependant, ils ne sont pas sûrs que de telles mesures soient efficaces à long terme.

Tandeau de Marsac (2001) est d'avis qu'il faut contrôler les nutriments en limitant l'usage excessif des fertilisants, en contrôlant l'érosion des terres agricoles fertilisées et des zones déboisées, et en évitant l'évacuation des eaux domestiques et industrielles dans les lacs et les rivières. Pour les lacs, Carignan (2001) conseille de recenser et de quantifier les sources de nutriments, de tenir un carnet de bord de chaque lac pour

observer les changements survenant sur de longues périodes, de limiter la croissance des algues et des plantes aquatiques en contrôlant les nutriments et de naturaliser les bords de lacs pour limiter l'érosion.

Dans les lacs, la profondeur est un paramètre important dans le cycle du phosphore. Quand le lac est profond et stratifié les nutriments ne sont disponibles pour le phytoplancton que lors du renversement thermique des eaux. A l'inverse, les lacs peu profonds ont des sédiments plus proches de la surface et par conséquent plus accessibles au phytoplancton. C'est pourquoi les lacs peu profonds sont plus difficiles à restaurer (Brookes *et al.*, 2001).

Le contrôle des nutriments est une mesure de grande envergure nécessitant la participation d'un grand nombre de personnes pour réaliser plusieurs activités. Pour être mises en place, elles nécessitent au préalable une étude visant à déterminer et à quantifier les différentes sources de nutriments ainsi qu'à fixer les objectifs du contrôle des nutriments et les moyens pour les atteindre. L'atteinte des objectifs dépasse la capacité d'une usine d'eau potable et doit être organisée par une organisation de plus grande envergure tel qu'une municipalité ou un ministère. Un laboratoire doit être disponible pour analyser régulièrement et rapidement les échantillons provenant des sources à contrôler (plus ou moins nombreuses suivant les cas).

Il est à noter que la diminution de la teneur en azote dans les eaux brutes peut avoir une conséquence négative. En effet, la limitation de la croissance du phytoplancton due à un manque d'azote peut encourager la prolifération des fixateurs d'azote atmosphérique N_2 qui sont souvent des cyanobactéries toxiques (Levine *et al.*, 1999).

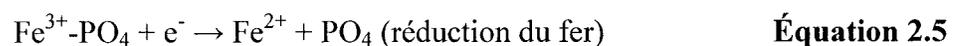
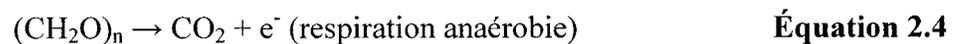
2.3.6.1.2 *Le cycle du phosphore*

Le phosphore est très souvent la clef de la croissance microbienne dans les lacs et les réservoirs. C'est pourquoi il est important de bien comprendre son cycle naturel. On observe que les sédiments libèrent beaucoup de phosphore lorsqu'ils sont en conditions

anaérobies. L'étude de ces processus montre qu'ils diffèrent suivant qu'on se trouve en eau douce riche en fer, en eau très dure, très alcaline et très conductive ou en eau peu à très dure mais pauvre en fer.

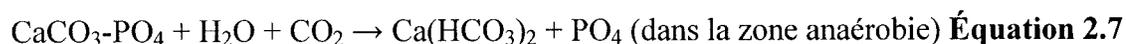
La respiration aérobie est une réaction d'oxydoréduction où la matière organique est oxydée en dioxyde de carbone alors que l'oxygène est réduit en eau. Dans la respiration anaérobie, la matière organique est oxydée grâce à la réduction d'une molécule alternative : nitrate, manganèse, fer, soufre, etc. Ce type de respiration est cependant moins rentable pour les micro-organismes que la respiration aérobie. Dans la respiration aérobie et dans la respiration anaérobie, du dioxyde de carbone est produit ce qui fait de ce gaz un bon indicateur des activités respiratoires.

Quand un lac devient eutrophe la demande en oxygène et la rapidité à laquelle l'oxygène dissout est consommée augmentent. Ceci se traduit par une demande croissante en oxygène pour la respiration des micro-organismes. Quand il n'y a plus d'oxygène, les composés alternatifs commencent à être utilisés dans l'ordre des potentiels rédox décroissant, à commencer par les nitrates. Tant que les nitrates sont utilisés il n'y a pas de libération de phosphore à partir des sédiments. Les problèmes avec le phosphore commencent uniquement lorsque le fer est réduit (Kortmanm, 2000) :



Après le fer, c'est au manganèse d'être réduit, puis au soufre. Ainsi, par des réactions d'oxydoréduction, la respiration anaérobie transforme et accumule du fer, du sulfure d'hydrogène et du manganèse dans la zone anaérobie. Lorsque ces composés sont aspirés par la prise d'eau, ils causent des difficultés pour le traitement de l'eau potable : encrassement des filtres, augmentation de la demande en oxydant, de la couleur et des problèmes de goûts/odeurs.

Dans les lacs ayant une dureté inférieure à 50 mg/L de CaCO₃, le fer tend à contrôler la dynamique du phosphore par l'intermédiaire des réactions (Kortmann, 2000) :



Dans les lacs eutrophes de dureté modérée, les concentrations en fer sont habituellement faibles et le phosphore se retrouve donc plus abondamment dans l'eau.

Dans les eaux dures, c'est le carbonate plutôt que le fer qui régit le cycle du phosphore. En surface, la consommation de CO₂ lors de la photosynthèse fait précipiter le CaCO₃ qui forme un complexe avec le PO₄. On parle alors de décalcification de l'épilimnion. Ce phénomène ne peut avoir lieu en milieu acide car le pH doit être supérieur à 8,3. Dans le fond du lac, le CO₂ de la respiration acidifie l'eau et dissout le complexe CaCO₃-PO₄ relargant le phosphore. Ainsi, dans les eaux dures, ce ne sont pas les réactions d'oxydoréductions qui contrôlent le cycle du phosphore.

2.3.6.1.3 Aération de l'eau

Beaucoup de lacs sont conditionnés par leur hydraulique, particulièrement en ce qui concerne la durée de la stratification journalière. À cause de la stratification thermique, l'hypolimnion se trouve isolé de l'atmosphère et passe en condition anaérobie entraînant une solubilisation de l'ammoniaque, du phosphore, du fer et du manganèse jusqu'alors piégés par les sédiments (Brookes *et al.*, 2001). L'aération peut se faire en plaçant des bulleurs au fond de l'eau ou en aménageant une circulation artificielle de l'eau incluant une cascade pour aérer l'eau.

L'aération de l'hypolimnion permet d'éviter que ne s'installent ces conditions favorables au relargage des nutriments. Pour Kortmann (2000) une bonne aération par bulleur doit oxygéner l'hypolimnion sans affecter le mésolimnion. Brookes *et al.* (2001) remarquent néanmoins que l'aération ne suffit par toujours à empêcher la croissance des

cyanobactéries. L'aération, tout en limitant le relargage des nutriments par les sédiments, présente d'autres avantages :

- elle oxyde le fer, le manganèse et les sulfures,
- elle empêche les cyanobactéries d'utiliser efficacement leurs vacuoles gazeuses pour se déplacer dans la colonne d'eau,
- elle favorise la nitrification microbienne de l'ammoniaque (produisant ainsi des nitrates) qui encourage les algues eucaryotes à se développer (surtout les algues vertes et les diatomées) et à faire concurrence aux cyanobactéries,
- elle augmente la concentration en dioxyde de carbone faisant diminuer le pH ce qui encourage également le développement des algues vertes et des diatomées plutôt que celui des cyanobactéries,
- elle diminue l'ensoleillement global que reçoivent les algues (Brookes et al., 2001).

Dans certains cas, l'aération peut engendrer des effets défavorables :

- la température de l'eau peut augmenter favorisant la croissance des cyanobactéries,
- les sédiments peuvent être remis en suspension, augmentant la turbidité, favorisant encore une fois la croissance des cyanobactéries,
- la teneur en phosphate peut augmenter ce qui permet aux algues de proliférer plus abondamment.

Voici maintenant l'exemple de Ganocy *et al.* (1992) où l'aération d'un lac a joué un rôle particulièrement bénéfique. Le lac Hodgson dans l'Ohio (USA) avait une eau d'assez mauvaise qualité posant des problèmes de THM, de désinfection, de coagulation et de goûts/odeurs dans l'eau potable. Ce lac est le dernier d'une série de trois, situé à 330 m d'altitude, d'une surface de 0,7 km² et d'une profondeur moyenne de 6,4 m (maximale 20 m). Le suivi de la qualité de l'eau du lac au cours des trente dernières années montre qu'il est passé de mésotrophe à eutrophe (indice TSI = 60, calculé à

partir de la transparence, du niveau de chlorophylle et de la concentration en phosphore). L'usine de production d'eau potable à une capacité maximale de traitement de 23 000 m³/d et produit en moyenne 8500 m³/d. Son traitement consiste en une préoxydation au permanganate de potassium (temps de contact 15-20 minutes), un mélange rapide (soude caustique, chlorure de fer et CAP), une décantation primaire, une décantation secondaire avec ajout de bioxyde de chlore à la sortie, une filtration rapide sur sable puis une fluoration et une chloration. Avant l'aération, l'hypolimnion et le métalimnion du lac passaient en condition anoxie de la fin du printemps (mai-juin) jusqu'au retournement automnal (septembre, octobre). Grâce à l'aération, l'hypolimnion reste oxygéné toute l'année.

Initialement, l'aération a été implantée pour améliorer la qualité organoleptique de l'eau mais on s'est aperçu par la suite que c'est la qualité de l'eau en générale qui s'est trouvée améliorée. Premièrement, les concentrations en fer et manganèse ont diminué respectivement de 75 et de 15% à l'eau brute. Deuxièmement, les doses de produits chimiques requises à l'usine ont diminué entraînant une baisse de la production des THM :

- La dose de KMnO₄ utilisée pour oxyder le sulfure d'hydrogène, le fer, le manganèse et les composés organiques a pu être diminuée de 75%, ce qui représente une économie de 30 000 \$/an.
- La dose de CAP (basée sur un test TON hebdomadaire à l'eau brute et sur le nombre de plaintes) est passée de 20 à 35 mg/L à une plage de 10 à 35 mg/L. Cela a permis une économie de 15 000 \$/an. Par ailleurs, la production des boues a été réduite de 20% grâce à la diminution de la dose de CAP occasionnant une économie de 20 000 \$/an.

Plusieurs autres auteurs, ayant étudié des cas d'aération installée pour régler des problèmes liés à l'hypolimnion, rapportent des améliorations sur la qualité de l'eau brute :

Kortmann (2000) observe une amélioration de la qualité de l'eau en terme de turbidité, de couleur et de goûts/odeurs après application de l'aération au lac Shenipsit (Connecticut, USA).

Miller *et al.* (1997) voit une diminution des concentrations en fer, en manganèse, en sulfure et en phosphore (de 100 µg/L à 50 µg/L pour le phosphore) dans l'eau du lac Prince (USA). De même, la demande en chlore à l'usine est diminuée.

Cependant, l'aération peut être inefficace si le design a été mal pensé comme cela a été le cas pour le lac McDaniel (eutrophe) où depuis 1982 des algues causent des problèmes de goût/odeur à la station d'eau potable de Springfield. Les problèmes de goûts/odeurs étant attribués au relargage du phosphore en été par l'hypolimnion anaérobique, il a été décidé de pomper l'hypolimnion et de l'aérer en le rejetant en surface (gain de 6 à 7 mg O₂/L) du printemps à l'automne. Malheureusement, cette mesure ne permis pas d'améliorer la qualité de l'eau car la recirculation de l'eau ne permettait de réduire le phosphore qu'au rythme de 200 kg/an alors que l'apport total dans le lac McDaniel était de 1250 kg/an.

2.3.6.1.4 *Traitement biologique*

On qualifie de traitement biologique, les traitements qui ont pour but de déstabiliser les cyanobactéries en modifiant la chaîne alimentaire de l'écosystème. On peut ainsi réduire le nombre de cyanobactéries en augmentant celui de leurs prédateurs (poissons, protozoaires, myxobactéries, etc.). Kortmann (2000) parle de plusieurs lacs et réservoirs eutrophes où la prévention biologique a été appliquée avec succès.

En général, dans les écosystèmes, les cyanobactéries sont broutées par le zooplancton. Cependant, les cyanobactéries étant peu digestes, le zooplancton peut préférer se nourrir des autres algues laissant ainsi les cyanobactéries se développer (Santé Canada, 1998).

Il existe théoriquement beaucoup de traitements biologiques pour limiter la croissance des cyanobactéries. Mais la plupart d'entre eux n'ont pas été testés à grande échelle en milieu naturel. Plusieurs micro-organismes semble être utilisable dans la lutte contre les

cyanobactéries : certains macrophytes produisent des substances inhibant la croissance du phytoplancton et il existe des bactéries capable de biodégrader les cyanotoxines. Il serait donc intéressant de voir si ces micro-organismes sont utilisables en milieux naturels et si leurs rythmes biologiques leur permettent de résoudre les problèmes de cyanobactéries et de toxines algales en temps réel.

Parr (1992, 1993) propose un traitement biologique reposant sur les modifications de la faune piscicole des écosystèmes. Cet auteur montre que les poissons phytoplanctophages (comme la carpe argentée) sont les plus appropriés pour endiguer les proliférations algales. Il montre aussi que les poissons piscivores (en particulier le brochet) peuvent être utilisés pour limiter la croissance des algues. Enfin, il observe que l'utilisation de poissons mal adaptés aux conditions environnementales peut favoriser la croissance algale au lieu de la limiter. Parr (1992, 1993) recommande de ne pas procéder à une biomanipulation de l'écosystème sans l'avoir au préalable étudiée dans un petit écosystème isolé. En mesure complémentaire, il suggère de développer les abris favorisant la croissance du zooplancton (également phytoplanctophage).

2.3.6.1.5 Prévention physique

On parle de prévention physique lorsqu'on enlève manuellement l'écume toxique formée par les cyanobactéries, lorsqu'on modifie l'écoulement de l'eau pour générer des conditions hydrauliques défavorables aux cyanobactéries et lorsqu'on déplace la profondeur de la prise d'eau pour pomper l'eau qui a la concentration de toxines algales la plus faible.

2.3.6.1.6 Prévention chimique

La prévention chimique consiste à utiliser un algicide pour limiter la croissance des cyanobactéries ou un coagulant pour forcer les cyanobactéries à sédimenter. Différents algicide sont présentés au Tableau 2.8. En traitant le problème causé par les cyanobactéries à la source, il est possible de faire des économies sur le traitement en usine, en particulier sur les doses de CAP et la durée de vie des filtres CAG. Pour ce

faire, il est important d'appliquer l'algicide au début de la croissance des algues, ceci permet de diminuer la dose d'algicide nécessaire et d'éviter une contamination importante des eaux par les métabolites des algues relâchés lors de la lyse cellulaire provoquer par l'algicide. Burch *et al.* (2001) sont d'avis que les algicides ne devraient être utilisés que si on a une bonne connaissance de la matrice de l'eau et des impacts sur l'environnement, et uniquement dans les réservoirs, en dernier recours, lorsque les autres techniques de prévention ne sont pas applicables ou que leurs effets ne se font pas encore sentir. L'usage des algicides n'est, pour ces auteurs, qu'une solution temporaire aux problèmes liés à la croissance algale.

Tableau 2.8 : Formule chimique de différents algicides. (Burch *et al.*, 2001).

Composé	Formule
Sulfate de cuivre	$\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$
Cuivre II (alkanolamine)	$\text{Cu} \cdot \text{Alkanolamine} \cdot 3\text{H}_2\text{O}$
Cuivre (éthylènediamine)	$[\text{Cu}(\text{C}_2\text{H}_8\text{N}_2)_2(\text{H}_2\text{O})_2]\text{SO}_4$
Cuivre (triethanoalmine)	$\text{CuN}(\text{C}_2\text{H}_4\text{OH})_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$
Citrate de cuivre	$\text{Cu}_3[(\text{C}_2\text{H}_2\text{O}_2)_2\text{C}_2(\text{OH})\text{CO}_2]_2$
Permanganate de potassium	KMnO_4
Chlore	Cl_2
Chaux	$\text{Ca}(\text{OH})_2$
Blé d'orge	?

2.3.6.1.6.1 Sulfate de cuivre

Le sulfate de cuivre est le principal algicide utilisé depuis un siècle (Burch *et al.*, 2001), mais son usage est assez controversé. Il apparaît que cet algicide est plus nocif aux cyanobactéries qu'aux autres algues. La dose minimale de sulfate de cuivre à administrer dans l'eau serait de 0,1 mg/L et les doses habituelles sont comprises entre 0,5 et 2,0 mg/L. L'efficacité du sulfate de cuivre repose sur trois paramètres : la matrice

organique de l'eau, les micro-organismes cibles et le mélange du sulfate de cuivre à l'eau.

La matrice organique de l'eau :

Les ions carbonates (CO_3^{2-}), les ions hydroxydes (OH^-), les substances humiques, le manganèse et le calcium inactivent les ions Cu^{2+} en formant des complexes moléculaires (CuCO_3 , $\text{Cu}(\text{OH})_2$, etc.). L'inactivation du Cu^{2+} par les ions carbonates et hydroxydes est d'autant plus importante que le milieu est basique et l'alcalinité élevée (Burch *et al.* (2001). Il existe en effet, un équilibre entre la concentration en ions Cu^{2+} , celle de chaque complexe moléculaire comportant des atomes de cuivre et celle du couple $\text{H}_2\text{CO}_3/\text{HCO}_3^-$ (cf. Figure 2.10).

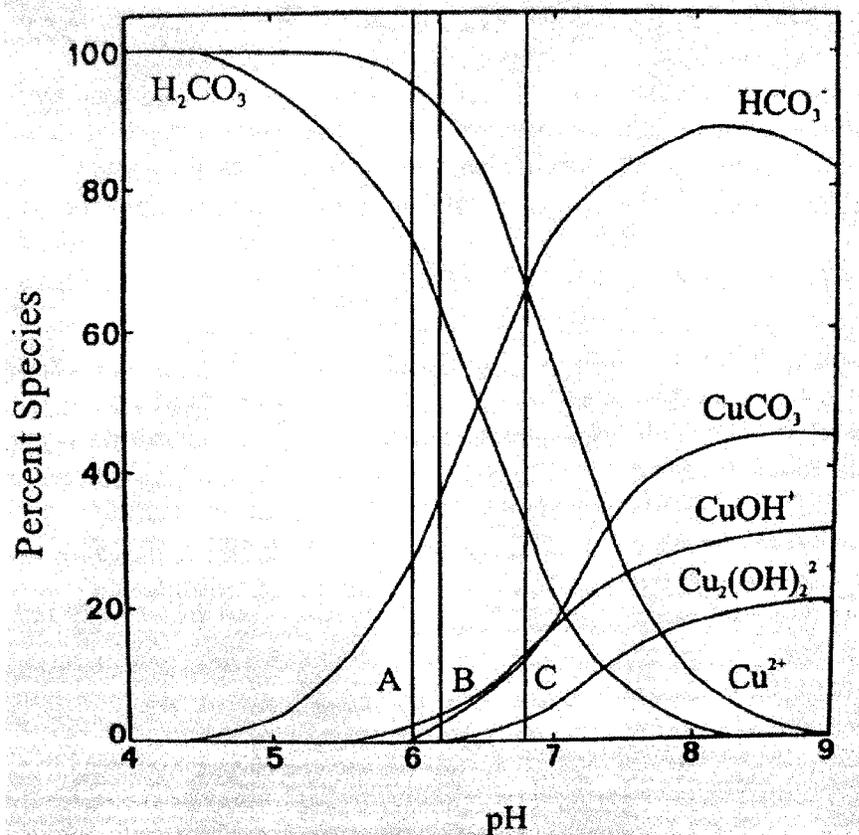


Figure 2.10 : Formes du cuivre dans l'eau (Burch *et al.*, 2001).

À cause des réactions avec la matrice de l'eau la concentration de l'ion Cu^{2+} devient négligeable au bout d'une ou deux heures. A l'inverse, la concentration totale en cuivre reste très stable dans l'eau (baisse de 10 à 20% en 24 heures). Certaines substances rendent le cuivre plus stable dans l'eau, mais leur coût est élevé. Elles ne sont donc pas très utilisées. Pour pallier aux problèmes d'alcalinité, on peut utiliser du cuivre chélaté, mais suivant le type d'eau, son utilisation peut s'avérer plus coûteuse que celle du sulfate de cuivre. Son mode d'action n'est pas encore très bien compris ce qui empêche son optimisation.

Les micro-organismes :

Chaque micro-organisme résiste différemment au sulfate de cuivre (cf. Tableau 2.9). Burch *et al.* (2001) classe les cyanobactéries suivant cette résistance et remarque que cette résistance varie avec le stade de croissance de l'algue. Le cuivre semble agir de deux façons contre les algues :

- En diminuant la concentration en potassium dans la membrane des algues, le Cu^{2+} altère la perméabilité de la membrane conduisant à la lyse cellulaire.
- En entrant dans la cellule, l'ion Cu^{2+} interfère avec les mécanismes d'assimilation de l'azote et inhibe la division cellulaire et la photosynthèse.

Tableau 2.9 : Classement des cyanobactéries en fonction de leur résistance aux sulfate de cuivre.

Très sensible	Sensible	Résistant	Très résistant
<i>Anabaena</i>	<i>Cylindrospermum</i>	<i>Nostoc</i>	<i>Calothrix</i>
<i>Microcystis</i>	<i>Planktothrix</i>	<i>Phormidium</i>	<i>Symploca</i>
<i>Aphanizomenon</i>	<i>Plectonema</i>		
<i>Gomphosphaeria</i>			
<i>Rivularia</i>			

Le mélange :

Un mauvais mélange diminue considérablement les performances de l'algicide. Burch *et al.* (2001) observent que la stratification de l'eau a un effet nuisible sur l'efficacité de l'algicide. Ils notent aussi qu'appliquer le sulfate de cuivre sec ou mouillé ne change pas ses performances.

L'usage du sulfate de cuivre nécessite donc une bonne connaissance de la chimie de l'eau et des informations précises sur les cibles potentielles de l'algicide. Il ne devrait être qu'au début de la croissance des cyanobactéries et surtout pas en pleine prolifération car la lyse cellulaire provoque un relargage massif des toxines dans l'eau. Santé Canada (1998) est d'avis que les algicides ne devraient être utilisés qu'en début de prolifération cyanobactérienne en vue de favoriser la croissance des algues au détriment des cyanobactéries. Brient *et al.* (2001) illustrent bien cette idée en nous montrant comment dans trois réservoirs de la Côte d'Armor (France) où prolifèrent des cyanobactéries, le sulfate de cuivre est utilisé pour rendre les autres algues plus compétitives et empêcher les cyanobactéries de s'imposer dans l'écosystème. Ces auteurs insistent aussi sur le fait que l'utilisation du sulfate de cuivre est temporaire et qu'elle n'est pratiquée que dans l'attente d'une baisse de la teneur en nutriments, résultant des restrictions sur l'usage des fertilisants en agriculture. Brient *et al.* (2001) fournissent un organigramme de gestion du sulfate de cuivre qui est ici reproduit (Figure 2.11).

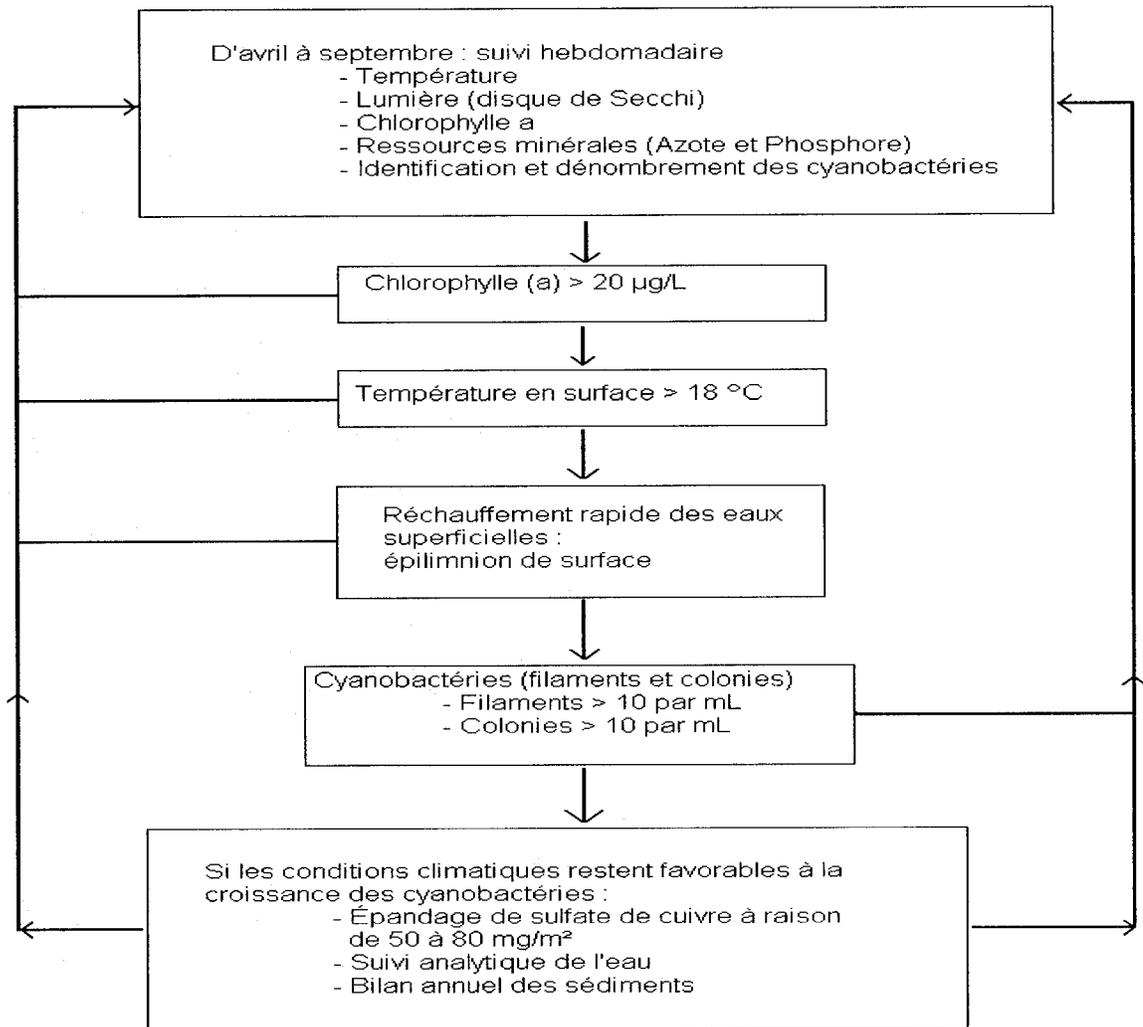


Figure 2.11 : Condition d'utilisation du sulfate de cuivre (Brient *et al.*, 2001).

Les inconvénients liés à l'utilisation du sulfate de cuivre sont nombreux et variés, les 7 principaux sont les suivants :

1. Le sulfate de cuivre n'est pas efficace contre toutes les algues et tue aussi certains micro-organismes qui se nourrissent des algues.
2. Les micro-organismes qui résistent au sulfate de cuivre transmettent ensuite leur résistance aux générations futures les rendant plus difficiles à éradiquer d'où une augmentation des doses futures de sulfate de cuivre.

3. Tuer d'un seul coup toutes les algues d'un plan d'eau fait augmenter considérablement la demande en O₂ de l'eau (Miller *et al.*, 1997) ainsi que la concentration en cyanotoxine comme le rappellent divers auteurs :

D'après Bourke *et al.* (1983) et l'ARNAT (2001) : à la suite d'un traitement au sulfate de cuivre d'une prolifération cyanobactérienne importante à l'île Palm en Australie, une partie de la population est tombé malade, présentant des troubles hépatiques importants. Plusieurs personnes (149), en majorité des enfants, durent être hospitalisées.

Chevalier (2002) relate que dans un cas précis, la concentration en microcystine est passée d'un niveau non détectable à environ 900 µg/L après l'utilisation d'un algicide.

Giddings *et al.* (2000) rapporte que l'usage de sulfate de cuivre contre les cyanobactéries toxiques a provoqué un déversement de toxines dans l'eau principalement au cours des trois jours qui suivirent l'utilisation de l'algicide. Il a alors fallu attendre trois semaines avant que 99% des toxines disparaissent.

Santé Canada (1998) indique également que le sulfate de cuivre fait augmenter de manière importante les concentrations en toxines mais n'exclue pas le fait que le cuivre puisse être lui aussi responsable d'intoxication.

Burch (2001) et Bouaicha (2001) relatent une intoxication importante par la cylindrospermopsine en Australie faisant suite à l'utilisation de sulfate de cuivre. Lors de cet événement, plusieurs dizaines de personnes durent être hospitalisé pour des problèmes de foie ou de reins.

Pour Burch *et al.* (2001), il paraît nécessaire d'isoler un réservoir qui a subi un traitement au sulfate de cuivre afin de laisser le temps aux toxines de se dégrader. Malheureusement, compte tenu du faible niveau de connaissance sur ce sujet, il n'est pour l'instant pas possible d'optimiser cette biodégradation. Pour pouvoir isoler un réservoir, Burch *et al.* (2001) notent qu'il faut disposer de plusieurs sources d'eau ce qui n'est pas toujours le cas des usines d'eau potable.

4. Le sulfate de cuivre ne peut être utilisé lorsqu'une croûte de glace recouvre la surface de l'eau.
5. Si les cyanobactéries sont trop profondes dans l'eau, le sulfate de cuivre peut ne pas se rendre jusqu'à elles et n'avoir aucun impact sur leur croissance.
6. Le sulfate de cuivre résiduel s'accumule dans les sédiments ce qui peut poser, à long terme, des problèmes de toxicité. Brient *et al.* (2001) évoquent à ce sujet les mutations de certains vertébrés après une utilisation du sulfate de cuivre pendant six décennies au Minnesota (USA). Burch *et al.* (2001) mentionnent également des effets négatifs sur les macro-invertébrés de la communauté benthique et soupçonnent cet algicide d'être responsable de la mort de certains poissons. Miller *et al.* (1997) indiquent que le sulfate de cuivre tue également le zooplancton et les poissons.
7. Enfin, il faut retenir que le cuivre, comme les autres métaux lourds, n'est pas biodégradable et nuit à la revalorisation des sédiments.

Comme avantages, le sulfate de cuivre présente l'intérêt d'être bon marché, à priori sans effet sur la santé (mais Santé Canada émet quelques réserves à ce sujet), facilement disponible, simplement utilisable et à effet rapide.

Pendant longtemps, il a régné une incertitude concernant l'impact de l'utilisation du sulfate de cuivre sur l'environnement. Avec le recul, les faits montrent de plus en plus un impact négatif sur les milieux aquatiques. Malheureusement, on observe de nos jours une multiplication des utilisations du sulfate de cuivre sans contrôle et en l'absence des connaissances requises sur l'écosystème. Ces utilisations, en de mauvaises conditions, conduisent à une accumulation du cuivre dans les sédiments. On retrouve ainsi jusqu'à 300 mg Cu/kg de sédiment, ce qui pose des problèmes lors de la revalorisation de ces sédiments (Brient *et al.*, 2001 ; Miller *et al.*, 1997). Pour contrer cette tendance néfaste, certains états aux USA (le Maine, la Floride et l'Illinois) ont imposé une réglementation sur l'utilisation du sulfate de cuivre.

2.3.6.1.6.2 *Permanganate de potassium*

Le permanganate de potassium est peu utilisé et on connaît mal ses performances à cause du manque de donnée concernant son utilisation. Théoriquement, le permanganate de potassium nuit indirectement aux cyanobactéries en oxydant le fer qui leur est nécessaire pour fixer l'azote. Empiriquement, les doses nécessaires sont souvent élevées (de 1 à 8 mg/L d'après Burch *et al.* (2001)). Kramer *et al* (1998) indiquent que le permanganate de potassium est utilisé dans les trois stations d'eau potable (Baxter, Belmont et Queen Lane) alimentant la région de Philadelphie (USA) et que son utilisation est préférable à celles des biocides utilisés auparavant : bioxyde de chlore, chlore et chaux.

Le seul effet négatif secondaire connu lié à l'utilisation du permanganate de potassium est l'augmentation de la concentration en manganèse dans les eaux. Le permanganate de potassium étant un oxydant, on peut aussi supposer qu'il va provoquer la lyse des cellules algales et le déversement de leurs métabolites toxiques et odorants dans les eaux. Pour la même raison, il est probable que le permanganate de potassium soit nocif à la faune et la flore des écosystèmes.

2.3.6.1.6.3 *Chlore*

Le chlore est quelquefois utilisé en réservoir à des doses de 0,25 à 2 mg/L. L'emploi du chlore paraît délicat dans les eaux brutes à cause des sous produits de désinfection indésirables. Par ailleurs, le chlore est nuisible pour tous les organismes vivants.

2.3.6.1.6.4 *Chaux*

La chaux est parfois utilisée pour lutter contre les algues. La chaux fait augmenter le pH ce qui peut être nuisible aux algues. Son usage est cependant délicat car une hausse trop importante du pH de l'eau peut entraîner la mort de nombreux organismes autres que les algues. Les doses de chaux à utiliser dépendent du type d'algue et de la matrice de l'eau, elles sont en principe de l'ordre de 50 mg/L à 100 mg/L. L'usage de la chaux

contre les cyanobactéries ne paraît au premier abord pas un bon choix car les cyanobactéries se développent mieux dans les milieux basiques.

2.3.6.1.6.5 Blé d'orge

Le blé d'orge est quelque fois utilisé pour inhiber la croissance algale. On trouve cependant des résultats contradictoires sur son utilisation : Burch *et al.* (2001) n'observe aucun pouvoir algicide du blé d'orge contre *Microcystis aeruginosa* alors que James (1992) inhibe la croissance de cette même espèce avec 2,7 mg/L de blé d'orge.

L'origine du pouvoir algicide du blé d'orge est actuellement inconnue. On remarque néanmoins que le potentiel algicide apparaît lorsque le blé d'orge se décompose. Deux hypothèses ont été faites pour expliquer le caractère algicide du blé d'orge :

- Les mycètes qui décomposent le blé d'orge produisent des antibiotiques qui inhibent la croissance algale.
- La décomposition du blé d'orge s'accompagne d'un relargage de phénols qui seraient nocifs aux algues.

James (1992) décrit une méthode pour parvenir à contrôler la croissance cyanobactérienne : il recommande d'aménager un bassin ou fermente en permanence du blé d'orge, alimentant ainsi continuellement le lac ou le réservoir où croissent les cyanobactéries.

Il semble probable que l'orge ait un pouvoir algicide, mais il reste :

- à comprendre comment la décomposition du blé d'orge affecte les algues,
- à identifier et déterminer les valeurs des paramètres qui permettent d'optimiser le pouvoir algicide de l'orge.

2.3.6.1.6.6 Eau de mer

Harding (1998) évoque un cas en Afrique du Sud, où un bloom de *Microcystis aeruginosa* a pu être maîtrisé en laissant l'eau de mer se mélanger à l'eau où proliférait la cyanobactérie. La variation de salinité de l'écosystème a alors permis aux diatomées et aux algues vertes de reprendre la suprématie par rapport à la cyanobactérie, le sel

agissant comme un algicide contre *Microcystis aeruginosa*. Mazur *et al.* (2001) émettent cependant des réserves sur le rôle nocif du sel contre les cyanobactéries. Ces auteurs soutiennent que de nombreuses espèces de cyanobactéries vivent à des salinités diverses et soupçonnent bon nombre des espèces restantes d'être capable de s'adapter à des salinités différentes de celles dans lesquelles elles croissent habituellement. Mazur *et al.* (2001) ont fait des tests sur la dégradation des cyanotoxines et concluent que la salinité du milieu n'a pas d'impact sur la biodégradation des cyanotoxines.

L'utilisation de l'eau de mer semble délicate car bon nombre d'organismes vivants risquent de ne pas supporter le changement de salinité du milieu. Les modifications de la salinité d'un écosystème ne devraient se faire qu'après une étude démontrant que les dommages subis par l'environnement ne sont pas trop importants pour l'écosystème.

2.3.6.1.6.7 Coagulant

On peut utiliser un coagulant pour forcer les algues à sédimenter. Les coagulants utilisés sont le gypse, l'alun (Santé Canada, 1998).

La coagulation des algues présente l'avantage de ne pas lyser les cellules et de piéger également les nutriments de l'eau dans les sédiments. On note qu'il est plus facile de procéder à ce type de prévention en eaux dures qu'en eaux douces.

2.3.6.1.7 Possibilités de traitements préventifs pour éviter la prolifération des cyanobactéries

L'étude du métabolisme et de la physiologie des cyanobactéries permet de mieux comprendre le mode de vie de ces micro-organismes. En se basant sur ces connaissances, il pourrait être possible de développer de nouveaux traitements préventifs pour éviter la prolifération des cyanobactéries dans les eaux brutes :

Le glycoaldéhyde réduit l'activité photosynthétique de *Synechococcus* UTEX625 (Salon *et al.*, 1998). Il reste à voir si le glycoaldéhyde fonctionne aussi contre les autres algues.

L'ion sodium Na^+ joue un rôle dans le transport des ions HCO_3^- et dans la photosynthèse de *Synechocystis* PCC6803 (So *et al.*, 1998).

L'anhydrase carbonique joue un rôle important dans la concentration du CO_2 (So *et al.*, 1998). Particulièrement intéressant dans les cas où le CO_2 est en faiblement disponible.

On observe une forte relation inverse entre la couverture des eaux au Québec par les mousses et par la cyanobactérie *Stigomena*. Ceci suggère une interaction compétitive entre les deux espèces (Cattaneo *et al.*, 2000).

Le rotifère *Philodina* et le ver *Aelosoma* sont des prédateurs naturels de cyanobactéries. Ils sont déjà utilisés au Japon dans le traitement de l'eau potable (AWWARF, 2000). Il reste à vérifier que les conditions climatiques d'Amérique du Nord permette également leur utilisation.

2.3.6.1.8 Exemples de gestion des lacs et des réservoirs

La limnologie d'un réservoir est souvent très différente de celle d'un lac. Par exemple la matière organique produite dans le réservoir est moins importante que celle qui y est apportée par le courant. Kortmann (2000) a étudié la limnologie de plusieurs lacs et réservoirs dans le Connecticut (USA). Les connaissances acquises lui ont permis d'améliorer considérablement la qualité des eaux. Dans les années 90, l'accumulation de produits de respiration anaérobie (fer et manganèse) dans le fond de trois réservoirs a provoqué une augmentation de la couleur et l'apparition de problèmes de goûts/odeurs. L'étude des réservoirs montra qu'ils possédaient des teneurs en phosphore et une flore algale typique des eaux mésotrophes mais que la respiration microbienne dans les sédiments était de type eutrophe. Dans le premier réservoir (Hemlocks), les autorités ont commencé par installer une circulation artificielle de l'eau afin d'aérer l'eau du fond du réservoir. Malheureusement, cette mesure ne parvint pas à empêcher complètement la stratification et le réchauffement de l'eau au fond du réservoir, provoqué par la circulation artificielle, encouragea la croissance (entre 3 et 7 mètres de profondeurs) des cyanobactéries et d'autres micro-organismes producteurs de métabolites odorants. Du sulfate de cuivre dû être utilisé pour contrer cette croissance microbienne. Par la suite

l'algicide et la circulation ont été abandonnés au profit de manipulations sur la profondeur des prises d'eau situées à la jonction des réservoirs. Kortmann (2000) note que des conditions anoxiques ont persistées à une profondeur de 16 mètres mais sans affecter la qualité de l'eau de la prise d'eau de la station d'eau potable. Pour lutter contre les cyanobactéries persistantes, des poissons piscivores furent introduits dans le réservoir pour rééquilibrer la chaîne alimentaire de l'écosystème. En effet, les activités humaines avaient rendues le réservoir invivable aux poissons piscivores entraînant une surpopulation des poissons zoo-planctivores diminuant de manière importante le zooplancton qui n'était donc plus capable de réguler la population algale, d'où une importante croissance algale.

Ainsi, il a été possible de remédier aux problèmes liés à la présence des cyanobactéries sans avoir recours à l'aération, à la circulation ou à des algicides. Par ailleurs, Kortmann (2000) souligne que les mesures prises ont également permis d'améliorer la qualité de l'eau en diminuant les concentrations de fer, de manganèse et en abaissant la couleur et la turbidité.

Dans le second réservoir (Naugatuck), des problèmes de fer survenaient durant l'été lorsque le niveau de l'eau était trop bas pour utiliser la prise d'eau principale (située à 4 mètres de profondeur). La teneur en fer mesurée dans la seconde prise d'eau (située à 6 mètres de profondeur) était alors de l'ordre de 10 mg/L. Des aérateurs furent placés dans l'hypolimnion pour limiter la respiration anaérobie et une extension fut ajoutée à la prise d'eau pour prendre l'eau à 7 mètres de profondeur. Ces mesures permirent de réduire suffisamment les produits de la respiration anaérobie (fer, manganèses, le sulfure d'hydrogène et le phosphore) sans pour autant réchauffer l'eau comme l'aurait fait une circulation artificielle de l'eau.

Dans le troisième réservoir (Bradley Hubbard), c'est principalement la modification de la chaîne alimentaire qui permit d'améliorer la qualité de l'eau. La grande teneur en

phosphore permettait aux cyanobactéries de s'y développer aisément, d'autant plus qu'elles n'avaient que peu de prédateurs. En effet, l'acidification des eaux produites par l'usage intensif de sulfate de cuivre et par l'érosion des sols lors des fortes pluies avait modifié la chaîne alimentaire en supprimant les prédateurs à la tête de l'écosystème. Ainsi, en réintroduisant les poissons piscivores et en désacidifiant les eaux il a été possible de rétablir l'ancien écosystème. Pour s'assurer de l'élimination des cyanobactéries, les autorités ont également installé quelques aérateurs et utilisé de l'alun pour piéger les nutriments dans les sédiments.

Dans le lac Shenipsit (eau douce), l'aération de l'hypolimnion uniquement par bulleurs n'était pas envisageable car elle aurait nécessité des compresseurs d'une puissance trop importante. À la place, une nouvelle technique d'aération exploitant l'oxygène produit pendant la photosynthèse a été mise en place. Pour compléter celle-ci, une petite aération par bulleur a également été implantée. En aérant uniquement pendant l'été, et en l'espace de deux saisons, les cyanobactéries et les autres algues gênantes ont pu être éliminées du lac. La qualité de l'eau s'étant améliorée (COT diminué de 2 mg/L et turbidité divisée par 3) il a été possible d'allonger le temps de vie du filtre CAG de 20% et de se passer de la préchloration.

Dans le lac Hogdson (eau dure), la prise d'eau de la station se trouve dans l'hypolimnion pour éviter les cyanobactéries de l'epilimnion. Mais une intense respiration anaérobie a permis au cours des années d'accumuler beaucoup de sulfure d'hydrogène dans les sédiments, nécessitant des doses importantes de permanganate de potassium à l'usine de traitement de l'eau. Pour contrer la respiration anaérobie, des aérateurs ont été installés dans l'hypolimnion, mais comme des conditions anaérobies perduraient dans le métalimnion et que du sulfure d'hydrogène continuait d'être produit il a fallu aérer également le métalimnion. Grâce à ces deux mesures, l'eau brute de la station d'eau potable s'est trouvée améliorée.

Kortman indique aussi qu'il est possible d'améliorer la qualité de l'eau dans certains cas en partitionnant le réservoir (réservoir Stafford). Enfin, cet auteur insiste sur le fait que la connaissance de la limnologie du réservoir permet d'améliorer de manière importante la qualité de l'eau sans occasionner de coûts importants et en respectant l'écologie du milieu.

2.3.6.2 Traitement des toxines algales

Les cyanotoxines peuvent se trouver dans l'eau ou dans les cellules des cyanobactéries. Le traitement des cyanotoxines consiste donc à enlever de l'eau les cellules de cyanobactéries sans les lyser et à éliminer les cyanotoxines présentes dans l'eau. On peut enlever les cellules algales par coagulation, filtration sur membranes ou flottation d'air dissout. Les eaux de lavages et les boues générées par ces procédés doivent alors impérativement être tenues à l'écart de l'eau tant que les toxines qu'elles comportent n'ont pas été biodégradées. L'élimination des cyanotoxines dans l'eau peut se faire par oxydation ou par adsorption sur charbon actif. La recherche actuelle porte surtout sur l'estimation des performances des différents traitements face aux cyanotoxines. Le Tableau 2.12 présente les performances des différents traitements utilisés contre les cyanotoxines.

2.3.6.2.1 Traitement standard

Les avis divergent concernant les performances du traitement standard de l'eau potable (coagulation, floculation, décantation, filtration). Certains auteurs écrivent que ce type de traitement est incapable d'éliminer les cyanotoxines de l'eau (Chevalier, 2002 ; Duguet, 2001 ; Jones *et al.*, 1998 ; Gupta, 1998 ; Lahti *et al.*, 2001) alors que d'autres (Karner *et al.*, 2001) avancent qu'un prétraitement chimique (alun ou chaux) permet d'enlever 67% des toxines. L'AWWARF (2001) et Santé Canada (1998) soutiennent que le traitement standard enlève un certain pourcentage des toxines, habituellement inférieur à 50%. Pour l'AWWARF, cet enlèvement suffit souvent à écarter le danger

direct des toxines. Pour Santé Canada (1998) cet enlèvement est insuffisant dans les cas où la concentration en toxine est importante.

À défaut d'enlever les toxines, on sait que le traitement standard peut s'avérer efficace pour retirer de l'eau, sans les lyser, les cellules algales (Brient *et al.*, 2001 ; Duguet, 2001). Néanmoins, dans certains cas la coagulation provoque la lyse des cellules cyanobactériennes (Duguet, 2001). Santé Canada (1998) montre que l'enlèvement des algues est amélioré en augmentant la fréquence de lavage des filtres et d'aspiration des boues. Le Roux (1988) remarque que la sédimentation des cyanobactéries est rendue difficile chez les espèces possédant des vacuoles gazeuses.

2.3.6.2.2 Flottation par air dissout

La flottation par air dissout (FAD) est relativement efficace pour extraire les cellules algales de l'eau. Ce traitement est réalisé après la coagulation, en injectant de l'air par le fond d'un bassin. Les floes sont alors entraînés vers la surface par les bulles de gaz où ils sont enlevés mécaniquement. Un tel traitement peut, dans certains cas, être très efficace pour diminuer la turbidité (de 30 à 1 UTN : Le Roux, 1988). Les performances de ce traitement sont réduites si l'eau contient beaucoup de matières solides (Le Roux, 1988). Si l'efficacité de la flottation a été démontrée pour l'enlèvement des cellules sans les briser on manque de données pour estimer les performances de ce traitement sur les molécules de cyanotoxine.

2.3.6.2.3 Coagulant

Le sulfate d'aluminium et le chlorure ferrique peuvent être utilisés pour faire sédimenter les algues. Des doses d'alun de l'ordre de 60 mg/L sont nécessaires pour coaguler *Microcystis aeruginosa* (Drikas *et al.*, 2001). Optimiser l'utilisation de l'alun permet de retenir dans les boues, sans les lyser, entre 70 et 83% des cellules de *Microcystis aeruginosa*. L'étude des boues montre que les cellules cyanobactériennes restent viables pendant quelques jours (diminution de 10% après un jour, 50% après deux jours et 100% après huit jours), que de la microcystine est relarguée au fur et à mesure que les

cellules meurent et qu'une biodégradation des toxines commence après seulement 5 jours. C'est pourquoi il faut éviter de recirculer les boues en tête de traitement tant que les toxines n'ont pas été complètement biodégradées. Pour maximiser l'enlèvement des cellules algales, il faut éviter l'oxydation. Cependant, en cas de prolifération algale, on se retrouve avec des cellules à divers stades de croissance et donc avec des cellules mortes ce qui implique la présence de toxines dans les eaux. C'est pourquoi, même si on arrive à enlever toutes les cellules algales, il faut pouvoir traiter les toxines de l'eau.

2.3.6.2.4 Rayonnement ultra-violet

Mazur *et al.* (2001) et Drikas *et al.* (2001) indiquent que le rayonnement UV peut être utilisé pour détruire les microcystines et la cylindrospermopsine d'après l'ARNAT (2001). Pour détruire les molécules, la longueur d'onde des rayons ultra-violet doit correspondre à l'absorption maximale de la toxine (entre 220 et 270 nm). On pense que la destruction de la molécule survient alors par le bris de la double liaison dans la chaîne Adda. Cependant, les conditions d'opérations d'un traitement des cyanotoxines aux UV ne paraissent pas applicables en usine de purification d'eau potable (Drikas *et al.*, 2001). D'après Santé Canada (1998), les rayons UV ne permettent pas d'enlever un pourcentage suffisamment grand de cyanotoxines de l'eau.

2.3.6.2.5 Traitement biologique

Mazur *et al.* (2001) rapportent que *Pseudomonas aeruginosa* est capable de dégrader la microcystine-LR. De même, *Sphingomonas* transforme la microcystine-LR en une substance 200 fois moins toxiques. Par contre, ces micro-organismes ne sont pas en mesure de dégrader la nodularine. Santé Canada (1998) montre que la filtration lente sur sable permet d'enlever une partie des cyanotoxines. Il paraît donc possible de mettre au point une filtration biologique en cultivant les micro-organismes adéquats pour enlever certaines toxines de l'eau. Néanmoins, puisque les micro-organismes ne semblent pas capables de dégrader toutes les toxines algales, il convient de connaître la toxine présente dans les eaux pour choisir le bon type de micro-organismes.

2.3.6.2.6 Oxydation

Hart *et al.* (1993) considèrent l'oxydation comme le meilleur traitement en terme de coût/efficacité pour l'élimination des toxines, en particulier l'ozone et le permanganate de potassium. Toutefois, l'oxydation provoque la lyse cellulaire et la préoxydation n'est pas recommandée si un traitement n'est pas ensuite en mesure de détruire les cyanotoxines répandues dans l'eau. D'après Duguet (2001), la lyse des cellules provoquée par l'ozonation n'est pas problématique car alors les toxines rejetées dans l'eau sont rapidement oxydées. D'une manière générale, l'oxydation des toxines est réduite par la présence de la matière organique. Comme pour la désinfection, le temps de contact et la dose sont des paramètres importants. Enfin, Brient *et al.* (2001) font remarquer que l'oxydation génère des sous produits de réaction et que dans le cas des toxines, certains d'entre eux sont toxiques.

2.3.6.2.6.1 Ozonation

L'ozonation est très efficace pour détruire rapidement les cyanotoxines comme les microcystines, les anatoxines et la nodularine qui possèdent des doubles liaisons dans leurs molécules (Duguet, 2001 ; Drikas *et al.*, 2001) (cf. Tableau 2.10). Les résultats sur la cylindrospermopsine sont encourageant mais la toxicité des sous produits de réaction n'a pas été étudiée (Drikas *et al.*, 2001 ; ARNAT, 2001). Cependant, l'ozonation est coûteuse lorsque la demande en ozone est élevée.

Chevalier (2002) rapporte que 0,1 mg/L d'ozone permet d'oxyder 99% des toxines en eau pure mais qu'à cause de la matière organique contenue dans l'eau naturelle, il est préférable d'appliquer une dose de 1,0 mg/L. Cette recommandation est en accord avec les résultats de Santé Canada (1998) qui indique qu'une préozonation à 1,0 mg/L est capable d'oxyder la microcystine tant qu'on a un résiduel d'ozone situé entre 0,05 et 0,1 mg/L. Newcombe *et al.* (2000) montrent que la matière organique naturelle et le COD affectent considérablement la demande en ozone et que cette demande varie d'un type de toxine à l'autre. La dose d'ozone par mg/L de COD nécessaire pour oxyder une concentration d'un type de toxine donnée varie peu ce qui devrait permettre de prédire

la dose d'ozone pour des matrices organiques inconnues. Newcombe *et al.* (2000) remarquent que la demande en ozone est maximale lorsque l'alcalinité est faible avec un grand SUVA et une petite couleur. A l'inverse, la demande en ozone est minimale quand l'alcalinité est grande avec un petit SUVA et une petite couleur. Il apparaît aussi que la microcystine-LR est plus facilement oxydable que les anatoxines et les saxitoxines (Duguet, 2001 ; Newcombe *et al.*, 2000). Newcombe *et al.* (2000) pensent que l'ozonation permet de traiter les microcystines et l'anatoxine-a. En revanche, Newcombe *et al.* (2000) et Drikas *et al.* (2001) déconseillent l'ozonation pour oxyder les saxitoxines à cause des importantes doses requises. Drikas *et al.* (2001) notent que les performances de l'ozone à basse température n'ont pas été examinées.

Tableau 2.10 : Oxydation des toxines par l'ozone (Duguet, 2001).

Type de toxine et d'eau	pH	Concentration initiale en toxine (µg/L)	Dose d'ozone (mg/L)	Temps de réaction (s)	Taux d'élimination
Eau ultrapure Microcystine LR et LA	-	500	0,2	30	99 %
Eau de rivière microfiltrée Microcystine LR et LA	-	500	2,1	10	50 %
Eau ultrapure Nodularine	-	88	0,05	15	99 %
Eau ultrapure Anatoxine-a	-	24	0,11	60	92 %
Eau ultrapure Microcystine LR	6,8	4 à 16	0,2	-	100 %
	3,2	9,6	0,3 – 0,4	-	95 %
	7,7	9,6	0,3 – 0,4	-	18 %
	10,1	9,6	0,3 – 0,4	-	22 %
Eau brute Microcystine LR	7,7	9	0,3 – 0,4	-	11 %
	7,7	9	2,3 – 2,4	-	95 %
	7,6	8,8	2,2 – 2,4	-	95 %
	7,6	9,6	2,2 – 2,4	-	94 %
Microcystine RR	7,6	8	2,2 – 2,4	-	95 %
Microcystine YR	7,6	8	2,2 – 2,4	-	95 %
Nodularine	7,6	6,2	2,2 – 2,4	-	100 %

2.3.6.2.6.2 Permanganate de potassium

Le rayonnement ultra-violet et le permanganate de potassium (KMnO_4) permettent d'oxyder la microcystine-LR. Le permanganate de potassium oxyde plus rapidement les toxines que le chlore mais met plus de temps pour lyser les cellules (Drikas *et al.*, 2001). Le permanganate de potassium donne des résultats encourageant à 1,0 mg/L (Santé Canada, 1998).

2.3.6.2.6.3 Peroxyde d'hydrogène et chloramine

L'eau oxygénée (H_2O_2) et la chloramine sont inefficaces contre la microcystine et probablement contre les autres toxines (Duguet, 2001 ; Drikas *et al.*, 2001 ; résultat confirmé pour l'eau oxygéné par Hart *et al.* (1993)).

2.3.6.2.6.4 Chlore

Le chlore permet, sous certaines conditions (dose = 15 mg/L ; temps de contact 30 minutes ; résiduel > 0,5 mg/L et pH < 8), d'oxyder une partie des cyanotoxines (Santé Canada, 1998). Avec 10mg/L de chlore et un temps de contact de 30 minutes (résiduel de chlore 0,5mg/L), Drikas *et al.*, (2001) réduisent 46 $\mu\text{g/L}$ de microcystine et 440 $\mu\text{g/L}$ de nodularine en dessous de 1,0 $\mu\text{g/L}$. Le Tableau 2.11 montre l'impact du temps de contact sur l'oxydation des toxines par le chlore.

Toutefois, les hépatotoxines et les neurotoxines ne sont pas toujours très bien enlevées. L'anatoxine-a est très peu enlevée par le chlore (Drikas *et al.*, 2001). Les saxitoxines peuvent être oxydées par le chlore, mais les performances varient grandement avec le pH et le type de toxine. L'oxydation est meilleure quand le pH augmente (Drikas *et al.*, 2001). La chloration de la cylindrospermopsine est très rapide et très importante (99%) quand le pH se situe entre 6 et 9 avec un temps de contact de 30 minutes, mais la toxicité des sous produits de réactions n'a pas été étudiée (Drikas *et al.*, 2001 ; ARNAT, 2001). Pour d'autres auteurs (Hart *et al.*, 1993 ; Giddings *et al.*, 2000) pensent que le chlore est inefficace contre les cyanotoxines. Drikas *et al.*, (2001) concluent que le chlore parvient à éliminer un certain nombre de toxines mais que l'optimisation de

l'oxydation pour toutes les toxines n'est pas possible simultanément car chacune d'elle nécessite des conditions d'opération différentes. Par ailleurs, les présents résultats n'ont pas été vérifiés aux basses températures.

Tableau 2.11 : Oxydation des toxines par le chlore (Duguet, 2001).

Type de toxine	Concentration initiale en toxine ($\mu\text{g/L}$)	pH	Température ($^{\circ}\text{C}$)	Dose de chlore (mg/L)	Temps de contact (min)	Taux d'élimination
m-LR	1,6	7,7	20,5	3	10	59 – 70 %
m-RR	1,8	7,7	20,5	3	10	56 – 69 %
Nodularine	1,6	7,7	20,5	3	10	54 – 71 %
m-YR	1,1	7,7	20,5	3	10	100 %
m-LR	1,6	7,7	20,5	3	20	96 – 97 %
m-RR	1,8	7,7	20,5	3	20	100 %
Nodularine	1,6	7,7	20,5	3	20	97 %
m-YR	1,1	7,7	20,5	3	20	100 %

2.3.6.2.6.5 Bioxyde de chlore

Le bioxyde de chlore devrait pouvoir oxyder les microcystines mais cela reste à vérifier (Duguet, 2001). Hart *et al.* (1993) rapportent que le bioxyde de chlore est efficace contre les toxines lorsqu'il est utilisé en fin de traitement.

2.3.6.2.7 Filtration sur membranes

L'efficacité de la filtration sur membrane dépend surtout de deux paramètres : le type de la membrane et l'encombrement moléculaire de la toxine. Des travaux sur la nanofiltration et l'osmose inverse ont montré l'efficacité de ces membranes à enlever les cyanotoxines. On s'attend par contre à ce que l'ultrafiltration et la microfiltration soient inefficaces si elles sont utilisées seules (Duguet, 2001). Hart *et al.* (1993) pensent

que la nanofiltration est capable d'arrêter les toxines si l'eau a été prétraitée. Lorsque utilisées pour retenir les cyanobactéries, les membranes microfiltrantes ont tendance à s'encrasser et à ne pas récupérer leur plein potentiel après les lavages (Drikas *et al.*, 2001). Par ailleurs, la microfiltration laisse passer un certain pourcentage de cellules algales ce qui pose le problème de la lyse ultérieure de ces cellules et du relargage de toxines dans l'eau (Drikas *et al.*, 2001). L'ultrafiltration permet de réduire en dessous de 1,0 µg/L des concentrations de cyanotoxines allant de 5 à 30 µg/L (Drikas *et al.*, 2001). Contre toutes attentes, l'ultrafiltration, à l'instar de la nanofiltration et de l'osmose inverse permet aussi de retirer les toxines dissoutes dans l'eau (Drikas *et al.*, 2001).

2.3.6.2.8 Adsorption sur charbon actif en poudre (CAP)

Le charbon actif donne de bons résultats par adsorption pour les microcystines, excepté pour la microcystine-LA. Les doses de CAP requises sont supérieures à celles correspondant au traitement des épisodes de goûts et odeurs. Chevalier (2002) rapporte que 20 à 30 mg/L de CAP permettraient de réduire de 90% la concentration en cyanotoxine. Duguet (2001) évoque des expériences où 99% de 50 µg/L de microcystine sont enlevés avec 1,5 mg/L de CAP en eau pure et 95% avec 12 mg/L dans l'eau de la Seine (France). On peut adsorber 50 µg/L de microcystine en eau brute avec 25 mg/L de CAP et un temps de contact de 30 minutes (Santé Canada, 1998). Les taux d'adsorption de l'anatoxine-a et celui de la cylindrospermopsine semblent être plus faibles que celui des autres toxines. Drikas *et al.* (2001) font remarquer que le coût d'utilisation peut être considérablement élevé si les épisodes de toxines sont fréquents. Hart *et al.* (1993) jugent que le coût en CAP est trop élevé si l'abattement des toxines doit être supérieur à 90%.

Tous les charbons ne sont pas capables d'adsorber les cyanotoxines, il est donc important de vérifier les performances du charbon choisis. Les charbons faits à partir de bois montrent une adsorption des toxines plus prononcée que les autres types de charbon. Ceci s'explique par une structure comportant plus de mésopores (la microcystine est plus facilement adsorbée par les mésopores). On observe aussi que le

taux d'adsorption varie d'une toxine à l'autre, même au sein d'une famille de toxines. Par ailleurs, comme pour les autres contaminants, l'adsorption des cyanotoxines sur le charbon actif varie grandement d'un cas à l'autre, en effet la matrice de l'eau conditionne grandement les phénomènes d'adsorption. Les mêmes types de paramètres que pour l'enlèvement des métabolites odorants influent sur les performances du CAP et du CAG : forme et taille de la molécule cible, pH, matrice organique, type de charbon, temps de contact, dose, épaisseur du filtre, vitesse de filtration et degré de saturation du charbon. Toutefois, pour Drikas *et al.* (2001), les principaux paramètres à prendre en compte sont le type de charbon et la matrice.

Tout comme pour le MIB et la géosmine, il est possible d'utiliser un modèle d'adsorption pour prédire les doses de CAP requises pour extraire les toxines de l'eau.

Bien que très peu d'informations soient disponibles sur les anatoxines, elles devraient être adsorbables dans des conditions raisonnables (Drikas *et al.*, 2001). En revanche, on est incapable de se prononcer sur les performances du CAP pour l'adsorption de la cylindrospermopsine.

2.3.6.2.9 Filtration sur charbon actif (CAG)

L'enlèvement par filtration CAG est très bon mais les filtres ont tendance à se saturer rapidement de matière organique. Le matériau filtrant doit être remplacé souvent pour assurer un bon enlèvement des toxines (Hart *et al.*, 1993). Les microcystines et les anatoxines sont biodégradables avec une demi-vie de 7 à 10 jours ce qui paraît être exploitable pour les filtres CAG (Duguet, 2001). Drikas *et al.* (2001) ont utilisé des CAG neufs pour traiter deux eaux naturelles différentes. Ils ont obtenu des résultats contradictoires. Dans un cas, les microcystines sont enlevées jusqu'à n'être plus détectables, alors que dans l'autre, elles traversent le filtre dans des proportions inacceptables ($>1 \mu\text{g/L}$). Les auteurs expliquent ces différences de performance par le rôle important de la matrice organique de l'eau dans les phénomènes d'adsorption. Après six mois de mise en service, les performances entre les deux filtres s'inversent : le premier commence à laisser passer des toxines alors que le second les retient. Drikas

et al. (2001) interprètent ce phénomène par les différences de capacité de biodégradation qu'ont les faunes microbiennes de chaque filtre. Pour le traitement de l'anatoxine-a, le CAG neuf semble efficace pendant une quinzaine de jours en mode adsorption, après quoi, si la biodégradation ne prend pas le relais on s'attend à avoir des fuites d'anatoxine. Le temps de vie d'un filtre CAG en mode adsorption en regard des microcystines est plus long que pour les anatoxines mais reste trop court pour être utilisé comme tel. Utiliser un CAG sans exploiter le mode biologique n'est économiquement pas rentable (Drikas *et al.*, 2001).

Tableau 2.12 : Résumé des performances des différents type de traitement contre les cyanotoxines (AWWARF, 2000).

Summary of water treatment process removal of peptide hepatotoxins		
Treatment Technique	Removal Observed	Comments
Coagulation / Filtration	0 to 50 percent for total hepatoxins up to 90 percent	based mainly on studies which did not distinguish intra-cellular and extra-cellular toxins for efficient coagulation / flocculation of cells without causing cell lysis
Adsorption - PAC	> 90 percent	for adequate PAC (>20 mg/L) dosage with a PAC demonstrated to be effective for toxin removal competition by DOC will reduce capacity
Adsorption - GAC	> 95 percent	for practical GAC column loading rates competition by DOC will reduce capacity and hasten breakthrough
Oxidation-Chlorine:		
free chlorine	80 to 99 percent	avoid preoxidation which will cause toxin release free chlorine of 0.5 mg/L after 30 min at pH < 8 and low DOC. Avoid prechlorination which will cause toxin release
free chlorine	negligible	substantially lower dosage or higher pH
chloramines	negligible	problematic for waters enriched with nitrogenous matter
Oxidation - Ozone	> 99 percent	extremely and rapidly efficient provided that DOC demand is satisfied
Oxidation - Other Oxidants	> 90 percent	potassium permanganate is efficient but should only be used after cell removal
Emerging technologies:		
biological treatment	possible but undocumented	some signs of removal but not explicitly researched yet
membrane processes	possible for intact cells or reverse osmosis for soluble toxins	not yet researched

Partie expérimentale

La partie expérimentale de ce mémoire comprend deux chapitres. Le premier correspond à un projet mené dans une usine de traitement de l'eau potable de la région de Montréal. Il a pour but de comparer les performances de différents traitements des goûts/odeurs. Le second chapitre traite d'une campagne d'échantillonnage et de la détection des toxines algales dans les eaux de surface de la région de Montréal. Ces deux projets ont été réalisés en collaboration d'autres membres de la Chaire en Eau Potable de l'École Polytechnique.

CHAPITRE 3 : TRAITEMENT DES GOÛTS/ODEURS DANS UNE MUNICIPALITÉ DE LA RÉGION DE MONTRÉAL

3.1 Introduction

Une des villes de la région de Montréal connaît des problèmes de goûts/odeurs chaque automne. Pour résoudre ces problèmes, plusieurs traitements (ozonation et filtration bicouche) ont été expérimentés à l'aide d'un pilote. Avant d'investir d'importantes sommes d'argent dans l'application de l'un de ces traitements, il été décidé d'évaluer les performances de ces traitements sur la qualité gustative de l'eau. Pour ce faire, des goûteurs humains ont été utilisés. Ce projet a été dirigé par Benoît Barbeau, associé de recherche à la Chaire en Eau Potable de l'École Polytechnique. C'est cette même personne qui a analysé et discuté les résultats provenant des tests de goûts/odeurs.

3.2 Matériel et Méthode

3.2.1 Panel de goûteurs

Deux panels de goûteurs sont formés. L'un est composé de membres de la Chaire en eau potable et d'étudiants de l'École Polytechnique de Montréal (Panel Polytechnique), les membres de l'autre panel font partis du personnel de «Les Consultants LBCD Inc.»

(Panel LBCD). Les goûteurs sont sélectionnés pour leur intérêt pour le projet et sont récompensés après le test par des gâteaux ou des billets de loterie. Les tests de goûts/odeurs se déroulent en début d'après midi dans des salles de réunion ou dans les bureaux personnels des goûteurs. On demande aux goûteurs de ne pas manger, ni de boire ou de fumer la demi heure qui précèdent les tests. Les goûteurs enrhumés sont exclus du panel tant qu'ils sont malades. En moyenne, le Panel Polytechnique compte 8 personnes alors que le Panel LBCD en a 4. Les tests du Panel LBCD sont organisés par Camille Bélanger.

3.2.2 Tests de goûts/odeurs

Les tests de goûts/odeurs sont de type triangulaire. Les goûteurs ne savent pas ce que contiennent les gobelets qui leurs sont présentés et doivent parvenir à reconnaître un échantillon différent parmi deux autres identiques. Le cas échéant, on demande aux goûteurs de donner un descriptif du goût et de l'odeur senti. Les goûteurs ont la possibilité de se rincer la bouche entre chaque test avec de l'eau distillée 3 fois. Pour ne pas fatiguer olfactivement les goûteurs, le nombre de tests de goûts/odeurs est plafonné à 6 par séance, le plus souvent, le nombre de test est de 5. L'eau à tester est portée à 20°C pour les tests et goûtée dans des gobelets en plastique dans une pièce à température ambiante. Les gobelets en plastiques sont nettoyés avec un savon inodore et rincés 3 fois à l'eau du robinet puis 3 fois à l'eau distillées. En théorie, l'utilisation de gobelets en verre borosilicaté aurait été préférable afin de limiter l'adsorption des molécules odorantes sur les parois des contenants. Cependant, dans le cas présent, ce n'est pas la précision sur l'intensité odorante qui est recherchée, mais les différences d'intensité odorante entre différentes eaux. Par ailleurs, les gobelets en plastiques sont beaucoup moins coûteux, c'est pourquoi ils ont été choisis. Les goûteurs disposent d'une fiche pour noter leurs résultats et leurs commentaires. Pour compenser la petite taille de chaque panel, on refait passer les mêmes tests chaque séance, ceci permet d'accumuler des données en vue d'analyses statistiques.

Il est à noter que nous aurions pu utiliser une équipe organoleptique entraînée mais que pour des raisons pratiques nous avons préféré établir nos propres panels de goûteurs.

3.2.3 Échantillonnage

Les eaux testées par le panel de goûteur sont l'eau traitée de l'usine de traitement de l'eau potable choisies dans la région de Montréal (*préchloration, coagulation, filtration (sable), désinfection (chlore)*) et les eaux provenant des deux filières du pilote (*ozonation, filtration (anthracite&sable) et ozonation, filtration (charbon&sable)*). Le pilote est alimenté par l'eau brute de l'usine de traitement de l'eau potable choisies. Les paramètres du pilote permettent de faire varier la dose d'ozone et l'épaisseur du charbon actif dans le filtre. Les eaux sont échantillonnées une fois par semaine pendant 7 semaines durant la période automnale de goûts/odeurs de la municipalité concernée. Les échantillons sont prélevés dans des bouteilles de 2L en plastique. Les échantillons sont chlorés à 1 mg/L de chlore et stockés pendant 24h00 à 4°C avant d'être goûtés. Pour s'assurer de l'absence de risques pour la santé des goûteurs, un dénombrement des coliformes est fait sur chaque échantillon.

3.2.4 Analyse des résultats

Les données des panels des goûteurs sont regroupées par type de test et comparées aux résultats fournis par un panel virtuel répondant au hasard au test triangulaire (test en U Mann-Whitney avec programme Statistica). On s'assure ainsi, pour chaque type de test, que $p > 0,9$, c'est-à-dire qu'on est sûr à 90% que nos résultats ne sont pas le fruit du hasard.

3.3 Résultats et Discussion

Cette partie a été en grande partie produite avec l'aimable participation de Benoît Barbeau.

Les résultats des essais de type triangulaire seront présentés en deux temps. Tout d'abord, nous étudierons les résultats des essais durant l'échantillonnage du 23 octobre

2001, i.e. la période que nous considérons comme étant la pointe de goûts et odeurs. Dans un deuxième temps, nous analyserons l'ensemble des résultats obtenus pour l'automne 2001.

3.3.1 Essais de goûteurs durant l'échantillonnage du 23 octobre 2001

Lors de l'échantillonnage du 23 octobre 2001, des dégustations ont été effectuées de façon spécifique puisque (i) ils ont eu lieu durant la période de pointe des goûts et odeurs et (ii) des comparaisons sur l'effet de la dose d'ozone ont été effectuées à cette occasion. Évidemment, comme ces dégustations n'ont porté que sur une seule semaine de données, le nombre de tests est limité ($N = 5 - 10$). Néanmoins, compte tenu du goût prononcé de l'eau à ce moment là, des conclusions intéressantes peuvent tout de même être tirées.

Dans un premier temps, il a été vérifié si le filtre sable/charbon biologique (CAB) produisait une eau de meilleur goût que celle du filtre sable/anthracite (SA) ou du filtre à sable (usine). Ces résultats sont présentés au Tableau 3.1. La plus grande différence constatée fût entre le pilote CAB (2,8 mg/L d'O₃) et l'eau filtrée actuelle de l'usine. Huit des onze participants (73%) ont préféré l'eau filtrée au charbon actif à l'eau de l'usine. Ce résultat est hautement significatif.

Il était d'ailleurs possible de percevoir la différence sur la seule base de l'odeur de l'eau (sans même avoir à la goûter).

Dans un deuxième temps, il a été constaté qu'en l'absence d'ozonation, 83% des participants préféraient l'eau filtrée CAB à l'eau filtrée SA du pilote. Ce résultat indique donc que le filtre biologique est bel et bien favorable à la réduction des goûts/odeurs.

À partir du moment où l'ozonation a été appliquée, la différence entre le filtre CAB et le filtre SA a diminué (Tableau 3.1). La proportion des gens ne voyant plus la différence est passée d'environ 17% à environ 50 – 66%. Néanmoins, il est intéressant de constater que pour la fraction des participants qui constataient toujours une différence entre le filtre SA et le filtre CAB (environ 50% des goûteurs), la préférence allait au filtre CAB dans un ratio de 4 pour 1.

Enfin, des comparaisons ont également été faites pour étudier l'effet de la dose d'ozone sur la réduction des goûts/odeurs. Ces résultats sont également présentés au Tableau 3.1. Dans le cas des deux premiers essais avec l'eau filtrée SA, il est constaté que plus de la moitié des participants préfèrent l'eau ayant reçu la plus forte dose d'ozone. Cependant, dans le cas de l'eau filtrée CAB, aucun des participants n'a pu distinguer de différence entre la dose normale (1,5 mg/L O₃) et la dose élevée (2,8 mg/L O₃). Ce résultat suggère que l'emploi d'un filtre biologique permet d'abaisser la dose d'ozone pour contrôler les goûts et odeurs puisque la dose de 1,5 mg/L est alors suffisante. C'est un avantage marqué puisqu'en raison de la formation des bromates, il n'est pas possible d'augmenter à volonté la dose d'ozone afin de contrôler les goûts/odeurs. Le choix d'un filtre biologique permet alors d'ajouter une étape de traitement efficace pour les goûts/odeurs, ce qu'un filtre conventionnel (SA ou sable) ne permet pas.

Tableau 3.1 : Résultats des essais de goûteurs durant l'échantillonnage du 23 octobre 2001.

Comparaisons	Nombre de goûteurs	Aucune différence	Préfère SA	Préfère CAB
<i>Biologique vs conventionnel</i>				
CAB 2,8 mg/L O ₃ vs sable	11	18% (2)	9% (1)	73% (8)
CAB vs SA (sans ozone)	6	17% (1)	0% (0)	83% (5)
CAB vs SA (1,5 mg/L O ₃)	6	66% (4)	0% (0)	33% (2)
CAB vs SA (2,8 mg/L O ₃)	6	50% (3)	17% (1)	33% (2)
Comparaisons		Aucune différence	Préfère la dose faible	Préfère la dose élevée
<i>Effet de la dose</i>				
SA (1,5 mg/L vs 0 mg/L)	6	33% (2)	0% (0)	66% (4)
SA (2,8 mg/L vs 1,5 mg/L)	6	33% (2)	17% (1)	50% (3)
CAB (2,8 mg/L vs 1,5 mg/L)	6	100% (6)	0% (0)	0% (0)

Les résultats concernant l'ozone ne sont pas nécessairement représentatifs d'un traitement à grande échelle car on dispose de peu de données. La Figure 3.1 montre les pourcentages de réussites aux tests en fonction de la dose d'ozone. On observe qu'en

absence d'ozone, les goûteurs dissocient facilement l'eau provenant du filtre à charbon actif de l'eau du filtre anthracite. On peut expliquer ceci par une meilleure performance du charbon actif à enlever les goûts/odeurs que l'anthracite. Lorsque la dose d'ozone augmente, le pourcentage de réussite aux tests diminue. Ce résultat fait penser que l'ozone élimine de manière importante les odeurs si bien que la différence de performance entre les filtrations sur charbon actif et anthracite n'est plus très sensible. On remarque que les pourcentages de réussite aux tests de comparaison des doses d'ozone couplées à la filtration sur anthracite sont élevés. Ceci montre également qu'augmenter la dose d'ozone améliore considérablement la qualité gustative de l'eau.

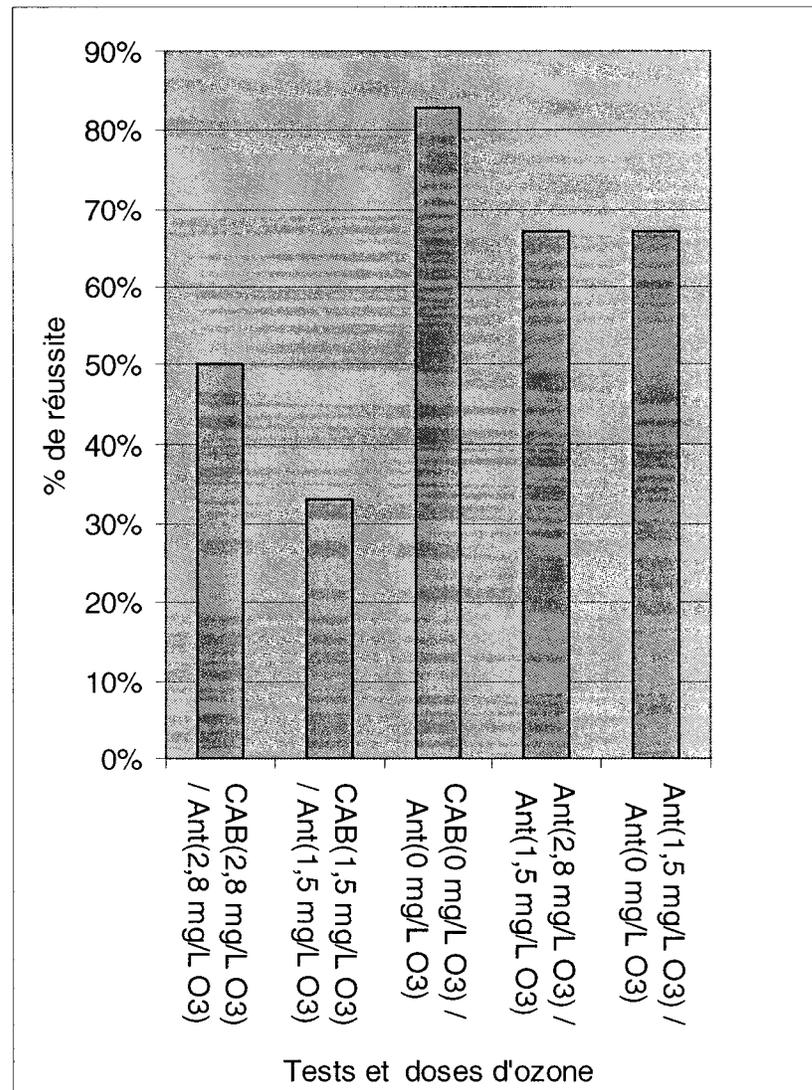


Figure 3.1 : Impact de la dose d'ozone sur le pourcentage de réussite des tests.

3.3.2 Résultats des essais de goûteurs pendant l'automne 2001

L'analyse statistique des résultats du panel de goûteurs a été effectuée en deux étapes.

Première étape : Confirmation de la validité statistique des tests

Pour chaque test triangulaire (ou trio), il est nécessaire de vérifier si la réponse obtenue par les participants est significativement différente d'une réponse aléatoire. En effet, avec le test triangulaire, il y a trois réponses possibles de la part d'un goûteur :

1. Il distingue et préfère l'eau A
2. Il distingue et préfère l'eau B
3. Il ne distingue pas l'eau A de l'eau B ou n'en préfère aucune.

En répondant de façon aléatoire, les résultats des goûteurs devraient théoriquement se diviser en trois groupes égaux (1/3, 1/3, 1/3). Le premier test statistique consiste à vérifier que la répartition des réponses du panel n'est pas distribuée aléatoirement. Si la distribution s'apparente à une réponse aléatoire, cela signifie qu'il n'y a pas de différence perçue entre les eaux A et B. Le cas échéant, l'analyse statistique s'arrête à cette étape. Cependant, si la réponse est significativement différente d'une réponse aléatoire, alors on peut procéder à la deuxième étape de l'analyse statistique, laquelle est expliquée un peu plus loin.

La vérification de la distribution des résultats a été faite à l'aide du test en U de Mann-Whitney. Le test en U assume que la variable peut être classée sur une échelle ordinale (+1, 0, -1) et son interprétation est identique à un test de student. Le test en U est réputé être le test statistique non paramétrique alternatif le plus puissant par rapport au test de student.

La réponse obtenue avec le test en U est la probabilité de certitude qu'il existe une différence significative entre les deux eaux comparées. Les résultats du test en U sont présentés à la colonne E du Tableau 3.2. À titre d'exemple, la comparaison CAB vs SA (troisième ligne du Tableau 3.2) indique une valeur de 99,99% pour le test en U. Par conséquent, il y a 99,99% de chance que la différence observée entre le SA et le CAB ne soit pas le fruit du hasard. Les tests sont considérés comme étant significatifs lorsqu'ils présentaient une certitude supérieure à 95%.

Deuxième étape : Confirmation statistique de la préférence du panel

Le test statistique réalisé précédemment indique que le résultat n'est pas aléatoire. Cependant, il ne fournit aucune information sur la préférence du panel. L'objectif du deuxième test est donc de confirmer que la préférence du panel (eau A vs eau B) est

statistiquement significative. Ce test est réalisé seulement lorsque le test en U est significatif.

Dans ce cas, il s'agit de tester si la proportion du panel qui préfère l'eau A ou B est significativement différente de 50%. En effet, en ce qui concerne la préférence accordée, le paneliste a seulement deux options : il préfère A ou B. Si les réponses se partagent 50% - 50%, c'est donc qu'il n'y a pas de différence entre les deux eaux. De façon similaire au test précédent, le résultat (colonne F, Tableau 3.2) est présenté sous la forme d'une probabilité de certitude. Ainsi, pour la comparaison SA vs CAB, la préférence est allée au charbon actif biologique. Il est certain à 99% que la préférence observée est bel et bien réelle. Les tests ont été considérés comme étant significatifs lorsqu'ils présentaient une certitude supérieure à 95%.

3.3.2.1 Comparaison eau filtrée CAB vs eau de l'usine actuelle

La comparaison avec l'eau filtrée CAB du pilote et l'eau de l'usine (EU) a donné la plus grande différence de goûts/odeurs observée par le panel. Environ 72% des goûteurs ont accordé leur préférence au nouveau traitement, alors que 8% préféraient le traitement actuel et 20% n'arrivaient pas à faire de distinction. La réponse du panel était hautement significative selon le test en U et la préférence accordée au CAB également. Pour les deux tests, il y a moins d'une chance sur 10 000 de faire erreur en déclarant l'eau filtrée CAB meilleure que l'eau de l'usine actuelle.

3.3.2.2 Comparaison eau filtrée SA vs eau de l'usine actuelle

Sans grande surprise, la comparaison avec l'eau filtrée SA du pilote et l'eau de l'usine (EU) a également démontré la supériorité de l'eau du pilote, ce qui laisse entendre que l'ozonation a un rôle important dans la réduction des goûts/odeurs. Les tests statistiques étaient tous deux hautement significatifs.

3.3.2.3 *Comparaison eau filtrée CAB vs eau SA*

Les deux comparaisons précédentes ne permettent pas de conclure sur la supériorité du filtre CAB ou du filtre SA. Pour ce faire, il faut les comparer directement. Cette comparaison a été effectuée à 101 reprises. Pour 55% des participants, il n'était pas possible de discerner une différence. Cependant, pour les 45% restants, une préférence marquée allait à l'endroit du filtre CAB (dans un ratio de 3 pour 1). Le test en U indique que la comparaison est significative, avec une certitude de 99,99 %. Ces résultats viennent donc confirmer que l'eau filtrée CAB offre une qualité organoleptique supérieure à celle de l'eau filtrée SA.

3.3.2.4 *Comparaison eau filtrée avec 1,2m de charbon (CAB2) et eau filtrée avec 0,9 m de charbon (CAB1)*

Nous avons voulu vérifier si l'ajout de 30 cm de CAB supplémentaire améliorerait la qualité organoleptique de l'eau. Le test en U indique que la réponse du panel n'est pas significativement différente d'une réponse aléatoire. Par conséquent, il n'y a pas eu d'avantage marqué à utiliser 1,2 m de CAB durant les essais en ce qui concerne les goûts et odeurs.

Tableau 3.2 : Résultats des tests de goûts/odeurs.

Trios	Nombre de participants	Préférence des goûteurs			Essai significatif?	Préférence significative?
		Colonne B	Colonne C	Colonne D	Colonne E	Colonne F
CAB vs EU	46	Aucune différence 20% (9)	Préfère EU 8% (4)	Préfère CAB 72% (33)	Oui > 99,99%	Oui > 99,99%
SA vs EU	35	Aucune différence 34% (12)	Préfère EU 3% (1)	Préfère SA 63% (22)	Oui > 99,99%	Oui > 99,99%
CAB vs SA	101	Aucune différence 58% (59)	Préfère SA 11% (11)	Préfère CAB 31% (31)	Oui > 99,99%	Oui > 99,99%
CAB1 vs CAB2	25	Aucune différence 64% (16)	Préfère CAB2 8% (2)	Préfère CAB1 28% (7)	Non 70%	N.A.

3.3.2.5 Évolution du problème de goûts/odeurs dans le temps.

Pour l'analyse des données, nous avons supposé que l'intensité de l'épisode de goûts/odeurs ne variait pas beaucoup au cours du temps pour pouvoir considérer ensemble tous les résultats d'un même type de test. La Figure 3.2 montre l'évolution du pourcentage de réussite pour les tests de comparaison de (1) l'eau de l'usine d'eau potable avec la filtration sur charbon actif biologique, (2) l'antracite avec le charbon actif biologique et (3) l'eau de l'usine avec la filtration sur charbon actif biologique. On remarque que la réussite des tests de comparaison de l'eau de l'usine (1 et 3) par les goûteurs est au plus bas la semaine du 2 novembre 2001. On peut interpréter ce résultat par une augmentation de l'intensité du problème de goûts/odeurs. En effet, lorsque le goût de moisi est très important, on peut penser qu'il passe au travers du traitement rendant difficile la distinction des eaux. Ceci fait penser que les traitements proposés par le pilote ne sont peut-être pas toujours suffisant (si l'hypothèse précédente est vérifiée) pour produire une eau de qualité esthétique satisfaisante. On peut aussi émettre l'hypothèse que les goûteurs sont devenus meilleurs à force de passer des tests de

goûts/odeurs et qu'ils ont amélioré leur sens de perception pour détecter l'odeur de moisi dans l'eau. L'augmentation du pourcentage de réussite s'explique alors par l'entraînement du panel. Néanmoins, d'autres paramètres peuvent affecter la réussite des tests de goûts/odeurs (ex : humidité et température de l'air de la pièce, etc.) et pourraient expliquer les variations observés sur le pourcentage de succès aux tests.

La comparaison entre les traitements pilotes (2) n'est pas concluante si on ne considère que les tests sur une semaine. En revanche, l'analyse statistique montre, à partir de l'ensemble des données (sur plusieurs semaines), que la filtration sur charbon actif biologique fournit une eau de meilleure qualité gustative que la filtration sur anthracite.

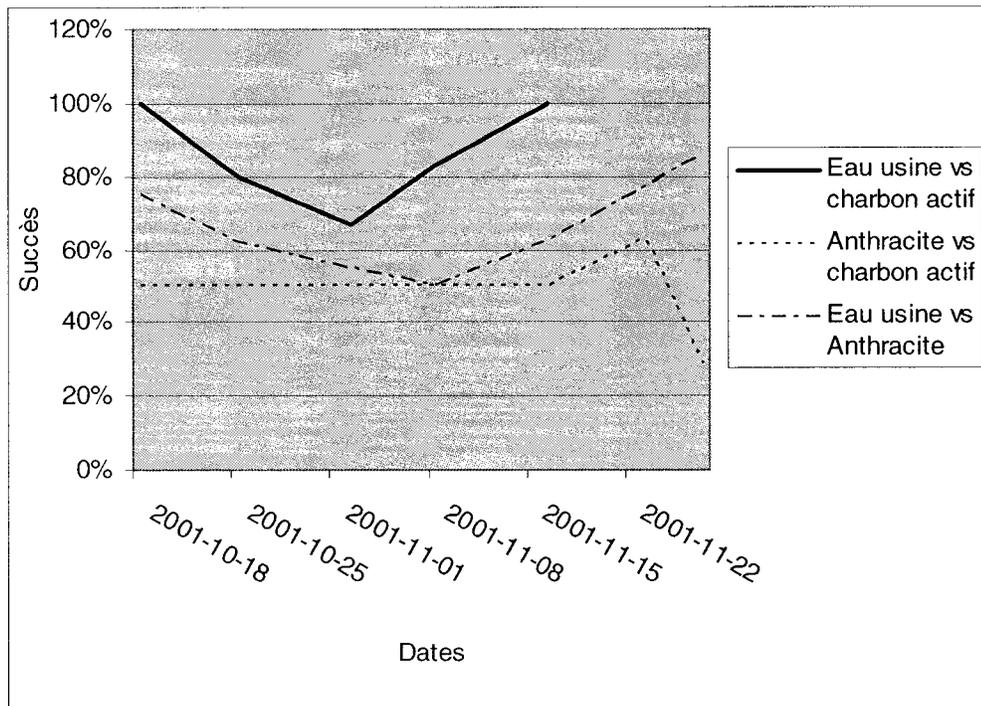


Figure 3.2 : Réussite des tests de goûts/odeurs en fonction du temps.

3.4 Conclusion

Il existe plusieurs traitements pour enlever les goûts et odeurs de l'eau. Le charbon actif et l'ozone sont souvent utilisés, mais il est important de s'assurer de leurs performances avant d'installer en usine d'eau potable les unités de traitement correspondantes. Il est

en effet, toujours possible, que ces traitements s'avèrent inefficaces contre un problème de goûts/odeurs particulier. Puisque les appareils de mesure analytique ne peuvent caractériser le goût et l'odeur de l'eau, on est obligé de recourir à des goûteurs humains pour estimer la qualité de l'eau. Dans le cas présent, le regroupement des données provenant des deux panels a permis de s'assurer que la filtration sur charbon actif biologique était meilleure pour enlever les goûts/odeurs que la filtration sur anthracite. Les résultats des tests de goûts/odeurs montrent aussi que l'ozone est très efficace pour enlever le goût/odeur de moisi présent dans l'eau de l'usine concernée. On observe que le couplage ozonation avec filtration sur charbon actif biologique permet de produire la meilleure eau avec le pilote. Les tests de goûts/odeurs montrent aussi que les filtrations bicouches sable/anthracite et sable/charbon actif produisent une eau de meilleure qualité gustative que le traitement actuel de l'usine.

CHAPITRE 4 : DÉTECTION DE LA MICROCYSTINE-LR DANS LA RÉGION DE MONTRÉAL

À cause de l'augmentation des efflorescences d'algues toxiques dans le monde, et parce qu'on ne trouvait en 2001 aucune étude publiée sur le dépistage des toxines algales au Québec, il a été décidé d'échantillonner les eaux de la région de Montréal sur une période d'un an, en vue d'analyser la microcystine-LR, une cyanotoxine très répandue dans les eaux douces de surface.

4.1 Matériel et Méthode

4.2.1 Échantillonnage

L'eau est échantillonnée dans plusieurs stations d'eau potable pendant les années 2001-2002 (cf. Tableau 4.1) à l'eau brute et à l'eau traitée.

Tableau 4.1 : Villes échantillonnées et périodes d'échantillonnage.

Ville	Période d'échantillonnage (hebdomadaire)
Deux Montagnes	Septembre 2002
Farnham	Septembre 2002
La Prairie	Septembre 2002
Laval (Chomedey)	Novembre 2001 à octobre 2002
Laval (Sainte-Rose)	Novembre 2001 à octobre 2002
Longueuil (régionale)	Novembre 2001 à octobre 2002
Moncton	20 août 2002 et septembre 2002
Montréal (Atwater)	Novembre 2001 à octobre 2002
Montréal (Charles J. Desbaillets)	Novembre 2001 à octobre 2002
Saint-Damase	8 novembre 2001, 4 mars 2002 et septembre 2002
Sainte-Hyacinthe	Septembre 2002
Saint-Lambert	Novembre 2001 à octobre 2002
Salaberry-de-Valleyfield	Juillet 2002 à octobre 2002

4.1.2 Analyses

Les échantillons sont conservés à -19°C dans des tubes de polystyrène à fonds ronds Falcon 35 2025 (16 mL). Les échantillons sont congelés/décongelés 3 fois et filtrés sur des filtres Millex® HV₁₃ 0,45 µm avant analyses. Les analyses sont faites en utilisant le kit de détection ELISA Envirogard® Microcystins QuantiTube Test Kit 75400 avec un spectromètre Genios en mode absorbance à 450 nm. Pour des raisons financières, tous les échantillons n'ont pas été analysés. Les eaux brutes de chaque station ont été analysées une fois par mois (cf. Tableau 4.2). Les eaux traitées n'ont été analysées que lorsque de la microcystine-LR était détectée à l'eau brute. Ceci présuppose que les cyanobactéries ne prolifèrent pas dans les stations d'eau potable échantillonnées. Les concentrations en microcystine-LR sont calculées en fonction de l'absorbance à 450 nm à partir d'une courbe d'étalonnage. On a cherché à savoir si la matrice organique de l'eau, le nombre de congélation/décongélation, la température de conservation pouvait avoir des effets sur la détection de la microcystine-LR. Le calcul de la limite de détection en suivant la méthode de APHA *et al.* (1992) donne une limite de détection de 0,04 µg/L. Cependant, on a gardé la limite de détection fournie par le fabricant du kit (0,1 µg/L). Toutes les concentrations inférieures à 0,1 µg/L n'ont donc pas été retenues.

Tableau 4.2 : Dates des échantillons analysés

Usine d'eau potable	Dates
Deux Montagnes	2002 : 26 août, 2 septembre, 19 septembre.
Farnham	2002 : 19 septembre.
La Prairie	2002 : 2 septembre, 19 septembre.
Laval (Chomedey)	2001 : 5 novembre, 21 novembre, 29 novembre, 6 décembre, 13 décembre. 2002 : 10 janvier, 7 février, 14 mars, 4 avril, 8 mai, 25 juillet, 22 août, 19 septembre, 3 octobre, 17 octobre.
Laval (Sainte-Rose)	2001 : 15 novembre, 21 novembre, 29 novembre, 6 décembre, 13 décembre. 2002 : 10 janvier, 07 février, 14 mars, 4 avril, 8 mai, 25 juillet, 22 août, 19 septembre, 03 octobre, 17 octobre.
Longueuil (régionale)	2001 : 15 novembre, 21 novembre, 24 décembre. 2002 : 10 janvier, 7 février, 14 mars, 4 avril, 8 mai, 28 août, 19 septembre, 3 octobre, 17 octobre.

Usine d'eau potable	Dates
Moncton	2002 : 20 août, 19 septembre.
Montréal (Atwater)	2001 : 8 novembre, 11 novembre, 28 novembre, 5 décembre, 12 décembre. 2002 : 9 janvier, 6 février, 13 mars, 4 avril, 8 mai, 24 juillet, 28 août, 18 septembre, 2 octobre, 16 octobre.
Montréal (Charles J. Desbaillets)	2001 : 8 novembre, 14 novembre, 21 novembre, 28 novembre, 5 décembre, 12 décembre, 19 décembre. 2002 : 9 janvier, 6 février, 13 mars, 4 avril, 8 mai, 28 août, 18 septembre, 2 octobre, 16 octobre.
Saint-Damase	2002 : 19 septembre.
Sainte-Hyacinthe	2002 : 19 septembre.
Saint-Lambert	2001 : 15 novembre, 21 novembre, 28 novembre, 6 décembre, 13 décembre, 20 décembre. 2002 : 10 janvier, 7 février, 14 mars, 4 avril, 8 mai, 25 juillet, 29 août, 19 septembre, 3 octobre, 17 octobre.
Salaberry-de-Valleyfield	2002 : 29 juillet, 26 août, 4 septembre, 9 septembre, 17 septembre, 23 septembre, 1 octobre, 9 octobre, 15 octobre.

4.2 Résultats et Discussion

4.2.1 Détection de la microcystine-LR

Parmi les échantillons analysés, seuls ceux provenant des eaux brutes de la rivière Yamaska (Farnham, Sainte-Hyacinthe et Saint-Damase) présentent des concentrations positives en microcystine-LR (cf. Tableau 4.3). Dans les trois stations d'eau potable concernées, la concentration en microcystine-LR à l'eau traitée est inférieure à 0,1 µg/L. On explique cet enlèvement par la présence de traitement avancé comme l'oxydation à l'ozone et l'adsorption sur charbon actif en poudre.

Tableau 4.3 : Détection par kit de la microcystine-LR dans la rivière Yamaska le 19 septembre 2002.

Ville	Concentration en Microcystine-LR
Farnham	1,8 µg/L
Sainte-Hyacinthe	1,2 µg/L
Saint-Damase	2,3 µg/L

Plusieurs tests ont été faits pour estimer les différents paramètres pouvant affecter la détection par kit ELISA. Les présents résultats ne sont cependant pas définitifs et nécessiteraient d'être confirmé par un plus grand nombre de tests et par des méthodes de détection analytique.

4.2.2 Effet de la matrice organique de l'eau

Les tests effectués pour estimer l'effet de la matrice organique sur la détection de la microcystine-LR montrent que la matière organique interfère avec la mesure en faisant sous-estimer les concentrations réelles en microcystine-LR (cf. Tableau 4.4). Les variations observées ne sont cependant pas importantes puisque les ordres de grandeurs sont conservés. On remarque que la théorie dit que la matière organique de l'eau n'interfère pas avec la détection ELISA.

Tableau 4.4 : Comparaison des concentrations détectées et théoriques de trois eaux brutes

Eaux brutes + 0,4 µg/L microcystine-LR	Concentration détectée	Concentration théorique	% récupération
DesBaillets	0,32 µg/L	0,44 µg/L	72,3%
Chomedey	0,33 µg/L	0,43 µg/L	75,9%
St-Hyacinthe	0,82 µg/L	0,98 µg/L	84,1%

4.2.3 Effet du nombre de congélation/décongélation

Les tests sur le nombre de congélation/décongélation montrent qu'il est important de congeler/décongeler au moins une fois les échantillons avant de les analyser avec le kit de détection Envirogard (cf. Tableau 4.5 et 4.6). On pouvait s'attendre à ce résultat compte tenu du fait que la microcystine est généralement confinée dans les cellules des cyanobactéries. La phase de congélation/décongélation n'étant pas incluse dans la méthode de détection par kit fourni par Envirogard, il paraît important d'ajouter cette

phase à la préparation des échantillons. On remarque que congeler 1, 2 ou 3 fois, n'améliore pas la détection de la microcystine-LR.

Tableau 4.5 : Concentration en microcystine-LR en fonction du nombre de congélation

Usines	Nombre de congélation		
	0x	1x	3x
St-Damasse	0,73 µg/L	4,03 µg/L	3,97 µg/L
Farnham	1,17 µg/L	1,40 µg/L	1,41 µg/L
St-Hyacinthe	0,14 µg/L	0,80 µg/L	0,77 µg/L

Tableau 4.6 : Taux de récupération de microcystine-LR en fonction du nombre de congélation

Usines	0x / 1x	1x / 3x
St-Damasse	18%	101%
Farnham	83%	99%
St-Hyacinthe	18%	104%

4.2.4 Effet de la température de conservation

Les tests sur l'impact de la température de conservation des échantillons montrent qu'il est important de ne pas conserver ceux-ci à température ambiante (cf. Tableau 4.7 et 4.8). En effet, on ne détecte pas la totalité de la microcystine-LR lorsque l'échantillon reste à température au moins 24h. D'autres tests, semblent nécessaires pour estimer le temps acceptable que peuvent être stockés les échantillons à température ambiante. Ces tests supplémentaires devraient permettre de dire s'il est important de réfrigérer les échantillons lorsqu'ils sont collectés sur les sites d'échantillonnages.

Tableau 4.7 : Concentration en microcystine-LR en fonction de la durée de stockage à température ambiante

Usine	Échantillons à la température ambiante (heures)			
	0 h	24 h	48 h	72 h
St-Hyacinthe	0,77 µg/L	0,68 µg/L	0,72 µg/L	0,56 µg/L

Tableau 4.8 : Taux de récupération de la microcystine-LR en fonction de la durée de stockage à température ambiante

Usine	Récupération		
	24 h	48 h	72 h
St-Hyacinthe	89%	94%	73%

4.3 Conclusion

La détection de la microcystine-LR dans la région de Montréal n'a pas révélé la présence de microcystine dans ces eaux. On pouvait s'attendre à ce résultat car les cours d'eau échantillonnés ne sont pas réputés pour leurs problèmes de cyanobactéries. L'hydraulique de ces rivières n'est en effet pas propice à la prolifération des cyanobactéries. La microcystine détectée dans la rivière Yamaska montre que le kit de détection ELISA Envirogard permet de détecter des concentrations de toxine voisine de l'actuelle recommandation de l'OMS sur la microcystine-LR (1,0 µg/L). Par ailleurs, le kit de détection ELISA Envirogard permet une détection rapide de la microcystine, à l'aide d'un matériel restreint et à un coût peu élevé, ce qui en fait un outil de détection satisfaisant pour l'application de la recommandation de l'OMS sur la microcystine-LR.

CONCLUSION

Les problèmes causés par les métabolites microbiens sont dans l'ensemble mal connus ce qui empêche à l'heure actuel d'y apporter des solutions satisfaisantes. Cependant, il apparaît que certaines mesures s'avèrent efficaces pour lutter contre les problèmes de goûts/odeurs et de toxines algales.

En usine d'eau potable, l'ozone et le charbon actif semblent adéquats pour produire une eau sans métabolites gênants mais l'utilisation de ces traitements n'est pas toujours satisfaisante. L'utilisation de l'ozone est rendue délicate lorsque les doses requises sont importantes car elles peuvent produire des sous produits de réaction gênants (ex : bromates). L'adsorption sur charbon actif n'est pas souhaitable lorsque les métabolites sont en concentrations élevées car le charbon actif est très coûteux. L'utilisation du charbon actif en mode biologique (sous forme de matériau filtrant) paraît capable de traiter, dans certains cas, les épisodes de goûts/odeurs mais n'a pas encore été suffisamment étudiée pour déterminer si elle peut enlever les toxines algales de l'eau.

Malgré les performances de ces traitements, il est difficile de traiter les problèmes de métabolites microbiens en usine d'eau potable car la détection de ces métabolites est rarement optimisée. Le plus souvent, la détection des goûts/odeurs en usine ne permet pas d'ajuster rapidement le traitement de l'eau potable pour produire une eau de qualité esthétique satisfaisante en tout temps. Parmi les outils de détection disponibles, les nez électroniques, grâce à leur rapidité, leur facilité d'utilisation et leur faible coût, sont ceux qui répondraient le mieux aux besoins des opérateurs d'usine d'eau potable. Il paraît donc judicieux de chercher à développer et à répandre l'utilisation des nez électronique dans les usines d'eau potable. La détection des toxines algales n'est généralement pas faite en usine d'eau potable du fait de l'inexistence de norme. À ce jour, à cause du manque de connaissances sur le sujet, il n'est pas possible de poser des normes sur chaque toxine algale. Tout comme pour les sous produits de désinfection, à cause du grand nombre de toxines algales, il ne paraît pas raisonnable d'établir une

norme pour chacune d'entre elle. Il faudra donc à l'avenir faire un choix sur les toxines réglementées. Ce choix pourrait se faire en fonction de la fréquence d'apparition et la toxicité des toxines algales. Il semble toutefois important de développer la détection des toxines algales pour pouvoir appliquer les normes qui seront établis. La détection de la microcystine-LR dans les eaux de la région de Montréal montre que le kit de détection ELISA Envirogard permet de détecter rapidement, sans beaucoup de matériel et à un coût peu élevé (en regard des autres méthodes de détection) la microcystine.

Les problèmes de métabolites microbiens sont souvent liés à l'eutrophisation des eaux de surface. On s'attend donc à ce que ces problèmes soient de plus en plus fréquents et de plus en plus intenses à l'avenir si aucune mesure n'est prise pour contrer l'eutrophisation des eaux. Le traitement des métabolites microbiens en usine d'eau potable devrait donc nécessiter des doses d'oxydant et de charbon de plus en plus importantes, posant des problèmes de sous produits de réaction et de coût élevé de traitement. Plusieurs mesures préventives peuvent endiguer la prolifération des algues dans les écosystèmes, mais seul le contrôle des nutriments paraît efficace à long terme. Les autres mesures préventives et le traitement des métabolites microbiens en usine d'eau potable apparaissent alors comme des mesures temporaires à utiliser tant que les effets du contrôle des nutriments ne se font pas sentir. On remarque par ailleurs que la lutte contre l'eutrophisation améliore considérablement la qualité de l'eau brute ce qui permet d'alléger le traitement en usine, le rendant moins coûteux. Cependant, la lutte contre l'eutrophisation ne peut être organisée seulement par les usines d'eau potable. En effet, les mesures requises pour y parvenir sont d'une telle ampleur qu'elles doivent être régies par une politique à long terme à l'échelle nationale ou internationale.

BIBLIOGRAPHIE

AMOORE J.E. (1992). Odors Standards in Squeeze-Bottle Kits for Matching Quality and Intensity. *Wat. Sci. Tech.* 25:2:1-9.

ANDO A., MIWA M., KAJINO M. et TATSUMI S. (1992). Removal of Musty-Odoriferous compounds in Water and Retained in Algal Cells through Water Purification Processes. *Wat. Sci. Tech.* 25:2:299-306.

ANONYMOUS (1998). Disinfection, Taste&Odor Control. *Public Works Journal Magazine.* 129:5:21.

APHA, AWWA et WPCF (1992). Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 19th edition. American Public Health Association Inc. Washington, D.C. 1527p.

AQUA NUCHAR (1942). Taste and Odor Control in Water Purification. *Aqua Nuchar Powdered Activated Carbon.* 92p.

AUSTRALIAN RESEARCH NETWORK FOR ALGAL TOXINS (ARNAT) (2001). <http://www.aims.gov.au/arnat/> (consulté le 21 juin 2001).

AWWA (1976). Handbook of Taste and Odour Control Experiences in the United States and Canada. *American Water Works Association, Denver, Colorado, USA.*

AWWARF (1989). Taste and Odor in Drinking Water Supplies--Phase I & II. American Water Works Association Research Foundation, Denver, Colorado, USA.

AWWARF (1996). Identification and Control of Odorous Algal Metabolites. American Water Works Association Research Foundation, Denver, Colorado, USA.

AWWARF (1998). Taste and Odor Workshop. *American Water Works Association Research Foundation, Denver, Colorado, USA*. July 23-24, 1998, Chicago, USA. http://www.awwarf.com/research/To_ntbk.htm (consulté le 3 mars 2000)

AWWARF (2000). Cyanobacterial (blue-green algae) toxins: a resource guide. *American Water Works Association Research Foundation, Denver, Colorado, USA*.

AWWARF (2000). Optimization of Powdered Activated Carbon Application for Geosmin and MIB Removal. *American Water Works Association Research Foundation, Denver, Colorado, USA*.

AWWARF (2001). Assesment of Blue-green Algal Toxins in Raw and Finished Drinking Water. *American Water Works Association Research Foundation, Denver, Colorado, USA*.

BAILEY A.J., VILJOEN F.C. et VAN ZYL G. (1988). Évaluation provisoire des descripteurs et des solutions références pour les odeurs recommandées par le groupe de spécialistes des goûts et des odeurs de l'AIRPE. *Bulletin de la qualité de l'eau*. 13:2-3:88-93.

BAKER Lawrence A., WESTERHOFF Paul, BRUCE Darlene, SOMMERFELD Milton, DEMPSTER Tom, HU Qiang et LOWRY Dave (2000). Multiple Barrier Approach for Controlling Taste and Odor in the Pheonix Water Supply. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 5-9, 2000, Salt Lake City, USA.

BAKER Robert A. (1961). Taste and odor in water, a critical review. *Manufacturing Chemists Association, Washington D.C., NY, USA*. 159p.

BALL George W., SHEPHERD Betsy M. et KEITH Sharla (2000). Implementation of GAC Treatment for Removal of Organic and Inorganic Sulfur Compounds in Groundwater. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 5-9, 2000, Salt Lake City, USA.

BARIBEAU Hélène, MACKEY Erin D., BOOTH Stephen D., DAVIS Jason E., CROZES Gil F., SUFFET I.H. Mel et PIRIOU Philippe (2001). Public Perception of Tap Water Chlorinous Flavor – Methods Used. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. June 17-21, 2001, Washington, D.C., USA.

BEMELMANS J.M.H. et BRABER H.J.A. (1983). Investigation of an Iodine-like Taste in Herring from the Baltic Sea. *Wat. Sci. Tech.* 6:Finland:105-113.

BLUM D.J.W., SUFFET I.H. et DUGUET J.P. (1993). Estimating the activated carbon adsorption of organic chemicals in water. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 23:2:121-136.

BLUM D.J.W., SUFFET I.H. et DUGUET J.P. (1994). Quantitative structure activity relationships using molecular connectivity for the adsorption of organic chemicals on activated carbon. *Wat. Res.* 28:687-699.

BOUAICHA N. (2001) Risques pour la santé publique associés aux cyanotoxines en milieu d'eau douce. *TSM* numéro 9, septembre 2001, 45-51.

BOUSQUET G., OUVRARD J., RIGAL S. et VILAGINES R. (1983). Statistical Evaluation of the Blind Test Method for Water Quality Control. *Wat. Sci. Tech.* 15:Finland:35-46.

BRADY B.M., BARTELS J.H.M. et SUFFET I.H. (1988). Analyses sensorielles de l'eau potable. *Bulletin de la qualité de l'eau.* 13:2-3:65-72.

BRAGHETTA Anne, PRICE Michael, KOLKHORST et THAXTON Joseph (2001). Use of Physical and Chemical Pretreatment in San Antonio, Texas. *Membrane Technologie Conference: The Future of Purer Water, Proceedings.* March 4-7, 2001, San Antonio, USA.

BRIENT L., RAOULT C., LE ROUZIC B., VEZIE CH. et BERTRU G. (2001). Conditions d'utilisation du CuSO₄ pour limiter les proliférations de cyanobactéries et réduire ses effets sur l'environnement. *TSM* numéro 9, septembre 2001, 66-74

BROOKES Justin D., BAKER Peter D. et BURCH D. Michael (2001). Ecology and Management of Cyanobacteria in Rivers and Reservoirs. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings.* November 15-11, 2001, Nashville, USA.

BRUCHET A., COSTENTIN E., LEGRAND M.F. et MALLEVIALLE J. (1992). Influence of the Chlorination of Natural Nitrogenous Inorganic Compounds on Tastes and Odors in Finished Water. *Wat. Sci. Tech.* 25:2:323-333.

BRUVOLD W.H. (1989). A Critical Review of Methods Used for the Sensory Evaluation of Water Quality. *Critical Reviews in Envir. Control.* 19:291.

BUFFIN Lisa W., HOEHN Robert C., DIETRICH Andrea M. et RASHASH Diana M.C. (1993). Effectiveness of Chlorine Dioxide, and Permanganate for the Treatment of Cucumber, Grassy, and Fishy Odors in Water Supplies. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 7-11, 1993, Miami, USA.

BURCH Michael D., CHOW Christopher W.K. et HOBSON Peter (2001). Algicides for Control of Toxic Cyanobacteria. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 15-11, 2001, Nashville, USA.

BURCH Michael D. (2001). Cyanobacterial Toxins – The Australian Perspective on Guidelines and Management. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 15-11, 2001, Nashville, USA.

CARACO N.F. et MILLER R. (1998). Effects of Co₂ on competition between a cyanobacterium and eukaryotic phytoplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55:54-62.

CARIGNAN Richard (2001). Évaluation sommaire de l'état des lacs de la Municipalité de Sainte-Hyppolyte et recommandations visant à préserver ou à améliorer la qualité de l'eau. *Station de biologie des Laurentides, Université de Montréal. Association des propriétaires et amis du Lac Connelly (www.apalc.ca). <http://www3.sympatico.ca/carole.montgrain/etatlac.html>* (consulté le 18 février 2002).

CATTANEO Antonella et FORTIN Lucie (2000). Moss distribution in streams of the Quebec Laurentian Mountains. *Can. J. Bot.* 78:748-752.

CHEN G., DUSSERT B.W. et SUFFET I.H. (1997). Evaluation of Granular Activated Carbon for Removal of Methylisoborneol to Below Odor Threshold Concentration in Drinking Water. *Wat. Res.* Vol. 31, No. 5, pp. 1155-1163.

CHEN Theping, ATASI Khalil Z., HUDDLESTON Judith I., OPACHAK Les, YOUNG Connie C. et SUFFET I.H. (Mel) (1997). Evaluating Pac Adsorption of MIB, Geosmin, and IPMP in Detroit River Source Water. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 9-12, 1997, Denver, USA.

CHEN Theping, ATASI Khalil Z., TURNER Pamela et SUFFET I.H. (Mel) (1999). PAC-Chlorine Interaction Impact on Feasibility of Taste-and-Odor Control by PAC. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. October 31-November 3, 1999, Tampa, USA.

CHEN Theping, ATASI Khalil Z., TURNER Pamela et SUFFET I.H. (Mel) (1999). Developing Ozone Dosage Criteria for Taste-and-Odor Control and Cryptosporidium Inactivation. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. October 31-November 3, 1999, Tampa, USA.

CHEN Theping, ATASI Khalil Z., TURNER Pamela et SUFFET I.H. (Mel) (2000). Project Summary: Taste and Odor Control for Four Water Treatment Plants in Detroit. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 5-9, 2000, Salt Lake City, USA.

CHEVALIER Pierre (2002). Les cyanobactéries toxiques et les microcystines. Communication personnelle. Département des Sciences animales, faculté des Sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université de Laval, Québec, Canada.

CHORUS I., KLEIN G. et FASTNER J. (1992). Off-Flavors in Surface Waters – How Efficient is Bank Filtration for their Abatement in Drinking Water? *Wat. Sci. Tech.* 25:2:251-258.

CHORUS Ingrid (2001). Occurrence of Toxic Cyanobacteria – The German Perspective Extended Abstract. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 15-11, 2001, Nashville, USA.

CHORUS Ingrid (2001). Watershed Management. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 15-11, 2001, Nashville, USA.

COOK David, NEWCOMBE Gayle et SZTAJNBOK Pascale (2001). The Application of Powdered Activated Carbon for MIB and Geosmin Removal: Predicting PAC Doses in Four Raw Waters. *Wat. Res.* Vol. 5, No. 5, 1325-1333.

COOK Philip J. et CHELIKOWSKY Wayne (1993). Customer Consumption Habits and Experiences with Off Tastes in Drinking Water. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 7-11, 1993, Miami, USA.

COOKSON John T. Jr. (1973). Mechanism of Organic Adsorption on Activated Carbon. *University of Maryland, College Parc, Maryland, USA*.

COUSINS I. et WATS C.D. (1992). An Investigation of the Degradation of Microcystin-LR. Report FR0292. *Foundation for Water Research. Allen House, the Listons, Liston Road, Marlow, Bucks. SL7 1FD UK*.

CRANE R.I. (1991). The Determination of Taste and Odour in Drinking Water in Relation to Water Quality Regulations. Report FR0254. *Foundation for Water Research. Allen House, the Listons, Liston Road, Marlow, Bucks. SL7 1FD UK*.

CROZES Gil, MASHALL Matthew, HAGSTROM Jin, MEYERHIFER Jim, SUFFET I.H. (Mel) et YOUNG Connie (1997). Tastes and Odors Removal and Production by Ozonation. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 9-12, 1997, Denver, USA.

DAGANI Ron (2000). A 'Nose' that Shows Scents in Color. *C&EN*. 21:August:9.

DALE S. Melissa, MOYLAN Margaret S., KOCH Bart et DAVIS Marshall K. (1997). MTBE : Taste-and-Odor Threshold Determinations using the Flavor Profile Method. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 9-12, 1997, Denver, USA.

DANGLLOT C., AMAR G. et VILAGINES R. (1983). Ability of Bacillus to Degrade Geosmin. *Wat. Sci. Tech.* 15:291-299.

DAVIS James P. et SMITH James C. (1993). Implementing a Program to Manage Distribution Water Quality. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 7-11, 1993, Miami, USA.

DAVIS Jason, MACKEY Erin, MANILEVE Carine, CROZES Gil et HETHERINGTON John (2001). The Influence of Taste and Odor on Consumer Use of Tap Water Alternatives. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 15-11, 2001, Nashville, USA.

DAWSON John F. et HOLMES Charles F.B. (1999). Molecular Mechanisms Underlying Inhibition of Protein Phosphatase by Marine Toxins. *MRC Protein Structure and Function Group, Department of Biochemistry, University of Alberta, Edmonton, Alberta, Canada T6G 2H7*.

DE GREEF E., ZOETEMAN B.C.J., VAN OERS H.J., KÖSTER E.P. et ROOK J.J. (1983). Drinking Water Contamination and Taste Assessment by Large Consumer Panels. *Wat. Sci. Tech.* 15:13-24.

DESAULNIERS C.W. et HAUSSLEIN R.W. (1970). Ultrafiltrative dewatering of spent powdered carbon. Water pollution control research series. *United States, Federal Water Quality Administration.*

DESJARDINS Raymond (2002). Communication personnelle. *École Polytechnique de Montréal, Montréal, Canada.*

DEWOLFE James R., KOONTZ Gene C., FLEMING Gannett, KERBACHER Steven et NORTHAMPTON BOROUGH MUNICIPAL AUTHORITY (1997). Control and Monitoring of MIB Taste and Odor Episode on a River Source. November 9-12, 1997, Denver, USA.

DOUGLAS Susanne (1998). Effects of alkaline earth metal ions on the growth of Calothrix strain RC3, a natural isolate from Rock Creek, British Columbia. *Can. J. Microbiology.* 44:128-139.

DRIKAS Mary, NEWCOMBE Gayle et NICHOLSON Brenton (2001). Water Treatment Options for Cyanobacteria and their Toxins. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings.* November 15-11, 2001, Nashville, USA.

DUGUET J.-P. (2001). Efficacité des traitements de potabilisation des eaux destinées à la consommation humaine vis-à-vis des toxines algales. *TSM* numéro 9, septembre 2001, 75-83.

EDZWALD James K. et RECKHOW David A. (1992). Ozone Effects on Algae and Tastes and Odor for Boston's Drinking Water Supply. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 15-19, 1992, Toronto, Canada.

EGASHIRA K., ITO K. et YOSHIY Y. (1992). Removal of Musty Odor Compound in Drinking Water by Biological Filter. *Wat. Sci. Tech.* 25:2:307-314.

FADEL Michel, BURLINGAME Gary A., CHOI Jung, RAHMAN Jameel, GAMIE Les et PARAN John (1993). Odor Problem Caused by Oleate-Based Pipe Lubricants. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 7-11, 1993, Miami, USA.

FALCONER Ian (2001). Health Risks from Cyanobacterial Toxin Exposure. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 15-11, 2001, Nashville, USA.

FAUCHON N., BERNARD C., BRIAND J.-F., ROUQUET V., GATEL D. et CAVARD J. (2001). Présence de toxines algales dans les rivières de la région parisienne. *TSM* numéro 9, septembre 2001, 60-65.

FAWEL J.K. et JAMES H.A. (1992). Toxicology of Microcystin-LR. Report FR0269. Foundation for Water Research. Allen House, the Listons, Liston Road, Marlow, Bucks. SL7 1FD UK.

FENNER R.A. et STUETZ R.M. (1999). The Application of Electronic Nose Technology to Environmental Monitoring of Water and Wastewater Treatment Activities. *Water Environment Research*. 71:282.

FISCHER Werner J., GARTHWAITE Ian, MILES Christopher O., ROSS Kathryn M., AGGEN James B., CHAMBERLIN Richard A., TOWERS Neale R. et DIETRICH Daniel R. (2001). Congener-Independent Immunoassay for Microcystins and Nodularins. Communication personnelle de MIKLAS Kathy. Article à paraître dans *Environ. Sci. & Technol.* Accepté le 17 octobre 2001.

FOUNDATION FOR WATER RESEARCH (FWR) (1994). Survey of the Concentrations of Algal Toxins in Water Supplies, Final Report to the Department of the Environment. Report DWI0719. *Foundation for Water Research. Allen House, the Listons, Liston Road, Marlow, Bucks. SL7 1FD UK.*

FOUNDATION FOR WATER RESEARCH (FWR) (1994). Toxins from Blue-Green Algae: Toxicological Assessment of Microcystin-LR and a Method for its Determination in Water. Report FR0359/2/DoE3. *Foundation for Water Research. Allen House, the Listons, Liston Road, Marlow, Bucks. SL7 1FD UK.*

FORD Russel, WANCHO Linda, WILEY Nicole, LOZIER Jim, WENG Cheng-Nan et SMITH Darrell (2001). Optimizing DBP and Taste and Odor Removal Using Coagulation and PAC in Conjunction with an Immersed Membrane System. *International Water Association, Water Quality Technology Conference Proceedings.* March 4-7, 2001, San Antonio, USA.

FOX Paul, SCOTT Andrew C. et PALMATEER Garry A. (2001). Detection of Taste and Odour-Producing Actinomycetes in Drinking Water and Raw Water Using a Novel Polyclonal Antibody and Immunofluorescence Microscopy. *GAP EnviroMicrobial Services Inc., London, Ontario, Canada.*

GALVEZ-CLOUTIER Rosa, IZE Sylvaine et ARSENAULT Sylvain (2002). La détérioration des plans d'eau : Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation. *Vecteur Environnement*. 35 :6 :18-37.

GAMMIE L., BROWNLEE B.G. et GUMMER W.D. (1988). Désodorisation et élimination des flaveurs atypiques par filtration sur charbon actif granulaire dans une usine de traitement de l'eau de l'ouest du Canada. *Bulletin de la qualité de l'eau*. 13:2-3:73-75.

GAMRASNI (1986). Le Goût de l'Eau : Étude de Synthèse. Association française pour l'étude des eaux, centre national de documentation et d'information sur l'eau.

GANOCY Carl P. et BLANCHARD Darrel A. (1992). Evaluation of Hypolimnetic Aeration. Lake Hodgson – Ravenna, Ohio. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 15-19, 1992, Toronto, Canada.

GEORGE III John E., PAYNE Greg, CONN Dave, WARD Gary et THOMAS Jerry J. (1997). Cost-Effective Low-Level Detection of Geosmin and MIB in Water by Large Volume Purge-and-Trap GC/MS. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 9-12, 1997, Denver, USA.

GIDDINGS Michèle, SADIKI Abdel-Ilah, SKETCHELL Joanne et MACAULAY Tim (2000). Cyanobacterial toxins: The Development and Evaluation of Methods to Determine Microcystin Levels in Canadian Water Supplies. *Proceedings of the 9th National Conference on Drinking Water*. May 16-18, 2000, Regina, Canada.

GILLOGLY Thomas Edward Tokuo (1998). MIB Adsorption in Drinking Water Treatment. *Ph.D. Dissertation. University of Illinois at Urbana-Champaign, Illinois, USA*.

GILLOGLY Thomas Edward Tokuo, SNOEYINK Vernon L., ELARDE Joseph R., WILSON Claude M. et ROYAL Earl P. (1998). 14C-MIB Adsorption on PAC in Natural Water. *Journal American Water Works Association*. 90:98-108.

GILLOGLY Thomas Edward Tokuo, SNOEYINK Vernon, VOGEL John, WILSON Claude et ROYAL Earl (1999). Determining GAC Bed Life. *Journal American Water Works Association*. 91:8:98.

GILLOGLY Thomas Edward Tokuo, SNOEYINK Vernon, VOGEL John, WILSON Claude et ROYAL Earl (1999). Taste and Odor Control by GAC : Effect of NOM on GAC Life. *Proceedings-Annual Conference American Water Works Association*. 1756-1751.

GUPTA S. (1998). Guidelines for Drinking-Water Quality, 2nd ed. Addendum to Vol.2 Health Criteria and Other Supporting Information. *World Health Organization*.

GUY Christophe (2001). Communication personnelle. École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

GRAHAM Mark, SUMMERS Scott, LAURA Cummings, SIMPSON Mark, MACLEOD Bruce et NJAM Issam (1995). Use of Powdered Activated Carbon for Taste and Odor Control. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 12-16, 1995, New Orleans, USA.

HARDING Bill (1998). Dramatic Intervention Saves Community from Microcystin Bloom. *Cyanonews* Vol. 14, Number 1 : News – Microcystin Bloom.

HARGESHEIMER Erika E. et WATSON Susan B. (1996). Drinking Water Treatment Options for Taste and Odor Control. *Wat. Res.* 30:6:1423-1430.

HARMAN M.M.I. (1992). Potential of Flow Cytometry for Routine Algal Counting and Detection of Cyanobacteria. Report FR0289. *Foundation for Water Research. Allen House, the Listons, Liston Road, Marlow, Bucks. SL7 1FD UK.*

HART J. et STOTT P. (1993). Microcystin-LR Removal from Water. Report FR0367. Foundation for Water Research. Allen House, the Listons, Liston Road, Marlow, Bucks. SL7 1FD UK.

HEPPLEWHITE C., NEWCOMBE G., CROUE J-P. et VIOLLEAU D. (2001). PAC Removal of T&O Compounds: Why NOM Compete so Effectively ? *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 15-11, 2001, Nashville, USA.

HERESZTYN Tamila et NICHOLSON Brenton C. (2001). Determination of Cyanobacterial Hepatotoxins directly in Water using a Protein Phosphatase Inhibition Assay. *Wat. Res.* 35:13:3049-3046.

HINES E.L., LLOBET E. et GARDNER J.W. (1999). Electronic Noses: a Review of Signal Processing Techniques. *IEE Proc.-Circuits Devices Syst.* December: 146:6:297-310.

HO Lionel, NEWCOMBE Gayle, CROUE Jean-Philippe et KLASS Gunter (2000). The Effect of NOM Character on the Ozonation of MIB and Geosmin. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 5-9, 2000, Salt Lake City, USA.

HOEHN Robert C. (1988). Causes biologiques du goût et des odeurs des approvisionnements en eau potable. *Bulletin de la qualité de l'eau.* 13:2-3:50-55.

HRASEOVA Vera (1973). Carbon Adsorption Studies of Lime Treated Primary Effluent. *Ministry of the Environment, Toronto, Ontario, Canada.*

HRUDEY S.E. (1988). Problèmes liés à la saveur et à l'odeur de l'eau potable provenant d'une rivière dans un parc naturel. *Bulletin de la qualité de l'eau.* 13:2-3:56-59.

HU T.L. et CHIANG P.C. (1996). Odorous Compounds from a Cyanobacterium in a Water Purification Plant in Central Taiwan. *Wat. Res.* 30:10:2522-2525.

INSTITUT FRANÇAIS DE L'ENVIRONNEMENT (1999). L'eutrophisation des rivières en France : où en est la pollution verte ? *IFEN.* 48 :10 :1-4

ISHIDA H. et MIYAJI Y. (1992). Biodegradation of 2-methylisoborneol by oligotrophic bacterium isolated from a eutrophied lake. *Wat. Sci. Tech.* 25:2:269-276.

IZAGUIRRE, G., C.J. HWANG, S.W. KRASNER et M.J. MACGUIRE (1982). Geosmin and 2-methylisoborneol from cyanobacteria in three water systems. *Appl. Environ. Microbiol.* 43:708.

ISHIBASHI Y. (1992). Genetic Studies into Musty Odor Production by Actinomycetes. *Wat. Sci. Tech.* 25:2:277-282.

JAMES C.P. et JAMES H.A. (1993). An Analytical Method for Anatoxin-a, a Blue Green Algal Neurotoxin, in Reservoir Water. Report FR0363. *Foundation for Water Research. Allen House, the Listons, Liston Road, Marlow, Bucks. SL7 1FD UK.*

JAMES H.A. (1992). Analytical Methods for the Analysis of Blue-Green Algal Toxin-a Review. Report FR0272. *Foundation for Water Research. Allen House, the Listons, Liston Road, Marlow, Bucks. SL7 1FD UK.*

JAMES H.A. (1992). Further Development and Optimisation of a Pilot-Scale Straw Based Bankside Fermenter for Control of Algal Growth. Report FR0327. *Foundation for Water Research. Allen House, the Listons, Liston Road, Marlow, Bucks. SL7 1FD UK.*

JAMES H.A. (1992). Investigation in the Use of Straw to Control Blue-Green Algal Growth. Report FR0285. *Foundation for Water Research. Allen House, the Listons, Liston Road, Marlow, Bucks. SL7 1FD UK.*

JAMES H.A., SMITH C., SUTTON A. et PATEL S. (1992). Levels of Microcystin-LR in Raw and Treated Waters. Report FR0337. *Foundation for Water Research. Allen House, the Listons, Liston Road, Marlow, Bucks. SL7 1FD UK.*

JARDINE C.G. (1992). Public Evaluation of Fish Tainting from Pulp and Paper Mill Discharges. *Wat. Sci. Tech.* 25:2:57-64.

JENSEN S.E., ANDERS C.L., GOATCHER L.J., PERLEY T., KENEFICK S. et HRUDEY S.E. (1994). Actinomycetes as a Factor in Odour Problems Affecting Drinking Water from the North Saskatchewan River. *Wat. Res.* 28:6:1393:1401.

JEONG Young-Jo et FITZPATRICK Caroline S.B. (2000). Evaluation of Granular Activated Carbon (GAC) Backwash Regimes. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings.* November 5-9, 2000, Salt Lake City, USA.

JOB B. D.B., JENKINS S.W.D., PALMENTIER J.P.F., ROBINSON D., TAGUCHI V.Y., TADWALKAR A.D. et FURRY W.E. (1995). Photochemical Oxidation of Geosmin and 2-Methylisoborneol; Pilot-scale H₂O₂/UV Studies. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 12-16, 1995, New Orleans, USA.

JONES G., GURNEY S. et ROCAN D. (1998). Blue-green Algae and Microcystin-LR in Surface Water Supplies of Southwestern Manitoba. *Manitoba Environment, Winnipeg, Manitoba*. Report 98-06.82pp.

KACHUR Stephen (2000). Optimizing Treatment Plant Operation for Geosmin Control Using an Electronic Odor Identification System. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 5-9, 2000, Salt Lake City, USA.

KAPLAN Aaron, RONEN-TARAZI M., ZER Hagit, SCHWARZ Rakefet, TCHERNOV Dan, BONFIL David J., SCHATZ Daniella, VARDI Assaf, HASSIDIM Miriam et REINHOLD Leonora. (1998). The inorganic carbon-concentrating mechanism in cyanobacteria: induction and ecological significance. *Can. J. Bot.* 76:917-924.

KARNER D.A., STANDRIDGE J. et BARNUM R. (2000). Detection of Microcystin Algal Toxins in Raw and Finished Drinking Water. *Wisconsin Department of Natural Resources and Wisconsin State Laboratory of Hygiene*.

KARNER D.A., STANDRIDGE J., HARRINGTON G. et BARNUM R. (2001). Microcystin Algal Toxins in Source and Finished Drinking Water. *Journal American Water Works Association*. 93:8:72-81.

KAWAMURA G., NAKAIZUMI H. et MOTOHIRO T. (1992). Chemical Perception and Response of the Nile Tilapia to Geosmin. *Wat. Sci. Tech.* 25:2:277-282.

KENEFICK S.L., HRUDEY S.E., PREPAS E.E., MOTOSKY N. et PETERSON H.G. (1992). Odorous Substances and Cyanobacterial Toxins in Prairie Drinking Water Source. *Wat. Sci. Tech.* 25:2:147-154.

KHIARI D., BARRETT S.E. et SUFFET I.H. (1993). Determination of Organic Compounds Causing Decaying Vegetation and Septic Odors in Drinking Water by Sensory GC. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceeding*. November 7-11, 1993, Miami, USA.

KOLLE, W., P. KOPPE et H. SONTHEIMER (1970). Taste and odour problems with the river Rhine. *Water Treatment Exam.* 19:120.

KONING C.W. et HRUDEY S.E. (1992). Sensory and Chemical Characterization of Fish Tainted by Exposure to Oil Sand Waste Water. *Wat. Sci. Tech.* 25:2:27-34.

KORTMANN Robert W. (2000). Layer Aeration: a Fifteen Year Study or Source Water Quality Improvements. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceeding*. November 5-9, 2000, Salt Lake City, USA.

KORTMANN Robert W. (2000). Reservoir Management Approaches Exemplified. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceeding*. November 5-9, 2000, Salt Lake City, USA.

KRAMER Linda A., KUZIW Jerry et SCHWARTZ Donna (1998). The Philadelphia Water Department's to Potassium Permanganate: A Water Quality and Operational

Success Story. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 1-4, 1998, San Diego, USA.

KRASNER S.W. (1988). Méthodes analytiques pour l'identification et la quantification des goûts de terre ou de moisi dans l'eau potable : une rétrospective. *Bulletin de la qualité de l'eau*. 13:2-3:82-87.

LAHTI Kirsti, RAPALA Jarkko, KUKKONEN Jaana, ERKOMAA Kirsti, LEPISTÖ Liisa et SIVONEN Kaarina (2001). Cyanobacterial Toxins – Occurrence and Levels in Raw Water Sources and Removal in Waterworks. *Finish Environment Institute, P.O.Box 140, FIN-002511 Helsinki, Finland*. <http://www.ktl.fi/sytty/abstracts/lahti.htm> (consulté le 5 janvier 2002).

LAINE J.-M., GLUCINA K., MALLERET L., BRUCHET A., BAUDIN I. et JACANGELO J.G. (2001). Assessment of Membrane Processes for Taste and Odour Removal. *Water Science and Technology: Water Supply*. 1:4:19-24.

LE ROUX J.D. (1988). Traitement des eaux odorantes chargées d'algues : flottation par air dissous et charbon actif en poudre. *Bulletin de la qualité de l'eau*. 13:2-3:76-81.

LEVINE S.N. et SCHINDLER D.W. (1999). Influence of nitrogen to phosphorus supply ratios and physicochemical conditions on cyanobacteria and phytoplankton species composition in the Experimental Lakes Area, Canada. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56:451-466.

LIN Cheng-Fang, WU Tzong-Zen, HAO Oliver J., LIN Yau-Ching et RAU Yeng-Ren (2000). Biosensor for Detecting Odorous Compounds. *Journal of Environmental Engineering*. 126:5:446-450.

LINDSAY R.C. et HEIL T.P. (1992). Flavor Tainting Fish in the Upper Wisconsin River Caused by Alkyl and Thiophenols. *Wat. Sci. Tech.* 25:2:35-40.

LONG Ben (2000). The Microcystins. <http://lurac.latrobe.edu.au/~botbml/mictox.html> (consulté le 26 mars 2002).

LONG Ben (1997). Assessment of Extraction Methods for Microcystin-LR from *Microcystis aeruginosa*. *Cyanosite*. <http://www-cyanosite.bio.purdue.edu/index.html> (consulté le 26 mars 2002).

MACLEOD Bruce W. et SIMPSON Mark R. (1993). Relationships between Powdered Activated Carbon Performance for Geosmin and 2-methylisoborneol Removal and Common Physical/Adsorption Indices. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 7-11, 1993, Miami, USA.

MACLEOD Bruce W., SIMPSON Mark R. et CUMMINGS Laura (1995). The Effect of Powdered Activated Carbon Wetting Time on the Adsorption of Geosmin and 2-methylisobornéol. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 12-16, 1995, New Orleans, USA.

MALLARET L. et BRUCHET A. (2001). Application of a Large Volume Injection GC/MS to the Picogram Analysis of Chlorinated and Brominated Anisoles in «earthy-musty» Off-flavor Water Samples. *Water Science and Technology: Water Supply*. 1:4:1-9.

MARTIN Robert, LIN Y.T. et BOLLYKY Joseph L. (1999). Treating Finished Water for Taste and Odor Control. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. June 21-24, 1999, Chicago, USA.

MAZUR Hanna et PLINSKY Marcin (2001). Stability of Cyanotoxins, Microcystin-LR, Microcystin-RR and Nodularin in Seawater and BG-11 Medium of Different Salinity. *Oceanologia*. 43:3:329-339.

MEILGAARD Morten C. (1988). Techniques d'évaluation sensorielle appliquées à des échantillons prélevés dans des ouvrages de purification des eaux. *Bulletin de la qualité de l'eau*. 13:2-3:43-49.

MENG A.-K., BRENNER L. et SUFFET I.H. (1992). Correlation of Chemical and Sensory Data by Principal Component Factor Analysis. *Wat. Sci. Tech.* 25:2:49-56.

METCALF J.S., BELL S.G. et CODD G.A. (2000). Production of a Novel Polyclonal Antibodies against the Cyanobacterial Toxin Microcystin-LR and their Application for the Detection and Quantification of Microcystins and Nodularin. *Wat. Res.* 34:10:2761-2769.

MILLER Gerard R., COOK C.D., HOEHN Robert C. et STERN Michele S. (1997). Three Non-Copper Algae Control Strategies. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 9-12, 1997, Denver, USA.

MOTLUK Alison (2000). Nose Everything. *New Scientist*. 23/30-December:15.

NAKACHE F., MAINGUY J.-M., WIRTH J. et GRENECHE C. (2001) Cyanobactéries : exemple d'un cas de bloom apparu dans un barrage en Normandie ; réaction face à la crise. *TSM* numéro 9, septembre 2001, 84-95.

NANCI John, FOSTER Stephen et OWEN Christine (1999). Determination of Geosmin and 2-Methylisoborneol in Water Using Solid Phase Micro Extraction and GC/MS. October 31-November 3, 1999, Tampa, USA.

NATIONAL TOXICOLOGY PROGRAM (2001). Microcystin Toxicity. http://ntp-server.niehs.nih.gov/htdocs/Chem_Background/ExSumPdf/Microcystin.pdf (consulté le 3 octobre 2001)

NAVRATIL S., PALIKOVA M. et VAJCOVA V. (1998). The Effect of Pure Microcystin LR and Biomass of Blue-green Algae on Blood Indices of Carp (*Cyprinus carpio L.*). *Acta vet. Brno.* 67:273-279.

NEGRI A.P., JONES G.J. et HINDMARSH M. (1995). Sheep mortality associated with paralytic shellfish poisons from the cyanobacterium *Anabaena circinalis*. *Toxicon.* 33 :1321-1329.

NELSON Peter O., YANG Maoyu (1995). Equilibrium adsorption of chlorophenols on granular activated carbon. *Water Environ. Res.* 67:892-898.

NEREMBERG Robert, RITTMANN Bruce E. et SOUCIE William J. (2000). Ozone/Biofiltration for Removing MIB&Geosmin. *Journal American Water Works Association.* 92:12:85-95.

NEWCOMBE G., ROSITANO J., BROOKE S. et NICHOLSON B. (2000). Treatment of Cyanotoxins in Drinking Water Using Ozone. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings.* November 5-9, 2000, Salt Lake City, USA.

NGUYEN Dat, SUHADY Lely et EATON Andrew (1999). Faster, Better, Cheaper – the Use of Solid Phase Micro-extraction (SPME) for Taste and Odor Analysis. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. October 31-November 3, 1999, Tampa, USA.

NICHOLSON Brenton et SHAW Glen (2001). Instrumental Methods for the Determination of Cyanobacterial Toxins. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 15-11, 2001, Nashville, USA.

OFFICE OF PUBLIC HEALTH EDUCATION (NEW YORK) (1970). Manual of instruction for water treatment plant operators. Chapter 14: Taste and Odor Control. p187-p269.

OWEN Christine A. et JOHNSON Steven (2000). Achieving Multiple Water Quality Goals using Ozone, BAC, and Peroxide. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 5-9, 2000, Salt Lake City, USA.

PAN Shugen et RANDTKE Stephen J. (2001). Alternative Methods for Monitoring Geosmin and MIB. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 15-11, 2001, Nashville, USA.

PARR W. (1992). Manipulation of Fish Communities to Control Algal Levels in Reservoirs. Report FR0300. *Foundation for Water Research. Allen House, the Listons, Liston Road, Marlow, Bucks. SL7 1FD UK.*

PARR W. (1993). Biological Control of Blue-Green Algal Levels in Reservoirs: The Utility of Silver Carp. Report FR0365. *Foundation for Water Research. Allen House, the Listons, Liston Road, Marlow, Bucks. SL7 1FD UK.*

PEREIRA G., HUCK P.M. et ANDERSON W.A. (1995). A Simplified Kinetic Model for Predicting PEROXONE Performance for Geosmin Removal in Full-Scale Processes. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 12-16, 1995, New Orleans, USA.

PERSSON E. (1988). Importance des mauvais goûts de l'eau. *Bulletin de la qualité de l'eau*. 13:2-3:42.

PIRIOU P., MALLERET L., BRUCHET A. et KIENE L. (2001). Trichloroanisole Kinetics and Musty Tastes in Drinking Water Distribution Systems. *Water Science and Technology: Water Supply*. 1:4:11-18.

PITCHER David O., YATES D. Gerard et OBERNDORFER Reed (2000). A Utility on Watershed Source Protection. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 5-9, 2000, Salt Lake City, USA.

P2000 (2002). Solid Phase Extraction (SPE) of PCBs & Pesticides from Water Matrix. http://www.p2000.umich.edu/chemical_waste/cw14.htm (consulté le 5 septembre 2002).

PRESCOTT, HARLEY et KLEIN (1993). *Microbiology*, second edition. 1014p.

RASHASH Diana M.C., HOEHN Robert C., DIETRICH Andrea M. et PARKER Bruce C. (1993). Isolation and Identification of Algal Odor Compounds by CLLE, GC/MS, and FPA. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 7-11, 1993, Miami, USA.

RASTOGI Neerja, GANDY Steven R. et KNAPPE Detlef R.U. (1999). Achieving Effective Algae Removal Prior to Filtration: Comparison of Conventional Treatment

and Microsand-Enhanced Flocculation. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. October 31-November 3, 1999, Tampa, USA.

REZANIA Shahin et KOSKI Paul M. (1993). Feasibility of recycling the lagoon decants water at the Minneapolis water works. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 7-11, 1993, Miami, USA.

RIDAL Jeff, BROWNLEE Brian, MCKENNA Gerry et LEVAC Norman (2001). Removal of Taste and Odour Compounds by Conventional Granular Activated Carbon Filtration. *Water Qual. Res. J. Canada*. 36:1:43-54.

RIGAL S. (1992). The Use of Organoleptic Investigations to Evaluate the Quality of Material in Contact with Drinking Water. *Wat. Sci. Tech.* 25 :2 :41-48.

ROBILLOT C. et HENNION M.-C. (2001). Méthodes de dosage des toxines de cyanobactéries. *TSM* numéro 9, septembre 2001, 52-59.

ROMERO Jordi, VENTURA Francesc, CAIXACH, RIVERA Josep, GODE Lluís Xavier et NIÑEROLA Josep Ma. (1998). Identification of 1,3-Dioxanes and 1,3-Dioxolanes as Malodorous Compounds at Trace Levels in River Water, Groundwater, and Tap Water. *Environ. Sci. Technol.* 32:206-216.

ROSEN A.A., SKEEL R.T. et ETTINGER M.B. (1963). Relationship of river water odour to specific organic contaminants. *J. Water Poll. Control Fed.* 35:6:777.

ROUHI Maureen (2000). Chemical Sensors. *C&EN*. 29-March:58.

ROUHI Maureen (2000). Electronic Nose, Electronic Tongue. *C&EN*. 3-April:59.

RUSIN Patricia, FITZSIMMONS Kevin, WALKER David, MALCOMSON Mark et MAXWELL Sheri (1997). Control of Taste and Odor Compounds in Drinking Water Produced by Cyanobacteria and Actinomycetes in a Canal System. November 9-12, 1997, Denver, USA.

SAINT Christopher P. et FERGUSON Kim M. (2001). Identification of Toxic Cyanobacteria Using DNA Based Technology. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 15-11, 2001, Nashville, USA.

SALON Christophe, LI Qinglin et CANVIN David Thomas. (1998). Glycoaldehyde inhibition of CO₂ transport in the cyanobacterium *Synechococcus* UTEX625. *Can. J. Bot.* 76:1-11.

SANTE CANADA (1994). Dispositifs de traitement de l'eau pour l'élimination du goût, de l'odeur et des substances chimiques. *Votre Santé et vous. Santé Canada*. <http://www.hc-sc.gc.ca> (consulté le 1^{er} mai 2002).

SANTÉ CANADA (1998). Cyanobacterial Toxins – Microcystins in Drinking Water. Document for Public Comment. *Prepared by the Federal-Provincial Subcommittee on Drinking Water*. <http://www.hc-sc.gc.ca> (consulté le 1^{er} mai 2002).

SANTE CANADA (1999). Méthode d'essai pour les produits à base d'algues bleues vertes. *Bureau d'innocuité des produits chimiques. Programme des aliments. Santé Canada*. <http://www.hc-sc.gc.ca> (consulté le 1^{er} mai 2002).

SANTE CANADA (2001). Les algues Bleues (cyanobactéries) et leurs toxines. *Votre Santé et vous. Santé Canada*. <http://www.hc-sc.gc.ca> (consulté le 1^{er} mai 2002).

SATCHWILL Trevor, WATSON Susan B., DIXON Elisabeth et MCCAULEY Edward (2000). Identification and Treatment of Off-Flavours in Drinking Water. *Proceedings of the 9th National Conference on Drinking Water*. May 16-18, 2000, Regina, Canada.

SCHOLZ Miklas (1997). Control of Diatoms in BAC Filters to Prevent Filter Clogging, Taste and Odour Problems. November 9-12, 1997, Denver, USA.

SCOTT Andrew C., PALMATEER Garry A., COATS Susanne et HAMILTON-BROWNE Shannon (2000). Detection of Taste and Odour-Producing Actinomycetes in Drinking Water and Raw Water Using a Novel Polyclonal Antibody and Immunofluorescence Microscopy. *Proceedings of the 9th National Conference on Drinking Water*. May 16-18, 2000, Regina, Canada.

SHELLEY Suzanne (1996). A Catalytic Process Tackles H₂S Odors. *Chemical Engineering*. 103:6:151

SHEN Yvonne et BERGEN Mindy (1997). Effect of Residual Chlorine on the Threshold Odor Concentration of MTBE in Drinking Water. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 9-12, 1997, Denver, USA.

SHEPHERD Betsy M. et BALL George W. (1995). Removal of Organic and Inorganic Sulfur Compounds by Ozone and Granular Activated Carbon. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 12-16, 1995, New Orleans, USA.

SINCLAIR James L. (2001). Unregulated Contaminant Monitoring of Freshwater Algae and their Toxins. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 15-11, 2001, Nashville, USA.

SMITH Jody, O'DONNELL Michael et SANVOISIN Jonathan (2001). Microcystin / Nodularin and Reversible Protein Phosphorylation. *Gani's Group. School of Chemistry. University of Birmingham, Birmingham, UK*.

SNOEYINK V.L., LI Q., SCHIDEMAN L. et MARINAS DR. B.J. (2000). Removal of Trace Organic Compounds from Drinking Water using Activated Carbon in the USA. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 5-9, 2000, Salt Lake City, USA.

SO Anthony K.C., KASSAM Aleem, ESPIE George S. (1998). Na⁺-dependent HCO₃⁻ transport in the cyanobacterium *Synechocystis* PCC6803. *Can. J. Bot.* 76:1084-1091.

SO Anthony K.C., VAN SPALL Harriette G.C., JOHN R. Coleman et ESPIE George S. (1998). Catalytic exchange of ¹⁸O from ¹³C¹⁸O-labelled CO₂ by wild-type cells and *ecaA*, *ecaB* and *ccaA* mutants of the cyanobacteria *Synechococcus* PCC7942 and *Synechocystis* PCC6803. *Can. J. Bot.* 76:1153-1160.

SONG Rengao, WANG Jack Z., SMITH Jim C. et HUBBS Stephen A. (2000). 1999 T&O Incident in Louisville, KY – Experience and Lessons. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 5-9, 2000, Salt Lake City, USA.

STAUDTE Paul B., GITTELMAN Thomas S., LUITWEILER Preston et PRETI George (1993). Identification of an Odor Causing Compound using Flavor Profile Analysis, Smell Chromatography, Organic Synthesis, and GC/MS Analysis. *American*

Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings. November 7-11, 1993, Miami, USA.

SUFFET I.H. (Mel), CORADO Ana, CHOU David, BUTTERWORTH Steve et MCGUIRE Michael J. (1993). AWWA Taste and Odor Survey. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings.* November 7-11, 1993, Miami, USA.

SUFFET I.H. (Mel), CORADO Ana, CHOU David, MCGUIRE Michael J. et BUTTERWORTH Steve (1996). AWWA Taste and Odor Survey. *Journal American Water Works Association.* 88:4:169.

SUGIURA Norio, NISHIMURA Osamu, INAMORI Yuhei, OUCHIYAMA Takahiro et SUDO Ryuichi (1997). Grazing Characteristics of Musty-Odor-Compound-Producing *Phormidium tenue* by a Microflagellate, *Monas Guttula.* *Wat. Res.* 31:11:2792-2796.

SÜLTEMEYER Dieter, KLUGHAMMER Barbara, BADGER Murray R. et PRICE G. Dean. (1998). Protein phosphorylation and its possible involvement in the induction of the high-affinity CO₂ concentrating mechanism in cyanobacteria. *Can. J. Bot.* 76:954-961.

SUMITOMO H. (1992). Biodegradation of 2-Methylisoborneol by Gravel Sand Filtration. *Wat. Sci. Tech.* 25:2:191-198.

STUETZ R.M., FENNER R.A. et ENGIN G. (1999). Assessment of Odours from Sewage Treatment Works by an Electronic Nose, H₂S Analysis and Olfactometry. *Wat. Res.* 33:2:453-461.

TANDEAU DE MARSAC N. (2001). État des connaissances sur les cyanobactéries toxiques et leurs nuisances. *TSM* numéro 9, septembre 2001, 41-44.

THORELL B., BORÉN H., GRIMWALL A., NYSTRÖM A. et SÄVENHED R. (1992). Characterization and Identification of Odorous Compound in Ozonated Water. *Wat. Sci. Tech.* 25:2:139-146.

VENTURA Francesc, ROMERO Jordi et PARES Joan (1997). Determination of Dicyclopentadienne and its Derivatives as Compounds Causing Odors in Ground Water Supplies. *Environmental Sciences and Technology.* 31:8:2368-2374.

VON GUNTEN Urs et BISCHEL Yves (2000). Behavior of Iodine Species in Oxidative Processes during Water Treatment. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings.* November 5-9, 2000, Salt Lake City, USA.

WAER Mark A. et VLASTNIK Elizabeth L. (1993). Combining Oxidation by Permanganate with Adsorption for Removal of Problematic Taste and Odor Compounds. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings.* November 7-11, 1993, Miami, USA.

WAJON J.E. (1988). Causes bactériennes du goût et de l'odeur de marécage dans l'eau potable. *Bulletin de la qualité de l'eau.* 13:2-3:94-104.

WATSON Susan B., BROWNLEE Brian, SATCHWILL Trevor et HARGESHEIMER Erika E. (2000). Quantitative Analysis of Trace Levels of Geosmin and MIB in Source and Drinking Water Using Headspace SPME. *Wat. Res.* 34:10:2818-2828

WHELTON Andrew J. et DIETRICH Andrea M. (2001). Water Temperature as it Affects the Perception of Drinking Water Odorants. *American Water Works*

Association, Water Quality Technology Conference Proceedings. November 15-11, 2001, Nashville, USA.

WITTMAYER Sabrina, CAP Roberta, LANGE Cameron, CARDER Shannon et FREDERICKSEN David W. (1995). Investigations into the Source and Removal of Taste and Odor Compounds at Two Treatment Facilities on Eastern Lake Erie and the Niagara River. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings.* November 12-16, 1995, New Orleans, USA.

WESTALL J. (1982). FITEQL: A Computer Program for Determination of Chemical Equilibrium Constants from Experimental Data. Rep. 82-01. *Department of Chemistry, Oregon State University, Corvallis, Oregon, USA.*

WESTRICK Judy A., SHRIVE Clifford A., DEMARCO Jack, METZ Deborah H. et POHLMAN Richard C. (1997). A Full-Scale Comparison of Virgin Granular Activated Carbon (GAC) to reactivated GAC. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings.* November 5-9, 2000, Salt Lake City, USA.

WESTRICK Judy A. et STEINITZ-KANNAN Miriam (2000). Water Quality Differences between the Ohio River and the Storage Reservoir of the City of Newport Drinking Water Plant. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings.* November 5-9, 2000, Salt Lake City, USA.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO) (1998). Guidelines for Safe Recreational-water Environments. Vol 1 : Coastal and Fresh-waters. Chapter 6 : Algae and Cyanobacteria in Coastal and Estuarine Waters. *World Health Organization.*

WORLD HEALTH ORGANIZATION (1998). Guidelines for Safe Recreational-water Environments. Vol 1 : Coastal and Fresh-waters. Chapter 7 : Fresh Water Algae and Cyanobacteria. *World Health Organization*.

WOOD S., WILLIAMS S.T. et WHITE W.R. (1983). Microbes as a Source of Earthy Flavours in Potable. A Review. *International Biodeterioration Bulletin*. 19:83.

YOUNG W.F., HORTH H., CRANE R., OGDEN T. et ARNOTT M. (1996). Taste and Odour Threshold Concentrations of Potential Potable Water Contaminants. *Wat. Res.* 30:2:331-340.

YU, SZ (1989). Drinking Water and Primary Liver Cancer. Dans Z.-Y Tang, M.-C. Wu et S.-S. Xia, Primary Liver Cancer. *Springer-Verlag, New York*, pp. : 30-37.

ZANDER Amy K. et PINGERT Patricia (1995). Optimisation and Testing of a New Method for Detection of Taste and Odor Causing Compounds in Water. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 12-16, 1995, New Orleans, USA.

ZHOU Xuejun et RECKHOW David A., TOBIASON John E. (1992). Formation and Removal of Aldehydes in Drinking Water Treatment Processes. *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*. November 15-19, 1992, Toronto, Canada.