

TABLE DES MATIÈRES, VOLUME 1

1.	PRÉAMBULE
2.	INTRODUCTION
3.	PRÉSENTATION DU RÈGLEMENT
	3.1 Domaine d'application
	3.2 Les normes, les seuils d'action et les critères
	3.3 Le traitement minimal
	3.4 La compétence des opérateurs
	3.5 Les critères de conception
	3.6 Les contrôles à l'eau brute
	3.7 Les contrôles à l'installation de traitement
	3.8 Les contrôles sur le réseau
	3.9 Le contrôle de la vulnérabilité des eaux souterraines
4.	SCÉNARIOS D'ALIMENTATION ET DE TRAITEMENT
	4.1 Organigramme décisionnel
	4.2 Bilan de la situation existante
	4.3 Travaux correctifs aux systèmes existants
5.	BESOINS EN EAU ET DÉBITS DE CONCEPTION
	5.1 Besoins actuels
	5.2 Nouveaux besoins
	5.3 Fuites
	5.4 Économie d'eau
	5.5 Mise en commun des services avec d'autres réseaux
	5.6 Cas particuliers
	5.7 Bonnes pratiques de gestion
6.	CARACTÉRISATION DES SOURCES D'APPROVISIONNEMENT EN EAU (EAUX SOUTERRAINES ET EAUX DE SURFACE)
	6.1 Éléments particuliers communs aux sources d'approvisionnement existantes et aux nouvelles sources
	6.2 Système d'approvisionnement existant faisant l'objet d'une mise aux normes
	6.3 Nouvelles sources d'approvisionnement
	6.4 Puits multiples
	6.5 Nouveaux paramètres de qualité à l'étude et paramètres faisant l'objet d'une norme en révision
	6.6 Protocole d'évaluation de l'influence directe de l'eau de surface sur les eaux souterraines et de la susceptibilité à la contamination microbiologique
7.	POSTES DE POMPAGE ET CONDUITES D'EAU BRUTE
	7.1 Postes de pompage d'eau brute
	7.2 Conduites d'eau brute

8.	APPROVISIONNEMENT EN EAUX SOUTERRAINES ET TRAITEMENT
8.1	Contexte.....
8.2	Recherche en eau souterraine.....
8.3	Captage d'eau souterraine.....
8.4	Recharge artificielle de la nappe
8.5	Déferri-sation et/ou dé-manganisation
8.6	Adoucissement et enlèvement du baryum
8.7	Enlèvement des nitrates
8.8	Enlèvement des sulfures.....
8.9	Enlèvement de l'arsenic
8.10	Enlèvement du fluorure
8.11	Enlèvement des chlorures (dessalement).....
9.	APPROVISIONNEMENT EN EAUX DE SURFACE ET TRAITEMENT
9.1	Contexte.....
9.2	Recherche en eau de surface et traitement.....
9.3	Système d'approvisionnement en eau de surface
9.4	Réservoirs d'emmaga-sinage
9.5	Dé-grillage et micro-tamisa-ge
9.6	Coagulation.....
9.7	Floculation.....
9.8	Clarification
9.9	Filtration.....
9.10	Filtration mem-branaire
10.	DÉSINFECTION ET CONTRÔLE DES SOUS-PRODUITS
10.1	Mise en contexte.....
10.2	Choix des objectifs de traitements
10.3	Calcul de la performance des filières de traitement (log de réduction).....
10.4	Revue et choix du mode de désinfection
11.	CONCEPTION DES RÉSERVOIRS D'EAU POTABLE
11.1	Contexte.....
11.2	Conception des bassins de contact selon l'approche des CT
11.3	Conception des réservoirs selon les besoins quantitatifs
11.4	Type de réservoirs d'eau potable
11.5	Autres éléments de conception des réservoirs d'eau potable
12.	TRAITEMENT DES GOÛTS ET ODEURS
12.1	Origine des goûts et odeurs.....
12.2	Conditions d'applications
12.3	Critères de conception.....

13.	STABILISATION ET CONTRÔLE DE LA CORROSION	
13.1	Ajustement du pH et de l'alcalinité	
13.2	Reminéralisation.....	
13.3	Ajout d'inhibiteurs chimiques.....	
14.	TRAITEMENT DES BOUES ET DES EAUX DE PROCÉDÉ	
14.1	Caractérisation	
14.2	Rejet au réseau d'égout municipal.....	
14.3	Rejet au milieu récepteur.....	
14.4	Traitement des eaux de procédés	
14.5	Traitement des boues	
15.	CRITÈRES GÉNÉRAUX POUR LES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT	
15.1	Débits de conception.....	
15.2	Redondance	
15.3	Autres éléments généraux de conception	
15.4	La sécurité des postes de travail.....	
16.	INSTRUMENTATION ET CONTRÔLES	
16.1	Instrumentation	
16.2	Registre.....	
16.3	Stations contrôlées à distance.....	
17.	DIVERS	
17.1	Mise en service	
17.2	Manuel d'exploitation	
17.3	Mesures de sécurité	

1. PRÉAMBULE

Le *Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP)* a été adopté le 30 mai 2001 et est entré en vigueur le 28 juin 2001 (www.mddep.gouv.qc.ca). Cette mise à jour des normes de qualité a eu pour effet de modifier en profondeur les critères de conception des installations de traitement d'eau potable.

Le *Guide de conception des installations de production d'eau potable (Guide de conception)* vient donc remplacer les sections de la *Directive 001* du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) se rapportant aux prises d'eau ainsi que l'ensemble de la *Directive 002* du MDDEP portant sur le traitement de l'eau potable. Il est accessible sur le site Internet du MDDEP (www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/index.htm) et sera mis à jour périodiquement. À cet effet, nous vous invitons à vous inscrire sur la liste de courrier électronique afin d'être informé des modifications au *Guide de conception* au fur et à mesure qu'elles seront effectuées.

L'inclusion des critères de conception des prises d'eau dans ce *Guide de conception* est essentielle compte tenu du caractère déterminant de la prise d'eau sur le niveau de traitement requis et, par conséquent, sur le choix de la solution finale. Cependant, la distribution de l'eau potable influe aussi sur le degré de traitement et la qualité du produit fini. Il y a lieu de considérer au moment de la conception les phénomènes suivants : la consommation anticipée du chlore résiduel en cours de distribution, la formation de trihalométhanes (THM), les problèmes de corrosion et de croissance bactérienne à l'intérieur des conduites et les risques de contamination par raccordements croisés ou d'infiltration lors des chutes de pression. Il devient donc nécessaire pour l'exploitant d'établir des stratégies de gestion du réseau pour le maintien d'une qualité acceptable de la prise d'eau jusqu'au robinet du consommateur.

Ce *Guide de conception* n'aborde pas les aspects reliés à la conception du réseau et à ce titre, les sections de la *Directive 001* qui portent sur la distribution de l'eau potable (conduites, postes de pompage et réservoirs d'eau potable) demeurent présentement la seule référence ministérielle disponible.

Le *Guide de conception* a été réalisé grâce à la collaboration de nombreux spécialistes issus des milieux de la consultation en ingénierie, des fournisseurs d'équipement ou de services de gestion, de la recherche universitaire, des fonctions publiques municipale et gouvernementale. La coordination de ce travail a été assurée par RÉSEAU environnement. Les personnes suivantes ont participé à la rédaction, à la validation ou à la révision du contenu :

Collaborateurs lors de la parution de la version finale en 2002 :

Daniel Babineau Ville de Rosemère	Tony Di Fruscia MAMM	Chantal Morissette Ville de Laval
Benoît Barbeau École Polytechnique de Montréal	Donald Ellis MENV	Patrice Murray MENV
Jean-Yves Bergel Ondeo Degrémont	Alain Gadbois John Meunier	Diane Myrand MENV
Jean-François Bergeron Axeau	Michel Gagné Ville de Montréal	Michel Ouellet MENV
Robert Bolduc Ville de Saint-Hyacinthe	François Gagnon Roche	Pierre Payment IAF
Christian Bouchard Université Laval	Marcel Gravel Axeau Inc.	Ronald Piché Consulteaux
François Brière École Polytechnique de Montréal	Antoine Laporte Ville de Repentigny	Serge Robert MENV
Pierre Brisebois Triax	Marc Larivière John Meunier	Simon Théberge MENV
Jean-Guy Cadorette Aquatech	Jean-Yves Lavoie Teknika	Christian Thibault Stantec
Rodrigue Chiasson Ville de Saint-Eustache	Régine Leblanc MENV	Daniel Thibault Triax
Serge Cyr Ville de Victoriaville	Janick Lemay MAMM	Thien Tu Tran MAMM
Pierre Coulombe BPR	Rénald McCormack Envir'eau puits	Hiep Trinh Viet MENV
Hubert Demard RÉSEAU environnement	Guillaume Massé RSA	Réjean Villeneuve RSA
Raymond Desjardins École Polytechnique de Montréal		

La mise à jour du *Guide de conception* est assurée par la Direction des politiques de l'eau du MDDEP, dont les coordonnées apparaissent au chapitre 2.

2. INTRODUCTION

Objectif

Le *Guide de conception* a pour objectif de préciser les critères de conception des équipements de captage et de traitement de l'eau potable et d'aider le décideur à choisir la solution optimale pour le respect des normes du *RQEP*. Il s'adresse donc aux producteurs d'eau, – appelés dans ce *Guide de conception* des exploitants d'installations de traitement d'eau potable – aux concepteurs, aux fabricants d'équipements et aux organismes gouvernementaux responsables de l'autorisation des équipements. Selon le vocabulaire réglementaire, les « réseaux de distribution d'eau potable » visés par ce *Guide de conception* sont tous les réseaux communautaires. Le guide ne couvre pas les aspects à la distribution de l'eau potable proprement dite, à l'opération des équipements et à la certification des additifs dans l'eau potable.

Forme du *Guide de conception*

Le *Guide de conception* comprend 2 volumes. Le premier regroupe l'information relative à la démarche du concepteur ainsi qu'aux principaux critères de conception des ouvrages que l'on rencontre le plus souvent. Le second volume rassemble les éléments plus descriptifs, des compléments sur la conception ainsi que de l'information sur les ouvrages que l'on rencontre moins souvent. La structure du second volume permet de faire facilement les liens avec le contenu du premier. On y retrouve également l'essentiel de l'information en matière de traitement appliqué au contrôle des goûts et odeurs, de la corrosion ainsi que les questions de sécurité. Par rapport à la version préliminaire du *Guide de conception*, la majorité du contenu du volume 1 a fait l'objet d'une réécriture ce qui n'est pas le cas du volume 2.

De façon systématique, toutes les références citées dans les volumes 1 et 2 se retrouvent dans le chapitre 18 du volume 2; elles sont cependant regroupées selon les chapitres qui les ont introduites.

Niveaux d'information

Dans les chapitres qui se rapportent au traitement, le *Guide de conception* présente les procédés et réfère également aux technologies qui s'y rattachent. Ainsi, on peut retrouver dans le *Guide de conception* la flottation à air dissous, par exemple, qui est un procédé ainsi que les technologies développées par les fournisseurs qui mettent en application ce procédé. Dans le cas des technologies, le *Guide de conception* se limite au minimum d'information nécessaire au stade du choix préliminaire alors que le fournisseur de la technologie est habituellement en mesure de combler les besoins d'information en matière de conception détaillée.

Sélection des procédés et technologies de traitement

La sélection des procédés et technologies retenus dans le *Guide de conception* correspond aux vues du comité de rédaction et du *Comité sur les technologies de traitement en eau potable* et tient compte de nombreux commentaires. Les deux comités ont considéré :

- L'intérêt que présentent les procédés et technologies sur les plans de la performance, des conditions d'application au Québec et, dans une certaine mesure, des coûts de construction et d'exploitation;
- L'historique d'application de ces procédés au Québec. Certains procédés ou technologies sont présentés dans le *Guide de conception* et ce même s'ils ne faisaient l'objet d'aucune application ou projet d'application au Québec au moment de sa rédaction. Il s'agit de cas justifiés par les résultats obtenus ailleurs et par le potentiel d'application de ces procédés au Québec.

Notons également que :

- La version préliminaire du *Guide de conception* a été largement diffusée auprès de tous les intéressés qui ont pu exprimer leurs commentaires;
- Une consultation a été conduite par voie électronique auprès de tous les membres de RÉSEAU environnement du secteur de l'eau. Le comité de rédaction a considéré chacun des commentaires obtenus.

En conséquence, il est peu probable que la méthode de travail utilisée ait pu amener l'oubli d'un procédé ou d'une technologie qui présenterait un intérêt majeur pour les concepteurs.

Mise à jour et commentaires

Le *Guide de conception* sera révisé périodiquement en fonction de l'évolution des connaissances dans le domaine de la conception des installations de production d'eau potable. À cet effet, il est possible en tout temps d'acheminer des commentaires sur le *Guide de conception* afin d'améliorer son contenu. Les commentaires peuvent être acheminés par la poste, par télécopie ou par courrier électronique à l'adresse suivante :

Par la poste : *Guide de conception des installations de production d'eau potable*
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
Direction des politiques de l'eau
Service d'expertise technique en eau
675, boulevard René-Lévesque Est, 8^e étage, boîte 42
Québec (Québec)
G1R 5V7

Par télécopie : (418) 528-0990

Par courrier électronique : conception.eau.potable@mddep.gouv.qc.ca

VOLUME 1

CHAPITRE 3

3.	PRÉSENTATION DU RÈGLEMENT
3.1	Domaine d'application.....
3.2	Les normes, les seuils d'action et les critères.....
3.3	Le traitement minimal
3.4	La compétence des opérateurs
3.5	Les critères de conception
3.6	Les contrôles à l'eau brute
3.7	Les contrôles à l'installation de traitement.....
3.8	Les contrôles sur le réseau.....
3.8.1	<i>La turbidité</i>
3.8.2	<i>Les bactéries</i>
3.8.3	<i>Les substances chimiques</i>
3.9	Le contrôle de la vulnérabilité des eaux souterraines.....

3. PRÉSENTATION DU RÈGLEMENT

Ce chapitre a pour objectif de présenter les principales dispositions réglementaires. Dans le cas où il y aurait divergence d'interprétation entre la présente section et sa version publiée dans la *Gazette officielle du Québec*, cette dernière aura préséance. Le chapitre 3 présente l'ensemble du *RQEP* et du *Règlement modifiant le RQEP*, en s'attardant davantage aux normes, aux seuils d'action, au traitement minimal, aux critères de conception et aux contrôles minimaux (à l'eau brute, à l'installation de traitement, au réseau, au camion citerne, etc.).

Le chapitre 3 du volume 2 donne l'adresse Internet du *RQEP* et du *Règlement modifiant le RQEP*, les adresses des directions régionales du ministère de l'Environnement et du ministère de la Santé et des services sociaux ainsi que différentes considérations réglementaires autres que celles présentées dans ce chapitre (véhicules citernes, rôle des laboratoires accrédités, dispositions pénales, prélèvements et conservation des échantillons, démarches logiques en cas de hors norme, etc.).

3.1 Domaine d'application

Les normes de qualité d'eau potable inscrites au *RQEP* s'appliquent à toutes les eaux de consommation humaine distribuées par une ou plusieurs canalisations. Le *RQEP* ne s'applique pas aux eaux de consommation régies par le ministère de l'Agriculture, des pêcheries et de l'alimentation, soit, à titre d'exemple, l'eau embouteillée (art. 2). L'eau destinée à la consommation humaine, au sens des normes du *RQEP*, inclut les eaux servant à l'ingestion, au brossage des dents et à la préparation d'aliments. Dans certains cas, les experts de la santé publique peuvent déterminer que l'eau utilisée dans les douches ou les bains doit aussi être potable au sens des normes du *RQEP*. Ainsi, toute eau mise à la disposition de l'utilisateur par un robinet alimentant un évier, un lavabo ou une fontaine doit être potable en tout temps.

Les obligations de contrôle de qualité de l'eau varient selon la clientèle desservie, tel que décrit dans le tableau 3-1. Ainsi, les exploitants municipaux ou privés auront les mêmes obligations dans les mêmes situations. En ce qui concerne les clientèles uniquement institutionnelles (établissement d'enseignement, établissement de détention, établissement de santé et de services sociaux) et les établissements touristiques (terrains de camping, pourvoiries, auberges, haltes routières, etc.), le *RQEP* présente certains assouplissements. Pour toutes autres entreprises, elles sont uniquement soumises aux exigences de contrôle du *Règlement sur la santé et la sécurité du travail* administré par la CSST (art. 147) mais doivent tout de même satisfaire aux normes de qualité définies à l'annexe 1 du *RQEP* (art. 3).

Les obligations de moyens (art. 5, 6 et 44) telles que le traitement minimal des eaux et la qualification des opérateurs visent tous les exploitants de systèmes municipaux, privés et institutionnels ainsi que les exploitants qui desservent des établissements touristiques, quel que soit le nombre de personnes desservies (art. 43).

Le *RQEP* édicte donc les normes de qualité; le traitement minimal, la qualification des opérateurs; les critères de conception des équipements de traitement, un suivi en continu de la turbidité et du chlore résiduel libre à la sortie des installations de traitement incluant un système d'alerte de l'opérateur, un contrôle de qualité de l'eau distribuée, les mesures nécessaires en cas de résultats hors norme et les dispositions pénales.

Tableau 3-1 : Synthèse des contrôles de qualité obligatoires du *RQEP*

	Municipalités et Systèmes de distribution privés⁽¹⁾ >20 pers.	Institutions⁽²⁾ et Entreprises touristiques⁽³⁾ >20 pers.	Véhicules citernes >20 pers.	Systèmes de distribution ≤ 20 pers.⁽⁴⁾
Bactériologie⁽⁵⁾	2/mois et plus si >1000	2/mois et plus si >1000	2/mois et plus si >1000	0
Turbidité⁽⁶⁾	1/mois	1/mois	1/mois	0
Inorganique⁽⁷⁾	1/an 4/an pour les nitrates et le pH	1/an 4/an pour les nitrates et le pH	1/an 4/an pour les nitrates et le pH	0
Organique⁽⁸⁾	THM : 4/an 42 organiques : 4/an si >5000	THM : 1/an 42 organiques : 4/an si >5000	THM 4/an 42 organiques : 4/an si >5000	0
Analyses en continu à la sortie du traitement⁽⁹⁾	Oui	Non	Oui	Non

- (1) Un système de distribution privé est un système exploité par une personne, une compagnie, une copropriété, qui l'opère pour fins de distribution de l'eau à plus d'une unité d'habitation.
- (2) Une institution est un établissement de santé, d'enseignement ou de détention ayant sa propre prise d'eau (hôpital, école, garderie, foyer pour personnes âgées, prison, etc.).
- (3) Une entreprise touristique est un camping, une pourvoirie, un hôtel, un centre d'accueil de touristes, etc.
- (4) Les sources individuelles sont incluses dans les réseaux ≤ 20 personnes. Une source individuelle dessert une seule résidence et inclut toute eau provenant d'un puits, source, ruisseau ou lac. Si une source canalisée est mise à la disposition des passants, elle est considérée comme desservant plus de 20 personnes et doit subir les contrôles minimaux requis.
- (5) La bactériologie comprend les coliformes fécaux (*E. coli*) et les coliformes totaux. Pour 50% des échantillons, la bactériologie comprend aussi les bactéries hétérotrophes (BHAA). Le chlore résiduel est mesuré sur place en même temps que les prélèvements pour l'analyse des bactéries. Dans le cas des véhicules citernes et des réseaux desservant un seul bâtiment, l'analyse des BHAA n'est pas requise.
- (6) La turbidité est un indice de la limpidité de l'eau. Plus l'eau est turbide, plus elle est d'apparence trouble.
- (7) Les substances inorganiques sont les métaux, les nitrates (cette analyse comprend les nitrates + nitrites), les fluorures, le pH, etc. (Il peut y avoir jusqu'à 18 substances inorganiques contrôlées.) Le pH est mesuré sur place en même temps que les prélèvements des nitrates.
- (8) Les substances organiques sont les trihalométhanes (THM), les pesticides, le trichloroéthylène (TCE), etc. (Il y a 42 substances organiques contrôlées lorsque la population desservie dépasse 5000 personnes). L'analyse des THM n'est requise que lorsque l'eau est désinfectée au chlore.
- (9) L'analyse en continu est réalisée par un lecteur de chlore résiduel libre et de turbidité placé à la sortie des traitements qui trace un graphique de façon permanente. La turbidité est mesurée lorsqu'une eau de surface alimente la station de traitement, à la sortie de chaque filtre ou, en l'absence de filtres, à la sortie de la station de traitement. Le chlore résiduel libre est mesuré à la sortie de l'installation de désinfection ou, lorsque celle-ci comporte un réservoir d'eaux désinfectées, à la sortie de ce réservoir. Pour les véhicules citernes, ce suivi doit être réalisé à l'endroit où l'eau est prélevée par le véhicule.

3.2 Les normes, les seuils d'action et les critères

Le *RQEP* est basé sur 77 normes de qualité édictées de façon sécuritaire pour l'eau distribuée à des fins de consommation humaine. Ces normes correspondent aux *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada* (sixième édition révisée en 1997), à l'exception de deux paramètres clés, la turbidité et les trihalométhanes (THM), qui correspondent aux normes américaines en vigueur au moment de l'adoption du *RQEP*. Selon l'article 54 du *RQEP*, la mise à jour de ces normes sera effectuée sur une base quinquennale. Elles sont énumérées à l'annexe I du *RQEP*. Ces normes, qui s'appliquent à toute eau de consommation autre que l'eau embouteillée et l'eau servant à la préparation des aliments (*RQEP*, art. 2), sont fondées sur la protection de la santé publique et ne tiennent pas compte des aspects esthétiques et olfactifs. Le MENV ainsi que la direction de la santé publique (DSP), le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPA) et la population doivent être informés rapidement de toute contamination fécale. De plus, pour tout dépassement de normes, l'exploitant doit aviser la DSP et communiquer au MENV les correctifs envisagés pour retrouver la conformité.

Le *RQEP* édicte aussi, en égard à la qualité de l'eau distribuée, des seuils d'action au-dessus desquels l'exploitant doit vérifier l'efficacité de son traitement. Ainsi, des seuils de turbidité sont indiqués dans le *RQEP* (art. 24 et 25), mais n'apparaissent pas à l'annexe 1 du *RQEP* puisqu'ils n'engagent pas les mêmes procédures en cas de dépassements.

Enfin, le *RQEP* contient des critères d'exclusion de la filtration (art. 5) et des critères de conception pour l'enlèvement des parasites et des virus (art. 5). Ces critères sont indiqués dans le *RQEP* mais n'apparaissent pas à l'annexe puisqu'ils n'engagent pas les mêmes procédures en cas de dépassement. Par exemple, les critères de conception sont utilisés par l'ingénieur en charge de la conception des équipements de traitement. Ils peuvent aussi être utilisés lorsque certaines normes ou seuils d'action, pouvant influencer l'efficacité de la désinfection, sont dépassés. En cas de dépassement de la turbidité selon les normes définies aux articles 24, 25 ou à l'annexe I du *RQEP*, l'exploitant devra vérifier l'efficacité de son traitement et pourra être invité par le MENV à vérifier le respect des temps de contact et des concentrations de désinfectant pour l'inactivation des parasites. À noter que même si les paramètres esthétiques ne sont pas réglementés, ils sont intégrés dans les recommandations canadiennes et sont présentés dans le *Guide de conception*.

3.3 Le traitement minimal

Dans le cadre du *RQEP*, on distingue les eaux de surface des eaux souterraines. Le *RQEP* (art.5) impose la filtration et la désinfection obligatoires des eaux de surface et des eaux souterraines sous l'influence directe des eaux de surface. Ces dispositions visent tous les réseaux municipaux, privés, institutionnels et établissements touristiques mais ne s'appliquent pas aux eaux desservant une seule résidence ou des entreprises (art. 4), bien qu'elles doivent satisfaire aux normes de qualité de l'annexe 1 du *RQEP* (art. 3).

Les puits dont les équipements de captage ne sont pas étanches sont considérés comme étant sous l'influence directe des eaux de surface et doivent être rendu étanches, sans quoi l'eau devra subir le même degré de filtration et de désinfection que les eaux de surface (section 10.2.1). De ce fait, toute eau souterraine dont la turbidité, la couleur, le pH, la dureté, le COT et la qualité bactériologique varient nettement après un épisode de pluie et/ou à la fonte des neiges, sera aussi

assimilée à une eau sous l'influence directe des eaux de surface. De même, toute eau souterraine dans laquelle des algues, des protozoaires, des débris végétaux, des insectes ou des rotifères sont identifiés, laisse fortement soupçonnée qu'elle est directement influencée par l'eau de surface. La recherche, dans l'eau brute, de tout débris ou organismes pouvant provenir de la surface est alors requise. Le Centre d'expertise en analyses environnementales du Québec (CEAEQ) a développé une méthode intitulée « Observation microscopique d'eau souterraine ». Cette analyse doit être faite régulièrement et doit être accompagnée des analyses de la turbidité, du COT, des coliformes fécaux et totaux (voir chapitre 6). Une variation prononcée de ces paramètres suggère l'influence directe des eaux de surface. Avec les éléments mentionnés précédemment, il advient qu'une eau de source, qu'une eau souterraine qui entre en contact avec les eaux de pluie avant distribution, qu'un puits dont la construction démontre des vices tels que les eaux de ruissellement sont susceptibles de s'infiltrer le long de son tubage, qu'un puits de surface ou tubulaire raccordé de façon non étanche au réseau de distribution, qu'un puits de surface où il y a absence de sol insaturé au-dessus de la nappe phréatique en période de nappe haute ou dont la nature granulaire du sol ou la présence de chenal évident ne confère pas une bonne filtration, qu'un puits dont les affleurements rocheux à proximité suggèrent la présence de failles et qu'un puits installé de façon artisanale (ne respectant pas les règles de l'art) puisse être assimilé à une eau de surface pour les fins de ce règlement.

La vérification des critères d'exclusion de l'art. 5 du *RQEP* permettra, par ailleurs, de statuer sur le type d'équipement de traitement requis. Le *RQEP* évite toutefois d'appliquer systématiquement la norme de filtration obligatoire des eaux de surface en permettant à certains exploitants, qui s'alimentent à partir d'une eau de surface de très bonne qualité ou à partir d'une eau souterraine sous l'influence directe des eaux de surface, de démontrer par des analyses de l'eau brute que la filtration peut être évitée (art.5). Les critères d'exclusion de la filtration sont définis à partir du respect de la norme à l'eau brute de 5 UTN en tout temps. Durant 90% du temps, les critères de 1 UTN, de 3 mg/L de carbone organique total, de 20 coliformes fécaux/100 ml et de 100 coliformes totaux/100 ml doivent aussi être respectés. Enfin, même si ces critères sont respectés durant une période de vérification minimale de 90 jours consécutifs, mais que des sources de pollution sont susceptibles d'affecter la qualité microbiologique de l'eau, la filtration est alors obligatoire. Il est d'ailleurs fortement recommandé de s'assurer que cette période d'analyse de 90 jours correspond soit au printemps, à l'automne ou à toute autre période représentative des conditions les plus critiques pouvant affecter cette eau afin de ne pas exposer la population à une pire situation.

La filtration se définit comme tout type de filtration conçue en conformité avec le présent *Guide de conception* et qui tient compte de l'enlèvement additionnel requis selon la qualité de l'eau brute (section 10.2.2) ainsi que des normes technologiques de turbidité. Le degré minimal d'enlèvement est décrit à l'article 5 du *RQEP*, l'enlèvement additionnel des parasites et des virus est présenté au chapitre 10 du *Guide de conception* et les normes sont indiquées à l'annexe I du *RQEP*. À noter que même si l'enlèvement additionnel en fonction de la qualité de l'eau brute n'est pas inscrit au *RQEP*, la vérification de l'efficacité de la désinfection demandée à l'exploitant lors des dépassements de normes ou de seuils de turbidité devra tenir compte de la qualité de l'eau brute pour assurer une protection optimale de la santé publique. Ainsi, le MENV tiendra compte du chapitre 10 du *Guide de conception* lors de l'autorisation d'équipements de filtration. Le consultant devra évaluer la qualité de l'eau brute en fonction des banques de données disponibles ou d'une caractérisation spécifique de la contamination fécale (chapitre 10).

Dans le cas de certaines eaux souterraines captées de façon non étanche et de lacs de tête à l'état naturel dont l'eau n'est pas colorée, ou encore de quelques autres sites dont la qualité de l'eau est exceptionnelle (moins de 3% des stations d'analyse du MENV sur la qualité des eaux de surface au Québec), les critères d'exclusion de la filtration pourraient être respectés. Le chapitre 6 du volume 2 présente une cartographie de la variation de ces substances en fonction des données disponibles sur les rivières du Québec. Dans les cas d'exclusion de la filtration, l'exploitant est toujours tenu de désinfecter de façon telle que les critères de conception pour l'enlèvement des parasites et des virus soient respectés (art. 5) et il doit suivre la turbidité en continue (art. 22). La sélection préférentielle d'une source d'eau ne nécessitant pas l'enlèvement des parasites demeure toujours l'avenue à privilégier pour le traitement des eaux des petites collectivités (eau souterraine bien captée).

Les exploitants dont l'approvisionnement en eau de surface ne fait l'objet d'aucune filtration, ont jusqu'en juin 2005 pour mettre en place les équipements permettant de respecter l'article 5. Dans le cas des réseaux desservants plus de 50 000 personnes, ce délai est reporté en juin 2007 (art. 53).

Les eaux souterraines ne sont nécessairement pas toutes de qualité, notamment en ce qui a trait à la présence de substances chimiques d'origine naturelle dans le sous-sol (fer, manganèse, fluor, sulfures, sels, arsenic, etc.) ou associées à des activités humaines (nitrates, pesticides, solvants, etc.). Elles peuvent aussi être contaminées par des virus ou des bactéries. Dans le cas d'une eau souterraine non désinfectée, des études hydrogéologiques et des vérifications ultérieures mensuelles de la qualité de l'eau brute (art. 13) établiront s'il y a lieu de désinfecter éventuellement ce type d'eau.

Après s'être assuré de l'enlèvement des virus et des parasites, toute installation de désinfection en continu doit enfin pouvoir offrir un potentiel minimal de désinfection, à la sortie du réservoir ou du traitement s'il n'y a pas de réservoir, équivalent à au moins 0,3 mg/L de chlore résiduel libre, sauf dans le cas où cette eau dessert un seul bâtiment (art. 8).

3.4 La compétence des opérateurs

Dès juin 2004, seules les personnes compétentes pourront être en charge du fonctionnement d'un système de distribution, d'une installation de captage des eaux ainsi que d'une installation de traitement de filtration ou de désinfection (art. 44). L'obligation de compétence touche toute personne dont le travail peut influencer directement la qualité de l'eau potable. Les personnes détenant un diplôme d'études professionnelles ou collégiales émis par le ministère de l'Éducation en assainissement de l'eau ou de traitement des eaux de consommation, seront reconnues qualifiées. Les personnes qui occupent actuellement une fonction nécessitant ce niveau de formation (selon les catégories d'installations qui seront identifiées) et qui ne détiennent pas un de ces diplômes, devront obtenir leur reconnaissance auprès d'Emploi Québec par l'obtention d'un certificat. Ce certificat devra être renouvelé à tous les cinq ans afin de pouvoir s'adapter aux changements de personnel dans les municipalités et à l'évolution technologique.

Une classification type des opérateurs sera mise sur pied de façon à ce que les connaissances requises soient adaptées à la complexité des équipements opérés. Les installations seront donc

réparties par catégorie et l'opérateur responsable devra détenir la qualification adéquate pour les opérer. Un support pédagogique spécifique aux catégories d'installations sera développé et dispensé dans l'ensemble des régions du Québec dès l'automne 2002 de façon à préparer les candidats à la certification. La certification est un outil de reconnaissance de la compétence qui comprend les connaissances acquises et l'expérience. Elle se veut également un mécanisme de perfectionnement de l'ensemble du personnel exploitant qui tient compte de la simplicité ou de la complexité de l'installation de traitement et du réseau de distribution.

Il est donc recommandé aux exploitants de procéder dès maintenant à la planification de la formation de leurs opérateurs, à la formation du personnel en poste et, lorsque des postes deviennent vacants, à l'embauche de personnes détenant la compétence exigée. Cet exercice passe par la réalisation d'un inventaire des équipements existant dans leurs installations et par l'évaluation des opérateurs (liste, formation, expérience, tâches). Une fois l'exercice complété, il sera possible d'évaluer le temps de formation requis et les ressources à mobiliser pour compléter la certification du personnel. Pour aider les exploitants à planifier la formation de leur personnel, cette section du *Guide de conception* sera révisée dès que les modalités en auront été définies.

3.5 Les critères de conception

Les équipements de traitement de l'eau de surface devront être conçus pour enlever les parasites, omniprésents dans ces eaux et résistants à la chloration, ainsi que les virus, capables de traverser les filtres. Les critères de conception visent donc des enlèvements minimaux à 99% des *Cryptosporidium*, à 99,9% des *Giardia* et à 99,99% des virus (art. 5). Ces critères d'enlèvement peuvent être relevés en fonction de la qualité de l'eau brute (section 10.2.2). Le respect de ces critères signifie qu'il faudra : soit changer de prise d'eau au profit d'un puits tubulaire, soit s'approvisionner à un réseau voisin ou encore construire une usine de filtration qui respectera les normes technologiques de turbidité du *RQEP* tout en offrant une désinfection efficace. Une attention particulière devra être portée à la vérification des THM générés par cette installation, quoique le traitement par filtration puisse généralement permettre de respecter la majorité des normes de qualité du *RQEP*. Le chapitre 10 présente de façon détaillée les méthodes de calcul.

Le concepteur devra tenir compte des normes technologiques de turbidité édictées à l'annexe I du *RQEP*. Dans le cas d'une filtration lente ou d'une filtration sur terre à diatomées, la norme consiste à respecter 1 UTN durant 95% du temps; dans le cas d'une filtration membranaire, la norme est de 0,1 UTN et dans le cas de toute autre filtration, elle est de 0,5 UTN. Lorsqu'il n'y a pas de filtration, la norme à respecter est de 5 UTN, mais en eau de surface, la turbidité doit respecter 1 UTN 90% du temps afin de satisfaire les critères d'exclusion (art. 5). Les crédits d'enlèvement des parasites et des virus accordés à chaque technologie de traitement selon la turbidité obtenue sont présentés au chapitre 10. Il est possible que le consultant doive, selon la qualité de l'eau brute et la filière de traitement privilégiée, respecter une turbidité à l'eau traitée par filtration directe ou conventionnelle inférieure à 0,5 UTN (tableau 10.6). À noter que la norme de 5 UTN est une norme absolue qui doit être respectée dans tous les systèmes de distribution indépendamment du système de traitement utilisé.

Dans le cas des eaux souterraines captées de façon non étanche, les critères de conception énumérés ci-dessus s'appliquent. Dans le cas d'une eau souterraine bien captée, mais vulnérable aux contaminants microbiologiques sur son aire de recharge et dans laquelle une contamination

fécale a été identifiée, le système de traitement devra être conçu pour enlever les virus, plus résistants à la chloration que les bactéries. Ainsi, on ne retrouve pas de parasites dans une eau souterraine bien captée, sauf de rares exceptions, et le traitement n'est alors conçu que pour l'enlèvement des bactéries et virus. Le critère de conception est donc un enlèvement à 99,99% des virus (art. 6), ce qui équivaut à une chloration adéquate. Dans le cas de la recharge de la nappe, la qualité de l'eau peut être assimilée : soit à une eau souterraine sous l'influence directe des eaux de surface, soit à une eau souterraine bien captée mais susceptible d'être vulnérable à la contamination (voir section 8.4). Une bonne caractérisation de cette eau devient donc essentielle.

Même si la priorité de tout traitement d'eau potable consiste à l'enlèvement des microbes, le concepteur devra s'assurer de la rémanence du chlore dans le réseau et vérifier la qualité de l'eau brute, comme il le fait actuellement, pour juger des traitements complémentaires tels que l'ajustement du pH, l'enlèvement du fer ou du manganèse, la dureté, etc. (voir section 3.6).

3.6 Les contrôles à l'eau brute

Les contrôles *a priori* de l'eau brute s'avèrent nécessaires à la conception des équipements de captage et de traitement. Le chapitre 6 établit la durée, la fréquence et le type des analyses préalables nécessaires (réalisées par un laboratoire accrédité).

De plus, un contrôle sur une période minimale de 90 jours consécutifs peut être requis pour l'exploitant qui voudrait démontrer que son eau de surface ne nécessite pas de filtration (art. 5) et une vérification de la qualité de l'eau souterraine non désinfectée est requise pour démontrer l'absence de contamination d'origine fécale (art. 7).

3.7 Les contrôles à l'installation de traitement

Lorsque les équipements sont en place, il faut s'assurer en tout temps de la fiabilité de leur performance et être en mesure de déclencher une alerte pour remédier rapidement à toute défaillance. En effet, l'augmentation de la turbidité à la sortie d'un seul filtre ou l'insuffisance temporaire de la désinfection peuvent accroître les risques de gastro-entérites.

Ainsi, l'exploitant d'un système de traitement municipal ou privé d'eaux de surface est tenu de mesurer en continu la turbidité (art. 22) pour : (1) s'assurer qu'elle ne nuit pas à l'efficacité de la désinfection; (2) s'assurer de respecter les normes technologiques à la sortie de chaque filtre (1 UTN pour la filtration lente et sur terre à diatomées, 0,1 UTN pour les membranes et 0,5 UTN pour les autres filtres); (3) vérifier si les critères d'exclusion de la filtration sont toujours respectés le cas échéant. Une alarme devra être placée sur les lecteurs (art. 22).

L'exploitant doit, à partir de l'enregistreur en continu, relever une donnée de turbidité aux quatre heures et l'inscrire sur le registre. Il s'agit des valeurs mesurées à 4 h, 8 h, 12 h, 16 h, 20 h et 24 h. Il faut un registre pour chaque filtre ou à la sortie de l'installation en l'absence de filtres (art. 22). Pour la filtration membranaire, le suivi en continue de la turbidité doit se faire à la sortie de chaque train de membranes. L'exploitant est tenu d'informer le MENV en cas de dépassement des normes calculé sur une période de 30 jours consécutifs. Il doit aussi informer le MENV et le ministère de la Santé et des services sociaux (MSSS) des mesures prises pour remédier à la

situation (voir section 3.6 du volume 2 pour consulter la liste des directions régionales de ces deux ministères).

L'exploitant d'un réseau municipal ou privé tenu de désinfecter l'eau en permanence doit mesurer en continu le chlore résiduel libre à la sortie du poste de désinfection ou, le cas échéant, du réservoir (art. 22), et ce, afin d'assurer une teneur minimale de 0,3 mg/L de chlore résiduel libre à l'entrée du réseau (art. 8). Les mesures journalières du pH, de la température et du débit d'eau traitée aux quatre heures serviront ultérieurement à vérifier l'efficacité de la désinfection (voir chapitre 10). Une alarme devra être installée sur le poste de désinfection (p. ex., un système *on/off* de lecture du débit de chlore injecté) afin que son fonctionnement soit adéquat en tout temps. Dans le cas de lampes U.V., il s'agira d'exiger du fabricant un détecteur de niveau d'irradiation dans le réacteur.

L'exploitant doit, à partir de l'enregistreur en continu, extraire la valeur minimale de désinfectant par période de quatre heures et l'inscrire sur le registre (art. 22). Un registre doit être attribué à chaque poste de désinfection autre que les postes de rechloration sur le réseau. En cas de non-respect des seuils de désinfectant, l'exploitant doit apporter rapidement les correctifs nécessaires. Cependant, dans le cas où l'exploitant juge plus prudent d'émettre un avis préventif d'ébullition (panne du système de chloration par exemple), une copie de l'avis devrait être transmise au MENV, à la Direction de la santé publique et au ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (art. 36).

Tel que mentionné précédemment, l'exploitant municipal ou privé tenu de désinfecter l'eau en permanence doit aussi mesurer une fois par jour le pH et la température à la sortie du traitement ou du réservoir (art. 20). Ces mesures contribueront ultérieurement à vérifier l'efficacité de la désinfection. Ces données doivent être conservées durant au moins cinq ans. Si l'exploitant utilise des appareils de mesure en continu pour le pH et la température, il doit suivre les indications du fabricant. Si l'exploitant prélève des échantillons pour réaliser ces mesures, les méthodes d'analyses utilisées doivent respecter le *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* tel que prévu au *RQEP* (art. 32).

L'exploitant de réseaux d'institutions ou d'entreprises touristiques ou encore l'exploitant de postes de rechloration sur le réseau n'est pas tenu, selon le *RQEP*, de suivre en continu le chlore résiduel à la sortie du traitement de même que le débit, le pH et la turbidité.

3.8 Les contrôles sur le réseau

Même si les équipements minimaux de traitement sont bien conçus et exploités par des personnes compétentes, le contrôle de la qualité dans le réseau à partir des paramètres conventionnels demeure essentiel, puisque 22% des contaminations observées peuvent être imputables à la distribution (valeur obtenue des États-Unis où un traitement minimal des eaux de surface est appliqué). Les échantillons doivent être prélevés en accord avec le document cité à l'article 30 et doivent être transmis à un laboratoire accrédité. Le nouveau rôle du laboratoire accrédité est d'informer le MENV en cas de hors norme et de lui transmettre les données par voie électronique, cette procédure devrait améliorer considérablement l'efficacité du processus de contrôle.

Le contrôle obligatoire vise les réseaux municipaux, privés, institutionnels et ceux desservant des établissements touristiques desservant plus de 20 personnes (art.9). Le tableau 3-1 fournit un aperçu de l'ensemble des nouveaux contrôles. Les méthodes pour l'analyse du pH, des chloramines et du chlore résiduel libre réalisée sur place doivent respecter le *Standard Methods*. Dans le cas du pH notamment, le *Standard Methods* ne reconnaît que la méthode potentiométrique (sondes).

3.8.1 La turbidité

Les résultats des analyses du contrôle mensuel de la turbidité d'un réseau de distribution (art.21) transmis électroniquement par les laboratoires accrédités peuvent servir, le cas échéant, de déclencheur pour le MENV et pour l'exploitant. L'exploitant du poste de traitement vérifie obligatoirement à chaque jour les données du registre tenu à ce poste de traitement. Elles devront avoir respecté 95% du temps durant les 30 jours consécutifs précédents les normes technologiques de turbidité pour l'eau filtrée ou, dans le cas d'une eau de surface non filtrée, avoir respecté 90% du temps durant les 90 jours consécutifs précédents (art. 5) le critère d'exclusion de la filtration de 1 UTN. Même si le dépassement du seuil de 0,5 UTN dans le système distribuant une eau de surface ne constitue pas un hors norme (art. 24), le MENV s'assure que des vérifications sont effectuées à la sortie des installations. Les données de l'exploitant permettent d'évaluer le dépassement de la norme fixée à la sortie du traitement, à partir de son ou ses turbidimètres et de l'enregistreur en continu. L'exploitant est responsable de l'étalonnage de son équipement de mesure.

Le MENV ne sera pas informé immédiatement, par le laboratoire, du dépassement de la turbidité sur le réseau (art. 24), puisqu'il ne s'agit pas du dépassement d'une norme mais d'un seuil d'action. Dans le cas d'une eau souterraine bien captée et désinfectée, il n'y a pas d'obligation de mesurer la turbidité en continu à la sortie du traitement. Il en va de même dans le cas des systèmes opérés par un exploitant d'un réseau desservant une institution ou une d'entreprise touristique. Le *RQEP* exige donc de ces exploitants de démontrer que la désinfection est efficace lorsque la turbidité dépasse 1 UTN dans le réseau (art. 25).

Cette démonstration, dans le cas d'une eau souterraine, consisterait en premier lieu à vérifier la mesure de la turbidité de l'eau désinfectée, l'absence de coliformes totaux dans plus de 90% des échantillons prélevés chaque mois dans le réseau, l'absence de coliformes fécaux et le respect en tout temps de la norme de 10 coliformes totaux/100 ml. En second lieu, une analyse de carbone organique total devra démontrer que la turbidité est surtout d'origine inorganique. Seront finalement vérifiés : (1) les données disponibles de qualité de l'eau brute; (2) le bon état des équipements de traitement; (3) les mesures ponctuelles du chlore inscrites sur le registre du traitement ou sur les rapports d'analyses bactériologiques de l'eau distribuée; (4) la certification de l'opérateur. En outre, il est important de s'assurer s'il y a une influence directe possible d'eau de surface, qui peut se faire en vérifiant que cette augmentation de la turbidité est aussi présente à l'eau brute.

Cette démonstration, dans le cas d'une eau de surface sans mesure en continu (entreprises touristiques et institutions), serait identique à la démonstration précédente en plus d'une analyse plus attentive des variations mensuelles de la turbidité et de la vulnérabilité à la pollution de la source d'approvisionnement. Ceci afin d'établir si le MENV doit inciter ou ordonner

l'installation d'un équipement de mesure en continu de la turbidité et/ou du chlore résiduel à la sortie du traitement. Cette évaluation pourrait aussi remettre en question l'exclusion de la filtration si les critères ne sont pas respectés.

3.8.2 Les bactéries

Le contrôle des coliformes totaux ainsi que de la bactérie *E. coli* ou des coliformes fécaux se fait par le prélèvement d'un certain nombre d'échantillons mensuels (art. 11). La moitié de ces prélèvements sont effectués en bout de réseau pour l'analyse, en surcroît, des bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHAA) (art. 11), qui indiquent le décompte total de bactéries présentes dans l'eau. Les réseaux municipaux, privés, d'institutions et d'entreprises touristiques, desservant plus de 20 personnes, sont visés par ce contrôle. Les résultats sont transmis électroniquement par le laboratoire accrédité au MENV. Pour les réseaux d'eau chlorée, une analyse du chlore résiduel libre est effectuée à chaque prélèvement par l'exploitant qui inscrit le résultat sur le rapport d'échantillonnage. Les exploitants desservant un seul bâtiment ne sont pas tenus d'analyser le chlore résiduel libre, les BHAA et d'effectuer les prélèvements en bout de réseau. Les exploitants de véhicules citernes ne sont pas tenus d'analyser les BHAA, ni d'effectuer les prélèvements en bout de réseau (c.-à-d. à la fin de la journée de distribution).

Tableau 3-2 : Nombre minimal d'échantillons à prélever selon la clientèle desservie

Clientèle desservie	Nombre minimal d'échantillons à prélever ou faire prélever par mois
21 à 1000 personnes	2
1001 à 8000 personnes	8
8001 à 100 000 personnes	1 par 1000 personnes
100 001 personnes et plus	100 + 1 par tranche de 10 000 personnes excédant 100 000

Bien que seuls les *E. coli* ou les coliformes fécaux déclenchent un avis automatique d'ébullition, un grand nombre de résultats devraient démontrer le dépassement des autres normes microbiologiques. Les exploitants seront alors invités à intervenir sur le réseau ou sur le traitement. La section 3.1.2 du volume 2 présente une série d'interventions possibles pour la protection de la santé des consommateurs lorsque l'eau est contaminée.

3.8.3 Les substances chimiques (art. 14 à 20)

Les réseaux municipaux, institutionnels, privés et d'entreprises touristiques desservant plus de 20 personnes sont visés par un contrôle annuel des substances inorganiques et un contrôle trimestriel des nitrates et nitrites ainsi que du pH et des THM (contrôle annuel pour les réseaux d'institutions et d'entreprises touristiques). Dans les cas des réseaux de plus de 5000 personnes, l'analyse trimestrielle de 42 substances organiques (voir annexe II du *RQEP*) est exigée. À noter que le contrôle des THM est exigé uniquement pour les réseaux desservant de l'eau chlorée; le contrôle

des chloramines est exigé pour ceux dont l'eau est désinfectée aux chloramines et le contrôle des bromates est nécessaire pour ceux dont l'eau est ozonée.

Si un laboratoire reçoit des échantillons afin d'analyser des paramètres pour lesquelles il n'est pas accrédité, il est tenu de transmettre ces échantillons à un autre laboratoire accrédité par le MENV. Si aucun laboratoire n'est accrédité pour un paramètre, à un moment donné, les laboratoires sont tenus de transmettre les échantillons au Centre d'expertise d'analyses environnementales (CEAE) du MENV jusqu'à ce que les laboratoires obtiennent les accréditations nécessaires. Il est à noter que certaines municipalités disposent de laboratoires accrédités.

Si le MENV soupçonne la présence significative d'un contaminant normé dans l'eau distribuée, l'exploitant est tenu d'en faire l'analyse à la satisfaction du requérant (art. 42).

3.9 Le contrôle de la vulnérabilité des eaux souterraines

La désinfection des eaux souterraines n'est pas obligatoire, même s'il est reconnu que l'eau en cours de distribution est exposée à diverses agressions, telles que : (1) le relargage de bactéries du biofilm à l'intérieur des conduites; (2) l'intrusion (en condition de baisse de pression ou de pression négative) de bactéries provenant soit de branchements croisés ou de fissures le long de conduites corrodées, affaissées ou brisées, de mise en eau de nouvelles conduites, de réparation ou de curage de conduites. L'on note que plusieurs municipalités alimentées par une eau souterraine de très bonne qualité effectuent une désinfection d'appoint de façon épisodique.

Les exploitants qui utilisent une eau souterraine sans désinfection continue pourraient être tenus de réaliser une étude hydrogéologique pour juger de la vulnérabilité de l'aire de recharge à une contamination bactériologique ou virologique (art.13). Le chapitre 8 du volume 2 expose la méthodologie requise. Il est important cependant de distinguer cette étude hydrogéologique de l'analyse d'étanchéité ou de non-étanchéité du puits requise à l'article 5. Dans ce cas, la procédure présentée à la section 3.3 s'applique intégralement.

Lorsque l'étude hydrogéologique conduit à un verdict de vulnérabilité (c'est-à-dire indice DRASTIC supérieur à 100 et zones de pollution fécale identifiées dans les aires de protection microbiologique), l'exploitant doit prélever à chaque mois un échantillon d'eau brute approvisionnant le système de distribution pour l'analyse des *E. coli*, des entérocoques et des coliphages mâle-spécifique. Ces analyses permettent de confirmer que les contaminants bactériologiques ou virologiques se rendent jusqu'à la prise d'eau et qu'une désinfection est nécessaire. L'exploitant peut soit choisir d'effectuer les analyses à tous les mois pour éviter les coûts de l'étude hydrogéologique ou encore de désinfecter l'eau de façon permanente avant même toute forme d'analyse. Cette dernière façon de procéder présente une protection préalable à la distribution et permettrait de bénéficier plus rapidement de programmes de financement.

VOLUME 1

CHAPITRE 4

4.	SCÉNARIOS D’ALIMENTATION ET DE TRAITEMENT
4.1	Organigramme décisionnel
4.2	Bilan de la situation existante
4.3	Travaux correctifs aux systèmes existants

4. SCÉNARIOS D'ALIMENTATION ET DE TRAITEMENT

Le présent chapitre permet de présenter premièrement un cheminement pour la mise en œuvre d'un projet de traitement en eau potable et deuxièmement la structure du *Guide de conception*. Le cheminement proposé dans ce chapitre n'est pas obligatoire, ni exhaustif, mais il fait référence aux règles de l'art les plus usuelles dans le domaine du génie. L'ampleur de l'étude des solutions et alternatives devra évidemment être adaptée à la situation et aux besoins de l'exploitant.

4.1 Organigramme décisionnel

Étant donné l'intégration de nouveaux paramètres dans le *RQEP*, le raffermissement de certains paramètres déjà contrôlés et l'apparition de la notion de fréquence de respect de la turbidité de l'eau filtrée, tous les systèmes d'approvisionnement et de traitement d'eau doivent faire l'objet d'une évaluation afin de vérifier s'ils respectent les exigences du *RQEP*.

La figure 4-1 résume le cheminement proposé. La portion située à l'extrême gauche de la figure représente la démarche minimale d'analyse nécessaire pour un système qui respecte en tout point les exigences du *RQEP* et qui n'a pas de problème quantitatif d'approvisionnement en eau. Ce cheminement propose une réévaluation continue des installations de traitement et du système de distribution.

La partie centrale de la figure 4-1 concerne des interventions qui peuvent être, dans plusieurs cas, mineures (travaux correctifs et mise en commun des services).

La partie droite de la figure concerne des interventions habituellement qualifiées de majeures parce qu'elles font intervenir la recherche et l'aménagement d'une nouvelle source d'eau et, fréquemment, une installation de traitement.

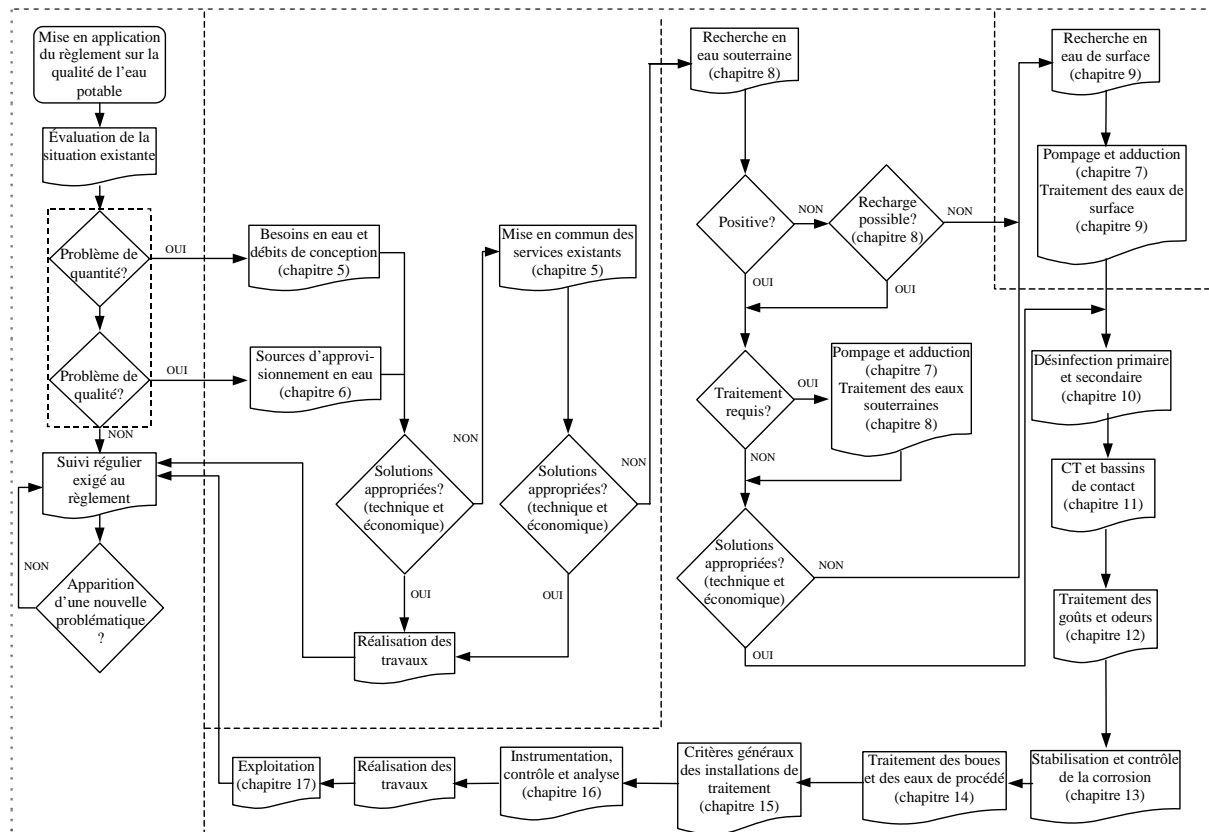
Les principes sous-jacents à l'élaboration de l'organigramme sont :

- La logique d'analyse est basée sur des choix techniques et économiques;
- Le coût des solutions proposées est généralement d'ordre croissant;
- Les travaux correctifs aux systèmes de captage et de traitement existants ainsi que la mise en commun de services de distribution sont considérés en priorité. Dans certains cas, la dilution par une source de bonne qualité est également acceptée (voir section 4.3);
- La complexité d'exploitation des systèmes est souvent croissante;
- L'eau souterraine est préférée aux nouvelles sources et aux sources en eau de surface non filtrées en raison de sa meilleure protection contre la contamination microbiologique ainsi que sa stabilité généralement plus grande que celle d'une eau de surface;
- Le traitement d'une eau souterraine est généralement plus économique que le traitement d'une eau de surface;
- L'organigramme n'est pas exhaustif, mais couvre les situations les plus communes.

À chaque avenue de solution est attaché un coût de revient (construction et exploitation). Dans plusieurs cas, il est possible d'identifier une solution sans que l'analyste ait à considérer d'autres

solutions mentionnées plus loin dans l'organigramme (modifications mineures à une usine existante, nouveau puits dont l'eau est de bonne qualité et qui est localisé près du réseau de distribution, etc.). Lorsqu'une nouvelle source d'eau est nécessaire ou qu'une solution plus complexe doit être envisagée, il faudra également considérer les solutions mentionnées plus loin dans l'organigramme. De façon générale, si l'analyste ne parvient pas à trancher rapidement sur l'intérêt économique d'une solution, c'est qu'il doit approfondir davantage l'analyse de solution.

Figure 4-1 Cheminement de conception d'un projet et liens avec l'organisation du guide



4.2 Bilan de la situation existante

Pour plusieurs installations de traitement et systèmes de distribution d'eau, l'information existante est insuffisante pour une évaluation exhaustive de la situation. Par conséquent, une période d'acquisition de données d'une durée suffisante doit être prévue avant de finaliser l'évaluation complète de la situation.

Le bilan de la situation doit inclure :

- L'analyse de la source d'approvisionnement en eau;
- L'analyse des installations de traitement;
- L'analyse de la qualité de l'eau dans le réseau de distribution.

Plus spécifiquement, l'analyse devra considérer les éléments suivants :

Source d'approvisionnement en eau

- Les données existantes sur la qualité de l'eau brute;
- Une caractérisation complémentaire de la qualité de l'eau brute (voir section 6.1);
- Les variations temporelles de la qualité de l'eau brute;
- Les conditions en situation d'étiage, la protection de la faune et des autres usages;
- La vulnérabilité des puits (voir section 8.3) ou du bassin versant d'une prise d'eau de surface (émissaire, contamination agricole, déboisement, industrie, etc.) (voir section 9.3);
- La capacité des sources (voir sections 8.3 et 9.3);
- Les besoins en eau actuels et futurs (voir chapitre 5).

Installation de traitement de l'eau

- Les données existantes sur la qualité de l'eau à différentes étapes du traitement (eau brute, décantée, filtrée, désinfectée, etc.);
- Une caractérisation complémentaire de la qualité de l'eau aux différentes étapes du traitement (incluant les prises d'échantillons latérales des filtres sous pression, l'eau conditionnée chimiquement, l'eau à l'entrée et à la sortie des réserves, etc.);
- La variation temporelle de la qualité de l'eau aux différentes étapes du traitement;
- Le comportement de chacune des étapes de la filière de traitement en fonction de la qualité de l'eau brute;
- La conformité des ouvrages relativement aux critères de conception du présent *Guide de conception* et aux normes réglementaires;
- L'évaluation des CT pour la réduction des micro-organismes (voir section 11.2).

Réseau de distribution

- L'historique des plaintes des usagers (apparences visuelles, goûts et odeurs, taches sur la lessive et équipements sanitaires, dépôts de calcaire, etc.);
- Les données existantes sur la qualité de l'eau distribuée et son suivi;

- Une caractérisation complémentaire de la qualité de l'eau distribuée au centre et en extrémité de réseau ainsi qu'aux réservoirs en réseau (couleur apparente, turbidité, fer total, chlore résiduel libre et total des résiduels, oxygène dissous, bactéries hétérotrophes aérobies et anaérobies facultatives (BHAA), trihalométhanes, goûts et odeurs, etc.) (voir section 6.1);
- Le nombre et la localisation des réparations ou autres interventions pratiquées sur le réseau de distribution.

Toutes les informations recueillies devraient permettre d'apporter une conclusion à propos du respect ou de la capacité du système existant (voir sections « Champs d'application » et « Critères de conception » de chacune des technologies présentées aux chapitres 8, 9 et 10) à rencontrer les exigences du *RQEP*. Dans le cas contraire, l'identification de la source des problèmes ou des non-conformités devra être réalisée de la façon décrite dans la section suivante.

4.3 Travaux correctifs aux systèmes existants

Lorsque la problématique est liée à la quantité d'eau disponible, certaines des alternatives suivantes peuvent être étudiées :

- Améliorer les ouvrages de captage existants (approfondir, relocaliser, ajouter un ouvrage de captage, etc.) (voir section 8.3);
- Si la source d'eau est souterraine, une recharge artificielle de la nappe à partir d'une eau de surface peut permettre de combler le déficit tout en conservant une source dont la qualité sera considérée comme souterraine (voir sections 8.2 et 8.4);
- Réduire la consommation en eau potable (recherche des fuites dans le réseau de l'exploitant et les résidences (toilettes, robinets, etc.) et inciter les usagers à l'économie (contrôleur de débit, compteur d'eau, réduction des pressions d'opération des réseaux, campagne de sensibilisation, réglementation municipale, etc.) (voir chapitre 5);
- Réduction des pertes d'eau lors du traitement (pertes inutiles, optimisation des cycles de filtration, réduction des purges de boues des décanteurs, etc.);
- Réduire les problèmes de corrosion afin d'éliminer les purges en continu aux extrémités des réseaux (voir chapitre 13);
- Augmenter la capacité des réserves d'eau. Certains réseaux fonctionnent sans réservoir tampon de sorte que la source et le traitement doivent répondre à la demande de pointe horaire plutôt qu'au débit journalier maximum (voir chapitres 5 et 15). Se référer également aux sections 5.5 « Mise en commun des services avec d'autres réseaux », 8.2 « Recherche en eau souterraine » et 9.2 « Recherche en eau de surface ».

Lorsque la problématique est liée à la qualité de l'eau distribuée, certaines des alternatives suivantes peuvent être étudiées :

- Améliorer les ouvrages de captage existants (relocaliser la prise d'eau en favorisant la recherche en eau souterraine, reconstruction des puits, etc.);
- Implanter un plan de gestion du bassin versant (voir sections 8.3 et 9.3);
- Optimiser l'exploitation de l'installation de traitement (voir section 3.2.3);

- Améliorer le conditionnement chimique de l'eau (coagulant alternatif, ajout d'agent alcalin, ajout de polymère à haut poids moléculaire ou de silice activée, chloration proportionnelle au débit, etc.);
- Augmentation de la capacité des installations de traitement existantes (se référer aux critères de conception de chacune des technologies citées dans le *Guide de conception*);
- Améliorer le temps de contact pour fins de désinfection dans les réservoirs d'eau traitée (ajout de chicanes, modification des points d'entrée et de sortie, etc.) (voir chapitre 11);
- Ajouter une étape additionnelle à la filière de traitement (ozonation, désinfection UV, etc.) (voir chapitre 10);
- Amélioration de l'automatisation et des contrôles des installations de traitement (voir chapitre 16);
- Ajouter un système de mélange dans un réservoir d'équilibre intégré au réseau pour réduire le volume d'eau morte, forcer la consommation à partir de ce réservoir, aménager un poste de chloration, etc.;
- Réduire les problèmes de corrosion pour éviter l'apparition de fer en bout de réseau dont le matériau est de la fonte non protégée (stabilisation de l'eau, inhibiteur de corrosion et intervention en réseau) (voir chapitre 13);
- Améliorer l'entretien du réseau de distribution (rinçage, renouvellement de l'eau, remplacement de conduites problématiques, etc.);
- Dans certaines conditions, diluer l'eau traitée avec une autre source de meilleure qualité afin de rencontrer les exigences du *RQEP*. Cette solution est acceptable pour réduire les concentrations de paramètres d'origine naturelle qui ont une incidence à caractère organoleptique (dureté, fer, manganèse par exemple) et pourrait être acceptable dans certains autres cas (nitrates, baryum par exemple) en étant documentée et analysée (voir aussi section 6.4). Par contre, en ce qui concerne la contamination microbiologique, la dilution est une solution inacceptable.

Si les coûts de construction et d'exploitation relatifs aux travaux correctifs s'avèrent raisonnables, il faut réaliser lesdits travaux. Par contre, si l'envergure des travaux est importante, il faut étudier les alternatives décrites plus loin dans le *Guide de conception*. Il faut également prévoir une étape de réévaluation de la situation au cours de la période de mise en service afin de confirmer que la situation problématique a été réglée. On propose au chapitre 4 du volume 2 une méthode de calcul pour comparer les coûts des solutions en tenant compte des investissements, des subventions mais aussi de l'exploitation.

VOLUME 1

CHAPITRE 5

5.	BESOINS EN EAU ET DÉBITS DE CONCEPTION.....
5.1	Besoins actuels
5.1.1	<i>Besoins propres de la station.....</i>
5.1.2	<i>Eau distribuée de l'année initiale de conception</i>
5.1.3	<i>Valeurs de référence pour l'ensemble de l'eau distribuée</i>
5.1.4	<i>Valeurs de référence pour le maximum des valeurs journalières d'eau distribuée</i>
5.2	Nouveaux besoins
5.2.1	<i>Valeurs de référence pour la consommation résidentielle</i>
5.2.2	<i>Valeurs de référence pour la consommation commerciale et institutionnelle ..</i>
5.2.3	<i>Consommation industrielle.....</i>
5.2.4	<i>Valeurs de référence pour les usages municipaux</i>
5.3	Fuites
5.4	Économie d'eau
5.5	Mise en commun des services avec d'autres réseaux.....
5.6	Cas particuliers.....
5.7	Bonnes pratiques de gestion

5. BESOINS EN EAU ET DÉBITS DE CONCEPTION

La conception des installations d'adduction et de traitement est basée sur le total du débit d'eau distribuée et les besoins propres des installations de traitement (lavage des filtres par exemple). On utilise généralement les valeurs maximums journalières et, dans quelques cas, la pointe horaire. Le débit minimum est également utile pour la conception de certains éléments hydrauliques. De façon générale, les débits de conception (moyens et pointes) sont basés sur la relation :

$$Q_{conception} = \text{Besoins actuels} + \text{Nouveaux besoins} - \text{Économies d'eau}$$

Dans les cas d'agrandissement ou d'amélioration d'installations existantes, le concepteur dispose généralement de l'historique des volumes d'eau distribués. L'utilisation de ces données demande cependant un minimum de validation. Les nouveaux besoins découlent, par exemple, de l'accroissement de la population. Les économies d'eau proviennent de l'application prévue de mesures visant à réduire le débit d'eau distribué.

Dans les cas de nouveaux services d'eau, le concepteur doit estimer l'ensemble des besoins.

Dans tous les cas, il faut prévoir l'évolution des besoins pour des projections variant de 10 à 30 ans.

Une partie importante de l'information contenue dans ce chapitre provient des deux guides rédigés par RÉSEAU environnement en 1999 et 2000.

5.1 Besoins actuels

Ils sont définis par la relation :

$$Q_{\text{besoins actuels}} = Q_{\text{besoins propres à la station}} + Q_{\text{eau distribuée}}$$

5.1.1 Besoins propres de la station

Il est important de tenir compte des débits de l'eau nécessaires au fonctionnement de l'installation de traitement, par exemple, l'eau de lavage des filtres. Ces débits peuvent être, dans certains cas, importants.

5.1.2 Eau distribuée de l'année initiale de conception

L'eau distribuée vers le réseau est généralement désignée sous le vocable « d'eau mise en distribution » ou « d'eau distribuée ». Son volume correspond à la somme de la consommation résidentielle, industrielle, commerciale, institutionnelle, municipale et des pertes.

$$Q_{\text{eau distribuée}} = Q_{\text{résidentielle}} + Q_{\text{institutionnelle}} + Q_{\text{commerciale}} + Q_{\text{industrielle}} + Q_{\text{municipale}} + \text{pertes}$$

L'historique des volumes d'eau distribuée permet de calculer le débit journalier moyen d'eau distribuée pendant l'année initiale de conception. Dans la majorité des cas, les valeurs journalières sont disponibles et permettent de calculer la valeur maximum du débit journalier. Le traitement de ces données doit tenir compte des remarques suivantes :

- La validité des données historiques doit être systématiquement questionnée. Entre autres, un étalonnage de l'équipement de mesure de volume ou de débit est requis, si le dernier étalonnage date de cinq ans ou plus;
- La présence de réserves dans le réseau de distribution doit être pris en compte dans le calcul du débit journalier maximum;
- Les valeurs maximums doivent être documentées afin de les relier à leurs causes : arrosage, industrie, bris majeur, etc.

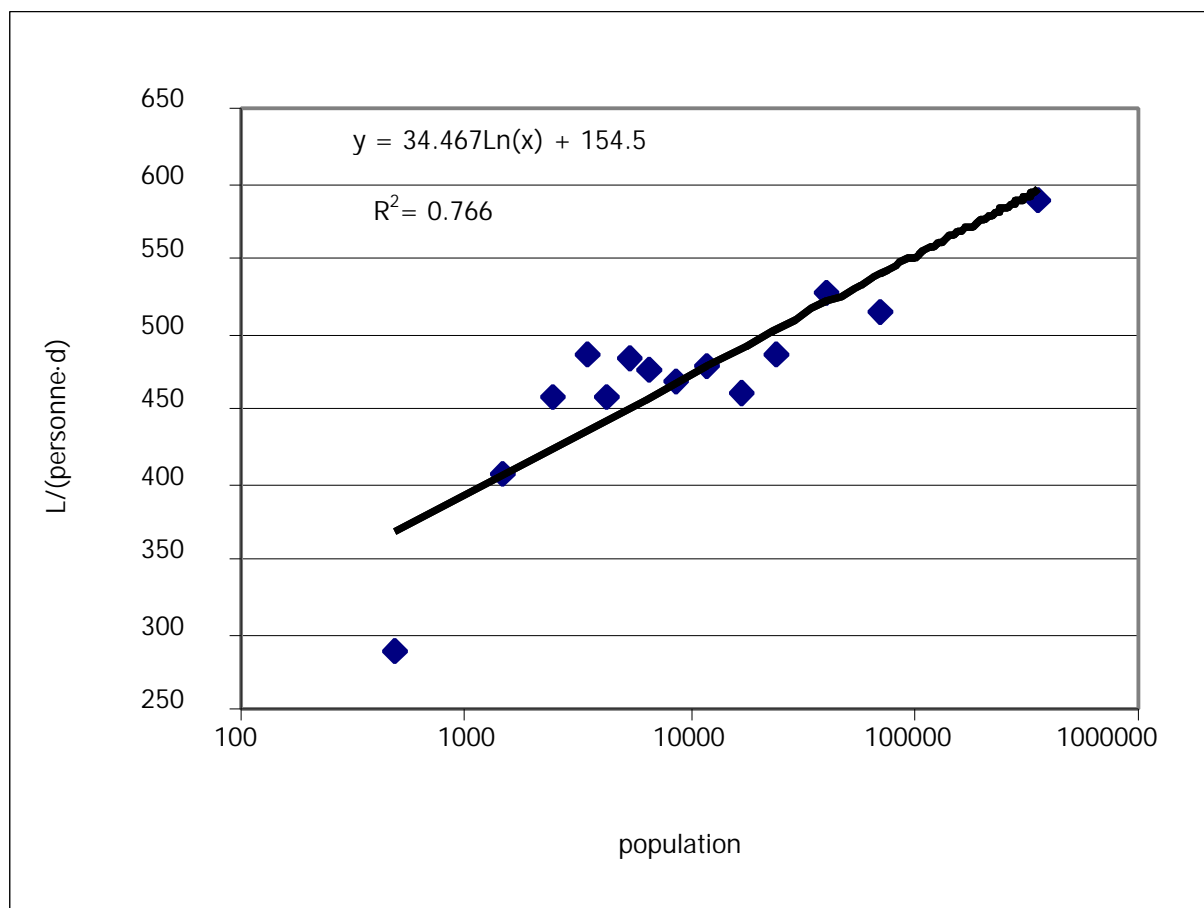
Les valeurs ainsi obtenues seront par la suite comparées avec les valeurs de référence (voir section 5.3) afin d'établir s'il est nécessaire de prévoir une réduction des débits moyen ou maximum.

5.1.3 Valeurs de référence pour l'ensemble de l'eau distribuée

L'eau distribuée est généralement établie en fonction de la population desservie ainsi que des usages non-résidentiels et des pertes. On l'exprime en litres par personne par jour ou L/(personne-d). Selon la base de données d'Environnement Canada MUD 96, les 388 municipalités québécoises de plus de 1000 habitants qui y sont répertoriées ont une moyenne pondérée de 777 L/(personne-d). D'après la même référence, la moyenne pondérée des municipalités ontariennes est de 558 L/(personne-d). On rappelle que ces chiffres concernent bien le total de l'eau distribuée. La différence entre les deux provinces indique clairement que des mesures doivent être prises au Québec pour réduire les débits distribués et ainsi diminuer non seulement les coûts d'exploitation, mais aussi la taille des nouveaux projets. De façon globale, les 388 valeurs québécoises ont une distribution très large : le premier décile s'établit à 360 L/(personne-d) et le dernier à 1103 L/(personne-d). Ceci s'explique par l'ampleur des variations de chacune des composantes mentionnées précédemment.

La valeur de référence retenue pour l'ensemble du Québec est celle du premier quartile de la distribution, soit 465 L/(personne-d). On se souviendra que 25% des municipalités ont un débit d'eau distribuée inférieur à cette valeur. Cette valeur peut varier en fonction de la population desservie (voir figure suivante).

Figure 5-1 : Débit moyen distribué en fonction de la population (premier quartile)



Source : RÉSEAU environnement, 2000.

Si les données historiques dépassent cette valeur, le concepteur devra faire un bilan des utilisations de l'eau permettant d'expliquer ce dépassement. Il devra aussi proposer des mesures d'économie.

5.1.4 Valeurs de référence pour le maximum des valeurs journalières d'eau distribuée

Les pointes peuvent être exprimées sous la forme d'un coefficient (débit de pointe / débit moyen) ou sous la forme d'un surplus de consommation *per capita* en L/(personne·d).

Les valeurs de référence des coefficients de pointe pour la journée maximale sont présentées dans le tableau suivant.

Tableau 5-1 : Coefficient de pointe (journée maximale)

Population (personnes desservies)	Coefficient
Moins de 2000	2
Plus de 2000	1,5

Source : RÉSEAU environnement, 2000.

Dans certains cas, la notion de coefficient de pointe est à examiner de plus près. À titre d'exemple, la présence d'un niveau de fuites élevé a pour effet de réduire le coefficient de pointe.

Lorsque la pointe est attribuable à des usages résidentiels extérieurs (arrosage, jardinage, piscines, etc.), on peut calculer le surplus de consommation en L/(personne·d). Dans ces conditions, une valeur de 200 L/(personne·d) est considérée comme moyenne, mais on a déjà observé des valeurs de l'ordre de 400 L/(personne·d) pour des municipalités de type banlieue homogène où l'habitat unifamilial de moyen et haut niveaux économiques domine.

De la même façon que pour les débits moyens, le concepteur doit procéder à une analyse lorsque les données historiques dépassent les valeurs de référence.

5.2 Nouveaux besoins

Pour chacune des périodes de conception, le concepteur doit définir les nouveaux besoins soit :

- Globalement, en tenant compte de l'augmentation de la population desservie et du *per capita* pour l'eau distribuée;
- Spécifiquement, en identifiant les différents groupes de consommateurs et les pertes pour les nouveaux secteurs.

On doit concevoir les installations de production d'eau potable en tenant compte des projections suivantes :

- La période de conception est fixée à 30 ans pour les prises d'eau, les réservoirs d'entreposage d'eau brute, les barrages et les conduites d'adduction qui sont complexes et coûteuses à agrandir;
- La période de conception est fixée à 20 ans ou plus pour le génie civil des installations de traitement;
- La période de conception est ramenée à 10 ans ou plus pour les éléments mécaniques.

Les nouveaux besoins sont évalués à partir de prévisions définissant les nouveaux usagers et de consommations de référence pour chacune des catégories d'usagers. Ces mêmes valeurs sont utilisées pour établir des bilans et le potentiel d'économie.

Lorsque la différence de coûts entre les solutions basées sur des projections de 10, 20 et 30 ans est marginale, une solution à plus long terme pourra être favorisée.

5.2.1 Valeurs de référence pour la consommation résidentielle

Pour l'ensemble de l'échantillon de la base des données d'Environnement Canada, la consommation résidentielle québécoise pondérée est de 386 L/(personne-d), mais il faut surtout noter la très large distribution des valeurs : les premier et dernier déciles s'établissent respectivement à 241 et 689 L/(personne-d). Si l'on se limite maintenant aux municipalités québécoises du premier quartile pour l'eau distribuée alors la consommation résidentielle moyenne est plutôt de 230 L/(personne-d). Ce chiffre est inférieur à celui du 1^{er} décile de l'ensemble de l'échantillon qui est influencé par de nombreuses valeurs élevées. La valeur de référence pour la consommation résidentielle a été fixée à 250 L/(personne-d).

5.2.2 Valeurs de référence pour la consommation commerciale et institutionnelle

Après analyse des données d'Environnement Canada, trois valeurs de référence sont retenues et présentées dans le tableau suivant.

Tableau 5-2 : Valeurs de référence de la consommation commerciale et institutionnelle

Type de municipalité	L/(personne-d)
Municipalités de 5000 personnes et moins sans usager à caractère régional	32
Municipalités de 5000 à 50 000 personnes avec quelques usagers à caractère régional	65
Municipalités de type ville-centre de moins de 50 000 personnes	117
Municipalités de type ville-centre de plus de 50 000 personnes	182

Source : RÉSEAU environnement, 2000

Le concepteur verra à utiliser en priorité les données de consommation mesurée au compteur. Faute de mieux, il pourra estimer les consommations à partir du tableau présenté dans le volume 2. Selon les meilleures pratiques de gestion, il est recommandé d'installer

des compteurs chez tous les usagers commerciaux et institutionnels, en commençant par les usagers majeurs.

5.2.3 Consommation industrielle

Il n'existe pas de données de référence fiables pour les industries. Tous les usagers de cette catégorie doivent avoir un compteur. En l'absence de compteur, le concepteur doit faire une estimation de chaque industrie ou procéder à une mesure temporaire.

5.2.4 Valeurs de référence pour les usages municipaux

Les usages municipaux peuvent varier de 5 à 15 L/(personne·d), ce qui inclut les édifices municipaux, les piscines, les patinoires, les jardins, la lutte contre les incendies, les usages destinés à la voie publique, le rinçage du réseau, les purges connues destinées à régler les problèmes de gel ou de qualité de l'eau et d'autres usages comme le nettoyage des égouts. Les débits et la durée des purges sont à surveiller de près.

5.3 Fuites

Les pertes d'eau comprennent essentiellement les fuites dans le réseau de distribution ainsi que d'autres pertes comme les purges inconnues, les trop-pleins inconnus de réservoir, etc. En matière de fuites, l'American Water Works Association (AWWA) a fixé certaines valeurs de référence présentées dans le tableau suivant.

Tableau 5-3 : Valeurs de référence pour les fuites

Critères	Fuites (m ³ /(j·km))
Objectif pour l'ensemble d'un réseau	10 à 15
Secteur en très bon état	5 à 10
Secteur en mauvais état	20 et plus
Limite technique de détection	5

Source : AWWA présentée par RÉSEAU environnement, 1999.

Il existe également une autre mesure de la performance globale : le pourcentage d'eau non-comptabilisée qui se calcule suivant la relation :

$$\% \text{ eau non-comptabilisée} = (\text{eau distribuée} - \text{eau consommée et comptabilisée}) / \text{eau distribuée}$$

L'eau non-comptabilisée comprend non seulement les fuites et autres pertes d'eau inconnues, mais aussi l'ensemble des usages non rapportés et le sous-comptage de la consommation. L'AWWA a fixé un objectif de 10% pour l'eau non-comptabilisée, ce qui situe les fuites à 7 ou 8% de l'eau distribuée. Plusieurs municipalités du Québec ont maintenant atteint des valeurs de l'ordre de 10%.

Notons qu'il est préférable de ramener les fuites sur la base du linéaire du réseau plutôt qu'en pourcentage de l'eau distribuée.

5.4 Économie d'eau

Aussitôt que les valeurs de référence sont dépassées (en moyenne ou en pointe), le concepteur doit diagnostiquer les causes du dépassement. Une fois les causes identifiées, le concepteur doit définir les solutions et la réduction qu'elles amènent sur les débits moyens et de pointe.

La démarche à suivre pour établir les réductions de débit peut s'inspirer du guide de RÉSEAU environnement (2000). La première étape consiste à établir un bilan de l'utilisation de l'eau. Ce bilan sera plus ou moins détaillé selon l'ampleur du problème. Il prend différentes formes selon le niveau de comptage de l'eau de consommation. Les principales mesures d'économie touchent :

- Les équipements municipaux via le contrôle des fuites et des pertes, le contrôle de la pression ainsi que la réhabilitation du réseau et des usages municipaux (édifices, parcs, purges, etc.);
- Les consommateurs résidentiels, institutionnels, commerciaux et industriels par divers moyens regroupés sous le vocable des « 4R » : réduction des usages, réparation des fuites, rattrapage (améliorations des équipements) et remplacement des équipements.

Certaines de ces mesures ont des impacts à court terme (p. ex. : réduction des fuites), d'autres à moyen et long termes (p. ex. : sensibilisation).

5.5 Mise en commun des services avec d'autres réseaux

Les services d'eau voisins peuvent fournir un appoint ou carrément alimenter l'ensemble des usagers. Cette alternative est à examiner en considérant les éléments ci-dessous :

- Recenser les réseaux périphériques, vérifier la capacité de la source d'approvisionnement et le respect des normes de qualité de l'eau distribuée;
- Évaluer la capacité des deux réseaux à véhiculer les débits d'eau requis (débit d'appoint ou total, selon le cas) ainsi que les travaux nécessaires (prolongation du réseau, augmentation de la capacité du réseau, poste de surpression, réservoir additionnel, etc.);
- Examiner s'il peut y avoir une problématique de qualité de l'eau soit par mélange des deux types d'eau, par contact entre l'eau du réseau voisin et les conduites du réseau de la municipalité ou par allongement du temps de séjour de l'eau du réseau voisin. En contrepartie, les deux réseaux pourraient bénéficier de la disparition de culs-de-sac;
- Évaluer les coûts de construction et d'opération. Le coût d'achat de l'eau est une composante essentielle à l'analyse économique et doit être obtenu du propriétaire du réseau qui sera sollicité. Il faut s'assurer que ce dernier aura considéré les coûts additionnels générés par cette augmentation de débit (travaux, opération et entretien).

5.6 Cas particuliers

Le concepteur doit examiner en détail les cas où :

- Les nouveaux besoins pourraient être totalement compensés par une réduction des débits distribués (économie d'eau);
- Il n'y pas de nouveaux besoins prévisibles et les mesures d'économie d'eau permettent de fixer des critères de conception plus bas que les débits historiques.

Dans ces cas, il y a lieu d'être rigoureux en matière de prévision d'économie d'eau et examiner les délais requis pour mettre en œuvre ces mesures et en retirer des bénéfices. À titre d'exemple, le contrôle des fuites peut donner des résultats en quelques mois, alors que l'installation de compteurs peut prendre une année et plus. Finalement, la sensibilisation peut demander plusieurs années avant que les résultats ne se fassent sentir. Ces délais sont à comparer avec ceux de la conception, de la réalisation et de la mise en opération des installations.

5.7 Bonnes pratiques de gestion

En matière d'économie d'eau, les meilleures pratiques québécoises ont été répertoriées. Les mesures minimales ont également été établies. Un tableau synthèse est présenté dans le volume 2. Pour tout projet visant des installations d'adduction ou de traitement d'eau, la municipalité doit appliquer au moins les mesures minimales.

VOLUME 1

CHAPITRE 6

6.	CARACTÉRISATION DES SOURCES D'APPROVISIONNEMENT EN EAU (EAUX SOUTERRAINES ET EAUX DE SURFACE)
6.1	Éléments particuliers communs aux sources d'approvisionnement existantes et aux nouvelles sources
6.1.1	<i>Source de pollution anthropique</i>
6.1.2	<i>Mélange des sources</i>
6.1.3	<i>Transmittance U.V. de l'eau à désinfecter</i>
6.2	Système d'approvisionnement existant faisant l'objet d'une mise aux normes
6.2.1	<i>Données existantes</i>
6.2.2	<i>Caractérisation complémentaire de l'eau</i>
6.2.2.1	<i>Source d'eau brute</i>
6.2.2.2	<i>Eau distribuée</i>
6.3	Nouvelles sources d'approvisionnement
6.3.1	<i>Données existantes</i>
6.3.2	<i>Eau de surface</i>
6.3.3	<i>Critères d'exclusion relatifs à la filtration obligatoire d'une eau de surface ...</i>
6.3.4	<i>Eau souterraine</i>
6.4	Puits multiples
6.5	Nouveaux paramètres de qualité à l'étude et paramètres faisant l'objet d'une norme en révision
6.5.1	<i>Acides acétiques halogénés (AAH)</i>
6.5.2	<i>Arsenic</i>
6.5.3	<i>Bromodichlorométhane (BDCM)</i>
6.5.4	<i>Cyanotoxines</i>
6.5.5	<i>Trichloroéthylène (TCE)</i>
6.5.6	<i>Chlorite et chlorate</i>
6.6	Protocole d'évaluation de l'influence directe de l'eau de surface sur les eaux souterraines et de la susceptibilité à la contamination microbiologique
6.6.1	<i>Application du protocole</i>
6.6.2	<i>Protocole d'évaluation d'une eau souterraine sous l'influence directe de l'eau de surface</i>
6.6.2.1	<i>Étape 1 : Vérification de la construction du puits</i>
6.6.2.2	<i>Étape 2 : Caractérisation</i>
6.6.2.3	<i>Étape 3 : Interprétation</i>
6.6.2.4	<i>Étape 4 : Classement</i>
6.6.2.5	<i>Étape 5 : Évaluation des facteurs de risque</i>
6.6.2.6	<i>Évaluation des coûts</i>
6.6.2.7	<i>La protection de la source</i>

6. CARACTÉRISATION DES SOURCES D'APPROVISIONNEMENT EN EAU (EAUX SOUTERRAINES ET EAUX DE SURFACE)

Le présent chapitre présente les caractéristiques des sources d'approvisionnement en eau, et ce, tant en ce qui concerne les sources d'eau existantes que les nouvelles sources d'eau. La première section regroupe des informations particulières mais communes aux deux types de source. Le suivi demandé permet d'assurer une bonne connaissance de l'eau brute et de l'eau distribuée. Cas par cas, ce suivi peut toutefois être ajusté en fonction des données existantes, d'un paramètre de qualité particulier, etc. De plus, le concepteur doit, même dans le cas d'une prise d'eau existante et dans la mesure du possible, rechercher une autre source d'alimentation, soit celle qui offre la meilleure qualité ou les meilleurs gages de protection contre toute pollution permanente ou accidentelle.

6.1 Éléments particuliers communs aux sources d'approvisionnement existantes et aux nouvelles sources

6.1.1 Source de pollution anthropique

Lorsqu'une source connue de pollution anthropique (due à l'activité humaine) est présente dans le bassin versant ou dans l'aire d'alimentation, une caractérisation additionnelle reliée aux contaminants microbiologiques ou physicochimiques déversés en amont devra être réalisée si le déplacement de la prise d'eau ou du captage est impossible. Cette caractérisation doit être effectuée de concert avec les directions régionales ainsi que la Direction du suivi de l'état de l'environnement du MDDEP. Par exemple, un balayage des substances organiques faisant l'objet d'une norme peut être demandé.

6.1.2 Mélange des sources

Le mélange de deux sources d'eau, que ce soit pour régler un problème de quantité ou de qualité d'eau, doit être analysé avec soin, afin de ne pas générer de nouveaux problèmes.

Le mélange des sources d'eau doit être réalisé de façon à ne pas altérer l'efficacité du traitement, le cas échéant. Deux sources distinctes ont rarement la même qualité d'eau brute. Dans le cas d'une installation de traitement, cela implique parfois un aménagement adapté à cette situation pour éviter le réajustement des dosages de produits à chaque modification de la séquence de sollicitation des sources (une pompe doseuse propre à chaque source, un traitement distinct par source, la sollicitation simultanée des sources, etc.).

Lorsqu'une dilution est acceptable (voir le chapitre 4), le mélange des eaux doit se faire avant la distribution. De cette façon, tous les utilisateurs pourront bénéficier de la même qualité d'eau et le taux de mélange sera constant. En réseau, le taux de dilution serait fonction de la consommation, à moins que des dispositifs de contrôle particuliers ne soient installés.

Dans le cas où le raccordement au réseau de distribution d'une nouvelle source d'approvisionnement serait envisagé pour répondre à un problème quantitatif, il faudrait s'assurer de l'impact de cette mesure sur la qualité de l'eau distribuée. En effet, la variation

régulière et significative de la qualité de l'eau (p. ex., une eau souterraine et une eau de surface) pourrait provoquer un rééquilibre constant des réactions de corrosion (dans les conduites de fonte non protégées) et dégrader de façon quasi permanente la qualité de l'eau distribuée dans ce secteur. En cas de doute et pour éviter cette situation, on privilégiera l'une des avenues suivantes :

- un mélange constant en amont du système de distribution;
- l'isolation du secteur desservi par la nouvelle source;
- le raccordement à un secteur où la corrosion n'est pas problématique (conduites de PVC, de fonte recouverte d'un enduit de béton, etc.).

La section 5-5 traite également de ce sujet.

6.1.3 Transmittance UV de l'eau à désinfecter

Pour le concepteur qui voudrait utiliser la désinfection par rayonnement UV, il est important de considérer que la fréquence d'analyse de l'absorbance UV sera plus élevée que celle prévue au tableau 6-2. La fréquence proposée, lorsque le rayonnement UV est envisagé, est décrite à la section 10.4.5.5 du chapitre 10 du volume 1. Cette fréquence d'analyse plus élevée devient nécessaire lorsqu'il s'agit de soustraire le projet à l'obligation de filtration. La conversion entre l'absorbance UV et la transmittance UV est donnée à la section 10.4.5.2 du chapitre 10 du volume 2.

6.2 Système d'approvisionnement existant faisant l'objet d'une mise aux normes

6.2.1 Données existantes

La première étape de l'analyse d'un système d'approvisionnement en eau consiste à obtenir : 1) toutes les données d'analyse disponibles sur la qualité de l'eau brute, de l'eau traitée et de l'eau distribuée (paramètres inorganiques, microbiologiques, organiques et physiques); 2) l'historique des avis d'ébullition; 3) tous les autres paramètres mesurés concernant le système existant. Le registre des plaintes est également fort utile pour établir les problèmes du réseau existant reliés au caractère esthétique de l'eau.

D'autres sources d'information doivent également être consultées, telles que le suivi de la qualité de l'eau effectué sur d'autres systèmes d'approvisionnement s'alimentant à partir de la même source (amont ou aval), la base de données provinciale sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) ainsi que la banque de données fédérale NAQUADAT. Des cartes ont été produites par le MDDEP afin de cerner les régions où la turbidité, le COD et les coliformes fécaux risquent d'être élevés. Elles sont présentées dans le volume 2. Certaines données sont aussi disponibles à la direction régionale du MDDEP concernée.

6.2.2 Caractérisation complémentaire de l'eau

Il arrive souvent que la caractérisation d'une source d'eau existante soit incomplète. Le cas échéant, une caractérisation complémentaire est requise. Celle-ci permettra de déterminer les

paramètres problématiques qui rendent le système d'approvisionnement non réglementaire ou ceux qui sont à la source de plaintes de consommateurs.

Dans le cas de sources multiples, chacune des sources d'approvisionnement doit être caractérisée afin d'établir leur contribution à la situation problématique ou potentiellement problématique. En réseau, certaines analyses spécifiques sont requises afin de déterminer la source du problème (traitement ou génération en réseau). Toutes ces analyses doivent être réalisées par un laboratoire accrédité par le MDDEP.

6.2.2.1 Source d'eau brute

La source d'alimentation en eau de surface existante, si elle fait partie des solutions envisagées et si elle ne fait pas encore l'objet d'un traitement de filtration, doit être soumise à une caractérisation analytique complète, de base et de contrôle, durant au moins deux périodes présentant les conditions les plus défavorables pour le traitement de l'eau potable. Le suivi de la première période, d'une durée d'au moins 90 jours (120 jours dans le cas de la vérification des critères d'exclusion de la filtration obligatoire de l'article 5 du RQEP), permet d'amorcer la conception. Le suivi de la deuxième période, d'une durée d'au moins 90 jours, permet de compléter les données de la première période et d'apporter des correctifs concernant la conception, le cas échéant. Les conditions les plus défavorables se présentent généralement à l'automne (septembre, octobre et novembre) et au printemps (mars, avril et mai). Dans le cas des sources d'eau brute souterraine étant, ou soupçonnées d'être, sous influence directe de l'eau de surface (généralement appelées ESSIDES), la caractérisation analytique est la même que celle des eaux de surface. Si l'influence de l'eau de surface est soupçonnée, cette caractérisation peut se faire au moment où l'influence directe de l'eau de surface est évaluée, selon le protocole présenté à la section 6.6.

Dans le cas des autres sources d'alimentation (eau de surface avec traitement par filtration, eau souterraine vulnérable et non vulnérable, résurgences et galeries filtrantes non influencées par les eaux de surface), la caractérisation analytique complète, de base et de contrôle, peut se limiter à une seule période d'au moins 90 jours. Si la source d'alimentation n'est utilisée qu'en hiver (p. ex., centre de ski) ou en été (p. ex., camping), la caractérisation de l'eau brute est faite durant cette période.

Soulignons que dans le cas de toutes les sources d'eau de surface, le suivi des coliformes fécaux durant une année permettra de déterminer les objectifs de traitement (voir le tableau 6-2 et la section 10.2.2).

La liste des paramètres d'analyse de base est présentée au tableau 6-1 et celle des paramètres de contrôle, au tableau 6-2. Toutefois, un paramètre peut être retiré de la liste lorsqu'il est démontré, à la satisfaction du MDDEP, qu'il est suffisamment documenté et qu'il n'est pas utile à l'interprétation des résultats des autres analyses demandées (tableaux 6-1 et 6-2) ou des résultats de l'eau distribuée (tableau 6-3).

Le suivi des paramètres de contrôle (tableau 6-2) est différent en ce qui concerne les eaux souterraines vulnérables et non vulnérables déjà existantes. La source d'eau souterraine déjà

désignée comme non vulnérable (tel que le décrit l'article 13 du RQEP) nécessite un suivi moins rigoureux.

La fréquence d'analyse des paramètres à suivre est donnée aux tableaux 6-1 et 6-2 en fonction du type de source d'eau. Les analyses minimales demandées aux tableaux 6-1 à 6-3 doivent être réalisées par un laboratoire accrédité, mais l'exploitant peut aussi réaliser des mesures *in situ* supplémentaires à une fréquence différente.

6.2.2.2 Eau distribuée

Plusieurs paramètres mesurés dans la source d'eau brute peuvent être influencés au moment du traitement ou être amplifiés dans le réseau de distribution. Pour déceler ce genre de phénomène, une caractérisation complémentaire de l'eau potable du réseau existant est requise si la source existante fait partie des solutions envisagées. Elle doit être réalisée simultanément à la caractérisation complète des sources d'eau brute et à une fréquence permettant de bien suivre les paramètres visés (à convenir avec les représentants du MAMR et du MDDEP). Les paramètres visés et l'emplacement du prélèvement correspondant sont indiqués au tableau 6-3. Les paramètres qui ne font pas l'objet de normes peuvent servir d'indicateurs du maintien ou de la dégradation de la qualité de l'eau. Si des secteurs sont desservis par des sources d'approvisionnement différentes, la caractérisation devra alors être réalisée dans chacune de ces sources.

Lorsqu'un paramètre mesuré dans l'eau brute est supérieur à la norme ou à la concentration maximale acceptable recommandée par Santé Canada (2006), il devra faire partie des paramètres de suivi de la qualité de l'eau et, au besoin, faire l'objet d'un suivi plus particulier pour établir :

- 1) de quelle façon il peut être influencé lors du traitement;
- 2) son devenir dans le réseau.

Il s'agit là des analyses minimales exigées. D'autres paramètres ou une fréquence d'analyse plus importante seront demandés dans le cas d'une problématique particulière.

6.3 Nouvelles sources d'approvisionnement

6.3.1 Données existantes

Les sources d'information existantes sur le cours ou le plan d'eau sélectionné doivent être consultées. Elles peuvent provenir du suivi de la qualité de l'eau effectué sur d'autres systèmes d'approvisionnement en eau (amont ou aval) ainsi que des banques de données provinciale et fédérale mentionnées précédemment. Dans le cas d'une eau souterraine, le système d'information hydrogéologique (SIH), mis sur pied par le MDDEP et accessible sur son site Internet, regroupe des informations sur plus de 141 000 puits et forages réalisés depuis 1967. Ces données, de même que celles obtenues à partir d'ouvrages existants (privés ou communautaires) exploitant le même aquifère, permettent souvent de juger de l'intérêt de la source envisagée.

6.3.2 Eau de surface

La source d'alimentation en eau de surface sélectionnée doit être soumise à un contrôle analytique complet durant les deux périodes citées en 6.2.2.1. La fréquence d'échantillonnage est indiquée aux tableaux 6-1 et 6-2.

Le point de prélèvement doit être représentatif par rapport à l'emplacement de la prise d'eau (emplacement et profondeur). Il s'agit d'exigences minimales : des analyses supplémentaires pourraient être exigées si elles étaient jugées nécessaires (annexes du RQEP).

Tous les échantillons prélevés doivent être analysés par un laboratoire accrédité par le MDDEP, sauf dans le cas du pH, dont l'analyse doit être réalisée sur place.

6.3.3 Critères d'exclusion relatifs à la filtration obligatoire d'une eau de surface

Dans l'éventualité où un exploitant souhaiterait se prévaloir de la clause d'exclusion relative à la filtration d'une eau de surface (art. 5 du RQEP), les données hebdomadaires de turbidité et de coliformes fécaux ainsi que les données mensuelles sur les sous-produits de la désinfection lui permettent de faire ces vérifications sur une période de 120 jours. Cette vérification doit être réalisée autant en ce qui concerne les eaux de surface que les eaux souterraines classées ESSIDES (voir le protocole présenté à la section 6.6). En plus des deux périodes citées à la section 6.2.2.1, le suivi de la turbidité et des sous-produits de la désinfection doit s'effectuer en tout temps afin de vérifier si les critères d'exclusion sont toujours respectés, et ce, autant pendant la conception que lors du suivi réglementaire, après la mise en service de la source d'eau.

6.3.4 Eau souterraine

La nouvelle source d'alimentation en eau souterraine sélectionnée doit être soumise à un contrôle analytique complet. Les paramètres à suivre ainsi que la fréquence des analyses sont indiqués aux tableaux 6-1 et 6-2.

Lorsque la qualité de l'eau continue de varier après 72 heures de pompage, il appartient au concepteur de prolonger la durée de pompage jusqu'à ce que la qualité de l'eau se soit stabilisée. À cette fin, il serait judicieux de prévoir des analyses de contrôle *in situ* relatives aux principaux paramètres (fer, manganèse, dureté, turbidité et couleur vraie et apparente, etc.).

Certains captages (voir la section 6.6.1) doivent être classés afin de déterminer s'ils sont sous influence directe des eaux de surface (ESSIDES), que ces captages soient vulnérables ou non selon l'article 13 du RQEP. Le classement de cette source d'eau se fera en fonction de la caractérisation de l'eau brute qui aura été réalisée à partir du protocole présenté à la section 6.6.

Dans tous les cas, il s'agit d'exigences minimales : des analyses supplémentaires pourront être exigées lorsqu'elles seront jugées nécessaires (voir les annexes du RQEP).

Tous les échantillons prélevés doivent être analysés par un laboratoire accrédité par le MDDEP, sauf dans le cas du pH, dont l'analyse doit être réalisée sur place.

6.4 Puits multiples

La caractérisation des puits multiples existants doit faire l'objet d'une attention particulière. D'une part, il est important de connaître la qualité de l'eau captée par chacun des puits afin d'assurer la sécurité de la population qui s'alimentera à partir de cette source. D'autre part, il peut devenir très onéreux de réaliser la caractérisation proposée sur chacun des puits. C'est pourquoi il faut considérer la caractérisation de puits multiples comme autant de cas particuliers.

Lorsqu'un puits alimente directement une partie du réseau de distribution d'eau potable, il devient essentiel de procéder à sa caractérisation complète. Par ailleurs, lorsque plusieurs puits alimentent un réservoir commun avant la distribution, il devient possible de ne caractériser que l'eau mélangée au réservoir. Par contre, même dans ce dernier cas, il demeure essentiel de caractériser chacun des puits en ce qui a trait aux paramètres microbiologiques pour savoir s'il est influencé par les eaux de surface ou s'il est vulnérable, etc. Dans le cas des paramètres problématiques révélés par l'analyse de l'eau mélangée, une caractérisation complémentaire devra être faite à chacun des puits relativement aux paramètres problématiques afin d'en déterminer le ou les puits responsables. Il est donc important de contacter les analystes du MDDEP en région dès le début du projet afin de s'entendre sur la caractérisation à réaliser dans les projets comportant des puits multiples.

Dans le cas des nouveaux puits, il faut effectuer la caractérisation complète de chacun des puits d'un ensemble de puits multiples devant être utilisés pour la production d'eau potable, à moins que ces puits ne soient dans le même aquifère et qu'ils présentent les mêmes caractéristiques hydrogéologiques.

Tableau 6-1 Paramètres de base et fréquence d'échantillonnage ⁽¹⁾

Paramètre	Valeur maximale (RQEP ou recommandation)	Eau de surface ⁽²⁾	Eau souterraine		
			Source existante Vulnérable	Non vuln.	Nouvelle source
Antimoine (mg/l)	0,006	1 analyse pour chacune des périodes retenues	1 analyse pour la période retenue	1 analyse pour la période retenue	Lors des essais de pompage : 1 analyse après 24 heures 1 analyse après 72 heures
Arsenic (mg/l)	0,025				
Baryum (mg/l)	1				
Bicarbonates (mg/l CaCO ₃)	—				
Bore (mg/l)	5				
Bromures (mg/l)	—				
Cadmium (mg/l)	0,005				
Chlorures (mg/l)	250 ⁽³⁾				
Chrome total (mg/l)	0,05				
Conductivité (µS/cm)	< 1500 ⁽⁴⁾				
Cuivre (mg/l)	1,0 ⁽³⁾				
Cyanures (mg/l)	0,2				
Fluorures (mg/l)	1,5				
Mercure (mg/l)	0,001				
Plomb (mg/l)	0,01				
Sélénium (mg/l)	0,01				
Sodium (mg/l)	200 ⁽³⁾				
Sulfates (mg/l)	500 ⁽³⁾				
Uranium (mg/l)	0,02				
Zinc (mg/l)	5,0 ⁽³⁾				

(1) Voir aussi les paramètres en révision ou en émergence au tableau 6-4.

(2) La colonne « Eau de surface » s'applique aussi aux eaux souterraines qui sont, ou soupçonnées d'être, ESSIDES.

(3) Santé Canada, 2006

(4) Valeur recommandée selon les règles de l'art

Tableau 6-2 Paramètres de contrôle et fréquence d'échantillonnage ⁽¹⁾

Paramètre	Valeur maximale (RQEP ou recommandation)	Eau de surface ⁽²⁾	Eau souterraine		
			Source existante Vulnérable	Non vuln.	Nouvelle source
Alcalinité (mg/l CaCO ₃)	-	1 analyse par mois pour chacune des périodes retenues	1 analyse par mois pour la période retenue	1 analyse par mois pour la période retenue	Lors des essais de pompage : 1 analyse après 24, 48 et 72 heures
Azote ammoniacal (mg/l-N)	-				
Azote total Kjeldahl (mg/l-N)	-				
Calcium (mg/l)	-				
Demande en chlore (mg/l)	-				
Dureté totale (mg/l CaCO ₃)	< 180-200 ⁽³⁾				
Fer dissous ⁽⁴⁾ (mg/l)	-				
Fer total (mg/l)	0,3 ⁽⁵⁾				
Magnésium (mg/l)	-				
Manganèse dissous ⁽⁴⁾ (mg/l)	-				
Manganèse total (mg/l)	0,05 ⁽⁵⁾				
Nitrates et nitrites (mg/l-N)	10				
Nitrites (mg/l-N)	1				
pH ⁽⁶⁾	6,5 – 8,5				
Solides dissous (mg/l)	-				
Solides totaux (mg/l)	< 500 ⁽⁵⁾				
Sous-produits de désinfection ⁽⁷⁾	-				
Température (°C) ⁽⁶⁾	< 15 °C				
Sulfures (mg/l)	0,05 ⁽⁵⁾	Non requis	1 analyse par semaine pour la période retenue	1 analyse par mois pour la période retenue	Lors des essais de pompage : 1 analyse après 24, 48 et 72 heures
Bactéries entérocoques ⁽⁸⁾		Non requis			
Virus coliphages F-spécifiques ⁽⁸⁾		Non requis			
Absorbance UV 254 nm (cm ⁻¹) ⁽⁹⁾	-	1 analyse par semaine par période retenue	1 analyse par semaine pour la période retenue	1 analyse par mois pour la période retenue	Lors des essais de pompage : 1 analyse après 24, 48 et 72 heures
Carbone organique total (mg/l)	-				
Coliformes fécaux (UFC/100 ml) ⁽¹⁰⁾	0				
Coliformes totaux (UFC/100 ml)	10				
Couleur vraie (UCV)	< 15 ⁽⁵⁾				
Turbidité (UTN)	Source et technologie				

(1) Voir aussi les paramètres en révision ou en émergence au tableau 6-4.

(2) La colonne « Eau de surface » s'applique aussi aux eaux souterraines qui sont, ou soupçonnées d'être, ESSIDES.

(3) Valeur recommandée selon les règles de l'art, les normes américaines, européennes ou l'Organisation mondiale de la santé (OMS)

(4) Dans le cas de la partie dissoute, effectuer une filtration, immédiatement après l'échantillonnage, sur un papier-filtre de 0,45 µm. Le filtrat sera envoyé au laboratoire pour l'analyse du métal total (partie dissoute présente lors du prélèvement).

(5) Santé Canada, 2006

(6) Ces mesures doivent être prises sur place.

(7) Les données relatives à ces sous-produits (bromates, chloramines ou trihalométhanes) peuvent être issues de résultats réels en réseau ou de simulations des conditions de distribution (les valeurs limites sont indiquées au tableau 6-3).

(8) Anciennement nommé coliphages mâles spécifiques. Prélever un échantillon seulement si le concepteur ne prévoit pas installer de système de désinfection.

(9) Si la désinfection par rayonnement UV est prévue, voir la section 10.4.5.5 du chapitre 10 concernant la fréquence d'analyse.

(10) En eau de surface, le suivi des coliformes fécaux doit couvrir une année afin de pouvoir déterminer les objectifs de traitement (voir la section 10.2.2). En eau souterraine, il est préférable d'utiliser l'analyse de *E. coli* (voir le protocole ESSIDES présenté à la section 6.6).

Tableau 6-3 Paramètres à analyser en réseau de distribution ⁽¹⁾

Paramètre	Emplacement		Valeur maximale (RQEP ou recommandation)
	Centre	Extrémité	
BHAA (UFC/ml)		X	500 ⁽²⁾
Bromates (mg/l) ⁽³⁾	X		0,010
Chloramines (mg/l) ⁽⁴⁾	X		3
Chlore résiduel libre (mg/l) ⁽⁵⁾	X	X	–
Chlore résiduel total (mg/l) ⁽⁵⁾	X	X	–
Coliformes fécaux ou <i>E. coli</i> (UFC/100 ml)	X	X	0
Coliformes totaux (UFC/100 ml)	X	X	10
Colonies atypiques (UFC/100 ml)	X	X	200
Couleur apparente (UCA)	X	X	–
Couleur vraie (UCV)	X		< 15 ⁽⁶⁾
Cuivre (mg/l)	X		1,0 ⁽⁶⁾
Fer total (mg/l)	X	X	0,3 ⁽⁶⁾
Manganèse total (mg/l)	X	X	0,05 ⁽⁶⁾
Nitrites + nitrates (mg/l-N)		X	10
pH	X		6,5 – 8,5
Plomb (mg/l)	X		0,01
Sulfures (mg/l)		X	0,05 ⁽⁶⁾
THM totaux (mg/l)		X	0,080
Turbidité (UTN) ⁽⁷⁾	X	X	5

(1) Voir aussi les paramètres en révision ou en émergence au tableau 6-4.

(2) Valeur guide pouvant servir de seuil d'intervention

(3) Dans le cas des réseaux desservis par une installation de traitement comportant une étape d'ozonation ou utilisant du chlore liquide comportant des impuretés de bromates

(4) Dans le cas des réseaux desservis par une installation de traitement comportant une étape de chloramination ou utilisant du chlore liquide en présence d'azote ammoniacal

(5) La mesure du chlore résiduel libre et total doit être effectuée sur place.

(6) Santé Canada, 2006

(7) La mesure de la turbidité doit être effectuée sur place si des éléments solubles sont présents dans l'eau (fer, manganèse, sulfures, etc.) et peuvent précipiter durant le transport vers le laboratoire.

6.5 Nouveaux paramètres de qualité à l'étude et paramètres faisant l'objet d'une norme en révision

Les connaissances étant en constante progression, il est important de connaître la manière dont les normes risquent d'évoluer et de savoir quels sont les paramètres émergents qui méritent d'être considérés. C'est pourquoi la présente section décrit les nouveaux paramètres qui pourraient faire l'objet d'une norme ainsi que les paramètres qui font déjà l'objet d'une norme qui risque d'être modifiée. Les prochains paragraphes présentent ces différents paramètres et le tableau 6-4 en donne un résumé.

6.5.1 *Acides acétiques halogénés (AAH)*

À l'instar des trihalométhanes (THM), les AAH sont des sous-produits de la chloration qui peuvent avoir un impact sur la santé. On répertorie habituellement neuf sortes d'AAH, mais la tendance nord-américaine est d'en retenir généralement cinq lorsqu'on établit une norme sur les AAH, que l'on indique en ajoutant le nombre après le sigle : AAH₅. Il n'y a pas de norme actuellement au Québec sur les AAH₅, mais il existe une norme américaine établie à 60 µg/l et Santé Canada devrait publier prochainement, pour consultation publique, un document à l'appui d'une recommandation établissant la concentration maximale acceptable en eau potable à 80 µg/l d'AAH₅. Toutefois, comme c'est le cas des THM, il est probable que la position québécoise fasse en sorte que la norme relative aux AAH₅ soit inférieure à la recommandation canadienne. C'est pourquoi les installations de production d'eau potable qui veulent considérer la problématique des AAH₅ devraient viser une concentration à l'eau traitée inférieure à 60 µg/l, concentration à mesurer dans le réseau de distribution. Si une recommandation canadienne relative aux AAH₅ est établie à la suite de la consultation publique, il est probable qu'une norme québécoise soit édictée peu de temps après. La vérification des AAH dans l'eau distribuée est recommandée lorsque la teneur en THM de cette eau approche ou dépasse 80 µg/l.

6.5.2 *Arsenic*

Actuellement, la norme d'arsenic dans l'eau potable est de 25 µg/l. Depuis janvier 2006, la norme américaine est passée de 50 µg/l à 10 µg/l. Récemment, Santé Canada a publié une recommandation portant sur une concentration maximale acceptable en eau potable de 10 µg/l d'arsenic. Au Québec, l'Institut national de santé publique (INSPQ) propose que la concentration d'arsenic dans l'eau potable soit la plus faible possible, soit un objectif de zéro (Groupe scientifique sur l'eau, 2005). Il propose que la norme soit fixée selon la faisabilité technique à réduire les concentrations en arsenic dans l'eau. Pour cette raison, et ce, depuis plusieurs mois déjà, les installations de production d'eau potable ayant une problématique d'arsenic doivent viser une concentration à l'eau traitée inférieure à 10 µg/l, idéalement inférieure à 5 µg/l. La réduction à court terme de la norme d'arsenic à 10 µg/l est donc envisagée.

6.5.3 *Bromodichlorométhane (BDCM)*

Ce sous-produit de la chloration est déjà analysé puisqu'il fait partie des THM visés par une norme. Le BDCM pose un problème particulier pour deux raisons. Premièrement, il est produit à partir de substances bromées, de sorte qu'il est particulièrement susceptible de se former en eau

souterraine chlorée comportant des bromures, alors que la problématique des THM est généralement reliée à l'eau de surface chlorée. Deuxièmement, il semble que les effets du BDCM sur la santé se fassent sentir à beaucoup plus court terme que ce que l'on admet généralement concernant les THM. Il n'existe pas de norme américaine sur le BDCM actuellement, mais Santé Canada vient de publier une recommandation portant sur une concentration maximale acceptable en eau potable de 16 µg/l de BDCM. En outre, contrairement à la recommandation canadienne sur les THM, qui est basée sur une moyenne de quatre échantillons trimestriels, la recommandation visant le BDCM constitue une valeur maximale acceptable applicable sur chaque échantillon. C'est pourquoi les exploitants d'installations de production d'eau potable qui veulent évaluer leur problématique reliée à la présence de BDCM dans leur eau traitée devraient considérer une concentration à l'eau traitée inférieure à 16 µg/l. Étant donné la publication de la recommandation canadienne visant le BDCM, il est probable qu'une norme québécoise soit édictée prochainement.

6.5.4 *Cyanotoxines*

Dans les eaux de surface, il peut arriver qu'une prolifération d'algues se produise à des périodes précises, habituellement vers la fin de l'été, où l'eau est à une température propice et où il peut y avoir un apport de nutriment dû au ruissellement des terres environnantes. Lors de ces événements, la présence de cyanobactéries peut amener une augmentation de cyanotoxines dans l'eau utilisée comme source d'alimentation. Ces toxines, issues du métabolisme des cyanobactéries, peuvent avoir un impact sur la santé humaine. Pour cette raison, le MDDEP a réalisé un suivi des cyanobactéries et des cyanotoxines à six stations de production d'eau potable au Québec (Robert et al., 2004). De plus, Santé Canada a diffusé en 2002 une recommandation sur une de ces cyanotoxines, soit la microcystine-LR, établie à 1,5 µg/l, et l'INSPQ a publié une fiche synthèse sur les cyanobactéries et les cyanotoxines (Groupe scientifique sur l'eau, 2004). C'est pourquoi les exploitants d'installations de production d'eau potable qui veulent évaluer la problématique reliée à la présence de cyanobactéries dans leur source d'eau devraient, au minimum, considérer une concentration de microcystine-LR à l'eau traitée inférieure à 1,5 µg/l. Comme il existe une recommandation canadienne visant cette cyanotoxine, il est probable qu'une norme québécoise soit édictée à court terme.

6.5.5 *Trichloroéthylène (TCE)*

Le trichloroéthylène est un solvant volatil utilisé abondamment dans les industries de l'automobile et des métaux pour le dégraissage à la vapeur et le nettoyage à froid de pièces métalliques. Actuellement, la norme de TCE dans l'eau potable est établie à 50 µg/l. En mai 2005, Santé Canada a publié un document à l'appui d'une recommandation établissant une concentration maximale acceptable en eau potable de 5 µg/l de TCE. Au Québec, l'Institut national de santé publique (INSPQ) propose aussi que la concentration de TCE dans l'eau potable soit de 5 µg/l (Groupe scientifique sur l'eau, 2005). Pour cette raison, les exploitants d'installations de production d'eau potable ayant une problématique de TCE doivent viser une concentration à l'eau traitée inférieure à 5 µg/l. Il est donc envisagé de réduire à court terme la norme de TCE à 5 µg/l.

6.5.6 Chlorite et chlorate

Le chlorite et le chlorate sont des sous-produits de désinfection que l'on trouve dans l'eau potable lorsque du bioxyde de chlore est utilisé comme désinfectant. De plus, on peut trouver du chlorate comme produit de contamination et de dégradation dans les solutions d'hypochlorite qui ne satisfont pas aux normes de qualité et qui ne sont pas entreposées ou utilisées de façon appropriée. Il existe actuellement une norme américaine établie à 1,0 mg/l (objectif visé établi à 0,8 mg/l) concernant le chlorite, mais il n'y a pas de norme relative au chlorate. Santé Canada a publié, pour consultation publique, une recommandation établissant une concentration maximale acceptable en eau potable de 1,0 mg/l concernant le chlorite et de 1,0 mg/l concernant le chlorate. C'est pourquoi les exploitants d'installations de production d'eau potable qui veulent évaluer la problématique reliée à la présence de chlorite et de chlorate dans leur eau potable devraient considérer une concentration inférieure à 1,0 mg/l concernant ces deux contaminants. Comme il est probable qu'une recommandation canadienne visant ces contaminants soit publiée prochainement, il est aussi probable qu'une norme québécoise soit édictée à court terme.

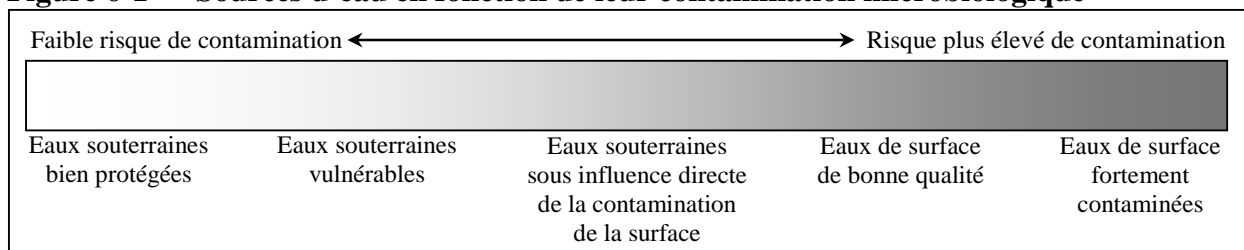
Tableau 6-4 Paramètres à l'étude et paramètres faisant l'objet d'une norme en révision

Paramètre	Norme actuelle	Norme future probable
Acides acétiques halogénés (AAH)	-	60 µg/l
Arsenic	25 µg/l	10 µg/l
Bromodichlorométhane (BDCM)	-	16 µg/l
Chlorate	-	1,0 mg/l
Chlorite	-	1,0 mg/l
Microcystine-LR	-	1,5 µg/l
Trichloroéthylène (TCE)	50 µg/l	5 µg/l

6.6 Protocole d'évaluation de l'influence directe de l'eau de surface sur les eaux souterraines et de la susceptibilité à la contamination microbiologique

Dans l'évaluation de la qualité des eaux souterraines pouvant servir à l'alimentation en eau potable, le concepteur doit statuer sur leur susceptibilité à la contamination microbiologique qui pourrait venir des activités en surface. Il s'agit de mettre en perspective le lien rapide qui peut exister entre l'eau souterraine à l'étude et l'eau en surface qui permet sa recharge et qui peut être plus ou moins contaminée. Comme l'indique la figure 6-1, on admet généralement que les eaux souterraines soient d'une meilleure qualité, d'un point de vue microbiologique, que les eaux de surface.

Figure 6-1 Sources d'eau en fonction de leur contamination microbiologique



Certaines installations peuvent être plus faciles à classer, d'un côté comme de l'autre. Un puits tubulaire dans un banc de sable, clôturé sur un rayon de 30 mètres et n'ayant aucune source de contamination fécale à moins de 500 mètres peut être facilement classé *eau souterraine*. À l'opposé, une source captée à faible profondeur dans le sol, libre d'accès et sensible au moindre petit orage sera facilement classée ESSIDES. Il arrive cependant un moment où la distinction entre les deux sera beaucoup plus difficile à faire. La protection offerte par le sol comme élément filtrant pourra être moins efficace, de sorte que certains organismes comme les virus, les bactéries et parfois même les protozoaires peuvent migrer avec l'eau et se rendre au captage. Cette situation est d'autant plus probable lorsque certaines conditions sont présentes :

- eaux de surface fortement contaminées se trouvant à proximité du captage;
- captage peu profond;
- proximité de sources d'eaux usées déjà enfouies dans le sol, telles que des conduites d'égout ou des ouvrages d'assainissement (fosses septiques, champs d'épuration, etc.);
- présence de roc fracturé affleurant près du captage;
- mauvaise construction ou détérioration du captage qui permet à l'eau de surface de s'infiltrer dans ce dernier, etc.

Malgré ces conditions, qui peuvent favoriser la contamination microbiologique des eaux souterraines, il ne semble pas y avoir de facteurs systématiques qui puissent permettre de classer hors de tout doute les captages bien protégés de ceux qui ne le sont pas. Ce classement devient important du fait que le traitement exigé concernant une eau souterraine est beaucoup moins contraignant que celui qui sera exigé si cette eau souterraine est sous l'influence directe de l'eau de surface, puisque cette dernière sera considérée comme de l'eau de surface. C'est pourquoi le présent protocole est établi afin de permettre de statuer sur les risques de contamination d'une eau souterraine lorsqu'on fait face à une situation où le classement de cette eau n'est pas évident. Bien que ce protocole soit plus contraignant à mettre en place que la simple observation microscopique, les résultats sont plus faciles à interpréter et le classement est mieux défini. Ce protocole est inspiré de deux projets de recherche subventionnés par le MDDEP, soit celui de Barbeau et al. (2004) et celui de Payment et Locas (2005).

6.6.1 Application du protocole

Dans une situation incertaine pour la classification des puits, il convient de déterminer la pertinence de la mise en place de ce protocole, puisqu'il aura un impact direct sur le type de traitement à mettre en place en fonction des obligations du RQEP (articles 5, 6 ou 13). C'est pourquoi le jugement des professionnels qui seront impliqués dans cette démarche, soit l'hydrogéologue et l'ingénieur consultant, sera mis à contribution afin de déterminer s'il est pertinent de procéder à la mise en place de ce protocole ou non. En cas de doute, il peut arriver aussi que l'analyste du bureau régional du MDDEP demande que le protocole soit mis en place. Il est tout de même possible de dégager deux situations :

- Le protocole sera appliqué de façon plus systématique dans les cas où le captage de l'eau est effectué dans le roc, et ce, peu importe le type de captage utilisé ou la quantité d'eau puisée.

- Le protocole sera appliqué de façon moins systématique dans le cas où le captage de l'eau est effectué dans un milieu granulaire offrant un bon potentiel de filtration naturelle.

La première situation est due à la difficulté de déterminer la provenance exacte de l'eau concernant les captages effectués dans le roc, sans engager d'importantes sommes d'argent, afin de déterminer l'aire d'alimentation et les aires de protection. Ces sommes d'argent seraient d'ailleurs beaucoup plus élevées que le coût de réalisation de ce protocole. Dans la deuxième situation, il est peu probable qu'un sol offrant un bon potentiel de filtration naturelle puisse laisser passer la contamination microbiologique provenant de la surface, puisque l'activité biologique superficielle jumelée à des vitesses d'écoulement relativement faibles permet de retenir les organismes indésirables. Dans les deux cas, le jugement des professionnels impliqués dans le projet permettra d'éviter l'application du protocole, dans le cas de certains puits dans le roc, et forcera son application dans le cas de certains captages en milieu granulaire. Il est bon de mentionner que l'indice DRASTIC, utilisé dans la détermination de la vulnérabilité du captage, peut varier beaucoup dans toute l'aire de protection microbiologique. Souvent, la détermination de l'indice DRASTIC, basée sur la migration d'ions en solution et non de particules comme les microorganismes, réalisée à quelques endroits seulement, ne reflète pas la situation réelle dans l'ensemble de l'aire de protection. Il demeure que la caractérisation de l'eau brute constitue la meilleure façon de connaître la qualité microbiologique de l'eau souterraine.

Une autre problématique particulière touchant l'application de ce protocole porte sur la durée de la période d'échantillonnage retenue, soit 26 semaines (6 mois). Dans le cas des puits existants, la mise en place du protocole est plus aisée, puisque les équipements sont déjà en place et que le classement de l'eau souterraine peut se faire à n'importe quel moment. Dans le cas des nouveaux captages, la situation est bien différente, puisque le captage devra être en activité pendant au moins 26 semaines avant qu'une autorisation du MDDEP ne soit donnée pour son exploitation en eau potable. Pour pallier cette problématique d'application du protocole concernant les nouveaux captages, on distingue deux situations :

- L'essai de pompage et l'étude hydrogéologique qui l'accompagne montrent un faible risque d'influence directe de l'eau de surface, mais il subsiste un léger doute. L'application du protocole permettra alors de confirmer le classement de l'eau souterraine.
- L'essai de pompage et l'étude hydrogéologique qui l'accompagne montrent un risque élevé d'influence directe de l'eau de surface sans qu'il soit évident. L'application du protocole permettra alors de classer l'eau souterraine.

Dans le premier cas, l'essai de pompage et l'étude hydrogéologique permettent de statuer que les sources de contamination sont absentes ou relativement éloignées du captage, qu'il y a donc très peu de risques que l'eau souterraine soit touchée, ou même que les analyses de la qualité de l'eau ne révèle aucune contamination et que le sol offre une bonne protection. Dans ce cas, l'autorisation d'exploitation de la nappe ainsi que de la distribution d'eau potable pourra être donnée à la suite de l'essai de pompage. Si les professionnels affectés au dossier le jugent pertinent, parce qu'un doute subsiste, la mise en place du protocole permettra de valider ce classement en continuant la caractérisation de l'eau pendant les premiers mois d'exploitation. Advenant une dégradation de la qualité de l'eau ou l'apparition d'une contamination persistante, des correctifs pourront être apportés. Ces correctifs peuvent consister en une intervention visant à

éliminer la source de contamination ou en l'ajout des équipements de traitement nécessaires, ce qui implique d'obtenir une nouvelle autorisation.

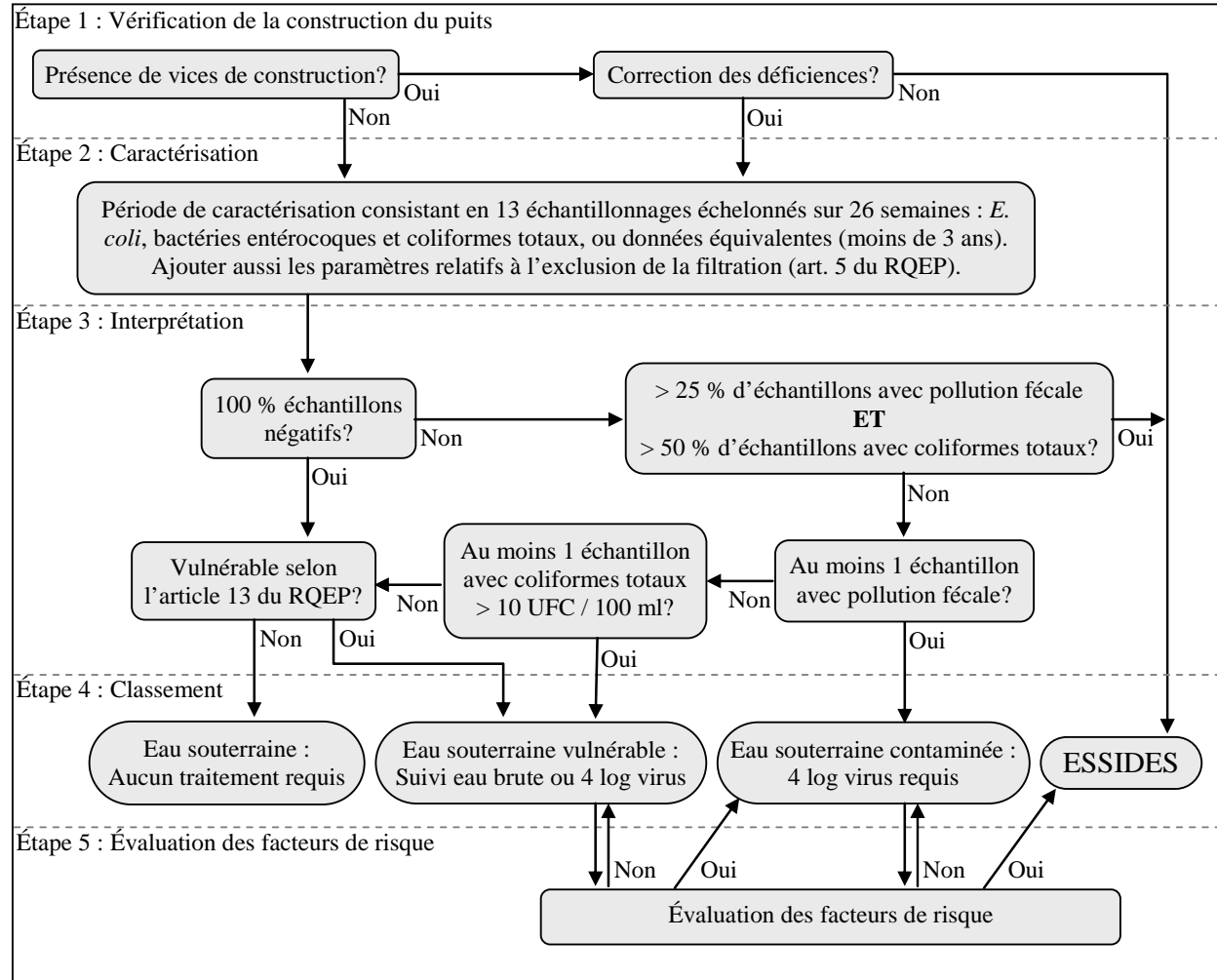
Dans le deuxième cas, l'essai de pompage et l'étude hydrogéologique mettent en relief une situation qui pourrait être problématique, soit par la proximité d'une source de contamination, soit par une nature de sol qui n'offre pas un bon potentiel de filtration, soit par la présence d'un seul résultat positif de contamination microbiologique de l'eau souterraine pendant l'essai de pompage. Il est alors justifié de mettre en place ce protocole avant que le MDDEP émette une autorisation afin d'évaluer l'ampleur de la susceptibilité du captage à la contamination microbiologique. Selon le cas, le traitement nécessaire se limiterait à une simple désinfection (eau classée souterraine mais contaminée) ou à un traitement équivalent à celui des eaux de surface (eau souterraine classée ESSIDES). Le temps imparti à la réalisation de ce protocole et les faibles coûts qui y sont associés sont largement compensés par la possibilité de réduire le nombre d'étapes de traitement et la complexité du suivi qui en découlerait. Le consultant devra convenir avec le MDDEP de la manière dont se fera la gestion de l'eau pompée avant d'entreprendre ce suivi de 26 semaines.

Qu'il soit ou non décidé de mettre en place le protocole d'évaluation d'une eau souterraine sous l'influence directe de l'eau de surface, il peut être important pour l'exploitant d'évaluer les facteurs qui contribuent à augmenter le risque de contamination microbiologique (voir la section 6.6.2.5) et les interventions possibles qui permettront de lui éviter l'augmentation du niveau de traitement (voir la section 6.6.2.7).

6.6.2 Protocole d'évaluation d'une eau souterraine sous l'influence directe de l'eau de surface

Une fois établie la nécessité d'une caractérisation de l'eau souterraine aux fins de classement et de détermination du niveau de traitement, le protocole d'évaluation est mis en place. La figure 6-2 présente schématiquement les différentes étapes qui composent ce protocole d'évaluation et chacune de ces étapes est décrite dans le texte qui suit. Précisons qu'il est possible pour l'exploitant d'une installation de déclarer son eau ESSIDES et d'installer le traitement requis pour l'élimination des parasites à tout moment afin d'éviter d'effectuer des analyses hydrogéologiques ou les campagnes de caractérisation de la qualité de l'eau brute. Par contre, le coût associé à ce protocole demeure faible par rapport à celui d'installer le traitement requis pour l'élimination des parasites (voir la section 6.6.2.6). C'est pourquoi la solution de déclarer une eau ESSIDES sans faire le suivi prévu au présent protocole ne peut pas être acceptable dans le cas des projets faisant l'objet d'une demande d'aide financière du gouvernement, sauf dans le cas d'un nouveau puits dont l'évidence de l'influence d'eau de surface sur l'eau souterraine est suffisamment documentée et fait l'objet d'un consensus de la part de tous les intervenants.

Figure 6-2 Protocole d'évaluation d'une eau souterraine sous l'influence directe de l'eau de surface



6.6.2.1 Étape 1 : Vérification de la construction du puits

L'étape 1 du protocole consiste à vérifier la présence de vices évidents relatifs au captage, autant sur le plan de la construction que de la conception. Cette étape est surtout requise dans le cas des puits existants, puisque la mise en place d'un nouveau puits est encadrée par le *Règlement sur le captage des eaux souterraines* (RCES). On entend par *vice évident*, un défaut qui peut être détecté sans enquête approfondie. Typiquement, ce type de défaut est observé lors d'une inspection du captage par un professionnel. Minimale, les éléments à vérifier sont :

- une accumulation d'eaux de ruissellement autour de l'ouvrage de captage en raison d'un drainage déficient;
- un manque d'étanchéité : on entend par là l'absence de couvercle sur un puits, une détérioration apparente du tube de captage d'un puits tubulaire et tout autre défaut visible de l'ouvrage de captage.

Cette liste ne se veut pas exhaustive. Le professionnel doit également exercer son jugement et détecter tout autre vice évident du captage. Un document de l'agence américaine de la protection de l'environnement (USEPA, 1999) décrit une procédure générale de réalisation d'une enquête sanitaire qui touche non seulement le captage, mais aussi l'ensemble de l'alimentation en eau potable. Bien que cette procédure soit propre à la réglementation américaine, elle présente des éléments d'information pertinents qui sont indépendants de la réglementation. On y trouve entre autres la récupération des documents existants (plan d'aménagement, plan des installations existantes, caractérisations précédentes, etc.), la réalisation de l'enquête (état de la source d'eau, du traitement, des réservoirs, du système de distribution, des installations de pompage, du programme d'échantillonnage, d'entretien, d'opération, de formation des opérateurs) et la rédaction du rapport afin de déterminer les points faibles et de planifier les actions à entreprendre afin de les améliorer.

Il est fortement recommandé à l'exploitant d'une installation de corriger ces déficiences et de réintégrer le cheminement logique prescrit au protocole. Dans le cas contraire, le captage est classé ESSIDES et ses eaux doivent être traitées en conséquence (voir la section 10.2.2 concernant la détermination des objectifs de traitement).

6.6.2.2 Étape 2 : Caractérisation

De manière à pouvoir classer une installation de captage d'eau souterraine avec un niveau de confiance acceptable, un historique de la qualité microbiologique de l'eau brute est indispensable. Parmi les paramètres microbiologiques présentés au tableau 6-2, les suivants ont été retenus :

- *E. coli*;
- bactéries entérocoques;
- coliformes totaux.

Pour obtenir un historique intéressant de l'eau souterraine que l'on cherche à classer, la caractérisation minimale à mettre en œuvre consiste à faire un échantillonnage toutes les 2 semaines sur une période de 26 semaines (13 échantillonnages en tout). À chaque échantillonnage, 2 échantillons sont prélevés et analysés séparément et dès que l'un des deux échantillons est positif, le résultat de cet échantillonnage est positif. Concernant les coliformes totaux, seul le résultat le plus élevé des deux échantillons est considéré. Si des résultats d'analyse, datant de moins de 3 ans, sont disponibles, ils peuvent être utilisés en remplacement de la campagne de caractérisation proposée. Au moins 26 résultats de coliformes totaux et fécaux couvrant une période de plus de 12 mois doivent être disponibles pour être utilisés en remplacement des analyses prévues.

Il est recommandé de procéder à la campagne d'échantillonnage au printemps ou à l'automne pour maximiser les chances de détection des organismes visés et d'éviter la période hivernale, puisque les conditions de recharge des eaux souterraines sont alors ralenties de façon importante. Les sections 6.2 et 6.3 présentent déjà des campagnes de caractérisation à réaliser concernant les nouveaux captages et ceux existants. Il est donc possible de combiner ces deux campagnes pour éviter de retarder l'avancement des projets. De plus, il est important de considérer, dans ces

campagnes d'échantillonnage, les paramètres permettant de s'exclure de la filtration (art. 5 du RQEP) advenant un classement ESSIDES du captage. Il faut, dans ce cas, ajuster la fréquence du suivi de la turbidité, des coliformes fécaux et de l'absorbance UV et ajouter le suivi des sous-produits de la désinfection (voir la section 6.3.3). À l'instar de ce qui est demandé par la réglementation, l'analyse des paramètres microbiologiques demandés dans le cadre de ce protocole doit être réalisée par un laboratoire accrédité par le MDDEP.

De plus, pour aider le concepteur à évaluer les facteurs de risque pouvant influencer le captage à l'étude (étape 5, section 6.6.2.5), il est recommandé de suivre quotidiennement sur place les paramètres suivants pendant la campagne de caractérisation de 26 semaines :

- turbidité;
- température de l'eau* ;
- conditions météorologiques.

Les variations de turbidité et de température en fonction des conditions météorologiques permettront de mettre en perspective le lien rapide qui peut exister entre l'eau souterraine à l'étude et l'eau en surface qui permet sa recharge.

En somme, pour obtenir une caractérisation qui couvre à la fois le protocole ESSIDES, la détermination des critères d'exclusion de la filtration advenant un classement ESSIDES et les éléments nécessaires à la mise en place des UV s'il y a exclusion de la filtration, voici les paramètres qu'il y aurait à suivre :

- *E. coli* : échantillonnage hebdomadaire (2 bouteilles) durant les 17 premières semaines (critères d'exclusion de la filtration) et un échantillonnage (2 bouteilles) toutes les 2 semaines durant les 10 semaines suivantes (compléter le protocole ESSIDES). Tous les résultats serviront à l'interprétation du protocole ESSIDES
- Bactéries entérocoques et coliformes totaux : échantillonnage (2 bouteilles) toutes les 2 semaines durant les 26 semaines (protocole ESSIDES)
- Turbidité : échantillonnage hebdomadaire durant les 17 premières semaines (critères d'exclusion de la filtration)
- Turbidité : suivi quotidien sur place (recommandé pour évaluer les facteurs de risque)
- Absorbance UV : échantillonnage quotidien pour obtenir 100 résultats durant les 13 premières semaines (2 échantillons seront prélevés pendant quelques jours)
- Sous-produits de désinfection : échantillonnage mensuel durant les 4 premiers mois (critères d'exclusion de la filtration)
- Température de l'eau : suivi quotidien sur place (recommandé pour évaluer les facteurs de risque)
- Conditions météorologiques : suivi quotidien sur place (recommandé pour évaluer les facteurs de risque)

* La façon la plus pratique de mesurer quotidiennement la température de l'eau consiste à utiliser une sonde jumelée à un registre électronique (*datalogger*).

À cette caractérisation, on doit ajouter les paramètres des tableaux 6-1 et 6-2 qui ne sont pas couverts par les paramètres présentés ci-dessus.

6.6.2.3 Étape 3 : Interprétation

Une fois la campagne de caractérisation complétée et les résultats connus, il est possible d'analyser ceux-ci afin de porter un jugement sur le captage étudié.

Premier cas : captages directement classés *eaux souterraines*

Les captages exempts de toute contamination microbiologique durant la caractérisation de 26 semaines (entérocoques, *E. coli*, coliformes totaux) et pendant l'essai de pompage, le cas échéant, sont automatiquement classés *eaux souterraines*. Il en va de même dans les cas où des résultats en coliformes fécaux existants sont utilisés en remplacement du suivi prévu. Comme l'article 13 du RQEP continue de s'appliquer à ces captages, il faut statuer sur leur vulnérabilité afin de les classer *eaux souterraines sans traitement ni suivi obligatoire* ou *eaux souterraines vulnérables* (voir le classement présenté à la section 6.6.2.4).

Deuxième cas : captages directement classés *ESSIDES*

Les captages présentant :

- (i) plus de 25 % des échantillons présentant de la pollution fécale (entérocoques ou *E. coli*.)^{*} et
- (ii) plus de 50 % des échantillons présentant des coliformes totaux

sont automatiquement classés *ESSIDES*. Le MDDEP juge que le lien qui existe entre les sources de pollution fécale issue des activités en surface et l'eau souterraine à l'étude constitue un risque de contamination par les parasites trop élevé et considère cette eau comme une eau de surface.

Troisième cas : autres captages à risque

En ce qui concerne les sites ne correspondant pas aux deux cas précédents, les résultats des analyses microbiologiques sont examinés plus en détail et peuvent mener à trois conclusions :

1. Si aucune pollution fécale n'a été détectée (entérocoques ou *E. coli*.)^{*} et que tous les échantillons positifs en coliformes totaux indiquent une concentration inférieure à 10 UFC/100 ml, le captage est considéré en eau souterraine et est assimilé au premier cas discuté précédemment.
2. Si aucune pollution fécale n'est détectée (entérocoques ou *E. coli*.)^{*} mais qu'une concentration de coliformes totaux supérieure à 10 UFC/100 ml a été observée dans au moins un échantillon, le captage est considéré en eau souterraine, mais présentant une susceptibilité à la contamination microbiologique importante. Cette situation peut signifier qu'un lien hydraulique direct avec la surface existe, bien qu'aucune contamination fécale n'ait été mesurée. À moins qu'il n'y ait absence totale de sources de contamination fécale dans les environs, y compris les aires de protection, le MDDEP encourage les exploitants à suivre la qualité de l'eau brute ou à assurer une désinfection minimale (élimination de 4 log de virus),

^{*} La même conclusion s'applique aux résultats de coliformes fécaux existants utilisés en remplacement du suivi prévu.

et ce, peu importe le résultat de l'évaluation de l'indice DRASTIC prévu à l'article 13 du RQEP.

3. Si une pollution fécale est détectée (entérocoques ou *E. coli.*)*, le captage est considéré en eau souterraine contaminée et l'exploitant doit obligatoirement prévoir une désinfection minimale (élimination de 4 log de virus), tel que le prévoient les articles 6 et 7 du RQEP. Le concepteur est tenu de procéder à une évaluation des facteurs de risque.

6.6.2.4 Étape 4 : Classement

À la suite de l'interprétation des résultats réalisée à l'étape précédente, l'eau souterraine à l'étude est classée en fonction des objectifs de traitement à atteindre et du suivi ou du traitement à mettre en place. Lorsque des traitements sont requis, le MDDEP doit autoriser les plans et devis avant la réalisation des travaux. Cette autorisation sera basée sur le classement obtenu.

Eau souterraine

Les exploitants de captages considérés en eau souterraine n'ont aucun suivi ni traitement obligatoire à mettre en place. La protection assurée par le sol en place est suffisante pour procurer une eau de qualité microbiologique sûre. Le suivi de la qualité de l'eau potable dans le réseau de distribution permettra d'intervenir si la qualité de l'eau captée varie dans le temps. Toutefois, si des équipements de traitement sont installés malgré tout, les plans et devis doivent d'abord être autorisés par le MDDEP (voir le paragraphe suivant sur l'eau souterraine vulnérable concernant les options possibles).

Eau souterraine vulnérable

Les exploitants de captages considérés en eau souterraine vulnérable ont des obligations réglementaires à respecter. Ces obligations sont couvertes par l'un des trois cas suivants :

- Si aucun traitement de désinfection n'est installé, l'exploitant doit assurer le suivi de son eau brute selon les modalités prévues à l'article 13 du RQEP.
- Si un traitement de désinfection en continu est installé, il doit assurer une performance de traitement correspondant à l'élimination d'au moins 4 log de virus, tel que le prévoit l'article 6 du RQEP.
- Si un traitement de désinfection est installé sans avoir l'objectif d'atteindre l'élimination d'au moins 4 log de virus, un suivi de la qualité de l'eau brute est exigé, tel que le prévoit l'article 6 du RQEP.

Eau souterraine contaminée

La présence de contamination fécale dans l'eau brute oblige les exploitants de captages d'eau souterraine contaminée à mettre en place un traitement de désinfection qui doit assurer une performance de traitement correspondant à l'élimination d'au moins 4 log de virus, tel que le prévoit l'article 6 du RQEP.

Eau souterraine sous influence directe d'eau de surface (ESSIDES)

* La même conclusion s'applique aux résultats de coliformes fécaux existants utilisés en remplacement du suivi prévu.

Les exploitants de captages considérés en ESSIDES ont l'obligation de traiter cette eau comme s'il s'agissait d'eau de surface. Ainsi, les traitements mis en place doivent assurer une performance de traitement correspondant à l'élimination d'au moins 2 log de *Cryptosporidium*, 3 log de *Giardia* et 4 log de virus, tel que le prévoit l'article 5 du RQEP (voir la section 10.2 concernant les objectifs de traitement). Le suivi réalisé pendant 26 semaines permettra aussi de statuer sur l'obligation de filtration selon les critères d'exclusion prévus à l'article 5 du RQEP.

6.6.2.5 Étape 5 : Évaluation des facteurs de risque

Bien que le suivi microbiologique ait permis de classer une eau souterraine par rapport à l'influence directe ou non de l'eau de surface, il peut arriver que les conditions de captage fassent en sorte que cette eau présente davantage de facteurs de risque qu'une autre eau de même qualité. Ces éléments de risque, ainsi que les modifications possibles des usages du sol dans le temps, peuvent faire en sorte qu'une contamination apparaisse après quelques années d'exploitation, de sorte que les équipements de traitement devront être revus et vraisemblablement mis aux normes. C'est pourquoi le MDDEP suggère qu'une évaluation des facteurs de risque soit réalisée. Cette évaluation permettra à l'exploitant de connaître les points faibles de son captage et pourra guider ses interventions pour mieux protéger sa source d'eau potable. Par contre, cette évaluation des facteurs de risque n'est pas obligatoire et le MDDEP pourra se baser uniquement sur l'interprétation des résultats de l'échantillonnage et le classement prévu au présent protocole pour émettre son autorisation sur les équipements de traitement à mettre en place.

L'étape 5 permet de déterminer les facteurs de risques intrinsèques de l'installation de captage. Cette étape devrait inclure l'évaluation, par un professionnel compétent, des données microbiologiques, hydrogéologiques et de construction disponibles concernant le site. La procédure d'évaluation du risque est essentiellement la même, qu'on soit en présence d'une eau souterraine vulnérable ou contaminée. La méthodologie proposée est inspirée de celle proposée par Jorgensen et al. (1998) pour la USEPA. Dans ce dernier cas, elle se déroule en trois étapes : (i) la détermination des sources de contamination potentielles, (ii) l'évaluation de la sensibilité hydrogéologique du captage et (iii) l'évaluation de la construction et de la condition du puits. Aux fins du présent protocole, l'évaluation se limitera aux deux premières étapes, puisque l'évaluation de la condition du captage est demandée au tout début du protocole.

1) Inventaire des activités et des ouvrages susceptibles de modifier la qualité microbiologique des eaux souterraines

Le RCES prévoit déjà une liste d'activités et d'ouvrages à risque qui doivent être désignés comme tels dans les aires de protection microbiologique et virologique de tout captage d'eau souterraine. Cette liste comprend les éléments suivants :

- épandage et/ou entreposage de déjections animales, de compost de ferme ou de boues municipales;
- cours d'exercice des animaux de ferme;
- fosse septique, réseau d'égout, champ d'épuration.

Par ailleurs, il est recommandé de considérer aussi la présence d'une eau de surface dans l'aire de protection microbiologique comme un risque de contamination, à moins qu'une étude hydrogéologique indique qu'il n'y a pas de relation directe avec l'eau souterraine. Il est important que le concepteur considère également la qualité microbiologique de ces eaux de surface. Une eau de surface fortement contaminée du point de vue microbiologique présente un plus grand risque qu'une eau de lac de très bonne qualité, par exemple. Finalement, on peut aussi trouver d'autres activités à risques dans les aires de protection des captages, comme des lieux d'enfouissement sanitaire (en activité ou abandonnés) ou des étangs aérés pour le traitement des eaux usées.

2) Évaluation de la susceptibilité du captage à la contamination microbiologique

La susceptibilité à la contamination microbiologique représente la capacité du milieu naturel à permettre la migration des organismes pathogènes de la source de contamination jusqu'au captage. Jorgensen et al. (1998) parlent plutôt de la sensibilité d'un aquifère. Il est essentiel de croiser l'information ayant trait aux sources de contamination avec la susceptibilité du site. En se basant sur les données hydrogéologiques disponibles, on peut évaluer la sensibilité du puits. Plusieurs outils, nécessitant différents degrés d'information, sont disponibles pour définir la sensibilité des sites. Le site Internet de l'EPA contient un inventaire de plusieurs méthodes et une norme ASTM (2004) existe pour sélectionner une méthode de détermination de la sensibilité. Au Québec, la méthode DRASTIC est couramment utilisée à cette fin et est utilisée dans le RQEP et le RCES pour la détermination de la vulnérabilité. De plus, le concepteur peut considérer les éléments suivants lors de son évaluation :

- **Captages dans le roc fracturé ou dans un milieu karstique** : ces captages peuvent présenter un risque accru en raison des réseaux de fractures qui peuvent parfois intercepter des eaux de surface.
- **Recharge artificielle** : la recharge artificielle augmente les vitesses d'infiltration, ce qui peut diminuer la capacité épuratoire du sol, compte-tenu de ses caractéristiques et des conditions d'infiltration.
- **Captages de faible profondeur** (< 5 m), tels que certains captages à drains horizontaux ou des captages par pointes filtrantes : ce type d'ouvrage offre une plus grande susceptibilité à la contamination microbiologique en raison de la faible profondeur d'infiltration.

En ce qui a trait aux outils permettant de compléter l'évaluation de l'influence directe ou non des eaux de surface, plusieurs approches sont possibles :

- **Turbidité** : la variation de la turbidité, corrélée avec un événement climatologique de surface, est un indicateur valable de la connexion avec des eaux de surface, d'après la littérature. Il est cependant important de noter que l'absence de variations de turbidité n'est pas suffisante pour conclure qu'un captage n'est pas considéré en ESSIDES. Dans tous les cas, il est nécessaire de prévoir une mesure en continu, car les variations peuvent se produire durant de courtes périodes.
- **Température** : la variation de la température est un indicateur du degré d'influence directe des eaux de surface. Une eau souterraine ayant des températures élevées est habituellement indicatrice de temps de transit courts entre l'eau de surface et l'eau souterraine. Il est important que la température soit mesurée directement dans le captage (ou le plus près

possible) afin d'éviter les variations de température durant le transit de l'eau dans les canalisations ou les réservoirs.

- **Évaluation hydrogéologique** : un hydrogéologue peut se prononcer sur le caractère ESSIDES d'un captage à la suite d'une analyse spécifique au site étudié.
- **Réévaluation des données microbiologiques** : cette étape a pour objectif de permettre à un spécialiste de porter un jugement sur les résultats microbiologiques disponibles. Par exemple, lorsque des pointes élevées de coliformes totaux sont mesurées (lors d'un événement climatologique de surface, par exemple) ou que la fréquence de détection est très élevée, il pourrait être recommandé de désinfecter de manière à éliminer 4 log de virus, ou même de considérer le captage en ESSIDES, plutôt que de seulement imposer un suivi, malgré l'absence de pollution fécale. Il ne s'agirait pas d'une obligation, mais plutôt d'une recommandation basée sur l'opinion d'un professionnel.

En résumé, l'étape 5 d'évaluation des facteurs de risque consiste à porter un jugement sur le caractère ESSIDES d'un captage en considérant les sources de contamination dans les aires de protection et la susceptibilité hydrogéologique de l'aquifère à la contamination microbiologique. La réévaluation des données microbiologiques permet à un professionnel de recommander un traitement s'il juge que ces résultats présentent un risque important. Ainsi, connaissant les facteurs qui contribuent à augmenter le risque de contamination microbiologique de l'eau souterraine, l'exploitant aura le choix d'augmenter le niveau de traitement ou d'intervenir sur les activités qui peuvent provoquer cette contamination (voir la section 6.6.2.7 concernant la protection de la source).

6.6.2.6 Évaluation des coûts

Bien qu'il soit toujours difficile d'évaluer les coûts reliés à différentes options, une évaluation a été réalisée et permet surtout de comparer le coût de mettre en place le protocole d'évaluation d'une ESSIDES relativement à l'option d'installer des réacteurs UV. Cette évaluation est présentée à la section 6.6 du volume 2 du *Guide de conception*. On constate que les coûts de mise en œuvre du protocole de caractérisation suggéré dans cette section sont de loin inférieurs aux coûts de mise en œuvre d'un traitement de désinfection UV.

6.6.2.7 La protection de la source

Le MDDEP poursuit des objectifs spécifiques avec la mise en œuvre de la Politique de l'eau et, plus récemment, sur le développement durable. Ces objectifs se traduisent dans la mission du MDDEP :

Le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs a pour mission d'assurer la protection de l'environnement et des écosystèmes naturels pour contribuer au bien-être des générations actuelles et futures. Sa vision en est une de leader de la promotion du développement durable; il s'agit d'assurer à la population un environnement sain en harmonie avec le développement économique et le progrès social du Québec.

La protection de la source d'alimentation relative à l'eau potable s'inscrit directement dans cette mission, car en plus d'assurer la protection de l'environnement et des écosystèmes naturels, elle favorise la protection de la santé des citoyens et prévient l'augmentation des coûts de traitement reliés à la dégradation de la source d'eau. C'est pour cette raison qu'un travail a été amorcé au MDDEP afin de mettre en œuvre une approche de protection de l'ensemble des sources d'eau potable, qu'elles soient souterraines ou de surface.

Il n'est pas dans les objectifs du présent guide de conception de s'intéresser à la protection des sources d'approvisionnement en eau potable, puisqu'il porte sur la conception des installations de traitement. Il est toutefois de mise d'aborder la protection des captages d'eau souterraine à la suite de l'exercice réalisé précédemment.

Le classement obtenu concernant l'eau souterraine à l'étude oblige un certain niveau de suivi ou de traitement, ce qui représente des coûts et une responsabilité à maintenir dans le temps. De plus, cette évaluation est réalisée à un moment donné et le contexte environnemental et réglementaire va évoluer dans le temps, de sorte que la situation risque de changer. Qui plus est, les activités en surface peuvent déjà représenter un risque de contamination et exiger dans le temps une augmentation du niveau de traitement afin de répondre à une contamination croissante. C'est pour toutes ces raisons, et sûrement pour plusieurs autres, que le travail sur la protection de la source peut devenir important et plus intéressant à long terme que d'augmenter le niveau de traitement.

Avantages de miser sur la protection de la source

Il y a plusieurs avantages à travailler sur la protection de la source et en voici quelques-uns. Cette liste ne se veut pas exhaustive, mais elle présente les principaux arguments en faveur de la protection de la source :

- **Diminution des contraintes sur le traitement** : en maintenant une qualité d'eau brute constante, l'opération des équipements de traitement est simplifiée et le risque d'erreur est diminué.
- **Diminution des risques lors d'une défaillance** : une eau brute moins contaminée diminue le risque sanitaire lors d'une défaillance toujours possible des unités de traitement.
- **Prévention des risques de contamination** : bien que le traitement soit conçu pour améliorer la qualité de l'eau, les résultats d'analyse sur les paramètres microbiologiques ne sont souvent disponibles que 24 heures après leur prélèvement. Le fait qu'il ne soit pas possible d'obtenir des résultats plus rapidement rend le travail de prévention d'autant plus important.
- **Interventions ponctuelles** : contrairement à l'opération d'équipements de traitement qui demande un suivi quotidien et des interventions fréquentes, la protection de la source demande généralement des interventions ponctuelles, soit pour déplacer une source de contamination potentielle, pour prévenir la mise en place d'activités à risque ou pour intervenir lors d'un déversement accidentel.
- **Amélioration possible de la qualité de l'eau brute** : en réalisant l'inventaire des activités qui présentent un risque de contamination microbiologique, il est possible d'intervenir sur ces activités afin de modifier certaines pratiques ou certains équipements en vue de diminuer la présence de sources de contamination.

- **Sensibilisation de la population** : en déterminant l'aire d'alimentation (y compris les aires de protection microbiologique) du captage qui sert de source pour l'eau potable et en avisant la population qui l'utilise, cette dernière sera plus en mesure d'apprécier les efforts mis de l'avant pour assurer une bonne qualité d'eau et d'appuyer les démarches visant à la protéger.

Éléments essentiels dans une stratégie de protection de la source

Santé Canada a publié en 2001 une approche à barrières multiples qui s'intitule *De la source au robinet* (Santé Canada, 2001). Pour mettre en place cette approche, il existe un guide d'application qui est accessible sur son site Internet. Dans ce guide, on trouve une démarche à mettre en place pour développer une stratégie de protection des sources d'eau servant d'approvisionnement en eau potable. Les éléments essentiels de cette démarche sont les suivants :

- Faire une première caractérisation de l'eau brute.
- Assurer un suivi des paramètres problématiques.
- Faire un inventaire de l'occupation du territoire et des activités à risque dans l'aire d'alimentation et les zones sensibles.
- Réaliser une évaluation de la susceptibilité du captage à la contamination microbiologique.
- Élaborer un plan de gestion de l'aquifère afin, dans la mesure du possible, de contrôler le développement et les activités dans la zone protégée ou, du moins, d'assurer un suivi des activités à risque lorsque la zone protégée est en dehors du contrôle de l'exploitant.
- Sensibiliser la population au travail de protection réalisé.
- Créer un partenariat avec les occupants du territoire pour s'assurer de leur participation.

Quelques éléments de cette démarche ont déjà été réalisés dans le cadre du protocole d'évaluation de l'influence directe des eaux de surface sur les eaux souterraines, soit la caractérisation de l'eau brute, l'évaluation de la susceptibilité du captage à la contamination microbiologique ainsi que l'inventaire de l'occupation du territoire et des activités à risque. Il revient donc à l'exploitant de juger quelles sont les mesures qu'il peut mettre en place pour assurer une bonne protection de sa source sachant que, dans une approche de barrières multiples, le traitement assurera aussi une bonne protection, à la condition que la qualité de l'eau brute ne se dégrade pas.

VOLUME 1

CHAPITRE 7

7.	POSTES DE POMPAGE ET CONDUITES D'EAU BRUTE
7.1	Postes de pompage d'eau brute.....
7.2	Conduites d'eau brute

7. POSTES DE POMPAGE ET CONDUITES D'EAU BRUTE

7.1 Postes de pompage d'eau brute

Le poste de pompage d'eau brute pourra être localisé près de la source d'eau de surface ou du réservoir d'emmagasinement ou encore à même l'installation de traitement. Les informations concernant la prise d'eau ainsi que la conduite d'adduction reliant le plan d'eau au puits de pompage d'eau brute se trouvent à la section 9.3.

Le poste de pompage d'eau brute doit être conçu suivant les critères généraux de conception s'appliquant aux stations de pompage et de surpression tels que définis dans la *Directive 001* du ministère de l'Environnement (MENV).

Les éléments suivants doivent être considérés lors des étapes de conception du poste de pompage :

- Nécessité de munir le poste de pompage d'un système de dégrillage;
- Prendre en considération l'utilisation d'un système de pompage à débit variable (à partir de l'utilisation d'entraînements à fréquence variable ou de vannes modulantes) en fonction du type de traitement envisagé au poste de traitement;
- Le système de pompage doit être équipé d'un système de mesure ou de calcul des débits pompés;
- Lorsque requis, le poste de pompage doit être équipé d'un système permettant de débloquer la prise d'eau et/ou la conduite d'adduction dans le cas d'un blocage dû à la formation de frasil et/ou à la formation de dépôts au fond de la conduite;
- Les conduites d'aspiration (impulseur de pompe localisé au-dessus du niveau d'eau) devraient, autant que possible, être évitées en raison des problèmes d'amorçage potentiels. Cependant, lorsque ce type d'aménagement représente la meilleure solution, la tête d'aspiration des pompes, incluant les pertes de charge, ne doit pas dépasser 4,5 à 6 m par rapport au niveau le plus bas du cours d'eau.

7.2 Conduites d'eau brute

Cette section vise les conduites d'eau brute de grande longueur reliant la source d'eau de surface à l'installation de traitement.

Deux types de conduites sont abordés dans cette section : 1) les conduites coulant en charge par gravité entre une source d'eau de surface et une installation de traitement; 2) les conduites de refoulement entre un poste de pompage d'eau brute et une installation de traitement.

Les éléments suivants doivent être pris en considération lors des étapes de conception des deux types de conduites mentionnés :

- La vitesse dans la conduite ne doit pas dépasser 1,5 m/s, bien qu'il soit préférable qu'elle soit comprise entre 0,7 et 1,2 m/s;
- Pour les conduites coulant en charge par gravité, une attention particulière doit être apportée au profil de la conduite de manière à ce que la ligne piézométrique le long de la conduite soit sous toutes conditions de débit prévues plus élevée que le profil de la conduite, ceci de manière à prévenir la formation de pressions négatives dans la conduite;
- Des chambres de nettoyage doivent être prévues à chaque point bas de la conduite. Les drains des chambres ne seront pas drainés à une canalisation d'égouts;
- Des purgeurs d'air à opération automatique, installés dans des chambres, doivent être prévus à chaque point haut. Les drains des chambres ne seront pas drainés vers une canalisation d'égouts;
- Pour des conduites d'un diamètre important, des regards d'inspection doivent être installés tous les 300 mètres afin de permettre une inspection visuelle et le nettoyage de la conduite si nécessaire;
- Si la prise d'eau est sujette à l'accumulation de sédiments et de boues et/ou à la formation de frasil, un système de nettoyage par purge ou autre doit être prévu à partir de la conduite gravitaire;
- Prévoir un moyen d'introduire du chlore dans la conduite pour fins d'entretien;
- Prévoir des points de contact permettant l'écoute des fuites le long de la conduite;
- Le tracé de la conduite doit être proprement signalé;
- Dans le cas des longues conduites de refoulement, une attention particulière doit être portée aux transitoires hydrauliques pouvant être générés le long de la conduite lors des situations d'arrêt et de départ des pompes d'eau brute et de panne d'électricité. Dans le cas des conduites coulant en charge par gravité, les transitoires à surveiller proviennent de l'ouverture et de la fermeture de la vanne de contrôle de débit à l'installation de traitement.

VOLUME 1

CHAPITRE 8

8.	APPROVISIONNEMENT EN EAUX SOUTERRAINES ET TRAITEMENT
8.1	Contexte.....
8.1.1	<i>Procédés et technologies.....</i>
8.1.2	<i>Essais de traitabilité</i>
8.2	Recherche en eau souterraine.....
8.3	Captage d'eau souterraine.....
8.3.1	<i>Essais de pompage.....</i>
8.3.2	<i>Critères de conception d'un ouvrage de captage</i>
8.3.2.1	<i>Critères applicables à tous les types de captage.....</i>
8.3.2.2	<i>Critères applicables aux puits tubulaires.....</i>
8.3.2.3	<i>Critères applicables aux puits de surface</i>
8.3.2.4	<i>Critères applicables aux pointes filtrantes</i>
8.3.2.5	<i>Critères applicables aux captages de sources.....</i>
8.3.2.6	<i>Critères applicables aux puits rayonnants.....</i>
8.3.2.7	<i>Critères applicables aux drains horizontaux</i>
8.3.2.8	<i>Précautions concernant la localisation d'un ouvrage de captage.....</i>
8.3.2.9	<i>Ouvrages de captage existants</i>
8.3.3	<i>Aire d'alimentation et aires de protection autour des ouvrages de captage</i>
8.4	Recharge artificielle de la nappe
8.4.1	<i>Description.....</i>
8.4.2	<i>Conditions d'application</i>
8.4.3	<i>Balises de conception.....</i>
8.5	Déferrisation et/ou démanganisation
8.5.1	<i>Par oxydation et filtration.....</i>
8.5.1.1	<i>Aération.....</i>
8.5.1.2	<i>Oxydation chimique.....</i>
8.5.1.3	<i>Filtration sur sable vert</i>
8.5.1.4	<i>Filtration sur sable avec ou sans anthracite.....</i>
8.5.1.5	<i>Filtration sur média conditionné</i>
8.5.1.6	<i>Filtration sur autres types de médias granulaires.....</i>
8.5.1.7	<i>Filtration par membrane.....</i>
8.5.2	<i>Par procédés biologiques.....</i>
8.5.3	<i>Par séquestration</i>
8.5.4	<i>Par échange d'ions</i>
8.5.5	<i>Par précipitation à la chaux</i>
8.6	Adoucissement et enlèvement du baryum
8.6.1	<i>Par précipitation chimique</i>

8.6.2	Par échange d'ions	
8.6.3	Par membrane	
8.7	Enlèvement des nitrates	
8.7.1	Par échange d'ions	
8.7.2	Par membranes	
8.7.3	Par procédés biologiques.....	
8.8	Enlèvement des sulfures.....	
8.8.1	Par aération	
8.8.2	Par précipitation	
8.8.3	Par adsorption sur charbon actif catalytique	
8.8.4	Par filtres à sable vert ou à média spécifique.....	
8.8.5	Par oxydation et filtration	
8.9	Enlèvement de l'arsenic	
8.9.1	Par oxydation et filtration.....	
8.9.2	Par coagulation, floculation et filtration	
8.9.3	Par adoucissement à la chaux ou à la magnésie	
8.9.4	Par adsorption sur alumine activée	
8.9.5	Par échange d'ions	
8.10	Enlèvement du fluorure.....	
8.10.1	Par adsorption sur alumine activée	
8.10.2	Par adsorption sur phosphate tricalcique	
8.10.3	Par précipitation à la chaux	
8.11	Enlèvement des chlorures (dessalement).....	

8. APPROVISIONNEMENT EN EAUX SOUTERRAINES ET TRAITEMENT

8.1 Contexte

Ce chapitre présente les informations relatives à l'approvisionnement et au traitement des eaux souterraines en fonction des problématiques rencontrées. Les sections 8.2 à 8.4 traitent de la recherche en eau souterraine, du captage de la ressource ainsi que de la recharge artificielle qui peut s'avérer nécessaire ou intéressante dans certains cas. Les dernières sections décrivent les procédés de traitement en eau souterraine, procédés qui sont regroupés selon les paramètres à contrôler. Le tableau 8.1 ci-après propose une grille de sélection des procédés.

8.1.1 Procédés et technologies

Pour chacun des paramètres à contrôler (fer, manganèse, etc.), plusieurs procédés ont été retenus afin d'offrir un choix au concepteur. Certains procédés sont présentés dans le *Guide* même s'ils n'ont pas encore d'application connue au Québec ni de technologie associée. Ils ont été retenus parce qu'ils possèdent un potentiel d'application au Québec et qu'ils ont obtenu des résultats intéressants pour des applications à l'extérieur du Québec. Le *Comité sur les technologies de traitement en eau potable* est mandaté pour procéder à la reconnaissance et à la détermination des critères de conception de ces technologies. Il est donc recommandé de consulter régulièrement le site Internet du MENV où l'on retrouve les fiches techniques des technologies évaluées. (www.menv.gouv.qc.ca/eau/index.htm).

8.1.2 Essais de traitabilité

Des essais de traitabilité pour les projets de production d'eau potable provenant d'une source souterraine peuvent être requis à différents stades de leur conception et ce, même pour une filière de traitement déjà éprouvée. Ces essais visent à :

- Établir le degré d'efficacité du système en relation avec certains critères de conception;
- Déterminer le niveau de prétraitement ou les équipements périphériques requis;
- Vérifier l'incidence de certains contaminants sur la qualité finale de l'eau produite et la nécessité d'un traitement d'appoint;
- Définir les paramètres d'opération, le type et la quantité des produits chimiques à utiliser;
- Caractériser les boues ainsi que les eaux résiduaires afin de définir les modes appropriés pour leur disposition.

En matière d'essais de traitabilité, le concepteur doit décider s'il réalise ou non de tels essais et, dans l'affirmative, il doit définir l'échéancier, les modalités, le protocole de ces essais ainsi que leur suivi. Le MAMM et le MENV peuvent être consultés et le seront nécessairement dans les cas où les essais influencent de façon importante le cheminement de conception. En général, pour le traitement d'une eau souterraine sous influence directe d'une eau de surface, les essais devront durer de une semaine à trois mois et couvrir la période la plus défavorable de l'année pour ce qui est de la qualité de l'eau brute. Pour les autres types d'eau souterraine, la durée des essais dépendra du type de contaminants à traiter et du type de traitement retenu.

Les essais de traitabilité ne sont pas des essais pilotes. Les essais pilotes concernent les technologies (ou des filières utilisant des technologies) non éprouvées et/ou en validation. Dans certains cas impliquant des technologies déjà éprouvées, des essais pilotes peuvent être requis pour des applications particulières, notamment lorsque la valeur des paramètres de l'eau à traiter excède les limites d'application acceptées de la technologie ou lorsque les critères de conception dépassent les limites usuelles reconnues de la technologie. Le protocole et le suivi de ces essais sont assujettis aux exigences du *Comité sur les technologies de traitement en eau potable*.

Tableau 8-1 : Application des procédés de traitement pour les eaux souterraines¹

Catégories des contaminants	Aération	Coagulation + décantation ou FAD ² +filtration	Filtration pré-couche	Adoucis- sement à la chaux	Oxydation chimique et désinfection	Procédé par membrane		Échange d'ions		Adsorption		
						Nanofiltration	Osmose inverse	Anion	Cation	Charbon actif en grain	Charbon actif en poudre	Alumine Activée
CONTAMINANTS												
Coliformes		X			X	X	X					
<u>Inorganiques</u>												
Antimoine							X					
Arsenic (+3)		XO		XO			X	X				X
Arsenic (+5)		X		X			X	X				X
Baryum				X			X		X			
Cadmium		X		X			X		X			
Chrome (+3)		X		X			X		X			
Chrome (+6)							X	X				
Cyanure					X							
Fluorure				X			X					X
Mercure (inorganique)				X			X					
Nitrate							X	X				
Nitrite							X	X				
Plomb	Le plomb est habituellement un produit de la corrosion et il est éliminé plus souvent par le contrôle de la corrosion que par le traitement											
Selenium (+4)		X					X	X				X
Selenium (+6)							X	X				X
Sulfate						X	X					
Turbidité		X	X	X		X	X					X
Zinc				X			X		X			
<u>Organiques</u>												
Volatiles	X									X		
Synthétiques							X			X	X	
Pesticides/Herbicides						X	X			X	X	
Carbone dissous		X				X	X			X	X	
Radium (226)				X			X		X			
COMPOSANTS QUI CAUSENT DES PROBLÈMES ESTHÉTIQUES												
Dureté				X		X	X		X			
Fer + Manganèse		XO	XO	X					X			X
Solides totaux dissous							X					
Chlorure							X					
Sulfures	X	X			X							
Couleur		X			X	X	X			X	X	
Goût et odeur	X				X					X	X	

X = Approprié; XO = Approprié lorsque utilisé en combinaison avec l'oxydation.

1) Inspiré de l'AWWA, Water Quality & Treatment, 1999.

2) FAD = flottation à air dissous

8.2 Recherche en eau souterraine

Les eaux souterraines sont généralement de meilleure qualité bactériologique que les eaux de surface et, de ce fait, devraient être privilégiées comme source d'alimentation.

Avant de débiter les travaux d'exploration en eau, il faut délimiter une zone de recherche économiquement viable par rapport à des solutions plus radicales, mais définitives (p. ex., construction d'une installation de traitement pour des puits existants ou pour une eau de surface disponible à proximité du réseau). En établissant la limite de la zone de recherche, il faudra également considérer la possibilité que l'eau souterraine nécessite un traitement. Il arrive parfois que la qualité de l'eau soutirée d'un puits (en ce qui a trait à sa dureté, sa teneur en manganèse, fer, etc.) se détériore après quelques mois ou quelques années d'exploitation et qu'une installation de traitement doive être construite.

Une recherche en eau se réalise généralement en trois phases :

Phase I : Synthèse de l'information disponible permettant de caractériser le contexte hydrogéologique (études hydrogéologiques, banque de données hydrogéologiques du Québec, cartes géologiques, cartes des dépôts meubles, forages réalisés pour l'exploration minière ou de minéraux industriels, photographies aériennes, plans de zonage, etc.). L'ensemble de ces informations permettra d'identifier (sans visite sur le terrain) des secteurs de recherche selon un ordre de priorité pour la phase exploratoire ultérieure.

Phase II : Phase exploratoire. Cette deuxième phase, réalisée sur le terrain, consiste à identifier les sites présentant le meilleur potentiel aquifère parmi ceux retenus à la phase I. Elle débute habituellement par des travaux d'exploration réalisés à l'aide de méthodes géophysiques (méthode gravimétrique, méthode électrique (la plus populaire), méthode sismique) et se termine par un forage exploratoire de faible diamètre (qui permet le prélèvement de matériaux pour la calibration des méthodes géophysiques et le prélèvement d'eau souterraine pour une caractérisation préliminaire).

Phase III : Essais de pompage. Cette dernière phase consiste à construire un puits d'essai temporaire à l'endroit du forage exploratoire présentant le meilleur potentiel aquifère. Le puits temporaire est construit de façon à obtenir les informations permettant le calcul de la capacité du puits et le prélèvement d'une eau de qualité représentative de celle de l'aquifère. C'est à cette étape que les essais de pompage, d'une durée minimale de 72 heures, sont réalisés et que des échantillons d'eau sont prélevés aux 24 heures pour une caractérisation (voir section 6.3). D'un point de vue quantitatif, il est préférable d'effectuer les essais durant une période d'étiage (fin hiver et/ou fin été) afin d'obtenir la capacité d'extraction minimale.

Dans l'éventualité d'une exploitation du puits, la détermination de l'aire d'alimentation et de la vulnérabilité des eaux souterraines est nécessaire afin d'établir les périmètres de protection du puits (voir section 8.3.3). L'étude hydrogéologique devra également comprendre une évaluation des impacts du pompage projeté sur d'autres usagers de la ressource d'eau souterraine et sur l'environnement (débit d'étiage d'un cours d'eau et milieu humide). À cette fin, des travaux complémentaires pourront être requis.

Lorsque la qualité de l'eau, à la fin d'un essai de pompage normal (durée de 72 heures), ne rencontre pas les normes du *RQEP* ou les recommandations canadiennes, mais que celle-ci s'améliore continuellement, il est préférable de prolonger la durée de l'essai de pompage jusqu'à ce que la qualité se stabilise. Si celle-ci ne respecte toujours pas les normes en vigueur, un traitement de l'eau est alors requis (voir tableau 4-1). Le cas échéant, le concepteur devra estimer les coûts de construction et d'opération de plusieurs filières avant d'arrêter son choix. La plupart du temps, la réalisation d'essais pilotes, dont l'envergure dépendra de la technologie retenue et de son statut, sera nécessaire (voir section 8.1).

Lorsque le débit d'eau potentiel est insuffisant, sur une base continue, pour subvenir au besoin en eau établi (voir chapitres 5), il est alors possible qu'une recharge artificielle de la nappe à partir d'une eau de surface permette de combler la différence (voir section 8.4).

8.3 Captage d'eau souterraine

8.3.1 Essais de pompage

Dans le cadre de l'analyse de projets de captage d'eau souterraine destinée à la consommation humaine, les objectifs visés par la réalisation d'un essai de pompage sont de trois niveaux : la détermination des propriétés physiques de l'aquifère, l'évaluation de la capacité et de l'efficacité de l'ouvrage de captage et la caractérisation de la qualité de l'eau captée.

D'une part, le premier objectif qui vise la détermination des propriétés physiques de l'aquifère (transmissivité, conductivité hydraulique, etc.) permet de prévoir le comportement de la nappe d'eau et ainsi de déterminer s'il y a risque de conflits d'usage avec les autres utilisateurs ou d'atteinte à la pérennité de la ressource. L'atteinte de ce premier objectif nécessite, dans la plupart des cas, la réalisation d'un essai de pompage selon les « Règles de l'art » définies dans le *Guide des essais de pompage et leurs interprétations* (Chapuis, 1999).

D'autre part, le deuxième objectif qui vise l'évaluation de la capacité et de l'efficacité de l'ouvrage de captage permet de s'assurer de la pérennité infrastructures. L'atteinte de cet objectif, sans nécessiter la réalisation d'un essai de pompage avec prise de mesure des niveaux d'eau à intervalles rapprochés, requiert toutefois un pompage en continu de longue durée (72 heures minimum). Les ouvrages de captage publics pour lesquels une aide financière sera accordée font partie de la catégorie de projets pour lesquels une telle vérification doit être effectuée.

Finalement, le troisième objectif vise la vérification de la qualité de l'eau captée après 24, 48 et 72 heures de pompage continu. Tous les projets de captage d'eau souterraine destinée à alimenter plus de vingt personnes nécessitent une telle vérification.

Par conséquent, les exigences de l'essai de pompage doivent être modulées en fonction du type de projets de captage et des caractéristiques des conditions environnantes. Dans tous les cas, les projets de captage d'eau souterraine destinée à alimenter plus de 20 personnes doivent faire l'objet d'un pompage d'une durée minimale de 72 heures afin de vérifier la qualité de l'eau après

24, 48 et 72 heures de pompage. Dans les cas où l'ouvrage de captage fera l'objet d'un financement public, l'efficacité et la viabilité des infrastructures devront nécessairement être vérifiées. En d'autres termes, l'essai de pompage devra démontrer que l'ouvrage de captage proposé pourra satisfaire les besoins de la collectivité à desservir. Finalement, lorsque l'ouvrage de captage est situé dans un endroit où il y a des risques de conflits d'usage ou d'impacts sur l'environnement, un test de pompage d'une durée minimale de 72 heures devra être effectué selon les règles définies dans le *Guide des essais de pompage et leurs interprétations* afin de définir, à long terme, le comportement de la nappe. Le professionnel, responsable de l'évaluation des impacts sur l'environnement, sur les autres usagers et sur la santé publique devra donc moduler le contenu de l'étude hydrogéologique en fonction des caractéristiques du type de captage et des conditions environnantes. À titre d'exemple, un ouvrage de captage d'eau souterraine destinée à l'alimentation d'un camp forestier privé dans un milieu isolé où il n'y a pas d'autres utilisateurs dans les environs pourrait ne nécessiter qu'un pompage en continu de 72 heures afin de vérifier la qualité de l'eau captée. L'étude hydrogéologique résumant les résultats de l'essai de pompage devra être établie sous la signature soit d'un ingénieur membre de l'Ordre des ingénieurs du Québec, soit d'un géologue membre de l'Ordre des géologues du Québec. Quant aux plans et devis des installations de captage, ils devront nécessairement être établis sous la signature d'un ingénieur membre de l'Ordre des ingénieurs du Québec.

8.3.2 Critères de conception d'un ouvrage de captage

Les travaux d'aménagement ou de modification d'un ouvrage de captage doivent être réalisés de manière à empêcher toute contamination de l'eau souterraine. En effet, un ouvrage de captage bien conçu diminue les risques de contamination provenant des sources localisées à proximité du point de captage (p. ex., infiltration le long du tubage). Cependant, il n'élimine pas les risques de contamination provenant de sources plus éloignées pouvant atteindre le point de captage par les mécanismes d'écoulement et de transport au sein des formations géologiques.

Les critères de conception pour les nouveaux ouvrages de captage, présentés dans cette section, proviennent, pour la plupart, du *Règlement sur le captage des eaux souterraines*. Ils visent non seulement la protection de l'eau souterraine à l'intérieur de l'ouvrage de captage, mais également la protection de l'aquifère sollicité. Les critères applicables aux puits rayonnants et aux drains horizontaux ne sont pas définis dans le *Règlement sur le captage des eaux souterraines*; ils devront néanmoins faire l'objet, auprès du MENV, d'une demande d'autorisation visant tous les ouvrages de captage d'eau souterraine destinés à alimenter plus de 20 personnes. Les critères de conception décrits dans les sections 8.3.2.1 à 8.3.2.9 représentent les exigences minimales pour les ouvrages de captage desservant une collectivité car, ces ouvrages étant assujettis à une demande d'autorisation du ministre, ce dernier peut assortir l'autorisation émise de toute condition qu'il juge nécessaire afin de tenir compte des particularités de chaque projet.

8.3.2.1 Critères applicables à tous les types de captage

Il existe divers types d'ouvrages de captage d'eau souterraine destinée à la consommation humaine : puits tubulaires, puits de surface, pointes filtrantes, captage de sources, puits rayonnants et drains horizontaux. Les critères de conception décrits ci-dessous sont des critères minimaux qui s'appliquent à tous les types d'ouvrages de captage :

- Tous les ouvrages de captage doivent être constitués de matériaux neufs, appropriés à l'alimentation en eau potable;
- Tous les raccordements souterrains au tubage de captage doivent être étanches;
- Les ouvrages de captage doivent être couverts de façon à éviter toute infiltration de contaminants le long du tubage. La finition du sol dans un rayon d'un mètre autour de l'ouvrage de captage doit être effectuée de façon à éviter l'accumulation et l'infiltration d'eau stagnante le long du tubage;
- Une fois les travaux d'aménagement et de modification terminés sur un ouvrage de captage, ce dernier doit être nettoyé et désinfecté de manière à éliminer toute contamination induite par la réalisation du forage; la méthode standard de désinfection est décrite sur le site Internet de Santé Canada.
(www.hc-sc.gc.ca/ehp/dhm/catalogue/generale/votre_sante/eau_de_puits.htm)

8.3.2.2 Critères applicables aux puits tubulaires

Un puits tubulaire est un ouvrage de captage, habituellement profond (plus de 9 m) et de faible diamètre, creusé à l'aide d'une foreuse. Il est aussi communément appelé « puits artésien » (voir figure 8-1 du volume 2). Les critères de conception suivants s'appliquent à tout nouveau puits tubulaire :

- Le tubage d'un puits tubulaire doit être neuf, avoir une longueur minimale de 5,3 m et un diamètre intérieur supérieur à 8 cm;
- Le choix des matériaux et de l'ouverture de la crépine doit se faire en fonction de la granulométrie des matériaux en place. Le raccord de deux tubages doit être étanche;
- Le tubage doit excéder d'au moins 30 cm la surface du sol et porter l'une des marques de conformité suivantes : ASTM A53/A 53M-99b (s'il est en acier), ASTM A 409/A409M-95a (s'il est en acier inoxydable) ou ASTM F 480-00 (s'il est en plastique);
- Lorsque le puits tubulaire est aménagé dans une formation rocheuse, un sabot d'enfoncement doit être raccordé à l'extrémité inférieure du tubage s'il est en acier ou en acier inoxydable (pour les tubages de plastique, un joint d'étanchéité est préconisé). Le tubage doit être ancré dans le roc par battage au refus ou jusqu'à 0,6m de pénétration dans le roc. Lorsque la formation rocheuse est située à moins de 5 m de la surface du sol :
 - Le puits doit être foré de manière à avoir un diamètre d'au moins 10 cm supérieur au diamètre extérieur du tubage;
 - Le tubage doit être installé à au moins 5 m de profondeur à partir de la surface du sol;
 - L'espace annulaire doit être rempli selon les règles de l'art au moyen d'un matériau qui assure un scellement étanche et durable tel un mélange ciment-bentonite. Il est important de s'assurer que le matériau scellant ne contribuera pas à libérer des contaminants dans l'eau.

8.3.2.3 Critères applicables aux puits de surface

Un puits de surface est un ouvrage de captage peu profond et de large diamètre généralement creusé à l'aide d'une rétrocaveuse (voir figure 8-2 du volume 2). Les critères de conception suivants sont applicables à tout nouveau puits de surface :

- L'espace intérieur du puits doit être supérieur à 60 cm et la profondeur doit être d'au plus 9 m à partir de la surface du sol;
- Le tubage doit être fait de cylindres de béton revêtus de la marque de conformité NQ 2622-126, de plastique, de maçonnerie de pierres ou de béton poreux;
- Les joints de raccordement doivent être étanches;
- Le puits doit excéder d'au moins 30 cm la surface du sol;
- L'espace annulaire doit être rempli, selon les règles de l'art, au moyen d'un matériau qui assure un scellement étanche et durable sur une épaisseur d'au moins 5 cm, tel un mélange ciment-bentonite, et jusqu'à 1 m de profondeur à partir de la surface du sol; il est important de s'assurer que le matériau scellant ne contribuera pas à libérer des contaminants dans l'eau;
- Une zone non saturée d'une épaisseur minimale de 1 m est préférable afin de minimiser l'infiltration de contaminants à partir de la surface.

8.3.2.4 Critères applicables aux pointes filtrantes

Une pointe filtrante est un ouvrage de captage, généralement peu profond et de faible diamètre, consistant en un tube perforé à bout pointu, enfoncé jusqu'à la nappe phréatique, dans un sol meuble ou de dureté moyenne (voir figure 8-3 du volume 2). À l'instar des puits de surface, une épaisseur de 1m de dépôts meubles non saturés est souhaitable afin de minimiser les risques de contamination provenant de la surface. Les critères de conception suivants sont applicables à toute nouvelle pointe filtrante :

- Le tubage d'une pointe filtrante doit être neuf et avoir un diamètre intérieur d'au plus 8 cm;
- Le tubage d'une pointe filtrante doit excéder d'au moins 30 cm la surface du sol et porter l'une des marques de conformité suivantes : ASTM A53/A 53M-99b (acier), ASTM A 409/A409M-95a (acier inoxydable) ou ASTM F 480-00 (plastique);
- Dans certains cas, l'ajout d'une lanterne de gravier peut être nécessaire afin d'éviter le colmatage de la zone crépinée.

8.3.2.5 Critères applicables aux captages de sources

Un captage de source consiste en un ouvrage aménagé à un endroit où l'eau souterraine fait résurgence à la surface, à flanc de colline par exemple (voir figure 8-4 du volume 2). Il doit normalement être constitué d'un drain horizontal aménagé à faible profondeur, mais à plus d'un mètre de la surface du sol en amont du point naturel de résurgence de manière à capter l'eau avant qu'elle ne fasse surface, et relié à un réservoir à l'intérieur duquel est placée la pompe d'alimentation. L'eau peut aussi être acheminée par gravité. Il existe des règles de l'art relativement à la conception d'un nouveau captage de source. Ces règles sont les suivantes :

- L'aménagement de base d'un captage d'eau de source est constitué d'un drain horizontal de captage, de matériaux d'enrobage, d'un réservoir étanche muni d'un trop-plein, d'un couvercle étanche, d'un drain de nettoyage et d'une ligne de distribution;
- Le tuyau de trop-plein est muni d'un grillage afin d'y empêcher l'entrée des insectes et de la vermine ainsi que pour le protéger des actes de vandalisme;

- Un fossé de dérivation imperméable est creusé à 15 m à l'intérieur de l'aire de protection de manière à dévier les eaux de ruissellement du point de captage;
- Un système de contrôle de débit pour minimiser une sollicitation de la nappe d'eau au-delà des besoins;
- Le choix des matériaux et de l'ouverture des drains doit se faire en fonction de la granulométrie des matériaux en place.

8.3.2.6 Critères applicables aux puits rayonnants

Un puits rayonnant est un caisson central et vertical à partir duquel rayonnent des drains horizontaux, pouvant atteindre une longueur de 20 m, enfoncés dans la formation aquifère. Ils sont aussi communément appelés « puits caisson » et sont utilisés lorsque les débits requis sont très élevés (plusieurs dizaines de milliers de litres à la minute). À l'instar des ouvrages de captage de source, leur usage est peu courant et le *Règlement sur le captage des eaux souterraines* ne prescrit aucun critère de conception pour ce type d'ouvrage de captage. Il existe des règles de l'art pour la construction de tels ouvrages dont les principales sont les suivantes :

- Le diamètre du caisson, construit en béton armé, possède un diamètre d'environ 5 m. Une épaisse couche de béton est coulée dans le fond du caisson à des fins d'imperméabilisation;
- Les drains (ou crépines) dont le nombre excède rarement 12 sont répartis dans différentes directions et à différentes profondeurs à partir du caisson central. Leur configuration doit permettre d'atteindre une capacité maximale;
- Le choix des matériaux et de l'ouverture des drains doit se faire en fonction de la granulométrie des matériaux en place.

8.3.2.7 Critères applicables aux drains horizontaux

Un ouvrage de captage par drains horizontaux consiste en un ou plusieurs drains horizontaux placés dans des excavations sur des matériaux très perméables et à travers desquels l'eau est captée. La recharge doit provenir des précipitations et non d'un cours d'eau de surface, de façon à minimiser les risques de contamination microbiologique. La profondeur maximale de ce type d'ouvrage est d'environ 8 m. À l'instar des puits de surface et des captages de sources, les drains horizontaux doivent être installés à plus d'un mètre de la surface du sol afin de minimiser l'infiltration de contaminants provenant de la surface. Ce type de captage est utilisé lorsque l'épaisseur de l'aquifère ne permet pas d'obtenir le débit voulu par des puits verticaux ou dans les cas où l'eau en profondeur est saline ou de mauvaise qualité (fer, manganèse). Les règles de l'art qui suivent, sans être limitatives, sont applicables à la conception de tels ouvrages :

- L'eau captée par les drains collecteurs est dirigée dans une fosse dont le niveau inférieur se trouve en-dessous des drains; elle est ensuite acheminée à la surface par gravité ou par un système de pompage;
- Les drains horizontaux sont enrobés d'un matériau filtrant granulaire dont la conductivité hydraulique est supérieure à celle des matériaux sous-jacents;
- Les ouvertures des drains crépinés doivent être suffisamment petites pour empêcher l'entrée du matériau filtrant granulaire;
- La vitesse d'entrée de l'eau dans les drains doit être inférieure à 0,03 m/s.

8.3.2.8 Précautions concernant la localisation d'un ouvrage de captage

Avant de procéder aux travaux, des précautions minimales doivent être prises concernant la localisation d'un ouvrage de captage. Le *Règlement sur le captage des eaux souterraines* introduit des normes de distance par rapport aux systèmes de traitement d'eaux usées. Les exigences diffèrent selon que l'ouvrage de captage dessert une ou plusieurs résidences. Ainsi, il est interdit d'aménager à moins de 30 m d'un système de traitement d'eaux usées un ouvrage de captage d'eau souterraine desservant plus d'une résidence. Par ailleurs, il est interdit d'aménager tout ouvrage de captage individuel à moins de 15 m d'un système étanche de traitement d'eaux usées et à moins de 30 m de tout système non étanche de traitement d'eaux usées. Lorsque cette distance ne peut être respectée, il est permis de la réduire à 15 m si l'ouvrage de captage individuel consiste en un puits tubulaire dont l'espace annulaire est scellé à l'aide d'un mélange ciment-bentonite sur au moins 5 m de profondeur.

Par ailleurs, en plus des exigences réglementaires, les ouvrages de captage d'eau destinée à la consommation humaine devraient être situés dans la partie haute du terrain. Une distance minimale de 10 m doit séparer l'ouvrage de captage d'un cours d'eau.

Enfin, il existe des restrictions relativement à la localisation d'un ouvrage de captage par rapport à une zone inondable. En effet, il est interdit d'aménager un nouvel ouvrage de captage dans une zone à récurrence 0-20 ans, à moins que ce soit dans le but de remplacer un ouvrage existant. Dans un tel cas, il est permis d'aménager un puits tubulaire dont l'espace annulaire est scellé conformément aux prescriptions décrites à la section 8.3.2.2. Par ailleurs, dans les zones de récurrence 20-100 ans, il n'est permis d'aménager un ouvrage de captage que s'il s'agit d'un puits tubulaire dont l'espace annulaire est scellé conformément aux prescriptions de la section 8.3.2.2. Dans les deux cas, le tubage doit excéder la surface du sol d'une hauteur suffisante pour éviter une éventuelle immersion, soit au-dessus de la cote vicennale.

8.3.2.9 Ouvrages de captage existants

Il n'est pas facile de vérifier l'étanchéité des ouvrages de captage existants puisque les détails de conception de ceux-ci ne sont pas souvent disponibles. Cependant, une vérification visuelle des conditions de surface à proximité de l'ouvrage permet, au besoin, d'apporter des améliorations (couvert adéquat, finition du sol autour de l'ouvrage de captage, clôture, etc.) qui assurent la protection et l'étanchéité. La responsabilité de faire ces vérifications incombe au propriétaire de l'ouvrage de captage.

8.3.3 Aire d'alimentation et aires¹ de protection autour des ouvrages de captage

Malgré toutes les précautions prises lors de l'aménagement et de la modification d'un ouvrage de captage, des contaminants peuvent atteindre la zone de captage à partir d'une source éloignée de contamination par les mécanismes d'écoulement de l'eau et de transport de contaminants dans les milieux aquifères. Les concepts d'aire d'alimentation, d'aires de protection autour des

¹ Dans le *Règlement sur la qualité de l'eau potable*, on fait mention de périmètres de protection pour parler des aires de protection.

ouvrages de captage et de vulnérabilité des eaux souterraines ont été introduits dans le *RQEP* afin d'intégrer les principaux paramètres hydrogéologiques gouvernant le transport de contaminants. Il est à noter que le *RQEP* n'oblige pas la détermination des aires de protection. Cependant, le *Règlement sur le captage des eaux souterraines* fixe l'obligation de déterminer l'aire d'alimentation et les aires de protection rapprochée (200 et 550 jours) pour les lieux de captage destinés à fournir une alimentation en eau potable et dont le débit moyen d'exploitation (généralement la capacité installée) est supérieur à 75 m³/jour.

Ainsi, aux fins de l'application du *RQEP*, lorsque les eaux délivrées par un système de distribution proviennent en tout ou en partie d'eaux souterraines non désinfectées et vulnérables, le responsable du système est tenu : 1) de vérifier la présence des bactéries *Escherichia coli*, des bactéries entérocoques et des virus coliphages; 2) de faire prélever mensuellement au moins un échantillon des eaux brutes qui approvisionnent le système. Pour l'application de cet article, les eaux souterraines sont considérées comme vulnérables lorsque :

- Après évaluation, selon la méthode DRASTIC (voir section 8.3.4 du volume 2), ces eaux ont un indice de vulnérabilité supérieur à 100 dans les aires de protection rapprochée, à l'intérieur de l'aire d'alimentation du lieu de captage, établies sur la base d'un temps de migration des eaux souterraines de 550 jours pour une protection virologique et de 200 jours pour une protection bactériologique;
- Dans les aires de protection rapprochée susmentionnées, se trouvent des ouvrages ou des activités susceptibles d'altérer la qualité microbiologique des eaux souterraines, tels que des systèmes de traitement d'eaux usées, des ouvrages ou lieux d'entreposage ou d'épandage de déjections animales ou de compost de ferme, des cours d'exercice d'animaux d'élevage, etc.

Dans l'ordre, il importe donc d'abord de déterminer l'aire d'alimentation de l'ouvrage de captage. Par la suite, à l'intérieur de cette aire d'alimentation, les aires de protection rapprochée équivalent aux temps de migration de 200 et 550 jours sont délimitées. Finalement, les zones où les indices de vulnérabilité DRASTIC supérieurs à 100 sont identifiées à l'intérieur de ces aires de protection rapprochée.

Cette section a pour objectif de guider les consultants, les municipalités ainsi que les représentants des bureaux régionaux dans la détermination de l'aire d'alimentation et des aires de protection autour des ouvrages de captage d'eau souterraine. Elle remplace le guide intitulé *Les périmètres de protection autour des ouvrages de captage d'eau souterraine* publié en 1995 en tenant compte de l'évolution des connaissances hydrogéologiques et des modifications rendues nécessaires par l'adoption du nouveau *Règlement*. Par ailleurs, la section 8.3.4 du volume 2 guidera les intervenants dans la détermination des indices de vulnérabilité DRASTIC.

Les définitions suivantes clarifient les notions hydrogéologiques nécessaires à la compréhension de cette section.

Aire d'alimentation : Portion du territoire à l'intérieur de laquelle toute l'eau souterraine qui y circule aboutira tôt ou tard au point de captage. Elle s'étend jusqu'à la ligne de partage des eaux.

Ceinture d'alerte : Programme de surveillance de la qualité de l'eau souterraine mis en place afin de détecter une contamination à une distance suffisamment grande du point de captage pour permettre une intervention rapide et efficace avant que celle-ci n'atteigne l'ouvrage de captage.

Milieu anisotrope : Milieu où les valeurs des propriétés hydrauliques varient en fonction de la direction.

Milieu isotrope : Milieu où les valeurs des propriétés hydrauliques sont indépendantes de la direction.

Milieu hétérogène : Milieu où les valeurs des propriétés hydrauliques varient en fonction de la position spatiale du point de mesure.

Milieu homogène : Milieu où les valeurs des propriétés hydrauliques sont indépendantes de la position spatiale du point de mesure.

Nappe captive : Une nappe d'eau souterraine se trouve en condition de nappe captive lorsqu'elle est confinée sous une couche imperméable. Dans ces conditions, le niveau hydrostatique s'élève au-dessus du toit de la nappe. Une nappe captive est généralement peu vulnérable à la contamination.

Nappe libre : Une nappe d'eau souterraine se trouve en condition de nappe libre lorsqu'elle n'est pas recouverte d'une couche imperméable. Dans ces conditions, le niveau hydrostatique se trouve soit au niveau du toit de la nappe ou plus bas. Une nappe libre est généralement plus vulnérable à la contamination qu'une nappe captive.

Aire de protection : Une aire de protection délimite une portion de territoire autour d'un ouvrage de captage à l'intérieur duquel des contaminants, s'ils y sont présents, peuvent migrer et éventuellement le contaminer. Les aires de protection d'un ouvrage de captage incluent l'aire de protection immédiate, les aires de protection rapprochée et l'aire de protection éloignée.

Aire de protection immédiate : L'aire de protection immédiate englobe un rayon minimal de 30m autour d'un ouvrage de captage où une protection maximale doit être accordée aux eaux souterraines. Cette aire peut présenter une superficie moindre selon les prescriptions du *RCES* (art. 24). À l'intérieur de cette aire de protection, seules les activités essentielles à l'exploitation de l'ouvrage de captage sont tolérées. Une clôture sécuritaire d'une hauteur minimale de 1,8 m doit être installée aux limites de ce périmètre, sauf si la capacité de l'ouvrage de captage est inférieure à 75 m³/j ou que l'ouvrage de captage est situé en zone inondable. Une affiche doit y être apposée indiquant la présence d'une source d'eau souterraine destinée à la consommation humaine. La finition du sol, à l'intérieur de l'aire de protection immédiate, doit être réalisée de façon à prévenir le ruissellement de l'eau.

Aires de protection rapprochée : Les aires de protection rapprochée correspondent aux portions de l'aire d'alimentation délimitées en employant des temps de migration de 200 jours

(protection contre les risques bactériologiques) et de 550 jours (protection contre les risques virologiques).

Aire de protection éloignée : L'aire de protection éloignée correspond à la distance théorique, à parcourir par l'eau, menant à l'ouvrage de captage équivalent à un temps de transfert suffisant pour protéger l'ouvrage de captage contre les substances polluantes persistantes (notamment les nitrates et les pesticides). Il doit inclure toute l'aire d'alimentation de l'ouvrage de captage.

Temps de migration : Temps requis pour transporter un contaminant de sa source au point de captage. Il varie en fonction de la nature du contaminant et des conditions hydrogéologiques du milieu. Les temps de migration permettent de subdiviser l'aire d'alimentation en différentes aires de protection en fonction de la nature des contaminants.

Zone d'appel : Portion de la zone d'influence à l'intérieur de laquelle l'ensemble des lignes de courant se dirigent vers l'ouvrage de captage d'eau souterraine.

Les principes généraux, les facteurs influençant la détermination des aires de protection et des exemples d'application sont présentés à l'annexe 8.3.

8.4 Recharge artificielle de la nappe

8.4.1 Description

La recharge artificielle constitue un moyen de suppléer ou d'augmenter l'infiltration naturelle dans un aquifère. L'infiltration d'une eau de surface peut se faire directement à partir de la rivière (*River Bank Filtration*) ou de bassins artificiels dans lesquels une eau de surface est introduite. Lors de son séjour dans le sol, l'eau subit l'effet de différents phénomènes naturels (filtration, adsorption, sédimentation, biodégradation, échange ionique, etc.) qui modifient ses caractéristiques biologiques et physico-chimiques. La qualité de l'eau utilisée pour la recharge est ainsi généralement améliorée. L'eau souterraine est recueillie à partir de puits ou de drains selon la configuration du site et de l'hydrogéologie résultante.

8.4.2 Conditions d'application

Dans le contexte réglementaire québécois, la recharge artificielle de la nappe phréatique est principalement intéressante dans les cas où un aquifère naturel n'a pas la capacité de production désirée et qu'une source d'eau de surface de bonne qualité est disponible à proximité de l'aquifère. La recharge artificielle de la nappe permet alors d'augmenter considérablement sa capacité d'extraction ainsi que la qualité de l'eau de surface infiltrée. Il faudra par contre caractériser le puits afin de s'assurer que la recharge artificielle de la nappe ne le rendra pas sous influence directe de l'eau de surface. En fonction de la qualité de l'eau puisée, qui tient compte de l'efficacité du traitement naturel et de la dilution avec l'eau souterraine, il est possible que seule une désinfection soit requise. Dans ce contexte, la construction et l'exploitation d'une usine de traitement complet pourraient être évitées.

Notons également que les limites supérieures de qualité de l'eau brute utilisée pour la recharge artificielle ne sont pas encore très bien connues.

8.4.3 Balises de conception

Bien que cette méthode d'accroissement de la ressource soit peu utilisée au Québec et qu'aucun critère de conception ne soit reconnu, on peut dégager des expériences américaine et européenne les lignes directrices suivantes :

- Le temps de séjour dans le sol est le paramètre de conception le plus important lorsqu'il s'agit d'améliorer la qualité de l'eau infiltrée. Un temps de séjour minimal de 3 à 5 jours (mais préférablement de 10 à 20 jours) devrait être considéré si on veut réduire la turbidité, le COD ainsi que le contenu microbien (en Europe des temps de séjour de l'ordre de 150 jours sont courants);
- Un sol fin permettra d'atteindre le niveau de traitement recherché beaucoup plus rapidement qu'un sol grossier. Dans la recherche de site propice, il faut donc concilier la capacité hydraulique du sous-sol et l'efficacité de traitement atteinte;
- L'usage d'au moins deux bassins de recharge est recommandé afin de permettre la mise au repos et une récupération partielle du colmatage biologique. L'emploi de plusieurs bassins facilite le contrôle du colmatage (raclage de surface) et les grandes surfaces disponibles permettent de réduire la fréquence d'entretien à quelques fois par année. L'emploi d'un sable de granulométrie spécifique en surface des bassins permet de mieux contrôler la profondeur de colmatage;
- Le taux d'infiltration devra être déterminé par une étude hydrogéologique ainsi qu'une modélisation des écoulements souterrains pour les débits importants ou être testé sur place.

Dans le cas de petites installations existantes de captage d'eau souterraine, il est préférable de tester la recharge artificielle directement sur le terrain sous les conditions suivantes :

- Pomper l'eau de surface au débit et à l'endroit prévu pour la recharge;
- La qualité de l'eau de surface doit correspondre à celle attendue lors des périodes de recharge (conditions moyennes);
- La durée de l'essai doit être suffisante pour atteindre des conditions d'équilibre dans l'écoulement souterrain au droit de l'ouvrage de captage;
- Caractériser l'eau captée avant et pendant la recharge artificielle.

Pour les cas de recharge plus importante, se référer à la section 8.4 du volume 2 qui présente une approche théorique combinée à la réalisation d'essais en colonne.

8.5 Déferrisation et/ou démanganisation

La présence de fer et de manganèse dans les sources d'approvisionnement en eau potable n'est pas souhaitable pour un certain nombre de raisons qui ne sont pas liées directement à la santé. Les sels de fer et de manganèse dans les eaux souterraines sont instables; ils réagissent avec l'eau pour former des précipités insolubles qui sédimentent sous la forme d'un limon de couleur

rouille (fer) ou noire (manganèse). Il arrive souvent que l'eau prenne alors un goût désagréable et paraisse impropre à la consommation; elle peut tacher la lessive et les accessoires de plomberie. Dans le réseau de distribution, le fer et le manganèse peuvent sédimenter dans les conduites et réduire leur capacité hydraulique. Ils peuvent aussi promouvoir la croissance des ferrobactéries et manganobactéries; ce sont des micro-organismes qui tirent leur énergie de l'oxydation du fer et du manganèse respectivement. Ce phénomène conduit au dépôt d'une pellicule biologique sur la paroi des conduites d'aqueduc. Ces problèmes apparaissent ordinairement lorsque la concentration du fer dépasse 0,3 mg/L et lorsque la concentration de manganèse dépasse 0,02 mg/L. Pour le manganèse, la recommandation est de 0,05 mg/L parce qu'il est difficile d'éliminer le manganèse sous cette valeur.

8.5.1 Par oxydation et filtration

Les procédés de traitement d'élimination du fer et du manganèse qui suivent sont basés sur l'oxydation des formes réduites dissoutes (Fe^{2+} et Mn^{2+}) en formes insolubles ferriques (Fe^{3+}) et manganiques (Mn^{4+}) grâce à une réaction d'oxydoréduction. Ces formes insolubles sont ensuite retenues sur un milieu filtrant granulaire. La première étape de traitement est donc celle d'oxydation. En fonction des caractéristiques de l'eau brute, différents modes de traitement peuvent être envisagés. Le choix d'un procédé approprié sera déterminé à partir d'études approfondies et d'essais pilotes pour assurer l'efficacité du traitement et fixer les critères de conception optimaux.

8.5.1.1 Aération

Description du procédé

L'aération permet de mélanger l'air à l'eau pour favoriser les réactions d'oxydation, enlever les gaz dissous ou éliminer les goûts et odeurs. L'aération suit les lois de l'échange gaz-liquide, c'est-à-dire les lois de Henry, de Dalton et des gaz parfaits ainsi que les théories de Witman et Lewis pour le transfert des solutés à travers une interface air-liquide.

Champs d'application

L'aération peut être installée en tête de la chaîne de traitement de l'eau comme étape de pré-oxydation. Cette aération est nécessaire lorsque l'eau présente une carence en oxygène et permet alors, soit :

- D'oxyder des éléments réduits, tels les ions ferreux;
- D'augmenter la teneur en oxygène dans l'eau (améliorer le goût, éviter la corrosion des conduites métalliques en formant une couche protectrice);
- D'éliminer des gaz indésirables (H_2S , CO_2 libre, sursaturation en oxygène, composés organiques volatils, etc.).

En comparant les potentiels d'oxydoréduction du fer et du manganèse, on constate que le fer peut être oxydé facilement par l'oxygène de l'air tandis que le manganèse ne l'est qu'à un pH alcalin. L'aération peut aussi faire partie intégrante d'une étape de traitement spécifique et se trouver alors au milieu de la chaîne du traitement de l'eau. Enfin, l'aération peut compléter la chaîne de

traitement de l'eau afin de la rendre plus agréable au goût. Elle se situe alors avant la réserve d'eau traitée et sa distribution dans le réseau.

L'aération permet aisément l'oxydation du fer s'il n'est pas à l'état complexé soit par la matière organique (acides humiques) ou par la silice dissoute.

Critères de conception

Dispersion de l'eau dans l'air

Dans ces systèmes, on provoque artificiellement la turbulence de l'eau. Une bonne dispersion de l'eau est nécessaire afin d'accroître l'interface air-eau permettant l'échange de gaz. Parmi les procédés utilisant la dispersion de l'eau dans l'air, notons les cascades, les plateaux, les masses de contact et la pulvérisation. Le tableau 8-2 suivant présente les principales caractéristiques et critères de conception de ces procédés.

Tableau 8-2 : Caractéristiques et critères de conception pour la dispersion de l'eau dans l'air

Cascade	Plateau	Masse de contact	Pulvérisation
Description			
Créer une bonne turbulence à l'aide d'une chute en cascades sur plusieurs paliers	Écoulement de l'eau par gravité sur une série de plateaux perforés ou en pente	Tour de garnissage avec écoulement à contre-courant de l'air et de l'eau (anneaux Raschig, Pall, etc.)	Tuyères fixées sur les collecteurs d'eau (utilisées surtout en dégazage et oxygénation de l'eau; peuvent être combinées aux cascades)
Critères de conception			
Hauteur de chaque palier : 30 à 80 cm Vitesse d'approche : 25 m/h et plus	Distribution sur le plateau de tête : Uniforme Nombre d'unités : 3 à 5 plateaux Écart entre les plateaux : 15 cm ou plus Charge superficielle : moins de 12 m ³ /m ² /h Taille des perforations : entre 1,2 et 5 cm distancées de 7,5 cm	Vitesse de l'eau : de 10 à 50 m ³ /m ² /h Vitesse de l'air : de 1500 à 2000 N.m ³ /m ² /h Hauteur de garnissage : de 1500 à 3000 mm Autres éléments de conception : Fabricants et fournisseurs	Débits : selon modèle retenu (mais débit stable) Autres éléments de conception : Fabricants et fournisseurs

La température de l'eau et de l'air auront une grande influence sur l'efficacité du transfert. De plus, les eaux aérées doivent subir une désinfection adéquate avant distribution.

Dispersion de l'air dans l'eau

Dans ces systèmes, l'air est injecté dans la masse d'eau à aérer. Encore une fois, une bonne dispersion de l'air est nécessaire afin d'accroître l'interface air-eau permettant l'échange de gaz. Parmi les procédés utilisant la dispersion de l'air dans l'eau, notons les diffuseurs et l'aération sous pression. Le tableau 8-3 suivant présente les principales caractéristiques de ces procédés.

Tableau 8-3 : Caractéristiques pour la dispersion de l'air dans l'eau

	Diffuseurs	Aération sous pression
<i>Description</i>	Injection d'air sous pression dans une masse liquide	Injection d'air dans une conduite sous pression
<i>Type d'injecteur</i>	1) Dispositif déprimogène 2) Réseau de diffuseurs dans un réservoir d'aération (fines, moyennes ou grosses bulles)	Pot mélangeur
<i>Rendement</i>	Dépend du type de diffuseur et de son coefficient de transfert	1) À utiliser seulement pour fins d'oxydation suite à des essais de traitabilité 2) Filtres en aval doivent être équipés de soupapes de soulagement 3) L'air doit être débarrassé des contaminants (fumée, poussières, vapeurs, etc.)

Données requises pour la conception

Pour la conception de l'aération, il est nécessaire de connaître : la température de l'air et de l'eau, la concentration des éléments à éliminer ou à oxyder et le débit d'air à injecter (si on utilise la diffusion de l'air dans l'eau).

Autres éléments de conception

Afin de compléter la conception de l'aération, il faut tenir compte des éléments suivants :

- Il existe sur le marché de nombreux types d'aérateurs. D'autres méthodes d'aération peuvent être acceptées pourvu que leur application soit justifiée par des essais pilotes ou des caractéristiques particulières des eaux à traiter;
- Des essais pilotes peuvent être nécessaires pour déterminer certains paramètres de fonctionnement;
- Quand la décharge du système débouche directement dans l'atmosphère, le système d'aération (tour, cascades, etc.) doit être installé dans une enceinte fermée munie de louves et facilement accessible pour fins d'inspection et d'entretien;
- Protéger adéquatement contre les oiseaux et insectes les systèmes d'aération où les eaux aérées ne subissent qu'une simple chloration avant d'être distribuées;
- Une conduite de contournement doit être prévue sur chaque unité d'aération.

8.5.1.2 Oxydation chimique

Description du procédé

Les oxydants chimiques jouent le même rôle que l'aération en ce qui a trait à l'oxydation des éléments réduits comme les ions ferreux. La combinaison avec l'étape d'aération est toutefois intéressante puisque la demande en oxydant chimique peut être abaissée grâce à l'action préalable de l'oxygène de l'air sur les composés réducteurs, volatils ou autres.

Champs d'application

Les oxydants chimiques forts autres que l'oxygène de l'air permettent d'oxyder à la fois le fer et le manganèse dissous.

Critères de conception

Les différents oxydants forts susceptibles d'être utilisés dans un traitement de déferrisation et/ou de démanganisation sont présentés dans le tableau 8-4 suivant.

Tableau 8-4 : Critères de conception utilisés en oxydation chimique

<i>Oxydant</i>	Chlore	Permanganate de potassium	Ozone	Bioxyde de chlore
<i>Dose stœchiométrique</i> ⁽¹⁾				
<i>Par g de Fe</i>	0,63 g de Cl ₂	0,94 g de KMnO ₄	0,43 g d'ozone	1,21 g de ClO ₂
<i>Par g de Mn</i>	1,3 g de Cl ₂	1,9 g de KMnO ₄	0,87 g d'ozone	2,45 g de ClO ₂
<i>Critères de conception</i>				
<i>Temps de rétention</i> ⁽²⁾	Plus de 2 minutes	De quelques secondes à 3 minutes	Dépend du type d'ozonateur (voir chapitre 10)	Moins de 5 minutes
<i>Point d'injection</i>	En amont des filtres	En amont des filtres	En amont des filtres	En amont des filtres
<i>Éléments à considérer</i>				
<i>Dosage</i>	-Tenir compte des autres éléments qui peuvent être oxydés par le chlore (matières organiques dissoutes, hydrogène sulfuré, ammoniac, etc.)	-Comme pour le chlore, tenir compte des autres éléments qui peuvent être oxydés par le permanganate de potassium -Dosage précis car l'excédent est très visible (teinte rose si > 0,05 mg/L) et doit être enlevé par un agent réducteur (sable vert, charbon actif, SO ₂ , etc.)	-Comme pour le chlore, tenir compte des autres éléments qui peuvent être oxydés par l'ozone	

⁽¹⁾ La dose finale devra être ajustée en tenant compte des autres éléments qui peuvent consommer l'oxydant retenu : azote ammoniacal, sulfures, etc.

⁽²⁾ Dépend de la température et des conditions de pH de l'eau à traiter

Autres éléments de conception

Afin de compléter la conception de l'oxydation chimique, il faut tenir compte des éléments suivants :

- Des essais de traitabilité peuvent être réalisés afin de déterminer les doses optimales et les temps de contact nécessaires pour compléter l'oxydation du fer et du manganèse;
- Le peroxyde d'hydrogène peut aussi être utilisé mais son temps de réaction est plus long que celui des autres oxydants;
- Le temps de résidence dans le réacteur doit permettre la réaction complète;
- Les cinétiques d'oxydation sont plus rapides à pH et température élevés;
- Le fer et le manganèse peuvent être complexés par la matière organique, ce qui peut mener à l'inhibition de la réaction d'oxydation du fer et du manganèse;
- La présence d'oxygène dissous peut accélérer la cinétique d'oxydation;
- L'alcalinité a un pouvoir tampon sur le pH, mais si l'eau a un caractère incrustant, elle peut retarder la réaction d'oxydation.

8.5.1.3 Filtration sur sable vert

Description du procédé

Le sable vert est un média manufacturé qui permet l'adsorption ou la filtration physique du fer et du manganèse ou encore l'oxydation catalytique du manganèse, selon le mode d'opération qui est choisi. Le sable vert est constitué d'un matériau minéral (la glauconite) qui est recouvert en usine d'une couche d'oxyde de MnO_2 . En plus de conférer au sable vert son pouvoir catalytique, l'oxyde de manganèse possède un pouvoir tampon qui permet de stabiliser le procédé lors des variations de concentration de minéraux ou d'oxydants dans l'eau à traiter. De fait, en cas de carence d'oxydants, le sable vert adsorbe en surface le fer et/ou le manganèse qui n'a pas été oxydé. Lorsque le dosage de KMnO_4 excède les besoins, le KMnO_4 résiduel est capté par la couche d'oxyde de manganèse, évitant ainsi l'apparition d'une teinte rosâtre à l'eau filtrée.

La filtration sur sable vert peut être exploitée selon trois modes d'opération :

- la régénération intermittente au KMnO_4 ;
- la régénération continue au KMnO_4 ;
- l'oxydation catalytique.

Régénération intermittente au KMnO_4

Ce mode d'opération ne nécessite l'injection d'aucun oxydant avant l'étape de filtration sur le sable vert. Le fer et le manganèse dissous sont adsorbés sur la couche de MnO_2 . Lorsque la capacité d'adsorption du sable vert est atteinte, une régénération du pouvoir adsorbant du média à l'aide d'une solution de KMnO_4 concentrée est nécessaire. Durant cette étape, le filtre doit être mis hors service et un rétrolavage à l'eau est effectué.

Régénération continue au KMnO_4

Ce mode d'opération consiste à provoquer l'oxydation complète du fer et du manganèse avec du KMnO_4 préalablement à la filtration sur le sable vert. Dans ce contexte, ce dernier agit principalement comme simple média filtrant. Son pouvoir tampon est cependant mis à contribution pour garantir la stabilité du procédé, tel que mentionné au début de cette section. Un oxydant complémentaire (chlore, oxygène, etc.) peut également être employé en combinaison avec le KMnO_4 . Après un certain temps de filtration, ou lorsque la perte de charge est trop élevée, un rétrolavage à l'eau doit être réalisé.

Oxydation catalytique

Ce dernier mode d'opération exploite le pouvoir catalytique du sable vert. Le processus d'oxydation du manganèse est réalisé en plusieurs étapes. Dans un premier temps, du chlore est dosé à l'eau brute en quantité suffisante pour obtenir un résiduel de 0,5 mg/L ou plus à l'effluent du filtre. L'eau brute contenant le manganèse dissous et une certaine concentration en chlore est, par la suite, filtrée sur le sable vert qui adsorbe le manganèse dissous. Finalement, après un temps très court, le manganèse est oxydé par le chlore en mettant à profit le MnO_2 catalyseur qui permet de diminuer l'énergie nécessaire à l'oxydation du manganèse. Après un certain temps de filtration, ou lorsque la perte de charge est trop élevée, un rétrolavage à l'eau doit être réalisé.

Critères de conception

Données requises pour la conception

En plus des paramètres cités aux tableaux 6-1 (paramètres de base pour l'eau brute) et 6-2 (paramètres de contrôle de l'eau brute), il serait bon d'inclure les paramètres suivants :

- Silice (mg/L Si O₂)
- Potentiel redox (mV)
- Oxygène dissous (mg/L O₂)
- Ferro et manganobactéries (UFC/100 ml)

La silice, lorsqu'en quantité moindre que 10 mg/L SiO₂, peut amener la couche d'oxyde de manganèse à se détériorer prématurément. L'oxygène dissous et le potentiel redox permettent d'apprécier l'état réducteur ou oxydant de l'eau souterraine. Finalement, la présence des ferro et manganobactéries donne des indications sur le pouvoir colmatant de l'eau dans le puits à plus ou moins court terme.

Critères de conception

Le tableau 8-5 suivant présente les critères de conception d'un filtre à sable vert :

Tableau 8-5 : Critères de conception pour la filtration sur sable vert

Paramètres	Régénération intermittente	Régénération continue	Oxydation catalytique
Taux de filtration maximal admissible (m/h)	15 m/h	10 m/h	20 m/h
Expansion du lit filtrant lors du lavage	40%	40%	40%
Limite d'application	Non chiffrée : manganèse seul ou avec très peu de fer	Fer<10 mg/L Mn<5 mg/L H ₂ S<2 mg/L	Non chiffrée : manganèse seul ou avec très peu de fer
Type de média filtrant et profondeur minimale	Sable vert seul 600 à 900 mm d ₁₀ de 0,3 à 0,35 mm	Anthracite: 400-900 mm, d ₁₀ 0,6-0,8 mm Sable vert: 400-600 mm, d ₁₀ 0,3-0,35 mm	
Essai de traitabilité	Au besoin	Au besoin	1 semaine minimum requis

Le concepteur doit aussi tenir compte des spécifications mentionnées à la section 9.9 en ce qui concerne les accessoires requis en filtration (pompes de lavage, planchers perforés, compresseur et autres). Il doit aussi prévoir l'installation des points d'échantillonnage minimaux suivants afin de faire le suivi du fer et du manganèse :

- À l'eau brute;
- À l'eau oxydée (avant chaque filtre);

- À l'interface de l'anthracite et du sable vert le cas échéant (pour chaque filtre);
- Au milieu du sable vert (pour chaque filtre);
- À l'effluent (chaque filtre).

Autres éléments de conception

Le concepteur peut prendre en considération les éléments suivants dans la conception des filtres sur sable vert :

- Le récurage à l'air est préférable pour éviter la formation de boules de boue dans le média (régénération en continu) ou le grossissement du grain de sable vert (régénération intermittente et oxydation catalytique);
- Le taux de lavage à l'eau suit les recommandations du fabricant. Il doit être ajusté selon la température de l'eau pour obtenir l'expansion désirée;
- Un détecteur d'eau rose doit être installé à l'effluent des filtres si la régénération en continu est utilisée et particulièrement si le filtrat est dirigé directement dans l'aqueduc sans passer par un réservoir (tampon);
- Dans tous les cas, les eaux de procédé doivent être caractérisées et traitées adéquatement avant d'être rejetées dans un cours d'eau;
- La perte de charge maximale admissible est de 60 kPa pour éviter que la couche de MnO_2 ne craque. Un détecteur de perte de charge est recommandé lorsque la concentration en fer et en manganèse est élevée (régénération en continu);
- Si la concentration en fer dépasse 5 mg/L et celle de manganèse dépasse 1 mg/L, la décantation avec ou sans aération et rétention devient essentielle car la fréquence de rétrolavage devient trop importante;
- Un essai de traitabilité est souhaitable pour la régénération en continu ou intermittente, afin de déterminer les paramètres d'opération et pour adapter les pré-traitements et les post-traitements à la qualité de l'eau brute.

Fournisseurs

Le seul fabricant connu de sable vert en Amérique du Nord est la compagnie *Inversand*.

8.5.1.4 Filtration sur sable avec ou sans anthracite

Description du procédé

Pour certains types d'eau, la déferrisation et la démanganisation peuvent être réalisées par une filtration sur sable ou sur sable et anthracite après une oxydation par aération (section 8.5.1.1) ou par un oxydant chimique (section 8.5.1.2). Ce procédé peut être effectué par filtration sous pression ou gravitaire.

Champs d'application

La filtration sur sable avec ou sans anthracite peut se faire lorsque les concentrations de fer et de manganèse sont faibles ($\text{Fe} < 5,0 \text{ mg/L}$ et $\text{Mn} < 0,1 \text{ mg/L}$).

Critères de conception

Le tableau 8-6 suivant présente les critères de conception pour les filtres à sable avec ou sans anthracite utilisés pour la séparation du fer et du manganèse oxydés.

Tableau 8-6 : Critères de conception pour les filtres à sable avec ou sans anthracite

	Filtre à sable	Filtre à sable avec anthracite
<i>Vitesse de filtration</i>	4 à 12 m/h	5 à 15 m/h
<i>Milieu filtrant</i>	Sable : Hauteur : 800 à 1200 mm Diamètre effectif : 0,75 à 0,95 mm	Sable : Hauteur : 300 à 500 mm Diamètre effectif : 0,55 à 0,75 mm Anthracite : Hauteur : 500 à 800 mm Diamètre effectif : 0,90 à 1,70 mm

Autres éléments de conception

En plus des autres éléments de conception indiqués pour les filtres sur sable vert (section 8.5.1.3), les éléments suivants sont à considérer :

- Les cycles sont d'une durée d'au moins 24 heures;
- Les lavages sont plus efficaces s'ils sont effectués simultanément à l'eau et à l'air;
- Pour certains types d'eaux, l'ajout d'un coagulant ou floculant permet d'améliorer la qualité de l'eau traitée;
- Les données requises pour la conception sont les mêmes que pour les filtres sur sable vert (section 8.5.1.3).

8.5.1.5 Filtration sur média conditionné

Description du procédé

Le média conditionné est un média similaire au sable vert, mais dont le mode de fabrication diffère. Le support utilisé peut être du sable ou de l'anthracite de granulométrie contrôlée. Le ou les médias sélectionnés sont installés dans le système de filtration où ils reçoivent, avant leur mise en service, un traitement chimique contenant du permanganate de potassium ainsi qu'un agent fixatif servant à conditionner le média. Ce traitement chimique provoque la précipitation d'oxyde de manganèse directement sur les grains de média en place. Les réactions d'adsorption et d'oxydation qui prévalent sur ce type de média sont donc similaires à celles du sable vert.

L'efficacité du média conditionné dépend de la densité d'oxyde de manganèse précipité sur les grains de média. En pratique, la période de conditionnement chimique doit être d'au moins 24 heures pour obtenir une densité d'oxyde de manganèse adéquate.

Le média conditionné peut être placé à l'intérieur : (1) de différents systèmes de filtration dont les filtres à sable sous pression standards; (2) des réservoirs ouverts à l'atmosphère à plusieurs compartiments, ce qui permet le lavage d'un compartiment du filtre en utilisant l'eau filtrée des trois autres compartiments du filtre.

Champs d'application

Les conditions d'application sont similaires à celles du sable vert (section 8.5.1.3) et doivent tenir compte des autres constituants de l'eau et des concentrations en fer et en manganèse. De façon générale, l'oxydation chimique du manganèse a tendance à générer un précipité colloïdal

très difficile à filtrer. Pour cette raison, plus le média filtrant sera fin, meilleur sera la qualité de l'effluent. Des installations de dosage d'aide coagulant sont également systématiquement demandées lorsque du manganèse est présent dans l'eau brute afin de garantir le succès du traitement. Inversement, le fer oxydé s'adsorbe facilement sur le média et a tendance à le colmater très rapidement. On favorisera alors l'emploi d'un média plus grossier (anthracite).

Critères de conception

Le choix des médias est intimement relié à la nature de l'eau à traiter. Le tableau 8-7 suivant donne les principaux critères de conception selon le média choisi et la quantité de fer et de manganèse dans l'eau brute :

Tableau 8-7 : Critères de conception pour la filtration sur média conditionné

	Média conditionné seul	Sable et anthracite conditionné
Vitesse de filtration	5 à 7,5 m/h	7,5 m/h
Fe + Mn = 0 à 3 mg/L	Sable seul : (Fe + Mn < 2 mg/L) Hauteur : 600 mm Diamètre effectif : 0,45 à 0,55 mm Anthracite seul : Hauteur : 600 mm Diamètre effectif : 0,6 à 0,8 mm	Sable : Hauteur : 300 mm Diamètre effectif : 0,45 à 0,55 mm Anthracite : Hauteur : 300 à 460 mm Diamètre effectif : 0,6 à 0,8 mm
Fe + Mn = 3 à 5 mg/L		Sable : Idem Anthracite : Hauteur : 300 à 460 mm Diamètre effectif : 0,80 à 1,0 mm
Fe + Mn = 5 à 6 mg/L		Sable : Idem Anthracite : Hauteur : 300 à 460 mm Diamètre effectif : 1,0 à 1,20 mm

Autres éléments de conception

En plus des autres éléments de conception indiqués pour les filtres sur sable vert (section 8.5.1.3), les éléments suivants sont à considérer :

- Les données requises pour la conception sont les mêmes que pour les filtres sur sable vert (section 8.5.1.3);
- Le fournisseur recommande l'injection systématique de permanganate de potassium en amont de l'*Anthra/sand*, avec ou sans chloration;
- L'anthracite conditionné peut être utilisé seul lorsqu'il n'y a principalement que du fer (<5 mg/L);
- Au besoin, une étape de décantation devra être ajoutée en amont des filtres.

Fournisseur

Le seul fournisseur reconnu de média conditionné est la compagnie *USFilter (Anthra/sand)*.

8.5.1.6 Filtration sur autres types de médias granulaires

Description du procédé

Ces procédés d'oxydation et filtration sont similaires. Le principe de traitement consiste à oxyder le fer et le manganèse avec du chlore en présence d'un média catalytique à base d'oxyde de magnésium. L'oxydation du fer est rapide et souvent complète avant l'atteinte du média. L'oxydation du manganèse dissous est moins rapide que celle du fer. La partie dissoute résiduelle de manganèse s'adsorbe sur le média, ce qui lui permet d'être en contact avec le chlore durant une plus longue période. Le pouvoir catalytique du média réduit également le temps requis pour l'oxydation du manganèse par rapport au temps observé en eau libre.

Champs d'application

Pour utiliser les médias granulaires à base d'oxyde de magnésium, les concentrations de fer et de manganèse doivent être inférieures à 10 mg/L et 1 mg/L respectivement.

Critères de conception

Pour les milieux filtrants d'oxyde de magnésium, les critères de conception sont les suivants :

- Vitesse de filtration admissible : 25 m/h à 37m/h
- Vitesse de lavage : 50 m/h
- Réservoirs de contact : 2 pour un temps total de rétention de 2 minutes

Autres éléments de conception

En plus des autres éléments de conception indiqués pour les filtres sur sable vert (section 8.5.1.3), les éléments suivants sont à considérer :

- Les données requises pour la conception sont les mêmes que pour les filtres sur sable vert (section 8.5.1.3) en ajoutant le pH de saturation de l'eau brute et le pH de l'eau oxydée;
- La capacité d'emmagasiner des hydroxydes formés dans le média filtrant est limitée (tout comme pour les autres procédés d'oxydation et de filtration) et des essais de traitabilité doivent obligatoirement être réalisés afin de confirmer le potentiel du système;
- En présence de sulfures d'hydrogène, des ions sulfites (SO_3^-) sont injectés afin de forcer la transformation des polysulfures et du soufre particuliers en sulfates (pour réduire les goûts qu'induisent les polysulfures générés lors de l'oxydation du H_2S);
- Ces systèmes ne peuvent être utilisés lorsque des substances organiques précurseurs de THM sont présentes en quantité notable (réaliser des essais pour vérifier le potentiel de formation des THM en réseau);
- L'indice de Langelier de l'eau appliquée sur le média doit être maintenu entre -0,5 et 0 afin de réduire la vitesse de disparition du média qui a tendance à se dissoudre avec le temps;
- Un résiduel de l'ordre de 0,5 mg/L en chlore doit être maintenu dans l'effluent afin de satisfaire les performances du traitement;
- Des rétrolavages périodiques à l'eau potable doivent être effectués : (1) lorsque la perte de charge maximale est atteinte; (2) lorsqu'il se produit une crevasse du média; (3) après huit heures d'opération ou (4) avant l'arrêt des filtres. Le rétrolavage est rendu nécessaire pour les deux derniers points afin d'éviter l'agglomération du média en pain.

Fournisseurs

Les technologies éprouvées pour les médias à base d'oxyde de magnésium sont *Electromedia* et *MABAREX*.

8.5.1.7 Filtration par membrane

Description du procédé

La filtration par membrane est décrite de façon exhaustive à la section 9.10 du présent *Guide de conception*. Certaines informations relatives à l'enlèvement du fer et du manganèse par oxydation et filtration membranaire peuvent aussi être trouvées dans la section 9.10 du volume 2.

Champs d'application

La filtration membranaire appliquée ici survient après l'oxydation complète du fer et du manganèse. Contrairement au sable vert et au média conditionné qui peuvent adsorber les ions dissous pour les oxyder par la suite, les membranes réagissent mal au fer et au manganèse dissous qui se précipitent à leur surface. C'est pourquoi, l'oxydation des ions dissous doit être complétée avant la filtration membranaire. Dans ces conditions, l'eau brute peut contenir jusqu'à 10 mg/L de fer et 2 mg/L de manganèse et une fois l'oxydation et la filtration complétées, l'eau traitée contient moins de 0,02 mg/L de chacun des ions visés.

Critères de conception

Au moment de mettre à jour le *Guide de conception*, il n'y avait encore aucune technologie de filtration par membrane reconnue au Québec pour l'enlèvement du fer et du manganèse. Il n'est donc pas possible de déterminer des critères de conception spécifiques. Afin de vérifier si des technologies de filtration par membrane ont été reconnues pour l'enlèvement du fer et du manganèse par oxydation et filtration, il faut vérifier auprès du *Comité sur les technologies de traitement en eau potable* (www.menv.gouv.qc.ca/eau/index.htm).

8.5.2 Par des procédés biologiques

La déferrisation et démanganisation biologiques ont été développées en France il y a plus de 25 ans. Ce procédé permet, dans de nombreux cas, de pallier aux problèmes que les procédés conventionnels ne peuvent résoudre. On a constaté que de nombreuses bactéries qui se trouvent naturellement dans la nature sont susceptibles d'oxyder le fer et le manganèse en formant un précipité plus compact et moins colmatant que les procédés d'oxydation conventionnels.

8.5.2.1 Description du procédé

Certains types de bactéries, communément appelées ferrobactéries et manganobactéries, dans des conditions ambiantes appropriées (pH, température et oxygène) peuvent accélérer l'oxydation du Fe (II) et du Mn (II) par leur action catalytique pour accumuler ensuite les produits d'oxydation sous une forme beaucoup moins colmatante pour les filtres. Ces bactéries demeurent fixées au matériau filtrant dans le système, même après un lavage à contre-courant, ce qui permet au système de fonctionner continuellement durant une période indéfinie.

8.5.2.2 Champs d'application

Ce procédé permet de traiter des concentrations de fer et de manganèse relativement élevées. Cependant, pour une application judicieuse de la déferrisation et de la démanganisation biologiques, il faut tenir compte de certains paramètres qui peuvent être défavorables au développement des bactéries responsables du traitement, c'est-à-dire des concentrations importantes d'inhibiteurs de croissance bactérienne, à savoir :

- Présence de H_2S ;
- Présence d'ammoniac;
- Présence de certains métaux lourds, comme le zinc;
- Présence de carbone organique total (COT);
- Conditions de pH et de potentiel d'oxydoréduction nécessitant un ajustement préalable.

8.5.2.3 Critères de conception

Les critères de conception de la déferrisation et de la démanganisation biologiques sont similaires sauf en ce qui a trait aux conditions de pH optimal pour la croissance et l'activité des bactéries spécifiques (voir figure 8-1). Les principaux critères à respecter sont les suivants :

- pH de 5 à 7,5 pour la déferrisation et de 7,5 et 8,5 pour la démanganisation biologique;
- Vitesse de filtration de 15 m/h à 50 m/h, suivant les concentrations de Fe et de Mn dans l'eau brute;
- Épaisseur du milieu filtrant : 1200 mm à 2000 mm;
- Taille effective du biolite : 0,95 mm à 1,35 mm.

8.5.2.4 Autres éléments de conception

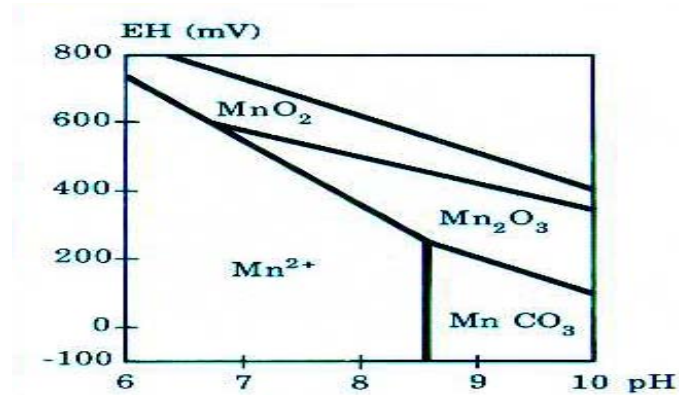
En plus des critères indiqués plus haut, les éléments suivants sont à considérer :

- Prévoir un système d'aération pour oxygéner l'eau;
- Prévoir un ensemble de lavage soit à l'eau brute, soit à l'eau traitée avec sa soufflante d'air de lavage;
- La vitesse d'eau de lavage est de 6 à 20 m/h (suivant la granulométrie du média) et celle de l'air de lavage de 50 à 60 m/h;
- Le principe de dimensionnement d'un procédé de déferrisation et/ou démanganisation biologique est basé sur les diagrammes de stabilité pH-oxydoréduction (voir figure 8-1).

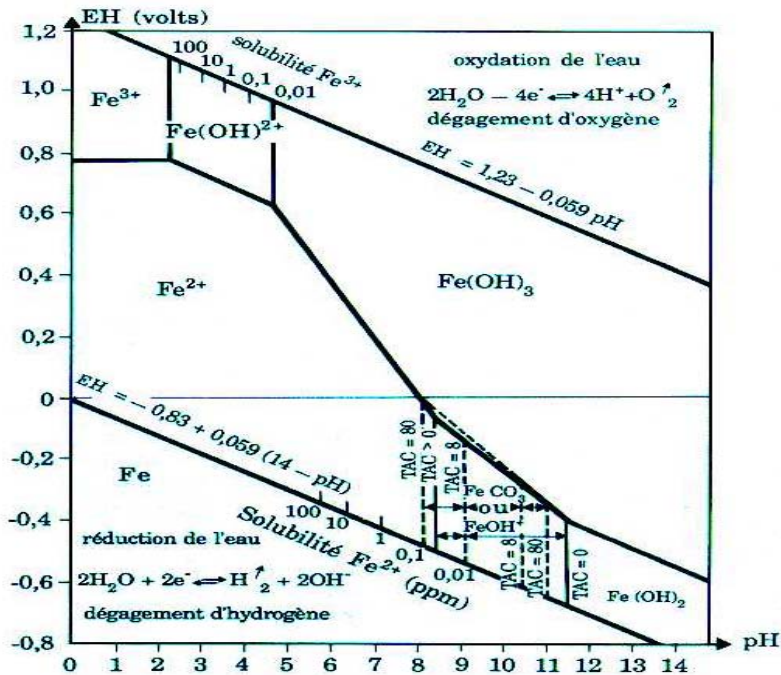
8.5.2.5 Fournisseur

La seule technologie reconnue pour l'enlèvement du fer et du manganèse par un procédé biologique est le *Ferazur-Mangazur* (voir fiche technique du *Comité sur les technologies de traitement en eau potable*).

Figure 8-1 : Diagrammes de stabilité du fer et du manganèse. Domaines d'existence respectifs des ferro et des manganobactéries.



a) Diagramme pH vs potentiel redox du manganèse



b) Diagramme pH vs potentiel redox du fer

8.5.3 Par séquestration

8.5.3.1 Description du procédé

Ces procédés consistent non pas à retirer le fer et le manganèse de l'eau, mais à les enfermer dans une matrice stable par l'addition d'un réactif de complexation à base de silicate ou de produits phosphatés. Ce procédé maintient donc les ions dans un état soluble afin d'éviter

l'apparition de conditions esthétiques inacceptables. Pour des raisons évidentes, les séquestrants ne doivent pas être injectés en amont des procédés d'enlèvement du fer et du manganèse.

8.5.3.2 Champs d'application

La séquestration ne peut se faire que si les métaux se trouvent sous forme dissoute. Il faut donc procéder à la séquestration avant l'introduction d'un oxydant quelconque (oxygène, chlore, etc.). Ces modes de contrôle des dépôts de composés ferriques sont appliqués lorsque les concentrations en fer sont relativement faibles, de l'ordre de 1 mg/L de fer. La séquestration du manganèse apporte très rarement des résultats satisfaisants et, le cas échéant, il faut limiter son application à une concentration inférieure à 0,1 mg/L.

Les produits chimiques utilisés sont des composés à base de phosphates ou de silicate de sodium. Le dosage des produits chimiques doit prendre en considération la demande en séquestrant exercée par d'autres composés de l'eau (dureté).

Ces séquestrants se détériorent avec le temps, ce qui produit une augmentation de couleur et de turbidité en raison de la précipitation des métaux libérés. Pour les systèmes de distribution possédant plusieurs jours de rétention, des dosages plus élevés peuvent être appliqués. On note également une certaine détérioration des séquestrants lors de leur séjour dans un chauffe-eau : le fer oxydé a tendance à s'y déposer sans toutefois générer de plaintes de la part des consommateurs.

8.5.3.3 Critères de conception

Les polyphosphates

L'utilisation des polyphosphates comme agent de séquestration exige le maintien d'une concentration de chlore résiduel adéquate pour la protection du réseau. L'addition des polyphosphates provoque la formation d'un complexe dissous. L'effet de dispersion des polyphosphates peut aussi amener la remise en circulation des dépôts existants dans les conduites, provoquant ainsi une augmentation importante de la turbidité dans le réseau. Les principaux critères de conception sont les suivants :

- Dose de polyphosphate (par mg/L de Fe ou de Mn) : 2 mg/L de PO_4^{2-}
- Dose maximale de polyphosphate : 10 mg/L de PO_4^{2-}

Les silicates

Les silicates permettent de contrôler la formation « d'eau rouge » résultant de la précipitation du fer. Les silicates agissent par dispersion et doivent être rajoutés après oxydation avec du chlore afin de favoriser la formation de complexes chélatés. Les complexes formés avec le fer sont des colloïdes incolores mais ce n'est pas le cas avec le manganèse. Les principaux critères de conception sont les suivants :

- Dose minimale de silicate : 4 mg/L (optimale à 8 mg/L)
- Dose maximale de silicate : 10 mg/L

8.5.3.4 Autres éléments de conception

Les polyphosphates

Voici d'autres éléments à considérer lors de l'utilisation des polyphosphates :

- La présence de dureté calcique élevée peut occasionner l'apparition d'un précipité blanchâtre de phosphate de calcium, ce qui augmente la turbidité de l'eau;
- Si l'eau possède un pH supérieur à 7,5 ou contient des oxydants tels que le chlore, le dosage des polyphosphates peut être doublé;
- Les polyphosphates peuvent se convertir en orthophosphates, entraînant la formation d'un précipité lorsqu'ils réagissent avec le fer. Cette transformation peut être retardée par l'ajout d'un sel de zinc;
- Les polyphosphates possèdent un caractère dispersant qui ameublissent les dépôts et provoque leur remise graduelle en suspension. Leur utilisation doit être accompagnée d'un programme de rinçage systématique du réseau de distribution;
- L'équipement d'analyse pour les orthophosphates doit être prévu ainsi qu'un appareil pour la digestion adéquate des polyphosphates en orthophosphates.

Les silicates

Voici d'autres éléments à considérer lors de l'utilisation des silicates :

- Au-delà d'un délai de 15 secondes entre l'injection du silicate et celui du chlore, l'efficacité de séquestration diminue rapidement;
- La diminution de la concentration d'injection de la solution en deçà de 5% de SiO_2 doit également être évitée pour ne pas diminuer l'efficacité de la séquestration;
- Deux points d'application doivent être prévus : 5 secondes en amont de tout procédé d'aération ou d'oxydation et simultanément à l'ajout des oxydants;
- Les silicates de sodium doivent être utilisés en conformité avec leur approbation selon le Standard 60 de NSF International.

8.5.4 *Par échange d'ions*

8.5.4.1 Description du procédé

Le procédé de traitement par échange d'ions est décrit à la section 8.6.2.

8.5.4.2 Champs d'application

À l'instar des autres ions, le fer et le manganèse peuvent être retenus sur des résines échangeuses d'ions. Par contre, l'eau à traiter doit être exempte d'oxygène dissous et d'oxydants et les ions de fer et de manganèse doivent être bivalents. En respectant ces conditions, l'échange d'ions peut être efficace pour l'enlèvement du fer et du manganèse jusqu'à des valeurs élevées dans l'eau brute (>10 mg/L en fer et >2 mg/L en manganèse). Par contre, le volume de résine nécessaire à l'échange d'ions fait en sorte que ce type de procédé est surtout intéressant pour les petits systèmes et qu'il est difficile de le mettre en application pour les municipalités.

8.5.4.3 Critères de conception

En plus des critères de conception du procédé de traitement par échange d'ions décrits à la section 8.6.2, le concepteur doit porter une attention particulière au lavage. Le fer et le manganèse captés par la résine sont encore sous forme dissoute. Alors si l'eau de lavage contient un oxydant (chlore, oxygène ou autre), le fer et le manganèse peuvent précipiter dans la résine, la rendant à toute fin pratique inutile.

8.5.5 *Par précipitation à la chaux*

8.5.5.1 Description du procédé

Le procédé de traitement par précipitation à la chaux est décrit à la section 8.6.1.

8.5.5.2 Champs d'application

Le fer et le manganèse, sous forme dissoute dans l'eau brute, sont amenés à précipiter en ajoutant de la chaux qui vient modifier le pH de l'eau. Les ions de fer et de manganèse forment alors des précipités de $\text{Fe}(\text{OH})_2$ et $\text{Mn}(\text{OH})_2$ respectivement. Ce procédé se combine bien avec l'adoucissement à la chaux.

8.5.5.3 Critères de conception

Pour précipiter le fer et le manganèse par la chaux, il faut respecter les critères de conception suivants :

- | | |
|--|---|
| • pH minimal (voir figure 8-52) : | 9,5 (entre 10,5 et 11 de façon usuelle) |
| • Dose de chaux (par mg/L de Fe ou de Mn) : | 1 mg/L (CaO) |
| • Concentration de Fe et de Mn à l'eau brute : | maximum combiné de 4 mg/L |

8.6 Adoucissement et enlèvement du baryum

L'eau douce peut corroder les canalisations et certains métaux lourds comme le cuivre, le zinc, le plomb et le cadmium peuvent se retrouver dans l'eau du réseau de distribution. Dans les régions où l'eau est dure, les canalisations domestiques peuvent être colmatées par l'entartrage; les eaux dures entarrent également les ustensiles de cuisine et augmentent la consommation de savon. L'eau dure est donc à la fois un désagrément et un fardeau économique pour le consommateur. On prétend qu'une dureté comprise entre 80 et 100 mg/L de CaCO_3 assure un équilibre acceptable entre la corrosion et l'entartrage.

Le baryum n'est pas un élément essentiel de l'alimentation humaine et l'absorption d'une quantité trop élevée de baryum, sur une base continue, peut provoquer des troubles circulatoires. C'est pourquoi la norme quant à la teneur dans l'eau potable de ce produit est fixée à 1 mg/L.

8.6.1 Par précipitation chimique

8.6.1.1 Description du procédé

L'objectif de ce type de traitement est d'éliminer par précipitation (en formant un composé insoluble) : (1) la dureté temporaire (liée au bicarbonate) à l'aide de la chaux; (2) la dureté permanente (liée aux sels d'acides forts) à l'aide d'une combinaison de chaux, de carbonate de sodium ou de soude caustique et (3) les ions métalliques indésirables comme le baryum ou le fer et le manganèse (voir section 8.5.5). Les principaux réactifs chimiques utilisés dans le procédé de précipitation sont (AWWA, 1999) :

- La chaux;
- Le carbonate de sodium avec ou sans chaux;
- La soude caustique.

8.6.1.2 Champs d'application

L'adoucissement par précipitation chimique permet de traiter des eaux excessivement dures sans ajout important d'ions de sodium dans l'eau. Il peut adoucir les eaux dont la dureté peut dépasser 500 mg/L en CaCO_3 . Pour la précipitation chimique du baryum, il faut maintenir le pH entre 11 et 11,5 dans le décanteur afin de favoriser la précipitation maximale du carbonate de baryum.

8.6.1.3 Critères de conception

Les équipements requis pour la réalisation de ce traitement sont :

- Un mélange rapide : le bassin de mélange rapide doit avoir une rétention hydraulique de 2 min au débit de conception;
- Une décantation : un temps de rétention d'au moins une heure au débit de conception doit être prévu pour une bonne séparation (voir section 9.8).

À des fins de conception, les paramètres suivants doivent être documentés et suivis quotidiennement :

- | | |
|---------------------------------|-------------|
| • Couleur apparente : | unité Pt/Co |
| • Silice : | mg/L |
| • Salinité dissoute et totale : | mg/L |

8.6.1.4 Autres éléments de conception

Les autres éléments de conception à considérer sont :

- La décantation est complétée par une filtration pour éliminer les floccs qui peuvent s'échapper du décanteur ainsi que pour réduire la turbidité dans l'eau traitée;
- Les boues produites auront une consistance variant de 5 à 30% (précipitation de l'alcalinité sous forme de carbonates et matières en suspension présentes dans l'eau à traiter);

- Les boues sont granuleuses et faciles à déshydrater;
- Des essais de traitabilité sont requis pour déterminer le ou les réactifs nécessaires au procédé, les doses requises et la vitesse de décantation des floccs formés.

8.6.2 *Par échange d'ions*

8.6.2.1 Description du procédé

Les résines échangeuses d'ions captent les ions présents dans l'eau brute (dans l'ordre : radium, baryum, cuivre, calcium, zinc, fer, magnésium, potassium, manganèse) pour les remplacer par du sodium. La qualité minérale de l'eau doit être considérée dans l'adoucissement par échangeurs d'ions, étant donné que ce procédé ne réduit pas les solides totaux présents, mais ne substitue que des ions sodium aux ions présents. Après un certain temps, les résines doivent être régénérées afin de les libérer des ions captés pour les remplacer par le sodium.

8.6.2.2 Champs d'application

Les échangeurs d'ions ne doivent pas être utilisés si la quantité de sodium présent à l'effluent de l'échangeur excède 200 mg/L. La présence de fer et de manganèse doit être surveillée avec attention (voir section 8.5.2). Une eau ayant une turbidité de 1 UTN et plus ne doit pas être appliquée directement aux résines. Les résines synthétiques à base de silicates doivent être utilisées pour des eaux dépourvues de fer et d'un pH supérieur à 8,4. Quand l'eau à adoucir contient du chlore résiduel, les résines devront être résistantes à l'action du chlore. Les résines à base phénolique ne doivent pas être utilisées.

Dans la pratique, l'adoucissement n'est pas appliqué à tout le débit d'eau à traiter. Afin d'obtenir une eau équilibrée, on mélange une partie de l'eau brute avec de l'eau adoucie. La proportion de l'eau brute qui subit l'adoucissement dépend de la dureté de l'eau brute : plus l'eau brute est dure, plus cette portion devient importante. Toutefois, il faut concevoir le système en fonction de l'enlèvement de baryum et non en fonction de l'enlèvement de la dureté, le cas échéant. La pratique qui consiste à mélanger de l'eau traitée avec de l'eau brute doit être documentée et analysée à fond avant d'être appliquée (voir section 4.3).

8.6.2.3 Critères de conception

Les principaux critères de conception sont les suivants :

- La capacité d'échange ne doit pas excéder 45 mg/L en CaCO_3 de résine avec une régénération requise de 135 g de sel par 65 g de dureté éliminée;
- La hauteur du lit de résine doit être d'au moins 0,9 m et d'au plus 1,8 m;
- Dans les systèmes à co-courant, une hauteur totale de 30 cm constituée de plusieurs couches de gravier gradé d'une dimension de 0,3 à 2,5 cm est souhaitable pour supporter les résines d'échangeurs d'ions. Ce support n'est pas requis dans les adoucisseurs de type contre-courant à blocage mécanique ou les adoucisseurs munis de planchers à buselures;
- Le système de crépines posé au fond des unités doit permettre un drainage complet de l'unité de façon à s'assurer qu'aucune saumure ne sera présente après le rinçage;

- La hauteur d'eau au-dessus des résines doit être de 30 à 100% de la hauteur du média selon sa densité et la direction de l'écoulement de l'eau par rapport à la solution de régénération (co-courant, contre-courant);
- Le système d'écoulement doit assurer une parfaite répartition de l'eau à travers toute la masse de résine. Pour les adoucisseurs à co-courant, le taux d'adoucissement à travers une unité ne doit pas dépasser 17 m/h. Dans le cas d'unités d'adoucissement à contre-courant et à blocage mécanique, cette vitesse sera inférieure à 50 m/h (voir fiche des fournisseurs);

8.6.2.4 Autres éléments de conception

Pour les échangeurs d'ions, il faut aussi considérer les éléments suivants :

- L'équipement nécessaire à la distribution de la saumure doit être prévu. La distribution doit être effectuée de manière uniforme sur toute la surface de l'adoucisseur (ascendant ou descendant). Les conduites de décharge de l'air, de l'eau de lavage et de rinçage doivent être installées de sorte qu'il n'y ait aucune possibilité de siphon. Un débitmètre, pour mesurer le débit de la saumure, doit être installé sur chaque adoucisseur;
- Une conduite de dérivation est requise pour chaque unité d'adoucissement. Un dispositif automatique de régulation ou de proportionnalité et une valve de sécurité doivent être prévus sur cette conduite;
- Les réservoirs d'emmagasinement de sel mouillé doivent être recouverts et équipés de regards ou d'écoutilles à rebords surélevés munies d'un couvercle étanche;
- Ces réservoirs doivent avoir une capacité suffisante pour emmagasiner 1,5 fois la charge d'une livraison de sel pour permettre le remplissage avant que le réservoir ne soit vide;
- L'eau de remplissage du réservoir doit être distribuée sur toute la surface du bassin par des conduites dont l'entrée est aménagée au-dessus du niveau maximum de la saumure. Le sel doit être installé sur des couches de gravier de support au-dessous desquelles sera installé l'équipement adéquat de collecte de la solution de saumure. La provision de sel doit être prévue pour une période d'au moins un mois soit par un réservoir de sel mouillé ou par un emmagasinement à sec;
- Si des conduites de trop-plein sont prévues, elles doivent être en forme de bec de cygne à la sortie, avoir une décharge à l'air libre et être protégées par des grilles ou des clapets non corrosifs;
- Toutes les conduites et les matériaux en contact avec le sel doivent y être résistants. Les réservoirs d'emmagasinement de sel et les équipements de dosage doivent être isolés et protégés des autres aires opérationnelles;
- La nécessité d'un traitement complémentaire subséquent doit être déterminée. Une stabilisation pour le contrôle de la corrosion, dans certains cas, doit être prévue;
- Quand le sel fourni est de qualité inférieure ou que la manipulation soulève des doutes, une désinfection de la saumure ou de l'eau adoucie est requise;
- Des prises d'échantillonnage doivent être prévues pour la collecte d'échantillons représentatifs d'analyse bactériologique et physico-chimique de l'eau;
- Des essais de traitabilité sont utiles pour déterminer la performance du système, établir les caractéristiques de l'eau traitée avant et après le mélange selon le cas, déterminer les caractéristiques du rejet en vue de son traitement et vérifier les conditions d'opération.

8.6.3 Par membrane

8.6.3.1 Description du procédé

La filtration par membrane est décrite aux sections 9.10 des volumes 1 et 2.

8.6.3.2 Champs d'application

La filtration membranaire est une excellente façon d'adoucir l'eau. Les membranes de NF permettent une séparation élevée des ions divalents (calcium et magnésium dans le cas qui nous intéresse) tandis que les membranes de NUF ne réalisent qu'une séparation plus faible de ces ions. Il est courant de voir un système de NF ne traiter qu'une partie de l'eau et réduire ainsi considérablement la dureté. L'eau filtrée mélangée avec l'eau brute permet alors d'obtenir une dureté plus acceptable. La proportion filtrée dépend de la dureté de l'eau brute.

D'un autre côté, l'enlèvement du baryum peut représenter un problème lorsque des membranes sont utilisées. Tout comme le fer et le manganèse, le baryum peut précipiter à la surface des membranes, provoquant un colmatage important. Il faut donc utiliser un séquestrant retardant la précipitation du baryum avant la filtration membranaire.

8.6.3.3 Critères de conception

Au moment de mettre à jour le *Guide de conception*, il n'y avait encore aucune technologie de filtration par membrane reconnue au Québec pour l'adoucissement et l'enlèvement du baryum. Il n'est donc pas possible de déterminer des critères de conception spécifiques. Afin de vérifier si des technologies de filtration par membrane ont été reconnues pour l'adoucissement et l'enlèvement du baryum, il faut se renseigner auprès du *Comité sur les technologies de traitement en eau potable* (www.menv.gouv.qc.ca/eau/index.htm).

8.7 Enlèvement des nitrates

La présence de nitrates dans l'eau potable peut avoir un impact sur la santé des nourrissons de moins de trois mois nourris au biberon et, dans une moindre mesure, sur les adultes consommant de l'eau potable contenant une quantité appréciable de nitrates. C'est pourquoi la norme quant à la teneur dans l'eau potable de ce produit a été fixée à 10 mg/L.

8.7.1 Par échangeurs d'ions

8.7.1.1 Description du procédé

Il existe des résines anioniques qui ont une affinité sélective pour les ions nitrates. Toutefois, elles ne sont pas spécifiques au seul ion nitrate et la présence d'autres anions influence sa sélectivité (sulfates, chlorures, bicarbonates, etc.). Les résines anioniques remplacent les ions nitrates par des ions chlorures.

8.7.1.2 Champs d'application

L'échange d'ions est le moyen le plus efficace et le plus économique pour l'enlèvement des nitrates. La capacité de la résine et la période d'intervalle entre deux régénérations dépendent de la qualité de l'eau à traiter, plus spécifiquement de la quantité de nitrates à enlever, de la quantité de chlorures déjà présents dans l'eau brute et de la présence de sulfates qui ont une affinité plus grande que les nitrates avec les résines anioniques. La section 8.6.2 donne également certaines indications sur l'utilisation des échangeurs d'ions.

8.7.1.3 Critères de conception

Les principaux critères de conception sont les suivants :

- La vitesse de filtration est de 5 à 40 m³/h d'eau par m³ de résine;
- L'épaisseur de média dans le filtre est d'au minimum 700 mm et inférieure à 1,8 m;
- La régénération peut se faire soit à co-courant, soit à contre-courant. À la fin de la régénération, la résine doit être bien rincée à raison de 10 à 15 volumes d'eau par volume de résine;
- La régénération se fait au moyen d'une solution de chlorure de sodium (NaCl) à une concentration de 5 à 10% à raison de 125 à 250 g de NaCl par litre de résine.

8.7.1.4 Données requises pour la conception

Les paramètres qui suivent s'ajoutent à ceux prévus au tableau 6.2 :

- Salinité totale mg/L
- H₂S mg/L H₂S
- Sulfates mg/L SO₄

8.7.2 Par membranes

8.7.2.1 Description du procédé

La filtration par membrane est décrite aux sections 9.10 des volumes 1 et 2.

8.7.2.2 Champs d'application

L'enlèvement des nitrates par filtration membranaire n'est possible que par OI. Le taux d'enlèvement des nitrates par OI est supérieur à 90%, ce qui est similaire à l'enlèvement d'autres anions tels que les sulfates et les chlorures.

8.7.2.3 Critères de conception

Au moment de mettre à jour le *Guide de conception*, il n'y avait encore aucune technologie de filtration par membrane reconnue au Québec pour l'enlèvement des nitrates. Il n'est donc pas possible de déterminer des critères de conception spécifiques. Afin de vérifier si des technologies

de filtration par membrane ont été reconnues pour l'enlèvement des nitrates, il faut se renseigner auprès du *Comité sur les technologies de traitement en eau potable* (www.menv.gouv.qc.ca/eau/index.htm).

8.7.3 Par procédés biologiques

8.7.3.1 Description du procédé

La dénitrification biologique des nitrates demande l'utilisation de micro-organismes particuliers qui peuvent réduire les nitrates en azote gazeux. Ces organismes hétérotrophes exigent la présence d'une source d'énergie organique et, étant donné que le carbone organique se trouve souvent en faible quantité dans les eaux souterraines, il est nécessaire d'ajouter une base organique dans l'eau à traiter (éthanol, méthanol ou acide acétique). Un ajout de phosphate peut aussi être nécessaire.

8.7.3.2 Champs d'application

L'enlèvement biologique des nitrates convient bien au traitement des eaux usées et son utilisation pour le traitement de l'eau potable s'est développée surtout en Europe. L'ajout d'une étape d'aération nécessaire à l'évacuation de l'azote gazeux, l'ajout d'une source de carbone dans l'eau brute, la nécessité de désinfecter due à la présence des micro-organismes et le risque potentiel de créer ainsi des sous-produits de désinfection sont autant d'éléments qui freinent le développement de ce procédé. Il faut de plus éliminer le surplus de carbone organique à l'effluent des filtres. Habituellement, il faut prévoir un filtre à charbon actif à cette fin.

8.7.3.3 Critères de conception

Au moment de mettre à jour le *Guide de conception*, il n'y avait encore aucune technologie de traitement biologique des nitrates reconnue au Québec. Il n'est donc pas possible de déterminer des critères de conception spécifiques. Afin de vérifier si des technologies de traitement biologique des nitrates ont été reconnues, il faut se renseigner auprès du *Comité sur les technologies de traitement en eau potable* (www.menv.gouv.qc.ca/eau/index.htm).

8.8 Enlèvement des sulfures

Des concentrations excessives de sulfure donnent à l'eau potable un goût et une odeur désagréables (œufs pourris). Bien que l'ingestion orale de grandes quantités de sulfure puisse avoir des effets toxiques pour l'être humain, il est peu probable qu'une personne puisse consommer une dose nuisible de sulfure d'hydrogène en raison du goût et de l'odeur désagréables qu'il donne à l'eau potable. De plus, ce composé est à l'origine de sévères problèmes de corrosion dans les réseaux de distribution. On estime que le seuil du goût et de l'odeur du sulfure d'hydrogène dans les solutions aqueuses varie de 0,05 à 0,104 mg/L. En conséquence, on a fixé pour le sulfure (sous forme de sulfure d'hydrogène) dans l'eau potable un objectif de qualité esthétique ou organoleptique de $\leq 0,05$ mg/L.

Pour le dimensionnement d'un système de désulfuration, les données suivantes seront nécessaires, en plus des paramètres prévus au tableau 6.2.

- Potentiel redox (Eh) mV
- Oxygène dissous mg/L
- Hydrogène sulfuré mg/L
- Soufre total mg/L

8.8.1 Par aération

8.8.1.1 Description

Il s'agit d'une désorption du H₂S dissous dans l'eau. La densité de ce gaz à 0°C et à pression atmosphérique est de 1,54 g/L et sa constante de Henry, en fonction de la température, est de :

Température °C	0	5	10	15	20	25	30
MH X 10 ⁻²	2,68	3,15	3,67	4,23	4,83	5,45	6,09

Les équipements utilisés sont des tours d'aération soit par masse de contact ou plateaux, soit par cascades ou encore par pulvérisation. Le rendement d'élimination, sur une tour calculée en désorption, varie de 95 à 99%. En acidifiant un peu l'eau à traiter (pH de 6 à 6,2), on améliore nettement la désorption. Par contre, dans les eaux souterraines contenant beaucoup de gaz carbonique, la désorption du CO₂ provoque la hausse du pH et diminue d'autant l'élimination du H₂S qui finit par s'oxyder dans la réserve grâce à l'oxygène de l'air. Les équipements d'élimination du H₂S doivent être confinés dans une enceinte hermétique munie d'un évent à l'atmosphère et équipée d'un système de ventilation approprié afin de protéger le personnel d'opération et d'entretien des équipements. Un détecteur du H₂S dans l'air doit être aussi prévu dans l'enceinte de l'équipement.

D'autres informations sur l'aération sont fournies à la section 8.5.1.1.

8.8.2 Par précipitation

8.8.2.1 Description

Les sels de fer (sulfate ferreux, sulfate ferrique ou chlorure ferrique) permettent de former un précipité de sulfure de fer. Cependant, le floc formé s'épaissit et se déshydrate mal. Les doses sont les suivantes :

1 mg de S²⁻ précipite avec 9 mg de FeSO₄.

7 H₂O ou 5 mg de FeCl₃ pour produire 2,8 mg de FeS précipité.

Des essais de traitabilité devront être réalisés afin de définir les paramètres de dimensionnement. Une aération préalable de l'eau à traiter peut favoriser la réaction chimique de formation du floc. Les équipements pouvant être utilisés sont soit des décanteurs, soit des flottateurs.

8.8.3 *Par adsorption sur charbon actif catalytique*

8.8.3.1 Description

Il existe sur le marché des charbons actifs qui sont imprégnés soit avec une solution alcaline, soit avec une solution de sel métallique (argent). L'action catalytique du charbon imprégné permet de retenir les sulfures. Ce type de charbon s'utilise en général dans des filtres sous pression.

L'eau à traiter doit contenir une concentration minimale d'oxygène dissous de 4 mg/L, ce qui oblige donc à prévoir une pré-aération. Le taux de filtration est d'environ 25 volumes d'eau par volume de matériau filtrant à l'heure.

8.8.4 *Par filtres à sable vert ou à média spécifique*

8.8.4.1 Description

Une alternative aux procédés précédemment décrits consiste à utiliser un filtre à sable vert (comme utilisé en déferri-sation/démanganisation, voir section 8.5.1.3) ou des filtres à médias spécifiques développés par différents fabricants. Ces filtres doivent être régénérés périodiquement. Dans le cas du sable vert, il faut compter une dose triple de celle requise pour retenir le fer, soit 3 mg de KMnO_4 par mg de S^{2-} .

Des essais de traitabilité préalables permettront d'ajuster le paramètre de dimensionnement.

8.8.5 *Par oxydation et filtration*

8.8.5.1 Description

Le chlore, le permanganate de potassium ou l'ozone sont des oxydants forts qui peuvent être utilisés pour l'élimination du H_2S . Toutefois, plusieurs paramètres influencent leur utilisation, dont le pH, la température et l'oxygène dissous dans l'eau. La section 8.1 fournit des informations supplémentaires sur l'oxydation et la filtration.

Des essais de traitabilité permettront de cerner les paramètres de dimensionnement adéquats comme le dosage et le temps de contact.

8.9 Enlèvement de l'arsenic

La réglementation concernant l'arsenic a beaucoup été discutée au cours des dernières années. Cette situation a été engendrée par l'introduction récente d'une nouvelle norme américaine fixant la concentration maximale à 10 $\mu\text{g/L}$, norme qui entrera en vigueur en janvier 2006. En 2001, la nouvelle administration américaine a émis des réserves quant à son adoption et a par conséquent demandé à ce que des évaluations scientifiques additionnelles soient effectuées. Le résultat de ce processus a renforcé la position de l'EPA quant à la valeur de 10 $\mu\text{g/L}$.

L'arsenic est un produit reconnu pour être cancérigène pour les humains. Au Québec, la norme actuelle est de 25 µg/L, ce qui correspond, pour une personne consommant quotidiennement 1.5 litre d'eau potable contenant plus de 25 µg/L, à un risque d'environ un sur un million de développer un cancer au cours de sa vie. Par ailleurs, si un système doit être conçu pour l'élimination de l'arsenic, il devrait viser l'élimination la plus complète possible de ce produit. Les meilleurs procédés disponibles sont décrits dans les sections suivantes.

8.9.1 Par oxydation et filtration

8.9.1.1 Description

La forme oxydée (arséniate, As V) est plus facile à précipiter. Il faut donc oxyder la forme réduite (arsénite, As III) et, pour ce faire, plusieurs oxydants sont utilisables tels que le chlore, l'ozone et le permanganate de potassium. Une fois oxydé, l'arséniate pourra être éliminé par précipitation. Des essais de laboratoire permettront de définir la dose optimale d'oxydant ainsi que le temps de résidence dans le réacteur d'oxydation.

L'élimination de l'arsenic par les procédés d'oxydation est réalisée par adsorption ou par co-précipitation avec les oxydes de fer et de manganèse (voir section 8.5.1). Les filtres à sable vert permettent aussi un abattement de la concentration d'arsenic dans les eaux à traiter. La capacité d'adsorption de l'arsenic par le sable vert est inférieure à celle du fer ou du manganèse. Par contre, pour obtenir des taux d'enlèvement élevés, le ratio fer/arsenic doit être de 20 pour 1. Un ajout de sel de fer permet une meilleure rétention de l'arsenic par le média filtrant. La régénération doit se faire en continu, tel que mentionné à la section 8.5.1.3. Des essais pilotes sont nécessaires afin d'optimiser les paramètres de dimensionnement.

8.9.2 Par coagulation, floculation et filtration

8.9.2.1 Description

Une fois oxydé, l'arséniate peut être éliminé par précipitation et décantation en utilisant un sel d'aluminium ou de fer comme coagulant, ce dernier étant plus performant et pouvant atteindre des rendements de 80 à 90% d'enlèvement. Le taux de décantation devra être inférieur à 2 m/h.

Des essais de traitabilité permettront d'ajuster la dose de coagulant à utiliser. D'autres informations sur les étapes de coagulation, floculation et filtration sont fournies au chapitre 9.

8.9.3 Par adoucissement à la chaux ou à la magnésie

8.9.3.1 Description

La co-précipitation de l'arsenic avec la chaux, à un pH supérieur à 10,5, donne un rendement d'élimination supérieur à 95%. La magnésie [Mg(OH)₂] donne aussi d'excellents résultats. Les décanteurs utilisés sont similaires à ceux décrits à la section 9.8.1. Le traitement doit être complété d'une filtration sur filtre bicouche.

8.9.4 *Par adsorption sur alumine activée*

8.9.4.1 Description

L'alumine activée peut être utilisée en lits filtrants pour éliminer l'arsenic (III) ainsi que le fluor, le sélénium, la silice et les substances humiques. Elle est composée de grains de 0,3 à 0,6 mm de diamètre de Al_2O_3 obtenus par déshydratation de $\text{Al}_2(\text{OH})_3$ à faibles températures (300 à 600°C). Sa surface spécifique varie de 150 et 400 g/m^2 . L'alumine activée en lits peut traiter de l'eau souterraine contenant des concentrations d'arsenic d'environ 100 $\mu\text{g/L}$. Le pH optimum étant de 5 ou 6, il est souvent nécessaire d'abaisser le pH de l'eau brute et/ou de l'alumine activée. En outre, l'alumine activée éliminerait aussi l'arsenic (III), mais dans une moindre proportion. L'oxydation de l'arsenic (III) en arsenic (V) permettrait donc toujours d'améliorer l'élimination de l'arsenic. Enfin, même si la présence de sulfates diminue le rendement d'élimination, des essais pilotes sont nécessaires afin d'optimiser le taux de filtration et le cycle entre les régénérations.

8.9.5 *Par échange d'ions*

8.9.5.1 Description

L'enlèvement de l'arsenic par échange d'ions avec une résine anionique est un choix judicieux, surtout lorsque la teneur en matières dissoutes est inférieure à 500 mg/L et que la teneur en sulfate est inférieure à 150 mg/L . Le procédé de traitement par échange d'ions est décrit à la section 8.6.2.

8.10 Enlèvement du fluorure

La présence de fluorure dans l'eau potable en trop grande quantité peut avoir des effets nocifs sur le développement et la santé des os. C'est pourquoi la recommandation canadienne concernant ce produit se situe à 1,5 mg/L et Santé Canada recommande que l'ajout de fluorure dans l'eau potable ne dépasse pas 1,0 mg/L . Par contre, lorsque l'eau brute contient plus de 1,5 mg/L de fluorure, on doit chercher à l'éliminer.

8.10.1 *Par adsorption sur alumine activée*

8.10.1.1 Description

Pour ce type d'application, l'alumine activée est un produit granulaire de 0,3 mm utilisé en filtration. La vitesse de filtration sera fonction de la concentration de fluor à éliminer, à raison de 6 à 20 m/h pour des concentrations de 15 à 5 mg/L , respectivement. L'épaisseur de la couche de média sera de 1,5 m.

Le produit épuisé sera régénéré à la soude caustique à 10 g/L à une vitesse de 5 m/h . Les eaux de régénération devront être récupérées séparément pour un traitement ultérieur par neutralisation.

8.10.2 Par adsorption sur phosphate tricalcique

8.10.2.1 Description

Ce procédé a été utilisé aux États-Unis dans le passé. Il s'agit d'un échange d'ions entre l'ion fluorure et l'ion carbonate ou hydroxyde de l'apatite ou de l'hydroxyapatite. Les produits utilisés sont soit naturels (poudre ou cendre d'os) ou synthétiques. Le matériau granulaire de 0,3 à 0,6 mm est confiné dans un filtre (atmosphérique ou sous pression) d'une hauteur d'au moins 1,4 m à un taux de filtration de 5 à 8 m/h. Ce procédé est plus coûteux et moins efficace que le traitement par alumine activée.

Le matériau sera régénéré périodiquement avec de la soude caustique et rincé à l'acide. Les eaux de régénération devront être récupérées puis traitées séparément.

8.10.3 Par précipitation à la chaux

8.10.3.1 Description

Par l'addition d'une dose importante de chaux, il est possible de réduire la teneur en fluorure de l'eau brute. Par contre, l'ajout de magnésie $[Mg(OH)_2]$ améliore le rendement.

L'ajout d'un coagulant peut s'avérer nécessaire pour clarifier l'eau traitée. Dans ce type de procédé, les doses de réactifs sont importantes. À titre d'exemple seulement, on doit précipiter 130 mg de magnésium pour éliminer de 4 à 5 mg de fluorure. Le traitement peut se réaliser dans des décanteurs, tels que ceux décrits à la section 9.5.1. Le traitement doit être complété par une filtration.

8.11 Enlèvement des chlorures (dessalement)

L'effet des chlorures est strictement esthétique et pratique. En quantité élevée, il donne un goût désagréable à l'eau et peut provoquer un accroissement de la corrosion des conduites. C'est pourquoi la recommandation canadienne concernant ce produit est de 250 mg/L.

Le seul traitement efficace pour l'enlèvement des chlorures est l'osmose inverse et l'enlèvement optimal est obtenu en ajoutant du charbon actif granulaire avant les membranes. Plusieurs systèmes de dessalement de l'eau de mer sont installés un peu partout dans le monde. Au Québec, l'utilisation de l'OI pour éliminer les chlorures peut se présenter dans un cas d'eau souterraine saumâtre.

VOLUME 1

CHAPITRE 9

9.	APPROVISIONNEMENT EN EAUX DE SURFACE ET TRAITEMENT
9.1	Contexte
9.1.1	<i>Procédés et technologies</i>
9.1.2	<i>Essais de traitabilité</i>
9.2	Recherche en eau de surface et traitement
9.3	Système d’approvisionnement en eau de surface
9.3.1	<i>Généralités</i>
9.3.2	<i>Législations, règlements et politiques connexes</i>
9.3.3	<i>Capacité</i>
9.3.4	<i>Qualité</i>
9.3.4.1	<i>Mesures préventives</i>
9.3.4.2	<i>Critères de qualité</i>
9.3.5	<i>Aménagement des infrastructures</i>
9.3.5.1	<i>Localisation de la prise d’eau</i>
9.3.5.2	<i>Ouvrage d’entrée</i>
9.3.5.3	<i>Conduite d’adduction</i>
9.3.5.4	<i>Regard de rive ou poste de pompage d’eau brute</i>
9.3.5.5	<i>Tamis fins</i>
9.3.5.6	<i>Système de mesure de débit</i>
9.4	Réservoirs d’emmagasiner
9.4.1	<i>Éléments de conception</i>
9.4.2	<i>Préparation de l’emplacement</i>
9.5	Dégrillage et microtamisage
9.5.1	<i>Dégrillage</i>
9.5.2	<i>Microtamisage</i>
9.6	Coagulation
9.6.1	<i>Description</i>
9.6.2	<i>Conditions d’application</i>
9.6.3	<i>Critères de conception</i>
9.6.3.1	<i>Bassin de coagulation</i>
9.6.3.2	<i>Mélangeur statique</i>
9.6.4	<i>Autres éléments importants de conception</i>
9.7	Floculation
9.7.1	<i>Description</i>
9.7.2	<i>Conditions d’application</i>
9.7.3	<i>Critères de conception</i>
9.7.4	<i>Autres éléments de conception</i>

9.8 Clarification
9.8.1 <i>Décantation</i>
9.8.1.1 Champs d'application
9.8.1.2 Décantation à lit de boues pulsé
9.8.1.3 Décantation à recirculation interne de boues
9.8.1.4 Décantation lamellaire à recirculation externe de boues et à épaississement intégré
9.8.1.5 Décantation lamellaire à floc lesté
9.8.1.6 Autres éléments importants de conception pour la décantation
9.8.2 <i>Flottation à air dissous</i>
9.8.3 <i>Filtre clarificateur</i>
9.9 Filtration
9.9.1 <i>Filtration rapide à lavage intermittent</i>
9.9.2 <i>Filtration à lavage en continu</i>
9.9.3 <i>Filtration sur charbon actif biologique</i>
9.9.4 <i>Filtration sur précouche (terre à diatomée)</i>
9.9.5 <i>Filtration lente sur sable</i>
9.9.6 <i>Filtration sur charbon actif granulaire</i>
9.9.7 <i>Filtration directe</i>
9.9.8 <i>Filtration sous pression</i>
9.10 Filtration membranaire
9.10.1 <i>Description</i>
9.10.1.1 Classification des membranes
9.10.1.2 Perméabilité
9.10.1.3 Mise en œuvre des membranes
9.10.2 <i>Champs d'application</i>
9.10.3 <i>Critères de conception</i>
9.10.3.1 Bases de conception
9.10.3.2 Données générales requises pour la conception
9.10.3.3 Redondance relative aux membranes
9.10.4 <i>Autres éléments de conception</i>
9.10.4.1 Chaînes de traitement
9.10.4.2 Limites d'utilisation
9.10.4.3 Rejets du procédé

9. APPROVISIONNEMENT EN EAUX DE SURFACE ET TRAITEMENT

9.1 Contexte

Ce chapitre présente les informations concernant l'approvisionnement et le traitement des eaux de surface. Les sections 9.2 à 9.4 s'attardent à la recherche ayant trait à l'eau de surface, la conception des prises d'eau et la conception des réservoirs d'emménagement d'eaux brutes. Les sections 9.5 à 9.9 décrivent différentes étapes et procédés utilisés pour le traitement de l'eau potable. La section 9.10 est réservée à la membranaire.

Le tableau 9.1 ci-après propose une grille de sélection des procédés.

9.1.1 Procédés et technologies

Plusieurs procédés ont été retenus en vue d'offrir un choix multiple au concepteur. Certains procédés sont présentés dans le *Guide* même s'ils n'ont pas encore d'application connue au Québec, ni de technologie éprouvée. Ils ont été retenus parce qu'ils possèdent un potentiel d'application pour le Québec et parce qu'ils ont obtenu des résultats intéressants lors de mises à l'essai à l'extérieur du Québec. Le *Comité sur les technologies de traitement en eau potable* est mandaté pour procéder à la reconnaissance et à la détermination des critères de conception de ces technologies. Il est donc recommandé de consulter régulièrement le site Internet du MDDEP où l'on retrouve les fiches techniques des technologies évaluées. (www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/fiches.htm).

9.1.2 Essais de traitabilité

Des essais de traitabilité pour les projets de production d'eau potable provenant d'une source d'eau de surface peuvent être requis pour établir la conception finale d'une technologie ou d'une filière de traitement déjà éprouvée. Ces essais visent à :

- établir le degré d'efficacité du système en relation avec certains critères de conception;
- déterminer le niveau de prétraitement ou les équipements périphériques requis;
- vérifier l'incidence de certains contaminants sur la qualité finale de l'eau produite et la nécessité d'un traitement d'appoint;
- définir les paramètres d'opération, le type et la quantité des produits chimiques à utiliser;
- caractériser les boues ainsi que les eaux résiduaires afin de définir les modes appropriés permettant d'en disposer.

Le concepteur a plusieurs décisions à prendre : réaliser ou non de tels essais, l'échéancier, les modalités, le protocole de ces essais ainsi que leur suivi. Le MAMR et le MDDEP peuvent être consultés et ils le seront préférentiellement dans les cas où les essais influencent de façon décisive le cheminement de la conception. En général, les essais peuvent durer de une semaine à trois mois (selon la technologie) et couvrir la période la plus défavorable de l'année pour ce qui est de la qualité de l'eau brute.

Les essais de traitabilité ne sont pas des essais pilotes. Les essais pilote concernent les technologies (ou des filières utilisant des technologies) non éprouvée et/ou en validation. Dans certains cas impliquant des technologies déjà éprouvées, des essais pilotes peuvent être requis pour des applications particulières, notamment lorsque la valeur des paramètres de l'eau à traiter excède les limites d'application acceptées de la technologie ou pour des critères de conception dépassant les limites usuelles reconnues de la technologie. Le protocole et le suivi de ces essais sont assujettis aux exigences du *Comité sur les technologies de traitement en eau potable*.

Tableau 9-1 Application des procédés de traitement pour les eaux de surface

QUALITÉ À L'EAU BRUTE	< 3 mg/l de COT et < 80 ug/l de THM ⁸						> 3 mg/l en COT et > 80 ug/l de THM ⁸					
	turbidité < 5 utn		turbidité de 5 à X utn		turbidité > X utn		turbidité < 5 utn		turbidité de 5 à X utn		turbidité > X utn	
FILIÈRES DE TRAITEMENT	1000 pers. et moins	plus de 1000 pers.	1000 pers. et moins	plus de 1000 pers.	1000 pers. et moins	plus de 1000 pers.	1000 pers. et moins	plus de 1000 pers.	1000 pers. et moins	plus de 1000 pers.	1000 pers. et moins	plus de 1000 pers.
Filtration lente	A	B	A+X ¹	B+X ¹	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Préozonation et Filtration lente	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	A	B	A+X ¹	B+X ¹	n/a	n/a
Filtration sur précouche	B	B	B+X ²	B+X ²	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Traitement classique	n/a	n/a	n/a	B	n/a	A	n/a	A	n/a	A	n/a	A
Traitement classique et affinage	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	A ⁵
Filtration directe	B	B	B+X ²	B+X ²	n/a	n/a	B	B	B+X ²	B+X ²	n/a	n/a
Filtration Membranaire NF ^{6*}	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	A	B
Filtration Membranaire UF ^{7*}	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B
Filtration Membranaire MF ^{6*}	B	A	B	A	A	B	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a
Coagulation+Filtration Membranaire MF	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	n/a	B	B	B	B	B	B
Désinfection pour l'enlèvement de 3 log de Giardia et 4 log de virus						voir Tableau 10-3						
note ⁵ :cette filière inclut un traitement additionnel (tel que la filtration biologique sur CAG) après les filtres à sable dans les cas d'eau brute contenant des COT > 5 mg/l. note ⁶ :en fonction de la qualité de l'eau brute il faudra prévoir un prétraitement approprié. note ⁷ :dépendant du seuil de coupure et du type de la membrane UF il faudra prévoir le prétraitement et le niveau désinfection appropriée. note ⁸ :Le critère de THM s'applique à l'eau traitée après une désinfection au chlore aux conditions normales d'opération du réseau de distribution. note : toutes les filières de traitement impliquant la filtration membranaire devront être soumises au Comité des technologies en eau potable Plusieurs filières de traitement pourraient nécessiter des essais de traitabilités pour vérifier les performances ainsi que les critères de conception et d'exploitation.. Le traitement classique est une filière comprenant la coagulation, floculation, décantation et la filtration rapide. La filtration rapide peut être faite à l'aide de filtre à sable ou de filtre à sable et anthracite ou par une filtration membranaire sur MF.						A : solution à prioriser						
						B : solution alternative à considérer lors de l'étude technico-économique						
						n/a : solution non acceptable						
						X : Cette valeur représente la valeur limite en turbidité en fonction de la filière de traitement						
						X ¹ : turbidité maximum de 10 utn avec un préfiltre dans le cas de très variable						
X ² : turbidité maximum de 10 utn												

9.2 Recherche en eau de surface et traitement

Par rapport à l'eau souterraine, l'eau de surface présente habituellement une plus grande variabilité en ce qui concerne la qualité. Elle est également plus vulnérable à la contamination, autant biologique que chimique. Finalement, les installations de traitement de l'eau de surface sont souvent plus complexes que celles qui traitent l'eau souterraine. Pour ces raisons, la recherche en eau de surface n'est souvent pas la première activité d'un projet.

Lorsque requis, les principales étapes d'analyse pour cette avenue de solution sont :

- Recenser les sources d'eau de surface (lacs, rivières et résurgences) disponibles à proximité du réseau de distribution;
- Favoriser en premier lieu l'utilisation des résurgences et particulièrement si elles peuvent être interceptées sous terre. Dans ce dernier cas, l'eau captée pourrait être assujettie aux critères de désinfection et de turbidité d'une eau souterraine (beaucoup moins sévères que pour une eau de surface);
- Favoriser en second lieu les plans d'eau (lacs et réservoirs), car la qualité de l'eau brute est plus stable que celle véhiculée dans une rivière. De ce fait, le traitement est également plus sécuritaire et plus simple d'opération;
- Dans les cas de lacs, réservoirs et cours d'eau, caractériser le bassin versant et particulièrement les environs immédiats de la prise d'eau prévue (usages anthropiques et sources de pollution, nature du bassin versant, nombre d'usagers, habitats particuliers, propriétés, etc.);
- Procéder à une caractérisation complète de la source d'eau de surface prévue selon les indications contenues dans la section 6.2 du présent *Guide de conception*;
- Évaluer les conflits d'usages et les implications législatives, réglementaires et politiques connexes;
- Évaluer la capacité d'extraction admissible pour le plan d'eau ou le cours d'eau afin de préserver le débit écologique en aval du plan ou du cours d'eau;
- Évaluer le mode de captage admissible (prise d'eau, réservoir, etc.).

9.3 Système d'approvisionnement en eau de surface

9.3.1 Généralités

- L'approvisionnement par eau de surface comprend les systèmes avec prise d'eau dans : 1) un cours d'eau à écoulement naturel ou régularisé; 2) un lac naturel; 3) un réservoir d'emmagasinage artificiel;
- Pour l'acceptation d'un projet de prise d'eau, le concepteur doit démontrer, à la satisfaction du MDDEP, qu'une quantité suffisante d'eau sera disponible et que l'eau qui sera distribuée rencontrera les normes de qualité décrites dans le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* et les *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*;
- Un système d'approvisionnement en eau doit puiser son eau brute à partir de la meilleure source disponible et qui soit à la fois économiquement rentable et techniquement possible à aménager en tenant compte des impacts environnementaux et de la vulnérabilité de la source d'eau;

- La conception des ouvrages doit se faire de façon à assurer le maintien d'une qualité d'eau brute adéquate dans le temps (influence des tributaires, remise en suspension des sédiments, etc.);
- Dans les installations importantes, il est préférable d'utiliser deux entrées autonomes jusqu'au poste de pompage d'eau brute ou au regard de rive;
- Si un seuil est aménagé sur le cours d'eau, comme source d'approvisionnement, un système de mesure des débits totaux et des niveaux est nécessaire. Des mesures de contrôle doivent être mises en place afin de préserver et de sécuriser la qualité de la source d'eau. Ces mesures comprennent entre autres l'identification des utilisateurs et des activités pouvant affecter la source d'eau;
- Le concepteur doit utiliser toutes les données hydrologiques disponibles caractérisant le cours d'eau où il compte établir la prise d'eau. Pour les lacs et les réservoirs existants, ces données concerneront les tributaires et les émissaires. Des relevés doivent aussi être effectués au point de prélèvement prévu afin de bien cerner les phénomènes hydrauliques du secteur tels que la bathymétrie, les vitesses de courant, la nature du substrat, etc.;
- Le système d'approvisionnement en eau de surface (ouvrage d'entrée, conduite d'adduction et poste de pompage ou regard de rive) doit comporter des aménagements remplissant les fonctions suivantes : 1) prévenir l'entrée de débris grossiers en conduite sans générer de problème de colmatage fréquent; 2) éviter l'entraînement des poissons dans le système et limiter la sédimentation; 3) prévenir le piégeage des poissons dans le système;
- Tout projet de prise d'eau doit tenir compte de la faune aquatique qui habite le plan ou cours d'eau visé. Le projet doit également être entériné par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) et par Pêches et Océans Canada.

9.3.2 *Législations, règlements et politiques connexes*

La conception, les demandes d'autorisations ainsi que la réalisation des travaux pour une prise d'eau doivent se faire en tenant compte de plusieurs lois, règlements et politiques. Les informations relatives à ces textes sont regroupées et résumées dans le tableau 9-2 suivant.

Tableau 9-2 Informations pertinentes selon le palier législatif

Ministères/ Organismes	Directions/services	Lois et/ou règlements	Champs d'application	Procédures et remarques
LÉGISLATION PROVINCIALE				
MRNF	Directions régionales Faune	Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune. Loi sur les espèces menacées ou vulnérables	Tout le milieu aquatique ou terrestre. Les « agents de conservation » mandatés comme « police verte »	Le promoteur doit consulter les coordonnateurs des habitats fauniques au stade préliminaire de conception de nouvelles prises d'eau de surface
MDDEP	Directions régionales Environnement	Tous les règlements et lois du MDDEP	L'ensemble de l'environnement. Délivre les certificats d'autorisation	Toute intervention en milieu aquatique requiert un C.A. de la part du promoteur ou du propriétaire
MDDEP	Direction des évaluations environnementales	Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts	Tout projet de plus de 300 m.lin. ou 5000 m ² sous la limite des hautes eaux moyennes (2 ans)	Un avis de projet doit être présenté à la D.R. qui fera suivre à la D.E.E. Attention aux routes et chemins d'accès à moins de 60 m. d'un cours d'eau.
MDDEP	Direction du suivi de l'état de l'environnement	Tous les règlements et lois du MDDEP	Analyse des cours d'eau et banque de données sur la qualité de l'eau brute	Un avis est requis pour la disposition des eaux de rejet dans le milieu récepteur
LÉGISLATION FÉDÉRALE				
Pêches et Océans	Garde côtière canadienne	Loi de protection des eaux navigables	Toutes les « eaux navigables » selon LEUR évaluation	Porte d'entrée de tous les organismes fédéraux. Le promoteur doit présenter son projet préliminaire. Une communication adéquate s'établit.
Pêches et Océans	Gestion des pêches et de l'habitat	Loi sur les pêches – Politique de gestion de l'habitat du poisson	Tout le milieu aquatique. S'occupe du « milieu marin » et délègue l'application à la MRNF ailleurs (eau douce)	La GCC informera le requérant s'il est nécessaire de communiquer avec ce service.
Environnement Canada	Direction de la protection – région du Québec	Loi des immersions en mer	Est de l'île Anticosti et Baie des Chaleurs jusqu'à Gaspé	Autorisation nécessaire pour tout travail dans ces zones. La GCC devrait assurer la liaison avec ce service.
Environnement Canada	Direction des évaluations environnementales	Loi et règlements environnementaux fédéraux	Territoires et organismes fédéraux (parcs, réserves, CN)	Agit à titre consultatif pour les organismes fédéraux ayant à fournir des autorisations.
LÉGISLATION RÉGIONALE CONCERNANT LE MILIEU AQUATIQUE				
MRC	Secteurs environnementaux	Règlements de contrôle intérimaire : politique de protection des rives du littoral et des zones inondables	Aide aux municipalités dans la préparation des règlements de protection environnementale sur leur territoire.	Ne donne pas d'autorisations proprement dites. Doit obliger les municipalités à adopter les règlements dont le MDDEP veut leur confier l'application.
Municipalités	« Inspecteur » ou gérant	Règlements municipaux concernant l'environnement	Protection des rives et plaines inondables, déchets solides protection des arbres, qualité de l'air, aménagement du territoire. SECTEUR PRIVÉ SEULEMENT.	Donne des permis ou autorisations selon leur degré d'élaboration de leur réglementation. Pour les secteurs en zones industrielles ou commerciales, une autorisation de la D.R. du MDDEP est requise.

9.3.3 Capacité

- Généralement, la capacité d'une source d'approvisionnement en eau de surface correspond à la quantité maximale d'eau qui peut y être puisée de façon continue dans les pires conditions de sécheresse (tel que décrit dans la présente section), en tenant compte des pertes attribuables à l'évaporation, l'infiltration, l'envasement et le débit à assurer en aval. La capacité de la source ainsi établie doit respecter les contraintes environnementales et fauniques;
- La capacité estimée de la source d'approvisionnement doit être suffisante pour fournir le débit correspondant aux besoins futurs d'eau établis selon les critères des chapitres 5 et 15. Une perspective minimale de 30 ans, incluant tous les besoins à long terme (expansion du réseau), est préconisée;
- Le débit de conception des éléments du système d'approvisionnement en eau de surface doit être établi en majorant les besoins futurs en eau (tel que défini à l'alinéa ci-dessus) de 10%;
- La conception des ouvrages et les volumes d'eau soutirés ne doivent pas affecter les autres utilisateurs du cours d'eau, qu'ils soient placés en amont ou en aval de la prise d'eau planifiée;
- Le débit pouvant être prélevé d'une source d'eau de surface non régularisée (capacité d'approvisionnement) sera évalué selon la méthode suivante :
 - On utilisera le débit d'étiage sur sept jours consécutifs ayant une période de récurrence de deux ans (Q_{2-7}). Pour un lac ou un réservoir, on utilisera le Q_{2-7} à l'émissaire. Ces données devront être entérinées par le MDDEP;
 - Le débit d'étiage doit être calculé sur la base des conditions originelles du cours d'eau ou plan d'eau, c.-à-d. en considérant qu'il n'y a aucun prélèvement en amont (prise d'eau ou autre);
 - Le débit maximum qu'il est permis de prélever est établi à 15% du Q_{2-7} originel, débit duquel il faut soustraire les prélèvements en amont. La valeur ainsi obtenue est, par définition, la capacité de la source d'approvisionnement au point de prélèvement. Cette base de calcul est issue de l'article 17 du *Règlement sur les habitats fauniques* (Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune) qui stipule que « le prélèvement ne peut excéder 15 % du débit du cours d'eau à l'endroit où le prélèvement est effectué ». Il est possible d'excéder le 15% du Q_{2-7} originel en effectuant la démonstration prévue au cinquième alinéa. Par contre, si cette démonstration s'avère négative, le 15% du Q_{2-7} originel demeure la valeur de référence;
 - Lorsqu'il existe des points de prélèvement en aval de l'éventuelle prise d'eau, il faut démontrer que la capacité de prélèvement de la source ne sera pas excédée suite à l'implantation de la nouvelle prise d'eau;
 - Dans le cas où la capacité de la source d'approvisionnement, établie selon la méthode décrite aux quatre alinéas précédents, est insuffisante (inférieure aux besoins en eau futurs), il est possible de démontrer, par des méthodes plus évoluées (méthodes hydrauliques et méthode des habitats préférentiels), que le débit écologique nécessaire pour le maintien des écosystèmes existants est inférieur à celui établi par la méthode du Q_{2-7} ;
 - À l'extérieur de la période d'étiage, il est permis de prélever un débit d'eau supérieur jusqu'à un maximum de 15% du débit du cours d'eau;

- Dans le cas d'un lac ou d'un réservoir, la modélisation des différentes conditions de débits (crues, étiages, apports moyens), le respect des exigences pour la faune, le respect des exigences pour les usages récréatifs, l'impact du marnage, l'effet des barrages sur la migration des poissons, etc., devraient être établis au besoin.

9.3.4 *Qualité*

9.3.4.1 Mesures préventives

Tous les facteurs susceptibles d'affecter à court ou à long terme la qualité de l'eau puisée à une source doivent être considérés et tout particulièrement les points suivants :

- Inventorier et évaluer, de façon sommaire (cartographie, photographie aérienne, informations auprès des municipalités, etc.) les différents usages anthropiques situés immédiatement en amont :
 - Agriculture;
 - Production animale;
 - Émissaire d'eaux usées municipales, traitées ou non;
 - Rejets industriels;
 - Sols contaminés;
 - Sites d'enfouissement;
 - Sites de villégiature;
 - Secteurs où le sol est dénudé;
 - Exploitation forestière.
- Évaluer sommairement les variations possibles de qualité lors d'un étiage et d'une crue en termes de matières en suspension, matières organiques, couleur et débris;
- Étudier et proposer, en fonction de la législation, les règlements et les politiques connexes, ou si le MDDEP le juge nécessaire, des mesures de contrôle et de protection du bassin versant et des cours d'eau tributaires du propriétaire, telles que :
 - L'élimination des sources de pollution;
 - L'acquisition de propriétés ou de terrains;
 - La végétalisation des sols dénudés tout en évitant certaines espèces susceptibles d'altérer la qualité de l'eau (plantes annuelles et arbres à feuilles caduques);
 - L'adoption de règlements municipaux prohibant les activités susceptibles de polluer;
- Évaluer les risques que la source soit atteinte par un déversement accidentel ou une fuite de matières pouvant être toxiques pour les consommateurs ou nuisibles au procédé de traitement (voie ferrée ou autoroute, industries, etc.);
- Concevoir la prise d'eau de façon à assurer la meilleure qualité d'eau possible en évitant l'intrusion de débris ou d'autres matières nuisibles. Si un réservoir d'emmagasinage est prévu, évaluer l'influence des facteurs spécifiques comme le décapage, l'érosion et la stabilisation des berges, l'accès contrôlé, etc.;
- Implanter une zone de protection minimale de 30 m ceinturant la partie terrestre de la prise d'eau au moyen d'une clôture d'une hauteur minimale de 1,8 m pour interdire l'accès au regard de rive, au poste de pompage ou autres ouvrages localisés sur la rive. Si une telle zone de protection ne peut être assurée, des mesures spéciales de protection doivent être envisagées. La barrière d'accès doit être cadenassée;

- Construire des fossés pour détourner les eaux de ruissellement vers l’aval de la prise d’eau;
- Installer des affiches aux endroits stratégiques indiquant qu’il s’agit d’une source d’approvisionnement en eau potable;
- Il est recommandé aux exploitants de prévoir un ou plusieurs plans d’urgence pour tenir compte des situations où la source d’eau de surface serait affectée par un ou plusieurs événements inhabituels susceptibles d’introduire dans la source d’eau brute de nouveaux contaminants ou des contaminants existants en quantités excessives. Les mesures à prendre pour identifier et réduire les risques d’impact sur le traitement ou sur l’eau traitée sont à considérer.

9.3.4.2 Critères de qualité

La qualité de l’eau brute doit être déterminée à partir d’un échantillonnage sur une période de temps suffisamment longue pour pouvoir évaluer les caractéristiques bactériologiques, physiques et chimiques de l’eau, leur évolution dans le temps et le choix d’un procédé de traitement, le cas échéant. Les paramètres minimum et obligatoires à mesurer ainsi que leur fréquence d’analyse sont décrits à la section 6.2.

9.3.5 *Aménagement des infrastructures*

9.3.5.1 Localisation de la prise d’eau

Les principaux facteurs à considérer dans la localisation d’une prise d’eau sont la sécurité d’approvisionnement, la qualité de l’eau brute ainsi que l’impact sur l’environnement et le milieu aquatique. Plus spécifiquement, les points suivants doivent être pris en considération :

- La prise d’eau doit être située à l’endroit où la qualité de l’eau est la meilleure et la moins vulnérable à la pollution, tout en causant le moins de dommage à la faune aquatique;
- Des relevés bathymétriques sont souvent nécessaires afin de choisir la localisation exacte de la prise d’eau et le tracé de conduite d’adduction pour sa partie immergée;
- Dans la mesure du possible, la mise en place d’ouvrages artificiels de retenue (barrages, seuils, etc.) doit être évitée afin de minimiser les impacts sur le régime hydraulique du cours d’eau (écoulement, sédimentation, etc.) et la faune aquatique. Le cas échéant, le concepteur contactera le MDDEP pour discuter de l’aménagement de la prise d’eau;
- Lorsque la source d’eau est une rivière, l’aménagement d’un système de captage souterrain sur les berges (principalement si elles sont constituées de gravier) ou d’un réservoir artificiel hors cours d’eau pourrait être envisagé;
- La prise d’eau doit être aménagée de façon à ne pas être influencée par des usages incompatibles, tels les rejets d’eaux usées, la navigation ou toutes autres activités pouvant l’affecter;
- Évaluer les risques de formation de frasil et de colmatage de la prise d’eau. Étudier le régime de formation des glaces;
- Le site doit être facile d’accès en toute saison et offrir la possibilité d’un agrandissement futur;

- Localiser les ouvrages en tenant compte de la variation locale des conditions affectant la qualité de l'eau brute de manière à assurer le captage de la meilleure eau en tout temps;
- Lorsque le niveau d'une rivière est assez stable et que les berges sont suffisamment abruptes, il pourrait s'avérer économique d'installer la prise d'eau près de la rive et de combiner, s'il y a lieu, la prise d'eau et la station de pompage dans une même structure;
- Les canaux de navigation devraient être évités le plus possible, tant à cause des dangers de pollution de certains rejets provenant des bateaux que des risques de dommages à la prise d'eau par un navire ou lors d'opérations de dragage;
- Si des courants d'eau de diverses qualités peuvent être rencontrés, il peut s'avérer nécessaire d'effectuer une étude spécifique de ces courants;
- Une localisation permettant l'alimentation gravitaire doit être privilégiée, lorsque cela est possible, du point de vue économique et technique. Ceci afin de réduire les problèmes et les frais d'opération et de diminuer les besoins énergétiques;
- Une prise d'eau doit être placée de préférence en un endroit où l'écoulement est calme et la surface gèle rapidement, car les risques de formation de glace de fond et de frasil sont ainsi réduits. On évitera d'installer une prise d'eau dans ou immédiatement en aval de rapides, même s'il y a amorce de couverture de glace (le frasil a tendance à se former dans les passages plus rapides et à s'accumuler sous la glace en aval) ;
- Un soin particulier doit être porté au choix de la localisation pour que l'endroit retenu ne soit pas propice à l'érosion ou aux dépôts de bancs de sable, qui pourraient gêner l'exploitation et l'entretien. S'assurer que la prise d'eau repose sur une assise stable;
- Une attention particulière doit être portée aux cours d'eau susceptibles d'abriter des moules zébrées. La conception des ouvrages d'entrée et des conduites d'adduction devra tenir compte de critères particuliers reliés à cette problématique. Il faudra entre autres porter une attention particulière aux vitesses minimums requises pour prévenir l'accroissement des moules zébrées dans les ouvrages d'entrée et dans les conduites d'adduction, tout en respectant les vitesses d'approche maximums afin de prévenir l'entraînement de poissons. Des solutions de pré-chloration dans la conduite ont déjà été appliquées en Ontario.

9.3.5.2 Ouvrage d'entrée

- Lorsque deux entrées sont prévues, il est préférable de les placer de façon à ce qu'une entrée puisse demeurer en opération dans le cas où l'autre se bloquerait;
- Lorsque deux entrées sont prévues, il pourrait s'avérer intéressant de les installer à deux niveaux différents afin de permettre la sélection de la meilleure qualité d'eau possible (la qualité de l'eau est susceptible de changer selon la profondeur et la saison);
- Les données hydrosédimentologiques dicteront les distances à respecter entre les radiers des entrées et le lit du cours ou du plan d'eau afin d'éviter l'envasement, l'ensablement ou la dégradation de la qualité de l'eau brute;
- L'entrée doit être submergée en tout temps et située à une profondeur suffisante pour éviter les inconvénients dus à la présence de glace ou de débris flottants et empêcher l'entraînement d'air, créant des vortex au-dessus de la prise. La profondeur minimale d'eau au-dessus de l'ouverture doit être la plus grande des dimensions suivantes : 1,5 m ou 2 à 3 fois le diamètre de l'ouverture;
- Lorsque des problèmes de frasil actif (cristaux de glace qui se forment sur la grille d'entrée) sont anticipés, une plus grande profondeur est requise. Dans ce cas, l'entrée devrait être à au

moins 9 m sous la surface, si la profondeur et la qualité de l'eau le permettent, et à un endroit rapidement recouvert par la glace. Au besoin ou si l'impact économique d'une telle profondeur est inacceptable, une méthode d'intervention d'urgence doit être prévue. Des éléments chauffants, des systèmes d'injection de bulles ou d'eau chaude peuvent être prévus pour contrer ce problème. L'utilisation d'un matériau peu conducteur réduit également l'ampleur du problème;

- La possibilité d'installer une chasse d'eau à contre-courant doit être envisagée pour permettre l'enlèvement des dépôts et blocs de glace et aussi éliminer les problèmes dus au frasil passif (lentille de glace libre dans l'eau);
- Lorsque l'ouvrage d'entrée est constitué d'une conduite en eau libre, son extrémité doit être pourvue d'une grille grossière afin de filtrer les débris grossiers qui pourraient nuire à l'écoulement dans le système d'adduction. Il est important de ne pas orienter la surface de prise face au courant dans le cours d'eau;
- L'espacement entre les barreaux de la grille doit se situer entre 10 et 15 cm. Un espacement important limitera le pontage de glace entre les barreaux lorsque du frasil actif est anticipé;
- La vitesse d'approche ou d'entrée dans une prise d'eau doit être inférieure à 15 cm/s pour limiter l'aspiration de débris passant devant l'ouvrage d'entrée. Cependant, étant donné les conditions climatiques qui prévalent au Québec, il est préférable de se limiter à une valeur entre 7,5 et 10 cm/s lorsqu'une grille est prévue. Une vitesse plus élevée favorisera la formation de frasil actif;
- L'aménagement d'un système de collecte continuellement submergé et susceptible de se colmater nécessite, dans bien des cas, un entretien fréquent et délicat (p. ex., conduites perforées recouvertes de matériaux granulaires au fond d'un cours d'eau ou d'un lac). Le recours à un tel aménagement n'est pas permis lorsque d'importantes quantités de particules fines (argile, limon, etc.) peuvent être transportées jusqu'à la prise d'eau et favoriser son colmatage;
- Les prises d'eau doivent être conçues de façon à demeurer stables lors de tempêtes et pouvoir résister à l'action des vagues, des courants, à la pression des glaces et à l'impact des débris flottants ou submergés. Si cela est requis, elles doivent être ancrées.

9.3.5.3 Conduite d'adduction

- La conduite d'adduction doit être posée en pente constante à un niveau de radier croissant en direction de la berge afin d'éviter l'accumulation d'air ou de gaz;
- Pour des conduites d'un diamètre important, des regards d'inspection doivent être installés à tous les 300 m (à l'extérieur de la limite des hautes eaux) afin de permettre une inspection visuelle;
- Si la conduite est sujette à l'accumulation de sédiments ou de boues, un système de nettoyage par purge ou autre devrait être prévu pour les enlever;
- Dans le cas où la conduite est accessible aux poissons (accès permis par des ouvertures de l'ouvrage d'entrée supérieures à 12 mm), la vitesse de circulation de l'eau ne doit pas excéder 0,5 m/s afin de permettre aux poissons de remonter le courant s'ils s'introduisaient dans la conduite;
- Dans le cas où la conduite n'est pas accessible aux poissons (grillage fin ou gravier à l'ouvrage d'entrée), la vitesse dans la conduite d'adduction doit être suffisante pour limiter la

formation de dépôts. Cependant, elle ne doit pas dépasser 1,5 m/s et doit préférablement être comprise entre 0,6 et 1,2 m/s;

- Pour diminuer les problèmes de frasil, on peut utiliser des matériaux de faible conductivité thermique, chauffer la conduite ou pomper de l'eau à rebours dans la conduite.

9.3.5.4 Regard de rive ou poste de pompage d'eau brute

- Dans le cas où il n'y aurait pas de poste de pompage d'eau brute ou que celui-ci soit éloigné de la source d'eau, un regard de rive est requis. Celui-ci pourra abriter les ouvrages connexes requis (tamis fins, robinet d'isolation, raccordement de deux prises d'eau indépendantes, installation pour les purges à contre-courant, etc.);
- Dans le cas où il y aurait un poste de pompage d'eau brute près de la rive, un regard de rive pourrait alors ne pas être requis. Se référer alors à la section 7.1 pour les postes de pompage d'eau brute.

9.3.5.5 Tamis fins

- Des tamis fins doivent être prévus pour empêcher l'accès des poissons aux ouvrages en aval (poste de pompage d'eau brute, conduite et installation de traitement);
- Ces tamis doivent être accessibles pour l'entretien et le nettoyage. Pour cette raison, on les retrouvera fréquemment dans le poste de pompage d'eau brute ou le regard de rive. Ils doivent être protégés par une grille grossière tel que décrit dans la section ouvrage d'entrée;
- Les tamis doivent avoir de 0,8 à 3 mailles au centimètre selon le type de matières en suspension dans l'eau. Les tamis doivent être en métal anticorrosion et pouvoir s'enlever facilement pour leur nettoyage. La vitesse de l'eau à travers les tamis doit varier entre 7,5 et 15 cm/s afin d'éviter le dépôt des particules et le piégeage des petits poissons sur le tamis;
- Au besoin, des tamis plus grossiers peuvent être aménagés en amont des tamis fins pour réduire le colmatage;
- Les tamis fins et grossiers sont décrits à la section 9.5.

9.3.5.6 Système de mesure de débit

Prévoir l'installation d'un système permettant d'informer l'exploitant du respect des consignes de captage découlant du calcul de la capacité de la source (élaboré dans la présente section) et des exigences du MENV. Prévoir également l'installation d'un système de mesure du débit, soit à la prise d'eau ou au poste de pompage d'eau brute.

9.4 Réservoirs d'emmagasinement

Selon la source d'eau de surface choisie, un réservoir d'emmagasinement pourra être requis de manière à assurer un approvisionnement d'eau brute minimum, en tout temps, à l'installation de traitement.

Dans la mesure du possible, les réservoirs d'emmagasinement doivent être considérés uniquement dans les situations où la source d'eau de surface naturelle (cours d'eau ou lac) ne peut garantir le débit journalier maximum de conception pour l'installation de traitement et/ou dans les cas où la qualité physico-chimique de la source d'eau de surface naturelle est sujette à des variations

brusques. Dans certains cas, le réservoir d'emmagasiner pourra servir comme prétraitement en amont de l'installation de traitement (aération/oxygénation, décantation naturelle, contrôle de la croissance des algues, contrôle des goûts et odeurs, ajustement du pH, etc.).

9.4.1 Éléments de conception

La conception ainsi que le choix de l'emplacement d'un réservoir d'emmagasiner doivent être faits de façon à pouvoir maintenir la meilleure qualité d'eau tout en bouleversant le moins possible les milieux écologiques et humains et en tenant compte des facteurs économiques. Les facteurs suivants doivent être pris en considération lors des étapes de conception :

- Vérifier si le projet respecte les critères d'exclusion des études d'impact sur le milieu;
- Évaluer les conséquences d'une brèche dans le réservoir et, au besoin, établir un plan d'urgence dans un tel cas;
- Organiser la capacité d'emmagasiner désirée en fonction des ouvrages de régularisation existants et futurs en amont du point d'alimentation du réservoir et en fonction de la demande maximale projetée;
- La capacité d'emmagasiner doit aussi tenir compte de facteurs tels que les besoins futurs, l'évaporation, l'envasement, l'ensablement, les possibilités de prélèvement (section 9.3.3.5) et les pertes par infiltration;
- S'assurer de l'intégrité structurale des digues du réservoir et prévoir une protection contre l'action des vagues et l'érosion;
- La géométrie du réservoir doit favoriser la bonne circulation de l'eau tout en minimisant les zones mortes;
- La configuration topographique du lieu. Les conditions les plus favorables consistent en une vallée étroite au niveau d'un barrage permettant ainsi d'obtenir un plus grand volume d'emmagasiner par unité de hauteur et de surface. Ces conditions sont favorables tant du point de vue économique que de celui de la qualité de l'eau;
- Prévoir l'emplacement du réservoir par rapport à l'installation de traitement;
- La nature du sol et du sous-sol doit offrir une bonne résistance à la percolation de l'eau et permettre que la qualité physico-chimique de l'eau ne soit pas affectée par des minéraux ou des sels solubles;
- La surface devant être inondée doit, autant que possible, être exempte d'arbres, broussailles ou autres végétaux indésirables, ceux-ci devant être enlevés de toute manière. Les sols marécageux sont à éviter pour ne pas occasionner de problèmes d'odeur, de couleur ou de goût à l'eau emmagasinée;
- Dans le cas des réservoirs alimentant par gravité un poste de pompage d'eau brute ou une installation de traitement, une attention particulière doit être apportée à la jonction entre le point de raccordement au réservoir et la tranchée de la conduite d'amenée au poste de pompage ou à l'installation de traitement. Un système d'étanchéité doit être construit en travers, dans la tranchée de la conduite, de manière à prévenir les pertes d'eau non-contrôlées du réservoir via les matériaux filtrants installés dans la tranchée de la conduite;
- Le coût d'achat des terrains de même que les contraintes sociales et humaines telles que le type d'occupation actuel du terrain ou les potentiels d'utilisation du terrain ou du cours d'eau à l'endroit du site, doivent être pris en considération;
- Les répercussions sur l'ensemble du milieu écologique doivent être minimisées;

- À l'emplacement du réservoir, le bassin doit être exempt d'activités polluantes susceptibles de contaminer l'eau emmagasinée et le propriétaire doit être en mesure d'assurer un certain contrôle des activités dans le bassin. À cet effet, le réservoir doit être intégré au programme de protection du bassin versant de la source d'eau de surface alimentant le réservoir;
- Le réservoir doit être identifié comme prise d'eau potable et doit être clôturé;
- Des mesures doivent être prises pour empêcher la croissance des mauvaises herbes et l'érosion dans la zone de variation du niveau d'eau;
- Des mesures doivent être prises pour contrôler les eaux de ruissellement voisines du réservoir;
- Les éléments suivants doivent également être considérés : mode de drainage du réservoir, accumulation de sédiments prévue et mode de disposition, formation de glace, mode de régulation des débits d'entrée au réservoir, mode de régulation du niveau du réservoir, suivi des paramètres de qualité physico-chimiques.

9.4.2 Préparation de l'emplacement

- Les arbres, broussailles et mauvaises herbes doivent être enlevés de l'emplacement du réservoir;
- L'on doit étudier l'influence de la qualité de l'eau brute de la couche superficielle du sol sur la qualité de l'eau brute;
- Les aires marécageuses doivent être excavées ou recouvertes de sable et de gravier;
- Toutes les habitations, structures souterraines et autres sources potentielles de contamination présentes sur les lieux doivent être enlevées.

9.5 Dégrillage et microtamisage

9.5.1 Dégrillage

9.5.1.1 Description

Le dégrillage permet d'enlever les débris de dimensions intermédiaires (passant à travers la grille grossière décrite à la section 9.3, afin d'éviter qu'ils interfèrent avec le fonctionnement des équipements aval. Il sert également à empêcher l'accès des poissons aux ouvrages aval (poste de pompage, conduite et installation de traitement). Pour ces raisons, il doit être localisé dans le regard de rive (voir aussi section 9.3), au poste de pompage d'eau brute ou à l'entrée de l'usine, s'il s'agit d'une alimentation gravitaire. Trois types de dégrilleurs peuvent être utilisés à cette fin :

Grilles à nettoyage manuel

La grille à nettoyage manuel est légèrement inclinée (afin de faciliter le raclage) et est surmontée d'une plate-forme qui facilite le ramassage manuel des débris retirés de l'eau. La grille doit être amovible et dotée d'un système mécanique ou motorisé permettant son relevage à des fins de nettoyage. Les tiges qui composent le grillage doivent être robustes en plus d'être droites, rondes ou rectangulaires.

Grilles mobiles à nettoyage automatique

Ces grilles sont composées d'une série de tamis rectangulaires dont le mouvement mécanique est rotatoire et ascendant. Chaque tamis est nettoyé par des jets d'eau lorsqu'il atteint le niveau du plancher.

Grilles fixes à nettoyage automatique

Ces grilles, fixes et robustes, sont équipées d'un système de raclage permettant de gérer efficacement d'importantes quantités de débris de différentes tailles.

Plusieurs modèles sont disponibles. Les principales caractéristiques de ces appareils sont :

- Le champ de grille, de forme courbe ou droite, est généralement réalisé en barreaux de section rectangulaire ou trapézoïdale (diminuant le risque de coincement des matières solides) à angles vifs ou arrondis;
- Un dispositif constitué de peignes, râteaux, racleurs ou grappins remonte les détritiques le long de la grille puis redescend en position écartée du champ de grille. Les détritiques sont récupérés en position haute dans un réceptacle.

Quelques éléments supplémentaires se retrouvent à la section 9.5 du volume 2.

9.5.1.2 Domaine d'application

Le domaine d'application pour chacun des types de grilles est présenté ci-après.

Type de grilles	Taille de l'installation
Grilles à nettoyage manuel	Petite et moyenne avec faible charge de débris
Grilles mobiles à nettoyage automatique	Moyenne (< 20 000 m ³ /d)
Grilles fixes à nettoyage automatique	Grande envergure (> 20 000 m ³ /d)

De faibles charges de débris sont habituellement observées lorsque l'ouvrage d'entrée de la prise d'eau est localisé dans un lac et qu'elle est éloignée de toute source de transport de débris (cours d'eau de recharge par exemple). Dans le cas d'un cours d'eau dont la charge saisonnière en débris peut varier rapidement (feuilles en automne par exemple) et/ou n'est pas documentée (aucune prise d'eau existante), il est préférable de prévoir des grilles à nettoyage automatiques. Ces dernières permettent d'éviter le nettoyage parfois quotidien que nécessitent les grilles à nettoyage manuel.

9.5.1.3 Critères de conception

Les critères de conception pour ces différents types de grilles sont présentés ci-après.

Dimension des mailles	4 à 10 mm de côté
Vitesse d'approche	7,5 à 15 cm/s
Angle de la grille	60 à 80 degrés par rapport à l'horizontale

Lorsqu'une grille à nettoyage manuel est utilisée, il est préférable de la faire précéder d'une grille plus grossière (mailles d'environ 50 mm X 50 mm) afin d'éviter qu'elle ne se colmate trop rapidement dû aux feuilles et autres débris plus volumineux.

Les matériaux constituant la grille doivent être résistants à la corrosion.

9.5.2 Microtamisage

9.5.2.1 Description

Le microtamisage permet l'enlèvement des fines matières en suspension (MES) présentes dans l'eau à l'aide d'une toile métallique (microtamis) à mailles très serrées. Ces dernières sont habituellement montées sur un cylindre rotatif horizontal (bien qu'il en existe également d'autres types) qui est installé de façon à ce qu'il soit partiellement immergé. Un système à nettoyage automatique est requis pour éliminer les MES retenues lorsque l'eau traverse les microtamis.

9.5.2.2 Domaine d'application

Il s'agit d'un équipement rarement utilisé au Québec. Son usage peut être envisagé lorsqu'un type particulier de MES (des algues par exemple) nuit à la filière de traitement aval (décantation, filtration, filtre à terre à diatomée, filtration lente, désinfection UV, etc.). Le choix de la dimension des mailles doit être adapté à celle des MES que l'on désire enlever. Des détails additionnels relativement à la conception des microtamis sont présentés à la section 9.6 du volume 2.

Les microtamis ne permettent pas de réduire la turbidité de l'eau due aux particules colloïdales.

9.6 Coagulation

9.6.1 Description

La coagulation est un processus qui consiste à neutraliser les charges portées par les substances colloïdales ou dissoutes indésirables à l'aide d'un produit chimique de charge opposée, appelé coagulant, afin de faciliter leur agglomération en flocons décantables ou filtrables. Le coagulant peut être introduit dans un bassin de mélange rapide ou dans un mélangeur statique en ligne qui génèrent tous deux une violente agitation au point d'injection.

9.6.2 Conditions d'application

La coagulation est toujours la première étape d'un traitement physico-chimique. Elle précède ainsi la floculation/décantation/filtration, la filtration directe ou la filtration membranaire (microfiltration ou ultrafiltration).

En eau de surface, la coagulation est utilisée lorsque l'on désire enlever la couleur vraie, la turbidité ainsi que les algues, mais elle peut également être utilisée à d'autres fins (arsenic ⁺⁵, etc.).

Lorsque l'ajout d'un produit alcalin ou acide est requis pour optimiser la coagulation, celui-ci devrait toujours être injecté soit en amont (de préférence), soit au même endroit que le coagulant afin que les conditions propices à la coagulation soient présentes au moment de l'introduction du coagulant.

9.6.3 *Critères de conception*

9.6.3.1 Bassin de coagulation

- Le temps de rétention hydraulique d'un tel bassin doit être conforme aux recommandations du fournisseur du décanteur (ou autre ouvrage appelé à fournir une garantie de performance sur le procédé) et être d'au moins 1 à 2 minutes, sur la base du débit de conception. En eau froide, il peut être parfois préférable de prolonger la rétention pour permettre un contact efficace entre l'eau et le coagulant. Le temps de rétention requis peut également varier selon la vitesse de réaction du coagulant utilisé;
- Le bassin doit être équipé d'une unité mécanique de mélange rapide. Le gradient de vitesse doit respecter les recommandations du fournisseur du type de décanteur utilisé et être de l'ordre de 300 à 1500 s⁻¹ selon les applications (les valeurs supérieures s'appliquant pour la coagulation par neutralisation des charges). Le momentum de l'eau en mouvement dans le bassin peut être considéré dans le calcul de la puissance de l'agitateur;
- L'entrée d'eau brute ne doit pas être dirigée directement sur l'arbre ou l'hélice de l'agitateur;
- L'entrée et la sortie du bassin doivent être disposées de manière à éviter les courts-circuits hydrauliques.

9.6.3.2 Mélangeur statique

Le mélangeur statique peut être utilisé lorsque le mode de coagulation principal se fait par neutralisation des charges (le temps de réaction du coagulant est court, soit de l'ordre de 0,5 à 1,0 s) et lorsque le débit d'eau brute ne varie pas ou très peu (l'énergie de mélange varie avec le débit). Le nombre d'éléments de mélange intérieur doit être choisi en fonction du débit et des produits chimiques injectés. Ces éléments doivent être amovibles pour des raisons d'entretien. L'injection du coagulant doit se faire, de préférence, directement dans le mélangeur statique.

9.6.4 *Autres éléments importants de conception*

- Le dosage doit être effectué de façon continue et proportionnelle au débit;
- Lorsqu'un agitateur est utilisé, le coagulant doit être injecté dans la zone où la turbulence est la plus grande, soit au-dessus ou au-dessous de l'hélice selon qu'elle refoule ou aspire l'eau. Il est souhaitable de prévoir au moins un autre point de dosage supplémentaire pour s'assurer que le mélange sera optimisé pour toutes les périodes de l'année;
- Lorsqu'un mélangeur statique est utilisé avec des pompes de type à pulsations, la fréquence de pulsation de ces dernières doit être beaucoup plus élevée que dans le cas d'un bassin de mélange rapide (en raison du faible temps de séjour);

- Des déflecteurs peuvent devoir être nécessaires dans le bassin de coagulation pour éviter la formation d'un vortex, ce dernier pouvant diminuer l'efficacité du mélange.

9.7 Flocculation

9.7.1 Description

La flocculation est l'étape de traitement qui suit la coagulation. Elle vise à favoriser la croissance de flocs par une agitation lente et prolongée de l'eau provenant des bassins de coagulation. Elle est réalisée dans un bassin pourvu d'une unité mécanique d'agitation et implique habituellement l'ajout d'un flocculant.

9.7.2 Conditions d'application

La flocculation doit obligatoirement être réalisée avant l'étape de clarification et peut être aussi utilisée avant une filtration directe.

9.7.3 Critères de conception

Certains procédés de décantation brevetés (voir section 9.9) intègrent l'étape de flocculation et par conséquent, les critères de conception découlent alors des exigences du fabricant. Dans d'autres cas, elle est faite séparément.

En tout temps, le bassin, le système d'agitation et les équipements connexes doivent être conçus pour :

- Assurer le temps nécessaire pour la flocculation (de 6 à 30 minutes, voir ci-après) au débit de conception. Une flocculation trop longue conduit à la destruction progressive du floc;
- Permettre l'ajustement de l'intensité de mélange en pourvoyant les agitateurs de variateurs de vitesse;
- Éviter le bris du floc (vitesse maximale d'extrémité de pale inférieure à 0,6 et à 1,2 m/s respectivement pour un floc fragile et un floc fort);
- Éviter la déposition du floc dans le bassin ($G > 10 \text{ s}^{-1}$);
- Résister à la corrosion.

Technologie de flocculation

Coagulant seul

Coagulant et flocculant

Coagulant, flocculant et micro-sable

Temps de résidence minimum

30 minutes

15 minutes

6 minutes

9.7.4 Autres éléments de conception

- La configuration du bassin doit être conçue pour assurer une bonne distribution de l'eau afin d'éviter les courts-circuits et prévenir la destruction du floc aux entrées et sorties du bassin;

- Le dosage d'un flocculant doit être effectué de façon continue et proportionnelle au débit. Il doit parfois être réajusté selon la charge de MES (dosage du coagulant et turbidité);
- Il est souhaitable de prévoir plus d'un point de dosage du flocculant. Dans le cas de l'utilisation d'un décanteur breveté, l'expérience du fournisseur pourra être mise à contribution;
- Il importe de ne pas briser le floc lors de son transfert du flocculateur à la zone de décantation. Les bassins de floculation doivent être situés près des décanteurs (s'ils n'en font pas déjà partie) et les vitesses d'acheminement de l'eau flocculée vers les bassins de décantation se situent préférentiellement entre 0,15 et 0,45 m/s pour éviter la déposition et le bris des floccs, ceci doit être fait en minimisant la turbulence aux coudes et autres changements de direction;
- Il est recommandé d'installer une lumière, de préférence submergée, à chaque bassin de floculation afin de permettre l'observation du floc. L'observation est le paramètre de contrôle le plus important pour la floculation. Sous une même intensité d'agitation, la grosseur du floc est proportionnelle à sa résistance. Plus le floc est dense et de grande taille, mieux il décantera.

9.8 Clarification

9.8.1 Décantation

9.8.1.1 Champs d'application

La décantation physico-chimique permet la séparation solide-liquide désirée. Elle doit obligatoirement être précédée d'une coagulation et d'une floculation en plus d'être suivie d'une filtration.

L'étape de décantation est nécessaire lorsque la charge de l'eau brute est trop élevée pour permettre l'usage d'une filtration directe sans provoquer le colmatage trop rapide des filtres (voir section 9.9.7).

La décantation physico-chimique peut être utilisée pour réduire les impuretés d'origine particulaire (turbidité) et/ou dissoutes (couleur vraie ou COT, fer, sulfures, arsenic valence 5, dureté, etc.). Les matières dissoutes doivent préalablement avoir été précipitées et/ou adsorbées à un floc de coagulant.

La plupart des procédés de décantation implantés au Québec sont de type « dynamique », ces procédés ont fait leur preuve en eau froide et sont brevetés. Dans la majorité des cas, la floculation est intégrée au procédé de décantation.

Les types de procédés reconnus au Québec sont :

- Décantation à lit de boues pulsé;
- Décantation à recirculation de boues interne;
- Décantation à recirculation externe de boues;
- Décantation à floccs lestés.

Plusieurs installations existantes comprennent des décanteurs statiques. De nouvelles applications sont toujours possibles dans la mesure où une analyse technico-économique démontrerait leur intérêt.

9.8.1.2 Décantation à lit de boues pulsé

Description

Ce type de décanteur doit son appellation au fait qu'il maintient en suspension une masse de boues compacte appelée «lit de boues». L'eau brute coagulée est introduite à la base du décanteur par l'intermédiaire d'un caisson faisant office de cloche à vide. Cette dernière génère des pulsations périodiques afin de maintenir le lit de boues homogène et pour favoriser la floculation de l'eau. Celle-ci est complétée, simultanément à la clarification, lors du passage de l'eau à travers le lit de boues en suspension. L'eau clarifiée est reprise par un réseau de tuyaux de collecte installé en surface du décanteur. Le surplus de boues est évacué périodiquement par un système de collecte gravitaire installé dans un concentrateur de boues situé à l'intérieur du décanteur.

La technologie *Pulsator* a été le premier modèle de décanteur à lit de boues pulsé. Des variantes du *Pulsator* ont, par la suite, été développées afin d'augmenter la capacité de décantation dans un espace donné. Ce sont le *Pulsatube*, le *Superpulsator* et l'*Ultrapulsator*. Il s'agit de technologies éprouvées.

Critères de conception

Pour chacun des modèles de décanteur à lit de boues pulsé, la vitesse ascensionnelle limite permise en eau de surface froide ainsi que les caractéristiques qui les distinguent entre eux sont indiquées au tableau 9.3. Ces valeurs sont valides pour des plaques et des tubes inclinés à 60 degrés par rapport à l'horizontale. Les tubes ont une section de 50 mm et sont de forme hexagonale.

Tableau 9-3 Vitesses ascensionnelles limites pour la décantation à lit de boues pulsé

Type de Procédé	Hauteur verticale des Tubes ou plaques	Vitesse Ascensionnelle Limite (m/h)
<i>Pulsator</i>	Aucun tube	2,45
<i>Pulsatube</i>	Tubes de 60 cm Tubes de 90 cm	4,5 6,5
<i>Superpulsator</i>	Plaques de 1,75 m dans lit de boues	6,5
<i>Ultrapulsator</i>	Plaques de 1,75 m dans lit de boues et tubes de 60 cm dans partie supérieure	9,8

9.8.1.3 Décantation à recirculation interne de boues

Notons que, selon le fournisseur, la vitesse de 9,8 m/h de l'Ultrapulsator correspondrait à la valeur maximum observée au Québec.

Description

Ce type de décanteur, bien qu'encore existant, n'est pratiquement plus utilisé au Québec pour la clarification de l'eau de surface. Il demeure cependant une option à considérer dans le cas d'un adoucissement par précipitation à la chaux.

Dans ce type de décanteur, la floculation et la décantation s'effectuent dans un même ouvrage. Le coagulant doit avoir été ajouté au préalable dans un ouvrage indépendant dédié à cette fin.

La zone centrale est une zone de mélange réservée à la floculation. La séparation des boues, de l'eau clarifiée, s'effectue dans une zone calme située en périphérie de la zone centrale. Une partie de celle-ci atteint par gravité la zone de mélange centrale pour y être recirculée à l'interne, alors que l'autre partie atteint un concentrateur localisé d'un côté du décanteur et est éliminée par un système de collecte gravitaire. L'eau clarifiée est reprise habituellement par des déversoirs crénelés situés en périphérie.

Cette technologie permet une capture ou une adsorption efficace des colloïdes et autres particules dans la masse de boues, ce qui confère aux floes des propriétés facilitant la séparation solide-liquide.

Les technologies *Accelator*, *Circulator*, *Turbocirculator*, *Reactor-Clarifier*, *IWS Solids Contacts Clarifier*, *Contraflo*, *MC Clariflow*, sont tous des décanteur à recirculation interne de boues. En eau de surface, ces technologies sont présentement considérées comme étant en phase de validation.

Critères de conception

La vitesse ascensionnelle maximale des décanteurs à recirculation interne de boues est de 2,5 m/h, appliquée sur la surface de décantation utile (zone centrale exclue). Si des tubes de 60cm de hauteur sont ajoutés dans la partie supérieure du décanteur, la vitesse ascensionnelle maximale alors permise est alors de 4,5 m/h.

Ces décanteurs doivent être pourvus d'orifices submergés ou de déversoirs localisés en périphérie pour la collecte de l'eau décantée sur une distance horizontale maximale de 30 mètres.

9.8.1.4 Décantation lamellaire à recirculation externe de boues et à épaissement intégré

Description

Cette technologie, connue sous le nom de *Densadeg*, intègre les étapes : 1) de floculation (s'effectue dans un bassin séparé de la zone de décantation qui reçoit également les boues recirculées); 2) de décantation lamellaire (l'eau décantée est reprise par un réseau de goulottes à

créneaux ou de conduites submergées); et 3) d'épaississement des boues (un racleur est intégré au bassin de décantation).

Le principe sous-jacent à cette technologie consiste à profiter au maximum de l'effet de concentration des boues, qui favorise le contact avec les constituants de l'eau brute, permet le grossissement des flocons et leur confère d'excellentes propriétés de décantation. L'extraction puis la recirculation mécanique externe des boues permet un excellent contrôle de la concentration des boues recirculées dans le décanteur.

Critères de conception

La vitesse ascensionnelle maximale admissible est de 25 m/h en eau de surface lorsque des tubes alvéolés de 50 mm de section et de 1300 mm de hauteur sont utilisés. Ces vitesses sont toutefois à valider par des essais pilotes, car peu d'expériences en eau froide ont été menées au Québec jusqu'à maintenant. Pour cette raison, la technologie est considérée comme étant en phase de validation.

9.8.1.5 Décantation lamellaire à floc lesté

Description

Le décanteur lamellaire à floc lesté est un décanteur associant les techniques de la floculation lestée et de la décantation lamellaire. Ce procédé intègre un bassin de coagulation, un bassin d'injection de floculant et de microsable, un bassin de floculation (chacun des bassins est muni d'un agitateur vertical à hélice) et un décanteur lamellaire muni d'un racleur de boues ou de trémies. Une pompe à boues et un hydrocyclone permettent de recirculer le microsable et d'éliminer les boues.

Le principe de ce procédé est basé sur l'usage d'un microsable qui s'intègre au floc et lui confère une vitesse de décantation très élevée. La seule technologie utilisée actuellement au Québec est le décanteur *Actiflo*. Elle est considérée comme étant éprouvée.

Critères de conception

Bien que certaines installations fonctionnent actuellement à des vitesses ascensionnelles comprises entre 40 m/h et 60 m/h, la vitesse maximale de conception recommandée est de 40 m/h. à la date de tombée du texte, le *Comité sur les technologies de traitement en eau potable* préparait une fiche technique définissant les conditions dans lesquelles la conception peut être faite pour des vitesses supérieures à 40 m/h.

Le temps de rétention hydraulique dans les bassins de conditionnement de l'eau est de l'ordre de :

- Pour la coagulation : minimum 1 minute (typiquement 1,5 à 2 minutes);
- Pour l'injection : minimum 2 minutes (typiquement 2 minutes);
- Pour la floculation : minimum 3 minutes (typiquement 6 minutes).

Les tubes de décantation, d'une hauteur verticale de l'ordre de 800 mm, ont une section alvéolée de 38 mm .

9.8.1.6 Autres éléments importants de conception pour la décantation

Éléments hydrauliques :

- l'écoulement dans les décanteurs doit être homogène et le moins turbulent possible pour ne pas nuire à la décantation et minimiser les chemins préférentiels ;
- le taux de débordement des déversoirs (crénelés, etc.) et/ou des conduites de sortie avec orifices ne devrait pas dépasser 10 m³/m/h;
- les orifices submergés doivent être entre 600 mm et 900 mm en dessous du niveau d'eau d'opération et la vitesse d'entrée devrait être inférieure à 0,15 m/s;
- l'eau ne doit pas parcourir une distance horizontale supérieure à 3 mètres pour atteindre les ouvrages de collecte d'eau clarifiée;
- la hauteur de la lame d'eau dans les goulottes ne doit pas dépasser la hauteur des bas de créneaux au débit nominal de conception;
- les zones de mélange doivent être pourvues d'une agitation suffisante pour éviter la déposition ($G > 10 \text{ s}^{-1}$).

Aménagement

- l'installation des équipements doit inclure tout le nécessaire pour permettre la réparation ainsi que l'opération, l'analyse et le contrôle adéquat du procédé;
- l'accès pour l'entretien et l'observation (échantillonnage) du floc en divers points du décanteur doit être prévu;
- prévoir un dispositif d'eau de détassage pour les décanteurs avec trémies.

Accessoires

- les tubes de décantation avec leur système de support doivent :
 - être facilement enlevés et réinstallés;
 - être hexagonaux, de 50 mm de longueur de section, et être inclinés à 60 degrés par rapport à l'horizontal;
 - avoir une déflexion maximale de 1/240 de la portée sous la charge des tubes et d'un ou des opérateurs selon les besoins;
 - être submergé à une profondeur d'au moins 600 mm;
 - pouvoir être nettoyés rapidement à l'eau, à l'air ou par vidange partielle du décanteur;
- Pour chaque décanteur, prévoir la tuyauterie nécessaire pour :
 - échantillonner l'eau clarifiée ainsi que les boues;
 - vidanger les bassins et faciliter leur entretien;
 - extraire les boues.

9.8.2 Flottation à air dissous

9.8.2.1 Description et principe du procédé

La flottation est un procédé de clarification qui utilise de fines bulles d'air auxquelles s'attachent les particules coagulées en suspension pour former un agglomérat (dont la densité est inférieure à celle de l'eau) qui monte vers la surface. Les fines bulles d'air sont produites par dissolution

d'air dans l'eau sous pression, puis par détente à l'atmosphère lorsque l'eau sursaturée est introduite dans la zone d'entrée du flottateur. L'eau traitée est soutirée au bas de l'unité de flottation et les boues flottées sont généralement éliminées par raclage de la surface ou par rehaussement du niveau d'eau afin que les boues débordent dans une goutlotte dédiée à cette fin.

Pour l'instant, aucune technologie de flottation n'est reconnue comme étant éprouvée au Québec.

9.8.2.2 Conditions d'application

Parmi les applications pour lesquelles la flottation à air dissous est attrayante, on note les eaux de surface colorées, de faible turbidité et de faible alcalinité ou les eaux de surface riches en algues. Ces eaux sont généralement difficiles à traiter par décantation, car leur conditionnement chimique entraîne la formation de floes de faible densité qui ont une vitesse de sédimentation très faible.

La flottation à air dissous doit être précédée d'un conditionnement chimique de l'eau brute (coagulation et floculation) de façon à former des floes de taille adéquate pour la flottation et être suivie d'une filtration. L'usage d'un aide-filtrant est nécessaire.

9.8.2.3 Critères de conception

Pour l'instant des critères de conception ne sont pas encore définis pour le Québec. Le concepteur pourra toutefois se référer à la section 9.9.2.3 du volume 2 qui présente une synthèse de l'expérience européenne et nord-américaine.

9.8.3 *Filtre clarificateur*

9.8.3.1 Principe de fonctionnement

Le filtre clarificateur est un filtre muni d'un média homogène de forte granulométrie. Ce média grossier permet l'utilisation de la pleine profondeur du lit filtrant et lui confère une bonne capacité d'emmagasinement sous une faible perte de charge, et ce, à un taux de filtration élevé.

La durée du cycle de filtration du clarificateur est relativement courte (entre 4 et 12 h) selon la charge appliquée. Puisqu'il ne constitue pas l'étape de filtration finale, son lavage peut se faire à l'eau brute et à l'air sur une courte période sans nécessiter de filtration à l'égout ni de lavage prolongé. La période d'arrêt est donc très courte et les coûts de l'eau utilisée pour le lavage sont infimes. La configuration habituelle de ce type de filtre (filtration ascendante) ainsi que le taux de charge hydraulique qui lui est appliqué correspondent aux critères de lavage usuels pour ce type de média. Aucune pompe de lavage spécifique n'est donc requise à cet effet.

9.8.3.2 Conditions d'application

Le filtre clarificateur doit être précédé d'une coagulation et suivi d'une filtration. Contrairement à la décantation et à la flottation, qui peuvent clarifier des eaux très chargées en matières en

suspension, le filtre clarificateur permet de traiter des eaux brutes moins chargées correspondant à environ deux fois la charge admissible en filtration directe (voir section 9.10.7).

Cette technologie pourrait s'avérer intéressante pour les petites installations dont la qualité de l'eau brute répond aux conditions susmentionnées. Elle n'est cependant pas considérée comme éprouvée au Québec.

9.8.3.3 Critères de conception

Le taux de filtration maximal admissible est de 25 m/h. Les autres critères de conception ne sont pas encore reconnus au Québec. Le concepteur peut néanmoins se guider sur les critères préconisés par les fabricants qui sont présentés à la section 9.8.3.3 du volume 2.

9.9 Filtration

La filtration est la barrière ultime et obligatoire de la filière de traitement des eaux dans la majeure partie des cas. Elle vise à réaliser ou à compléter, à travers un lit filtrant, la réduction des particules en suspension, des coliformes, des virus, des parasites ainsi que la turbidité. Sans elle, plusieurs filières de traitement ne pourraient obtenir de crédits pour l'enlèvement des virus et des kystes de protozoaires.

Les filières de traitement incorporant une filtration peuvent être de type physico-chimique, physique, biologique ou adsorptive (voir aussi section 9.9 du volume 2).

Peu importe le type de filtre retenu, les équipements suivants sont exigés pour chaque filtre :

- Un débitmètre avec totalisateur du débit;
- Un dispositif de mesure de perte de charge;
- Un système de contrôle de débit à la sortie de chaque filtre pour assurer une répartition égale entre les filtres;
- Des robinets d'échantillonnage pour l'eau brute et l'eau filtrée (avant l'ajout d'autres produits chimiques);
- Un turbidimètre en continu sur chaque filtre avec enregistreur et alarme.

9.9.1 Filtration rapide à lavage intermittent

9.9.1.1 Description du procédé

Ce procédé de filtration est celui qui est le plus utilisé au Québec. Il est caractérisé par un lavage intermittent de son média filtrant. Le sens de la filtration est habituellement descendant. Le taux de filtration et le type de lavage à utiliser dépendent de la composition du lit filtrant. On retrouve 3 types de filtres.

Les filtres à sable conventionnels sont composés d'un matériau de granulométrie uniforme. Les filtres à forte granulométrie uniforme doivent nécessairement être précédés d'une décantation

dynamique. La granulométrie grossière confère à ce filtre une grande capacité de stockage des boues mais la qualité du filtrat s'en trouve réduite si la charge qui lui est appliquée n'est pas abaissée au préalable.

Dans les filtres bicouches, l'eau traverse d'abord l'anthracite puis le sable. Ces filtres sont présentement très utilisés au Québec, car ils sont plus compacts que les deux premiers (taux de filtration supérieur) tout en demeurant efficaces. En raison de sa forte granulométrie, l'anthracite confère à ce type de filtre une bonne capacité de stockage pour les substances enlevées (réduit le taux d'augmentation de la perte de charge par rapport au filtre à sable conventionnel), tandis que le sable (de plus faible granulométrie) permet de maintenir une bonne qualité de filtrat.

Dans les filtres multicouches l'eau traverse d'abord l'anthracite puis le sable et finalement le grenat ou l'ilménite. La densité de ces matériaux est croissante afin d'assurer un reclassement automatique des médias lors des lavages. Ces filtres ont jusqu'à présent été moins populaires que les filtres bicouches au Québec, mais ils peuvent également être utilisés. La couche d'ilménite, dont la granulométrie est plus fine que celle du sable, permet d'optimiser plus facilement la qualité du filtrat que dans le cas des filtres bicouches.

9.9.1.2 Champs d'application

Les filtres rapides à lavage intermittent sont tous des filtres de type physico-chimique. Seuls les filtres à granulométrie uniforme doivent être précédés d'une étape de décantation. Les autres peuvent être intégrés à une filière conventionnelle ou à la filtration directe :

Il est à noter que pour obtenir le crédit d'enlèvement requis pour les *Cryptosporidium*, la turbidité à la sortie de la filtration doit être inférieure ou égale à de 0,3 UTN.

9.9.1.3 Critères de conception

Le tableau 9-4 suivant résume les critères de conception des filtres rapides à lavage intermittent.

Tableau 9-4 Synthèse des critères de conception des filtres à lavage intermittent:

	Sable	Granulométrie uniforme	Bicouche	Multicouche
Milieu filtrant	Sable : Haut : 600 à 750 mm D ₁₀ : 0,4 à 0,6 mm CU : < 1,5	Sable : Haut : 900 à 1200 mm D ₁₀ : 0,7 à 0,9 mm CU : < 1,5	Hauteur minimale de 750 mm Anthracite : Haut : 450 à 600 mm D ₁₀ : 0,9 à 1,1 mm CU : < 1,5 Dureté : 2,7 à 3,0 (MOH) Sable : Haut : 150 à 300 mm D ₁₀ : 0,4 à 0,6 mm CU : < 1,5	Grenat ou ilménite : Haut : > 100 mm D ₁₀ grenat: 0,2 à 0,32 mm D ₁₀ ilménite: 0,15 mm CU : < 1,5 Anthracite : Haut : > 450 mm D ₁₀ : 0,9 mm CU : < 1,5 Dureté : 2,7 à 3,0 (MOH) Sable : Haut : > 230 mm D ₁₀ : 0,45 mm CU : < 1,5
Taux de filtration	5 m/h	7,5 m/h	10 m/h	10 m/h
Profondeur filtre	2,6 m minimum	2,6 m minimum	2,6 m minimum	2,6 m minimum
Lavage à contre courant	Eau seulement de 40 à 50 m/h avec lavage de surface Ou encore Lavage à l'air 55 à 70 m/h Puis à l'eau 35 à 40 m/h	Air et eau simultanément Air : 50 à 60 m/h Eau : 15 à 20 m/h Suivi d'un rinçage Eau : 20 m/h	le plus fréquent : Lavage à l'air 55 à 70 m/h Puis à l'eau 35 à 40 m/h Ou encore Eau seulement de 40 à 50 m/h avec lavage de surface	Lavage à l'air 55 à 70 m/h Puis à l'eau 35 à 40 m/h Ou encore Eau seulement de 40 à 50 m/h avec lavage de surface

9.9.1.4 Autres éléments de conception

Fond de filtres

Le fond des filtres doit être conçu de telle façon que le taux de filtration et la distribution de l'eau de lavage soient uniformes sur toute la surface filtrante et que la perte de charge soit minimale. Il existe différents types de fond. Le fond le plus utilisé au Québec est le faux plancher muni de buselures à queue percée de fentes, ce qui peut permettre la constitution d'un matelas d'air sous le lit filtrant dans le cas d'un lavage à l'air et à l'eau. Cela assure également l'équipartition de l'air dans le filtre lors des lavages et permet l'élimination de la couche de support de gravier. Le fond de gravier avec drains perforés peut aussi être accepté pour supporter le média filtrant, si celui-ci est conçu selon les règles de l'art.

Dans le cas de l'utilisation de buselures, celles-ci doivent être composées d'un matériau inerte et être installées uniformément dans le faux plancher à raison d'environ 55 buselures/m², de façon à s'assurer d'une bonne répartition. Les fentes des têtes des buselures doivent toujours être plus petites que la taille des grains du matériau filtrant et cumuler au moins 0,3% de la superficie totale du filtre.

Les fonds de filtres en gravier sont rarement utilisés dans les installations récentes. On retrouve à la section 9.9.1 des informations relatives à leur conception. On retrouve plus souvent des systèmes préfabriqués brevetés de fonds poreux ainsi que des systèmes de collecte et de distribution des eaux s'installant directement sur la dalle de fond du filtre.

Lavage des filtres

Le lavage des filtres est toujours assuré en flux ascendant à l'aide d'un ou deux fluides, soit consécutivement, soit simultanément. Les taux d'air de lavage et d'eau de lavage indiqués plus haut sont fournis à titre indicatif, car la conception doit plutôt être basée sur un taux d'expansion du lit de 50%. Ultimement, les courbes d'expansion des matériaux de média filtrants demeurent la façon la plus précise de déterminer les taux d'air de lavage et d'eau de lavage.

Le taux d'eau de lavage utilisé peut varier légèrement en fonction des saisons à cause du changement de viscosité de l'eau. Le taux requis pour réaliser la même expansion du lit filtrant augmente lorsque la température de l'eau augmente. Les systèmes doivent être conçus pour être efficaces pour les températures d'eau de lavage les plus chaudes.

La durée totale du lavage devra être optimisée lors des premiers mois d'opération. La consommation d'eau de lavage est généralement plus grande en lavage à l'air, puis à l'eau, qu'en lavage simultané air et eau. La quantité d'eau utilisée pour le lavage des filtres ne devrait pas dépasser :

- 1% du volume d'eau traitée dans le cas d'un lavage air et eau simultané;
- 2% du volume d'eau traitée dans le cas d'un lavage air et eau séparé.

Lavage de surface

Les systèmes de lavage fixes (4,9 m³/m²/h) ou rotatifs (1,2 m³/m²/h) sont acceptés. Ces derniers sont reconnus comme supérieurs aux premiers. L'arrangement du système doit permettre un nettoyage efficace des coins de filtres. En général, le diamètre de la conduite d'alimentation ne doit pas être inférieur à 4 cm. La pression requise est de 140 à 230 kPa. Il faut prévoir un système anti-siphon sur la conduite alimentant les gicleurs. Quand l'eau décantée est utilisée pour le lavage de surface, une pompe séparée (munie d'un clapet de sortie pour éviter toute interconnexion) est exigée.

Goulottes de lavage

Les goulottes doivent être dimensionnées en fonction du débit de lavage maximal. Il doit y avoir au moins une hauteur libre (revanche) de 50 mm entre le bord supérieur des goulottes et le niveau d'eau dans celles-ci. La distance verticale entre le fond de la goutte et la surface filtrante doit être au minimum de 600 mm.

Les goulottes doivent être distancées de telle façon que chacune des goulottes desserve une surface filtrante égale et que les particules en suspension ne parcourent pas plus de 1 m pour atteindre la plus proche goutte. Le balayage de surface à l'eau décantée peut permettre de réduire considérablement le nombre de goulottes de récupération d'eau de lavage.

Autres éléments de conception

Afin de compléter la conception des filtres rapides à lavage intermittent, il faut tenir compte des éléments suivants :

- Les murs intérieurs des filtres doivent être verticaux et lisses;
- Il doit y avoir une tête d'eau au-dessus du lit filtrant de 1 m ou plus;
- Un trop-plein (ou équivalent) ou un mécanisme d'alerte et de contrôle de haut niveau d'eau doit être prévu (à moins qu'il n'y ait interconnexion avec le décanteur);
- Chaque filtre possède son système de lavage indépendant et peut être isolé et vidangé;
- La tuyauterie doit être conçue pour recevoir 150% du débit de conception de chaque filtre;
- La tuyauterie doit permettre la pré-filtration à l'égout;
- La vitesse maximale permise dans les conduites ou canaux alimentant les filtres est de 0,6 m/s à 0,9 m/s et le tout doit être conçu selon les règles de l'art. Une attention spéciale doit être portée sur une répartition égale des débits d'eau décantée (pertes de charge) sur les filtres;
- Une deuxième pompe de lavage de secours est exigée pour assurer la capacité de lavage des filtres lors du bris de la première, à moins de prévoir d'autres possibilités semblables;
- Une vanne de contrôle de débit est requise sur la conduite principale d'eau de lavage. Ce débit d'eau de lavage doit pouvoir être mesuré;
- Un dispositif de sécurité (conduite de trop-plein ou interrupteur de haute pression) doit être prévu pour éviter les surpressions sous les filtres en cas de colmatage des buselures;
- Prévenir l'entrée d'air par la conduite d'effluent (siphon ou autre).

9.9.2 Filtration à lavage en continu

9.9.2.1 Description du procédé

Ce procédé est caractérisé par un lavage en continu de son média filtrant. Le sens de la filtration peut être ascendant ou descendant, selon la marque de filtre utilisée. Dans tous les cas, le sable sale est pompé, avec une pompe à émulsion (injection d'air comprimé dans une colonne de faible diamètre), du fond du filtre vers un dispositif de nettoyage du sable localisé au-dessus du plan d'eau supérieur du filtre. Le sable nettoyé est retourné à la surface du lit filtrant. Un mouvement descendant continu du sable est ainsi généré par ce processus de nettoyage. Les eaux sales du filtre sont éliminées de manière continue.

La floculation se fait simultanément à la filtration. L'écoulement de l'eau brute coagulée à travers les interstices du sable provoque une agitation suffisante à la croissance de floccs. Ces derniers sont adsorbés directement sur les floccs déjà attachés aux grains de sable ou grossissent suffisamment pour être interceptés par le sable.

Seul le filtre *Dynasand*, utilisé en mode de filtration directe, est considéré comme une technologie éprouvée. Il ne reçoit cependant aucun crédit d'enlèvement pour les parasites et les virus (voir section 9.9.2 du volume 2). Le procédé *Dynasand* suivi de lampes UV et de chlore pourrait, par contre, permettre d'atteindre les crédits d'enlèvement requis. Dans ce cas, il faut cependant respecter la turbidité maximum de 0,5 UTN réglementaire dans le cas d'une eau filtrée et désinfectée.

9.9.2.2 Champs d'application

Employé en mode de filtration directe, la charge maximale admissible appliquée sur ce type de filtre doit être inférieure à 60 mg/L en incluant les MES de l'eau brute, la partie précipitée du coagulant, le COT et les autres charges contenues dans l'affluent. En absence d'information sur la charge de l'eau brute coagulée, une turbidité maximale de 30 UTN est permise. Les limites maximales pour la couleur vraie de l'eau brute ne sont pas encore établies. Si l'eau est passablement colorée ($> 40-60$ UCV), des essais pilotes devraient être réalisés, particulièrement si la turbidité est également élevée. Employé en aval d'un décanteur, les limites sont similaires à celles des filtres à sable à forte granulométrie homogène.

En raison du lavage en continu de ce type de filtre, la qualité d'eau brute admissible maximale utilisée en mode de filtration directe se situe entre celle admissible pour la filtration directe traditionnelle (voir section 9.9.7) et celle admissible pour une filière de traitement conventionnelle (décanteur et filtre). Le lavage en continu permet de maintenir le média dans un état de filtration normal (perte de charge normale et constante dans le temps), et ce, malgré une charge appliquée élevée. D'autres éléments d'application se retrouvent aussi à la section 9.9.2 du volume 2.

9.9.2.3 Critères de conception

L'unité de filtration sur sable à lavage en continu doit être conçue selon les critères suivants :

- Charge hydraulique : entre 2,5 m/h (et moins s'il y a risque de dégradation de la qualité du filtrat) et 7,5 m³/m²/h;
- Profondeur du média requis lorsque utilisé en mode de filtration directe : 2 m (1 m si précédé d'une clarification);
- Granulométrie (sable seul) : D₁₀ de 1,1 mm et CU $< 1,5$;
- Le système doit permettre l'ajustement de la vitesse de lavage du sable et permettre au moins quatre lavages par jour;
- Le système doit pouvoir admettre une perte de charge d'au moins 1200 mm;
- Prévoir un débit de lavage continu de l'ordre de 5% à 10% du débit d'eau brute filtrée.

9.9.2.4 Autres éléments de conception

Afin de compléter la conception des filtres à lavage en continu, il faut tenir compte des éléments suivants :

- L'air utilisé pour la pompe à émulsion du système de lavage doit être exempt d'huile;

- La tuyauterie doit être prévue pour assurer une filtration à l'égout indépendante pour chaque unité de filtration;
- Un système d'isolation à l'entrée et à la sortie de chaque filtre doit être prévu pour permettre l'entretien et l'opération de chaque filtre de façon indépendante;
- La tuyauterie doit être prévue pour éliminer rapidement les résidus de nettoyage obtenus après un traitement choc (nettoyage à l'air, chloration, etc.);
- Une mise à l'atmosphère du système d'alimentation en eau brute doit être assurée avant l'alimentation des filtres afin d'éviter le retour du sable filtrant à l'intérieur du système de distribution d'eau, dans le cas d'un coup de bélier dans la conduite d'alimentation (exigence applicable aux marques dont l'alimentation en eau brute est localisée dans ou sous le sable);
- Le temps de contact minimal après coagulation, mais avant l'admission au filtre, doit être d'au moins 2 minutes. Ce temps de contact peut être assuré en conduite ou dans un bassin ouvert;
- Le dégagement vertical au-dessus des filtres (intérieur du bâtiment des installations de traitement) doit être suffisant pour permettre l'enlèvement complet de la pompe à émulsion lorsqu'elle compte deux sections et plus. Une trappe située sur le toit au-dessus de chaque pompe est également acceptée (dans ce cas, la pompe peut être conçue en une seule section).

La section 9.9.2 du volume 2 apporte d'autres informations sur la conception, le suivi et le contrôle du procédé.

9.9.3 Filtration sur charbon actif biologique

9.9.3.1 Description du procédé

L'utilisation du charbon actif en grains dans le traitement de l'eau potable a débuté par l'exploitation de ses propriétés d'adsorption. Les coûts associés à la régénération périodique du charbon sont élevés et la durée de vie utile de celui-ci peut être prolongée en l'utilisant en mode biologique. Lorsque la capacité d'adsorption du charbon s'épuise, il devient un média très efficace (en raison de sa porosité élevée) pour supporter une biomasse active capable de réduire la matière organique dissoute.

La filtration biologique est une technique d'affinage qui permet :

- L'enlèvement de la matière organique biodégradable et l'ammoniaque;
- L'amélioration des propriétés organoleptiques de l'eau (goût, odeur) et de la couleur;
- D'augmenter la stabilité biologique de l'eau pour mieux préserver la qualité de l'eau dans le réseau de distribution et limiter la possibilité d'une nouvelle croissance bactérienne;
- De réduire la concentration des sous-produits de désinfection;
- De réduire la demande en chlore.

La filtration biologique comprend deux étapes de traitement, soit l'ozonation et la filtration sur un lit de charbon actif en grains. Cette chaîne de traitement, habituellement appliquée sur une eau de surface, doit suivre une filière de traitement conventionnelle ou s'y intégrer (ozone à l'eau décantée et remplacement de l'anthracite des filtres bi-couches par du charbon actif). Ce procédé profite de l'ozonation qui favorise le fractionnement de la matière organique et augmente la

partie biodégradable de la matière organique dissoute. La section 9.9.3 du volume 2 apporte plus de détails sur la description du procédé.

9.9.3.2 Champs d'application

À moins que la quantité de matière organique soit très faible dans l'eau brute, l'ozonation ne doit jamais être la dernière étape dans la chaîne de traitement, car il faut alors enlever la matière organique facilement assimilable ainsi que les sous-produits de désinfection qui se sont formés. Il a été démontré que les filtres à charbon actif biologique produisent une certaine quantité de carbone sous forme de biomasse bactérienne. L'étape de désinfection finale en aval de la filtration, permet de contrôler adéquatement la qualité microbiologique de l'eau produite.

La filière biologique offre la possibilité de pouvoir s'intégrer à une filière conventionnelle lors de la réfection d'une usine : l'anthracite des filtres bi-couches est alors remplacé par du charbon actif, alors que l'ozonation est ajoutée en amont des filtres en corrigeant le profil hydraulique et en modifiant la tuyauterie ou la hauteur des filtres. Les crédits d'enlèvement accordés à la filtration sur charbon actif biologique, en remplacement des filtres actuels, dépendent alors du respect des critères de conception des filtres bicouches et de la qualité du filtrat (voir section 9.9.1).

9.9.3.3 Critères de conception

Ozonation

L'unité d'ozonation pour la filtration biologique doit être conçue selon les critères suivants (voir aussi section 10.4.2) :

- Un dosage de l'ordre de 0,5 à 1,0 mg O₃/mg de COD permet d'obtenir un taux optimum de formation de matière organique assimilable;
- Le dosage requis pour atteindre les objectifs de désinfection (voir section 10.4.2) est généralement supérieur à celui de l'oxydation de la matière organique biodégradable.

Filtration sur charbon actif biologique

Les filtres sur charbon actif biologique sont conçus sur la même base que les filtres bicouches (voir section 9.9.1). Les critères de conception suivants, sont par contre spécifiques à la filtration sur charbon actif biologique :

- La composition du milieu filtrant est similaire à celle des filtres bicouches à l'exception du CU qui doit être égal ou inférieur à 1,9 et de la hauteur du charbon actif qui dépendra du temps de contact nécessaire;
- Un temps de contact en fût vide (voir plus loin) compris entre 10 et 20 min permettrait d'atteindre les abattements souhaités de la matière organique biodégradable (selon des observations empiriques effectuées en France, aux États-Unis et au Canada);
- Prévoir des équipements de lavage qui puissent donner une expansion minimale de 30% du lit filtrant pour s'assurer de l'efficacité du rinçage;
- Les pompes de lavage doivent avoir le potentiel permettant de fournir un débit de 40 à 50 m/h.

Temps de contact

La performance des filtres biologiques dépend essentiellement de quatre facteurs : le temps de contact, la température, la concentration de la matière organique biodégradable à l'affluent et la composition de la matière organique. Le seul de ces paramètres sur lequel on peut exercer un contrôle est évidemment le temps de contact. Peu importe le régime hydraulique, le temps de contact gouverne l'efficacité de l'abattement de la matière organique. C'est le paramètre clé dans la conception des filtres biologiques.

Le temps de contact réel dans les filtres est souvent inconnu et il est remplacé par le temps de contact en fût vide (TCFV). Le TCFV se calcule en divisant le volume total qu'occupe le média filtrant (le charbon actif en l'occurrence) par le débit d'alimentation du filtre.

9.9.3.4 Autres éléments de conception

Les éléments suivants sont aussi à considérer pour la conception des filtres sur charbon actif biologique :

- Les mesures visant à prévenir les émanations provoquées par le dégazage de l'ozone en surface des filtres et à éviter sa propagation dans l'ensemble de l'usine, sont décrites dans le chapitre 15 du volume 2;
- Il est préférable d'utiliser une eau non chlorée pour un meilleur contrôle des paramètres et le maintien d'une quantité supérieure de biomasse fixée. Toutefois, les lavages à l'eau chlorée n'ont pas d'impact significatif sur la performance globale du procédé;
- À cause de sa faible densité, on peut s'attendre à une perte annuelle de 3% due à l'attrition du charbon (réduction du matériau en fines particules sous l'effet mécanique abrasif des lavages) et aux pertes par entraînement lors des lavages;
- La hauteur de revanche entre le haut des goulottes de lavage et la surface des matériaux en expansion ne devrait jamais être inférieure à 20 cm;
- La substitution de l'antracite par le charbon dans un filtre existant nécessite le réajustement des débits de lavage et possiblement celui du niveau des goulottes;
- La construction du fond de filtre doit être faite avec soin, de manière à ce qu'il soit parfaitement à niveau. Le dégazage de bulles d'air accumulées dans des points hauts sous le plancher des filtres risque d'entraîner la perte de charbon durant les lavages;
- La fréquence des lavages doit pouvoir être augmentée (intervalle de 4 jours) afin de contrôler la diversité biologique et le développement d'organismes supérieurs;
- Les filtres biologiques doivent être opérés en continu pour maintenir des conditions aérobies et préserver la santé de la biomasse. Toujours procéder au lavage des filtres avant leur remise en service, suite à un arrêt, afin d'éliminer des concentrations potentielles de substances indésirables telles que le COD, les nitrates, le bromure et l'ammoniaque.

La section 9.9.3 du volume 2 apporte de l'information supplémentaire sur le suivi et le contrôle du procédé.

9.9.4 Filtration sur précouche (terre à diatomée)

9.9.4.1 Description du procédé

La filtration sur précouche désigne un type de procédé dans lequel le milieu filtrant est formé par dépôt sur une couche de support appelée septum. La filtration se fait principalement par tamisage à la surface du milieu. Le milieu filtrant le plus couramment utilisé est la terre à diatomée. Ces filtres sont parfois appelés filtres à terre à diatomée ou filtres diatomites. La terre à diatomée est formée de diatomées qui sont des carapaces siliceuses fossiles d'origine marine, de taille très fine (5 à 17 µm) et ayant un pouvoir adsorbant reconnu.

Son fonctionnement s'effectue généralement sur un cycle comprenant trois étapes : 1) mise en place de la précouche; 2) filtration; 3) lavage à contre-courant.

Au cours de la première étape, une mince couche de milieu filtrant (environ 2 à 5 mm) est appliquée pour recouvrir le septum. Le septum est constitué d'une structure poreuse conçue pour retenir les plus petites particules de terre à diatomée. Lorsque la précouche est formée, le cycle de filtration peut commencer. Lors de la filtration, les particules insolubles de taille semi-colloïdale ou plus grande (1µm) sont capturées et retenues surtout à la surface du filtre. Lors du cycle de filtration, un apport continu de terre à diatomée (proportionnel aux solides enlevés) est mélangé à l'eau brute. Ceci permet de maintenir la perméabilité de la surface du filtre et prolonge les cycles de filtration. Lorsque la perte de charge au travers du filtre atteint un maximum, la filtration est arrêtée pour initier un lavage à contre-courant afin de nettoyer le septum de toute la boue accumulée en surface. On relance ensuite le processus de filtration avec une nouvelle épaisseur de précouche.

Il est à noter qu'il n'y a aucune installation au Québec qui utilise les filtres sur précouche.

9.9.4.2 Champs d'application

En général, l'utilisation de la filtration à terre à diatomée se limite strictement au traitement d'une eau brute de faible turbidité. C'est une technologie qui utilise le principe de traitement physique, sans coagulation au préalable et ne peut donc pas servir pour l'enlèvement de couleur et de matières dissoutes. On recommande généralement de limiter les applications aux eaux brutes de turbidité inférieure à 10 UTN. Il faut cependant s'assurer que cette turbidité n'est pas provoquée par des matières colloïdales de nature argileuse, car ces dernières sont difficilement enlevées par la filtration à terre à diatomée. Pour des concentrations supérieures, des essais pilotes sont requis afin de déterminer les performances d'enlèvement ainsi que les critères d'opération. Enfin, on devra s'assurer que les analyses d'eau brute mesurent les quantités d'algues et de planctons, car celles-ci sont nuisibles au bon fonctionnement de ces filtres.

Généralement, aucun prétraitement n'est requis. Cependant, dans le cas où l'eau brute subirait des poussées de croissance d'algues, un prétraitement devrait être considéré afin de ramener la qualité de l'eau brute à des teneurs acceptables. Le prétraitement peut être réalisé avec l'aide d'un microtamisage ou d'un filtre à granulométrie grossière (*roughing filters*). Une attention

particulière devra cependant être portée à l'efficacité de nettoyage de ces filtres de manière à restaurer la capacité de traitement initiale.

9.9.4.3 Critères de conception

Les filtres sur précouche doivent être conçus selon les critères suivants :

- Les filtres peuvent être sous pression ou sous vide (ces derniers sont préférés des utilisateurs puisqu'ils permettent d'observer la surface filtrante ainsi que son fonctionnement);
- Le taux de filtration est de 2,4 à 3,7 m/h (contrôlé par un dispositif mécanique);
- Pendant la formation de la précouche, l'eau filtrée sera soit recirculée (terre à diatomée appliquée : 0,49 kg/m² ou suffisamment pour former une épaisseur de 2 à 5 mm), ou rejetée à l'égout (terre à diatomée appliquée : 0,73 à 0,98 kg/m²);
- Des concentrations de 1 à 3 mg/L sont typiques pour l'ajout de terre en continu;
- La perte de charge ne pourra excéder 210 kPa pour des filtres sous pression ou -51 kPa pour des filtres sous vide;
- Les filtres doivent être conçus de façon à prévenir un colmatage et un espacement d'un minimum de 2,5 cm entre chacune des composantes des filtres doit être prévu.

9.9.4.4 Autres éléments de conception

Les éléments suivants sont aussi à considérer pour la conception des filtres sur précouche :

- Le réseau de conduits servant à véhiculer la solution de terre diatomée doit être facilement accessible pour pouvoir effectuer son entretien;
- La préparation de la solution de terre à diatomée doit être maintenue continuellement en suspension pour faciliter le contrôle du dosage;
- Un taux de recirculation de 0,24 m/h devra être maintenu quand l'unité de filtration est en arrêt. Ceci préviendra le détachement de la précouche du milieu filtrant;
- Les composantes du filtre doivent pouvoir résister aux pressions maximales et aux variations de vitesses lors de la filtration et des lavages à contre-courant;
- L'entrée d'eau brute ne doit pas entraîner la formation de remous de terre à diatomée sur la surface filtrante;
- Une méthode de nettoyage doit être prévue afin de détacher efficacement le gâteau de boue sur le septum.

9.9.5 Filtration lente sur sable

9.9.5.1 Description du procédé

La filtration lente sur sable est un procédé simple, tant par sa conception que par sa mise en place et son exploitation. Le filtre est généralement composé d'une épaisseur de sable fin supportée par une couche de gravier. L'eau traverse lentement cette couche de sable fin, de sorte que les plus grosses particules sont arrêtées près de la surface du sable. Ces particules forment une couche poreuse très fine, dont la surface totale de veinules ou de pores est très grande, ce qui favorise l'adsorption des impuretés par cette couche ou le sable sous-jacent. Cette couche poreuse est

constituée de bactéries, d'algues et de protozoaires communément appelés *schmutzdecke*, c'est un terme d'origine allemande. La filtration lente combine donc les effets des processus physiques et biologiques.

9.9.5.2 Champs d'application

En général, l'utilisation de la filtration lente conventionnelle se limite au traitement d'une eau brute légèrement turbide et colorée. Les valeurs maximales recommandées à l'eau brute sont de 10 UTN pour la turbidité et de 15 UCV pour la couleur. Pour des concentrations supérieures, ou si la turbidité est générée principalement par des matières colloïdales de nature argileuse, des essais pilote sont requis afin de déterminer les performances d'enlèvement de même que les critères d'opération. Enfin, on devra s'assurer que les analyses d'eau brute incluent des mesures d'algues et de planctons puisque ceux-ci sont nuisibles au bon fonctionnement des filtres lents.

La section 9.9.5 du volume 2 apporte des informations supplémentaires sur le procédé.

9.9.5.3 Critères de conception

Les critères de conception pour la filtration lente sur sable sont les suivants :

- Le D_{10} doit être entre 0,15 mm et 0,30 mm avec un CU ne dépassant pas 2,5;
- Le taux de filtration est de 0,1 à 0,4 m³/m²/h;
- Une tête d'eau de 0,9 à 1,8 m doit être maintenue au-dessus des filtres. Cette dernière détermine en partie la fréquence de raclage des filtres;
- L'entrée d'eau brute sur le filtre doit être répartie et se situer à au moins 300 mm au-dessus du lit de sable submergé afin d'éviter la formation de remous à la surface;
- La vitesse d'écoulement dans les conduites de collecte ne doit pas dépasser 0,25 m/s;
- La distance entre deux drains latéraux ne doit pas excéder 1,0 m;
- Le milieu filtrant doit être placé sur une couche de gravier de 0,8 m à 1,3 m.

9.9.5.4 Autres éléments de conception

Les éléments suivants sont aussi à considérer pour la conception de filtres lents sur sable :

- Avoir une alimentation continue des filtres sur un cycle journalier afin de maintenir un apport constant en oxygène pour la biomasse;
- Chaque filtre doit être muni d'un collecteur principal et d'un nombre suffisant de drains latéraux pour recueillir l'eau filtrée;
- Le radier de la structure de sortie de l'effluent (conduite ou déversoir ajustable) doit toujours être au-dessus du niveau supérieur du sable afin d'éviter l'apparition de pression négative qui provoquerait un phénomène de dégazage (colmatage du lit filtrant);
- Les couches de gravier servant de support au lit filtrant doivent être conformes aux exigences applicables aux filtres rapides (voir section 9.9.1 du volume 2);
- L'ajout de sable sera obligatoire lorsque la profondeur de sable atteindra un minimum de 30 à 50 cm. Si on prévoit réutiliser du sable afin de réduire la période d'ensemencement, celui-ci sera toujours ajouté au-dessus du nouveau sable. Afin d'accélérer la remise en opération et

d'augmenter l'efficacité du filtre, on recommande d'ajouter en surface au moins 15 cm (sur le minimum de 50 cm) de sable ensemencé ou de sable lavé et entreposé lors de l'opération de resablage;

- Le nettoyage du sable doit obligatoirement avoir été réalisé par raclage de la couche de surface colmatée. La fréquence de raclage peut varier entre un et six mois;
- Dans le cas où l'approvisionnement en sable serait problématique ou trop coûteux, prévoir des systèmes pour le lavage et l'entreposage du sable raclé;
- La filtration à l'égout et le trop-plein sont exigés sur chaque filtre;
- La conduite d'alimentation d'eau brute doit être aménagée au-dessus du niveau d'eau du filtre;
- Prévoir des conduites pour le remplissage par le fond des filtres afin de chasser l'air du média avant sa mise en opération.

9.9.6 Filtration sur charbon actif granulaire

9.9.6.1 Description du procédé

Les procédés de filtration décrits dans les sections précédentes peuvent être adaptés pour des besoins particuliers en remplaçant des matériaux inertes comme le sable ou l'anthracite par du charbon actif granulaire (CAG). Les paramètres habituellement visés sont les goûts et odeurs, le carbone organique, les substances organiques volatiles, les précurseurs de sous-produits halogénés, les pesticides, etc. De plus, la filtration sur CAG peut faire partie d'une filière particulière comme, par exemple, la déchloration dans une situation où aucune trace de chlore résiduel ne doit subsister dans l'eau.

La section 9.9.6 du volume 2 apporte des informations supplémentaires sur le procédé.

9.9.6.2 Champs d'application

Les CAG sont fabriqués avec différents matériaux, de sorte qu'on trouve sur le marché un grand nombre de produits. Avant d'arrêter un choix sur un matériau, il faut définir les besoins réels et vérifier avec les fournisseurs quels produits peuvent être considérés. Il faut en général une eau peu turbide et libre d'agents colmatants pour filtrer directement sur du CAG. Les filtres de CAG peuvent être installés à la suite d'une étape de prétraitement physico-chimique ou après des filtres inertes.

Il faut se rappeler que des métaux bivalents dissous dans l'eau peuvent se fixer dans les pores, réagir avec les composés et dégrader rapidement la capacité d'adsorption des CAG. Le chlore réagit avec les CAG et en diminue la masse ainsi que la capacité d'adsorption. Ces réactions peuvent libérer des sous-produits chlorés dans l'eau.

Dans tous les cas, il faut procéder à des essais en laboratoire et, si nécessaire, à des essais pilotes pour déterminer le matériau à retenir et établir les critères de conception pertinents.

9.9.6.3 Critères de conception

Les critères de conception pour la filtration sur charbon actif granulaire sont les suivants :

- Deux granulométries couramment utilisées : D_{10} entre 0,42 mm et 1,68 mm avec un CU de 1,7 à 1,9 ou D_{10} entre 0,59 mm et 2,38 mm avec un CU de 1,7 à 1,9;
- La surface spécifique est généralement de 500 à 600 m²/g et autour de 1000 m²/g en enlèvement des goûts et odeurs;
- Le diamètre des pores du CAG varie énormément selon les fournisseurs et les applications (< 2 nm à > 50 nm);
- La densité apparente varie en général entre 270 et 500 kg/m³;
- Le taux de filtration sur les filtres à charbon est de 10 m/h;
- L'épaisseur de la couche filtrante va dépendre des essais pilotes et comme il s'épuise dans le temps, il peut s'avérer nécessaire d'utiliser un volume supérieur de charbon pour allonger les cycles d'utilisation et augmenter le temps de contact.

La section 9.9.6 apporte des éléments supplémentaires pour la conception de la filtration sur charbon actif granulaire.

9.9.6.4 Autres éléments de conception

Mise en place, remplacement et disposition

Après l'utilisation en adsorption, le CAG doit être périodiquement remplacé. Il faut ainsi prévoir les moyens appropriés pour retirer le CAG des filtres et en installer du nouveau. Les charbons actifs étant des matériaux plus ou moins friables, ils contiennent habituellement des particules fines qui se dispersent facilement dans l'environnement lorsque le matériau est manipulé. Le moyen le plus simple de contrôler la poussière consiste à déplacer le matériau avec un système hydraulique comportant une étape de mouillage et un éjecteur. Il faut se rappeler que la poussière en question est explosive lorsque sa concentration dans l'air est « optimale » et qu'elle salit le milieu où elle se dépose.

Le CAG qui est extrait des filtres après usage peut être régénéré si les substances adsorbées peuvent en être retirées. Si le volume est suffisant, le fournisseur se charge de reprendre le charbon pour le régénérer. Dans le cas où le matériau ne pourrait être régénéré, il doit être transporté dans un site de disposition agréé. Il est nécessaire de faire analyser le CAG pour choisir son mode de disposition (soit l'enfouissement ou considéré comme déchet dangereux).

Autres éléments de conception

Les éléments suivants sont aussi à considérer pour la conception de filtres sur charbon actif granulaire :

- Prévoir une expansion d'environ 40% du lit filtrant lors des lavages;
- Faire attention pour éviter de perdre du CAG dans les eaux de lavages;
- Tenir compte de la température de l'eau lors de la conception des cycles de lavages;

- Si le CAG repose sur un autre média filtrant (filtre bicouche ou multicouche), prévoir un taux de lavage supérieur à 37 m/h.

9.9.7 Filtration directe

9.9.7.1 Description du procédé

La filtration directe est un procédé de traitement des eaux de surface qui comprend l'ajout d'un coagulant, un mélange rapide, une floculation et une filtration : l'absence de décanteur constitue la particularité de ce procédé. Le terme de filtration directe s'applique donc de façon générale à deux types de procédés :

- Coagulation/filtration, encore appelée filtration en ligne ou floculation sur filtre ou encore floculation de contact (absence de bassin de floculation et de décanteur);
- Coagulation/floculation/filtration (absence de décanteur uniquement).

La section 9.9.7 du volume 2 fournit des informations supplémentaires sur ce procédé.

9.9.7.2 Champs d'application

Le traitement des eaux brutes de très bonne qualité (faibles valeurs de la turbidité, du COT et de la couleur) ne nécessite pas la mise en place de toutes les étapes d'une filière conventionnelle. La filtration directe est un traitement simplifié adapté à ces types d'eau.

Selon un rapport publié par un comité de spécialistes de l'AWWA (1980), voici les critères requis pour les eaux brutes pouvant être admissibles à un traitement par filtration directe :

- Turbidité typique de moins de 5 UTN mais il existe des applications documentées jusqu'à 10 et même 50 UTN;
- Couleur vraie < 40 unités couleur;
- Algues < 2000 unités/ml;
- Fer < 0,3 mg/L;
- Manganèse < 0,05 mg/L.

Des études ont montré que lorsque la dose d'alun requise pour produire un filtrat de qualité acceptable dépasse 15 mg/L, la filtration directe ne serait pas un choix judicieux. Les eaux qui requièrent de 6 à 7 mg/L d'alun en combinaison avec un faible dosage de polymère sont propices à la filtration directe. L'utilisation d'un aide filtrant s'avère toutefois nécessaire pour assurer la qualité de l'effluent. Lorsque la quantité d'algues demeure très faible, il a aussi été démontré qu'il est possible de traiter des eaux brutes légèrement plus turbides, de l'ordre de 10 à 15 UTN. Dans certaines conditions, il est même possible d'utiliser la filtration directe jusqu'à une turbidité de l'eau brute de 50 UTN (Letterman, *Journal of AWWA*, décembre 1987).

9.9.7.3 Autres éléments de conception

La conception des filtres pour la filtration directe est, dans la plupart des cas, basée sur les résultats d'essais pilotes ainsi que sur les critères de conception des filtres conventionnels. Certains critères généraux sont énumérés ci-après :

- Le temps de rétention du bassin de coagulation doit être d'au moins 5 minutes en absence de floculation;
- L'emploi d'un aide-coagulant devrait être envisagé afin de réduire le volume de boue formé par l'alun. L'alun et l'aide filtrant sont toujours requis;
- Le pourcentage d'eau de lavage à considérer est plus élevé que pour un filtre dans une usine conventionnelle (6 à 10%);
- Les médias utilisés sont les mêmes que pour les filtres bi-couches et multicouches;
- Un essai de traitabilité, réalisé dans la pire saison, est toujours requis pour la conception;
- Une granulométrie homogène peut être utilisée mais un essai pilote est alors nécessaire (voir section 9.1). C'est aussi le cas lorsque le concepteur veut travailler à une vitesse de filtration plus élevée que celles définies pour les filtres conventionnels.

Les performances des filières de filtration directe sont moins documentées que celles des systèmes conventionnels et semblent davantage faire appel à une évaluation selon le type d'eau à traiter. Dans tous les cas, des essais rapides de floculation en bécher (*jar test*) et des tests de filtration sur membrane de laboratoire, complétés par des études pilotes, sont recommandés avant d'opter pour une filière de filtration directe.

9.9.8 Filtration sous pression

9.9.8.1 Description du procédé

Les filtres sous pression utilisent les mêmes processus de filtration que les filtres gravitaires. Pour obtenir des performances similaires aux filtres gravitaires, ils font appel aux mêmes médias filtrants avec les mêmes vitesses et les mêmes pertes de charge. L'avantage des filtres sous pression réside dans la possibilité de distribuer directement l'eau traitée sans autre pompe.

La filtration sous pression est fréquemment utilisée pour le traitement des eaux souterraines, et plus spécifiquement, pour l'enlèvement du fer et du manganèse. Par contre, son utilisation pour le traitement de l'eau de surface est exceptionnelle, voire même interdite dans certains états américains et certaines provinces canadiennes. Au Québec, aucune technologie de filtration sous pression n'est reconnue comme étant éprouvée. Le *Comité sur les technologies de traitement en eau potable* aura peut-être à évaluer des technologies de filtration sous pression pour la production d'eau potable à partir d'eau de surface.

9.10 Filtration membranaire

Une membrane est une très mince couche de matière qui permet, sous l'action d'une force motrice, de faire une séparation à l'échelle microscopique. La force motrice peut être une différence de pression, de potentiel électrique ou de concentration de part et d'autre de la membrane. Dans le

présent *Guide de conception*, seuls les procédés utilisant une différence de pression comme force motrice sont présentés car ce sont, actuellement, les procédés principalement utilisés pour produire de l'eau potable. Ces procédés sont généralement classés suivant 4 catégories: microfiltration (MF), ultrafiltration (UF), nanofiltration (NF) et osmose inverse (OI). Au-delà de cette classification arbitraire, il est primordial de connaître les caractéristiques d'une membrane pour pouvoir faire un choix approprié.

9.10.1 Description

Les membranes sont fabriquées à partir de polymères organiques ou à partir de matières inorganiques (métaux, oxydes métalliques, verre, carbone, carbure de silicium, etc.). Les principaux polymères utilisés pour fabriquer des membranes sont:

- Les polymères dérivés de la cellulose (acétate, bi- ou tri-acétate, cellulose régénérée);
- Les polyamides;
- Les polysulfones et les polyéthersulfones;
- D'autres polymères (polypropylènes, fluorures de polyvinylidène, polycarbonates, etc.).

Les membranes sont fabriquées sous forme plane ou tubulaire. En pratique, la désignation de membranes tubulaires est réservée aux plus gros tubes (diamètre intérieur supérieur à 6 mm) alors que la désignation de fibres creuses est réservée aux tubes fins (diamètre externe inférieur à 2 mm). À l'exception de certaines membranes de MF, les membranes ont une structure asymétrique, c'est-à-dire qu'elles sont constituées d'une couche superficielle très mince (0,1 à 0,5 μm d'épaisseur d'après Aptel et Buckley, 1996) de très fine porosité et d'une sous-couche plus épaisse de porosité beaucoup plus large. La séparation a lieu dans la couche superficielle tandis que la sous-couche confère une résistance mécanique à la membrane. Les deux couches peuvent être faites de différents matériaux comme c'est le cas pour les membranes composites (*Thin Film Composite*, TFC).

9.10.1.1 Classification des membranes

Le pouvoir de séparation d'une membrane dépend de sa structure poreuse et de la nature du matériau membranaire. Les ordres de grandeur des tailles des pores des membranes d'OI, de NF, d'UF et de MF sont présentés au tableau 9-5. Les membranes sont aussi souvent classées en termes de masse molaire des colloïdes ou des solutés qui peuvent être retenus par une membrane. En particulier, les membranes sont souvent définies suivant leur seuil de coupure (*molecular weight cutoff* dont l'abréviation MWCO est bien connue) qui correspond à la masse molaire des solutés retenus à 90% par une membrane. À moins de spécifier les conditions dans lesquelles le seuil de coupure a été déterminé, cette classification doit être utilisée prudemment et ne devrait servir qu'à situer grossièrement le pouvoir de séparation d'une membrane. Les membranes peuvent aussi être caractérisées par des taux de rétention de substances de référence qui sont généralement :

- NaCl en OI;
- MgSO_4 , CaCl_2 ou sucrose en NF;
- Dextran ou protéine en UF;
- micro-particules calibrées en MF.

Il est important de connaître les conditions dans lesquelles les taux de rétention ont été mesurés (pression transmembranaire, débit d'écoulement tangentiel ou mode d'agitation et puissance d'agitation, température, concentration, taux de récupération) car les taux de séparation observés dépendent des conditions d'opération. Soulignons aussi que peu d'informations sont généralement disponibles sur les propriétés de surface des membranes (charge de surface, hydrophobicité) même si ces caractéristiques jouent un rôle important dans la séparation, en particulier en NF et en OI.

Tableau 9-5 Quelques propriétés des membranes

Propriété	MF	UF	NF	OI
Taille des pores (couche superficielle)	0,05 à quelques μm	quelques nm à 100 nm	$\sim 1 \text{ nm}$	$< 1 \text{ nm}^{(a)}$
Perméabilité à l'eau déminéralisée à 25°C ($\text{m s}^{-1} \text{ Pa}^{-1}$)	10^{-8} à 10^{-9}	10^{-9} à 10^{-10}	$\sim 10^{-11}$	10^{-11} à 10^{-12}

^(a) La notion de pores dans le domaine de l'OI est difficile à définir, ce qui explique pourquoi certains auteurs considèrent ces membranes comme non poreuses.

La classification conventionnelle des membranes (OI, NF, UF, MF) est plus ou moins bien adaptée au domaine de l'eau potable. De plus, il existe de nombreuses différences dans les classifications des membranes dépendant de l'auteur consulté. Dans le présent *Guide de conception*, une classification un peu différente est proposée (voir figure 9-1). Celle-ci est basée avant tout sur les objectifs de traitement en eau potable, c'est-à-dire sur la désinfection, la réduction de la turbidité, l'enlèvement de la matière organique naturelle (MON) et sur la séparation des sels. Cette classification comprend 4 groupes de membranes qui sont aussi provisoirement définies en fonction de la taille des pores et/ou du seuil de coupure.

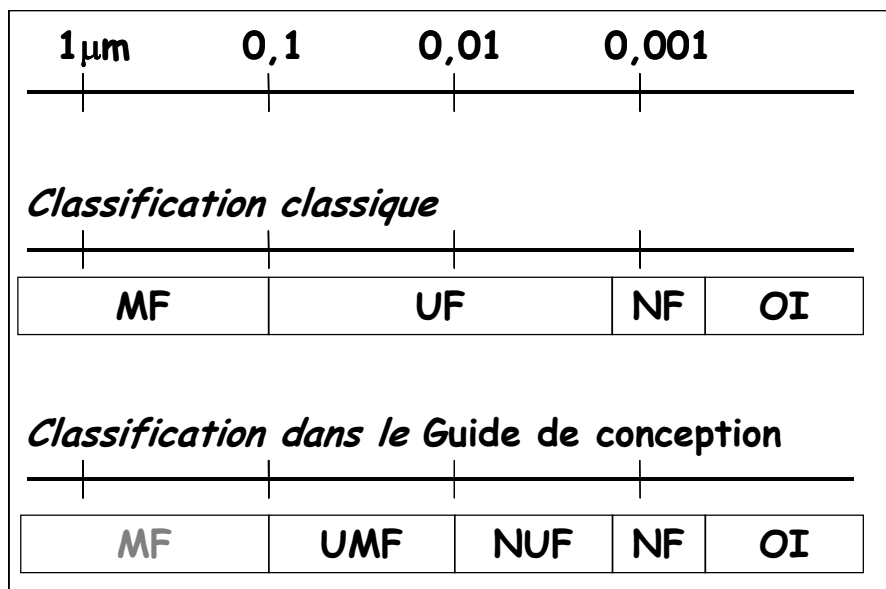
Type UMF : Ces membranes possèdent des pores dont le diamètre est inférieur ou égal à 0,1 μm et supérieur à 10 nm; elles permettent de retenir les bactéries pathogènes (la taille minimale des bactéries est de 0,2 μm), les kystes de protozoaires et la quasi-totalité des particules à l'origine de la turbidité; elles sont classées à la limite de la MF et de l'UF et couvrent aussi la partie supérieure du spectre de l'UF;

Type NUF : Ces membranes possèdent des pores dont le diamètre est plus petit que 10 nm et ont un seuil de coupure qui se situe entre 50 000 et 600 Dalton; elles permettent de retenir en plus les virus (d'après AWWA, 1999A, les virus mesurent de 20 à 100 nm) ainsi qu'une proportion variable de la MON dissoute; elles sont classées à la limite de la NF et de l'UF et couvrent aussi la partie inférieure du spectre de l'UF;

Type NF : Ces membranes ont un seuil de coupure inférieur à environ 600 Dalton; elles permettent de retenir en plus une très forte proportion de la MON dissoute et des ions multivalents (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} , etc.);

Type OI : Ces membranes ont un seuil de coupure inférieur à environ 300 Dalton; elles permettent un haut taux d'enlèvement des ions monovalents (Na^+ , Cl^+ , etc.) et peuvent séparer certaines molécules organiques de très faible masse molaire.

Figure 9-1 Classification des membranes utilisée dans le *Guide*



Selon les critères du présent *Guide* (voir chapitre 2 et section 9.1), les membranes de type MF (pores dont le diamètre est supérieur à 0,1 μm) n'ont pas été retenues.

Il est important de considérer que la porosité d'une membrane correspond à une distribution de tailles de pores et non à une taille de pore unique. Ainsi, la porosité peut être donnée de façon nominale ou absolue. La porosité nominale considère la taille du pore moyen de la membrane, ce qui implique qu'il y a des pores plus grands que celui mentionné mais sans que la taille limite soit précisée. La porosité absolue, quant à elle, considère la taille du pore le plus gros de la distribution, ce qui est un élément essentiel, surtout lorsqu'on aborde la question de la désinfection.

9.10.1.2 Perméabilité

La perméabilité d'une membrane à une eau déminéralisée dépend de sa porosité. La perméabilité exprime la proportionnalité entre la vitesse de perméation à l'eau déminéralisée et la pression transmembranaire à une température donnée (unités en $\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{s} \cdot \text{Pa})$ ou équivalent). La mesure de la perméabilité permet de vérifier l'état d'une membrane, en particulier l'effet du colmatage. Comme pour les autres milieux filtrants, cette perméabilité augmente avec la température de l'eau. Les fabricants fournissent habituellement des corrélations empiriques qui permettent de prédire la perméabilité des membranes à différentes températures de l'eau. En première approximation, il est possible de considérer que la perméabilité d'une membrane est inversement proportionnelle à la viscosité de l'eau. À titre d'exemple, et en ne tenant compte que de l'effet sur la viscosité de l'eau, mentionnons que la perméabilité d'une membrane est approximativement divisée par 1,7 lorsque la température passe de 20 à 2°C.

9.10.1.3 Mise en œuvre des membranes

À cause de la séparation, il y a nécessairement une accumulation de matières à la surface des membranes, ce qui a pour effet d'accroître les risques de colmatage de celles-ci et d'augmenter la pression osmotique. Les fournisseurs d'équipements ont élaboré différentes façons de mettre en œuvre les membranes afin de limiter l'accumulation de matières à la surface des membranes, à savoir : diminuer la vitesse de perméation à travers les membranes, faire de fréquents rétrolavages et permettre un écoulement tangentiel à la surface de la membrane. La section 9.10.1 du volume 2 donne un aperçu des différentes façons de mettre en œuvre les membranes. On y traite notamment du mode de filtration, des différents types de modules et des systèmes de traitement membranaires. Comme tous les systèmes de traitement par membrane doivent être évalués par le *Comité sur les technologies de traitement en eau potable*, les pages suivantes ne présentent que les grandes lignes concernant les éléments d'application et de conception des systèmes membranaires.

9.10.2 Champs d'application

Les membranes sont de plus en plus utilisées pour la production d'eau potable (Allgeier, 2001; USEPA, 2001). Elles sont appliquées dans des cas très différents autant pour le traitement de l'eau de surface que pour l'eau souterraine. Les fournisseurs produisent une multitude de membranes dont la composition chimique, la configuration géométrique et la perméabilité varient (voir section précédente et section 9.10.1 du volume 2). L'expertise dans ce domaine est en pleine expansion et des applications ont été réalisées dans des contextes très différents.

Les caractéristiques des eaux brutes et les objectifs de traitement influencent de façon importante le choix des procédés et leur agencement. Le tableau 9-6 permet au concepteur de cibler les chaînes de procédés qui présentent le meilleur potentiel selon les objectifs visés.

Pour chaque paramètre et chaque type de membrane, les chaînes les plus simples permettant d'atteindre l'objectif sont indiquées. Le concepteur complètera l'analyse en considérant celle-ci en fonction des risques de colmatage des membranes et en fonction des critères à respecter pour le réseau de distribution d'eau potable (voir aussi la section 9.10.4 du volume 2).

Il est important de mentionner qu'un contaminant peut être enlevé de deux façons par les membranes : soit directement ou après transformation par coagulation, adsorption sur charbon actif en poudre (CAP) ou oxydation. De plus, une filtration membranaire peut être combinée avec d'autres procédés de traitement et plusieurs types de filtration sur membranes peuvent être combinés. D'après le tableau 9-6, il est clair que plus le concepteur choisit des membranes avec des tailles de pore élevées, plus il faut compléter la filtration sur membrane avec d'autres procédés pour permettre l'enlèvement de certains contaminants.

Le tableau 9-6 n'est pas exhaustif mais il peut servir de guide pour la sélection et l'évaluation des filières de traitement faisant appel aux membranes. Il est recommandé de choisir, parmi les membranes/chaînes qui permettent d'atteindre les objectifs fixés, celles qui permettent de minimiser l'investissement et les coûts d'opération. Par exemple il est inutile d'utiliser une

membrane d'OI pour désinfecter, pour réduire la turbidité et pour enlever la MON d'une eau de surface alors que ces objectifs peuvent être atteints avec une membrane de NF, voire avec une membrane de type NUF. En effet, les membranes de NUF et de NF ont des perméabilités supérieures aux membranes d'OI et donc la surface de membrane et/ou les pressions d'opération requises devraient être plus faibles pour les membranes de NUF ou de NF que pour les membranes d'OI.

Lorsque les membranes UMF sont retenues, elles doivent obligatoirement être associées avec une étape de traitement d'inactivation (désinfection). Par contre, une étape de désinfection peut suivre n'importe quel système de traitement par membrane afin de compléter le rôle des membranes pour une eau brute dégradée, par exemple, ou pour assurer une désinfection sécuritaire.

Tableau 9-6 Capacité de séparation de différentes chaînes de traitement faisant appel aux membranes

Contaminant à enlever	Eau brute	Objectif de traitement	Unité	Classification des chaînes de traitement par type de membrane			
				UMF	NUF	NF	OI
Turbidité		< 0,1	UTN	XI	X	X	X
COD	3 à 10	enlèvement fraction coagulable	mg/L	CXI,CDXI	X, CX	X	X
COD	3 à 10	< 0,5 mg/L ^(b)	mg/L	CXI,CDXI,AXI	X	X	X
Couleur vraie	0 à plus de 60	< 15	UCV	CXI, CDXI	X,CX	X	X
Dureté	100 à 250	< 100	mg/L			X	X
	> 250	< 100	mg/L			X	X
Fe ²⁺	0,3 - 5	< 0,3	mg/L	OXI	OX		
	5 et plus	< 0,3	mg/L				
Mn ²⁺	jusqu'à 0,3	< 0,05	mg/L	OXI	OX	X	X
Sulfates	> 500	< 500	mg/L			X	X
Nitrites-nitrates	> 10	< 10	mg/L de N				X
Nitrites seuls	> 1	< 1	mg/L de N				X
coliformes fécaux	présence	absence	nb/100 ml	XI ^(c)	X ^(c)	X ^(c)	X ^(c)
kystes de <i>Giardia</i>	présence	} Selon la qualité de l'eau brute	nb/100 ml	XI ^(c)	X ^(c)	X ^(c)	X ^(c)
oocystes de <i>Cryptosporidium</i>	présence		nb/100 ml	XI ^(c)	X ^(c)	X ^(c)	X ^(c)
virus	présence		nb/100 ml	XI ^(c)	X ^(c)	X ^(c)	X ^(c)
Goût	présence		N/A	AXI	AX	X ^(a)	X ^(a)
Odeur	présence		N/A	AXI	AX	X ^(a)	X ^(a)
Pesticides	dépassement norme	Sous les normes réglementaires	µg/li	AXI	AX	X	X
Radionucléides	dépassement norme	Sous les normes réglementaires	Bq/L				X
Arsenic	> 25	< 25	µg/L	OXI	OX		X
Bore	> 5	< 5	mg/L				X
Chlorure de sodium	> 250	< 250	mg/L			X	X

X- Filtration sur membranes

A- Adsorption sur charbon activé en poudre

I- Inactivation obligatoire (désinfection)

C- Coagulation/floculation

D- Décantation

O- Oxydation

Atteint complètement l'objectif	Atteint partiellement l'objectif	non affecté de façon significative	aucune application pleine échelle connue
---------------------------------	----------------------------------	------------------------------------	--

(a) : dépend du type de membrane et du contaminant

(b) : correspond à un enlèvement très poussé (> 90%) des précurseurs de THM

(c): dépend de l'intégrité du système

9.10.3 Critères de conception

Au moment de mettre à jour le *Guide de conception*, il n'y avait encore aucune technologie de filtration par membrane reconnue au Québec. Il n'est donc pas possible de présenter des critères de conception spécifiques. Afin de vérifier si des technologies de filtration par membrane ont été reconnues et peuvent être installées au Québec, il faut se renseigner auprès du *Comité sur les technologies de traitement en eau potable* qui analyse les nouvelles technologies que l'on souhaite implanter au Québec (www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/fiches.htm). Par contre, certains éléments sont présentés ici afin de guider les concepteurs dans le choix des technologies membranaires.

9.10.3.1 Bases de conception

La conception d'un système consiste à déterminer les paramètres suivants :

- Type de membrane;
- Type de module;
- Modes d'opération;
- Nombre de trains et d'unités de traitement dans chaque train (chaque train est composé de une ou plusieurs unités qui traitent l'eau de façon complète et une usine de production d'eau potable peut comporter deux ou plusieurs trains en parallèle);
- Nombre de modules et agencement des modules à l'intérieur d'une unité de traitement;
- Nombre, type(s) et caractéristiques des pompes;
- Conditions d'opération des modules (pressions, débits, taux de récupération; fréquence, durée et conditions des rétrolavages quand cela s'applique);
- Type, caractéristiques et conditions d'opération du prétraitement;
- Procédures de lavage des membranes;
- Procédure de vérification de l'intégrité des membranes;
- Procédures de santé et sécurité;
- Estimation de la consommation d'énergie et de produits chimiques.

De façon classique, ces paramètres sont déterminés en fonction des caractéristiques de l'eau brute, des objectifs de traitement (quantité et qualité), des conditions environnementales, des contraintes techniques inhérentes à la technologie des membranes au moment de la conception et des ressources techniques et humaines disponibles (AWWA, 1999A).

9.10.3.2 Données générales requises pour la conception

Les données qui jouent un rôle particulier dans la conception d'un système membranaire sont présentées et discutées ci-dessous.

Qualité de l'eau brute

- Potentiel colmatant des particules en suspension : le pouvoir colmatant des particules en suspension est souvent évalué en termes de SDI ("Silt Density Index" méthode ASTM D

4189); les résultats sont exprimés en %/min; la turbidité et les comptes de particules renseignent aussi sur le potentiel colmatant de l'eau brute;

- Variation de la température de l'eau : cela affecte directement et de façon significative la perméabilité des membranes (voir section 9.10.1);
- MON (mesure du COT et de l'absorbance UV à 254nm) : ces paramètres ne sont pas normalisés mais jouent un rôle important dans la formation des SPD; de plus les membranes se distinguent les unes des autres par leur taux de rétention de la MON (voir section 9.10.1); la MON joue un rôle important dans le colmatage des membranes mais les mécanismes de colmatage ne sont pas encore clairement établis;
- Alcalinité : ce paramètre est particulièrement important quand il y a coagulation avant filtration sur membrane;
- Conductivité : ce paramètre permet d'estimer la pression osmotique et donc la pression minimale à appliquer; la règle du pouce ci-dessous peut être utilisée pour estimer la pression osmotique; il faut tenir compte du taux de concentration et de la polarisation de la concentration dans le calcul; la valeur estimée est maximale puisque cette règle surestime la pression osmotique réelle en l'associant à la pression osmotique d'une solution de NaCl ayant la même conductivité :

*pression osmotique (kPa) correspond à $0,042 * \text{conductivité } (\mu\text{S/cm})$*

- Dureté et présence de sels dont la limite de solubilité pourrait être dépassée (membranes de NF et d'OI); d'après AWWA (1999B) les sels les plus courants qui risquent de précipiter sont : CaCO_3 , CaSO_4 , BaSO_4 , SrSO_4 , SiO_2 ; à cela il faut ajouter les risques de précipitation des sels de fer, de manganèse et de magnésium;
- Risques d'événements ponctuels de pollution; cette situation peut, par exemple, commander l'ajout occasionnel de charbon activé en poudre (voir section 9.10.4 du volume 2).

Conditions environnementales

- Disponibilité de la ressource en termes de quantité : une faible disponibilité impose une récupération maximum;
- Conditions de rejet : les rejets peuvent être critiques (voir chapitre 14).

Relation entre les conditions d'opération et le colmatage des membranes

- Les conditions d'opération peuvent influencer grandement les risques de colmatage des membranes tel que discuté à la section 9.10.1 du volume 2. Les conditions d'opération doivent être établies en fonction de la durée de vie ciblée des membranes. Elles vont également influencer le dimensionnement des ouvrages. Des études pilotes s'avèrent généralement nécessaires afin d'optimiser les conditions d'opération car les indicateurs de colmatage ne sont pas toujours suffisants pour faire une conception. Les fabricants de membranes et de modules peuvent aussi donner des directives ou des règles à ce sujet. En particulier, plusieurs fabricants fournissent des logiciels qui permettent de vérifier si les produits de solubilité des sels présents dans l'eau risquent d'être dépassés.

Ressources humaines et techniques

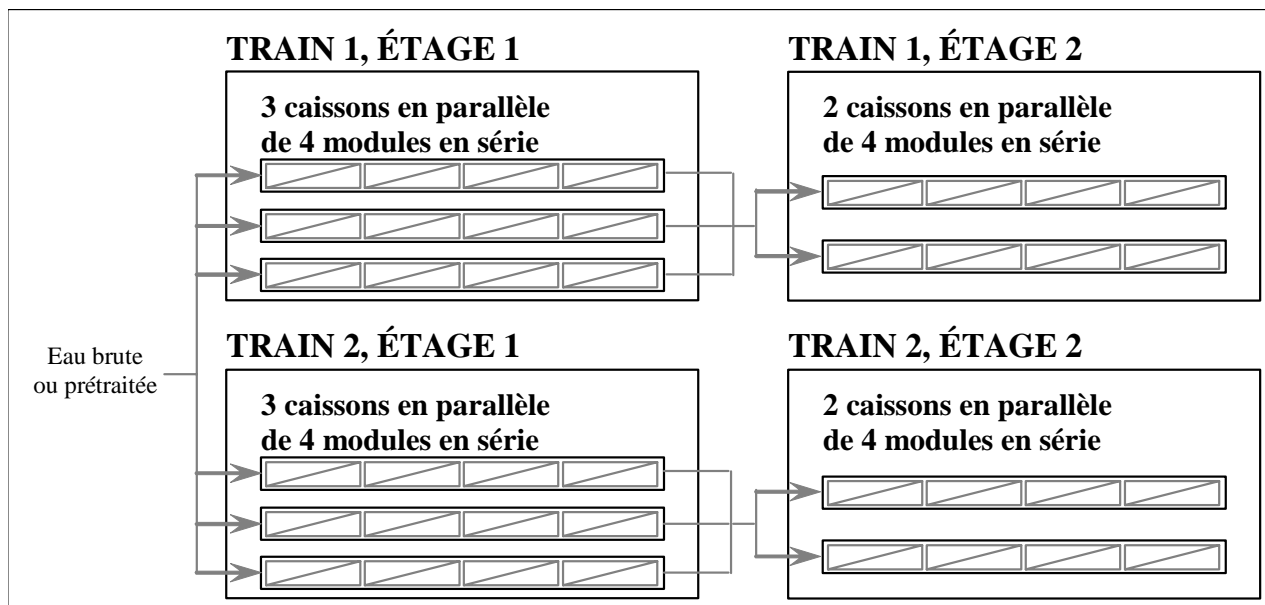
- Le nombre d'opérateurs spécialisés et leurs connaissances techniques vont influencer le niveau d'automatisation et d'autonomie des systèmes requis.

9.10.3.3 Redondance relative aux membranes

À l'instar de la filtration conventionnelle (voir la section 15.2), une installation de traitement par membrane doit être pourvue d'au moins deux unités de base de filtration pour un fonctionnement continu et sans interruption de service lors des travaux d'entretien ou de remplacement des membranes. Les unités de filtration par membrane doivent pouvoir traiter le débit journalier maximum de conception lorsqu'une unité est mise hors service et chaque unité de filtration par membrane doit pouvoir fonctionner indépendamment.

L'unité de base d'un système de filtration par membrane est le plus petit élément qui peut fonctionner indépendamment. Par exemple, l'unité de base d'un système de membrane en module spiralé est le caisson. Un caisson est un boîtier qui peut comprendre un certain nombre de modules membranaires spiralés en série (habituellement entre 1 et 6 modules). Dans le cas d'un système de membrane de fibres creuses, l'unité de base est un module comprenant plusieurs milliers de fibres creuses. Le module de fibres creuses peut être inséré dans un caisson s'il est pressurisé ou peut être mis dans un bassin s'il fonctionne par vacuum. Dans le cas des membranes tubulaires, les modules peuvent avoir quelques mètres de longueur (2 ou 4 mètres, par exemple) et un caisson peut contenir quelques modules. Afin de simplifier le texte, l'unité de base d'un système de filtration par membrane sera donc appelée ici *un caisson*. Un train de filtration membranaire est un assemblage qui peut comprendre plusieurs caissons en parallèle. Chaque train de filtration membranaire peut comporter un ou plusieurs étages en série (cette configuration en étage peut être utilisée pour favoriser un meilleur taux de récupération). La figure 9.2 illustre ces concepts.

Figure 9-2 Représentation schématique d'une installation de traitement par membranes comprenant deux trains de deux étages en parallèle ayant des caissons de 4 modules membranaires (exemple de modules membranaires spiralés)



Le Comité sur les technologies de traitement en eau potable est conscient que dans le cas des petites installations, ayant un débit de production de moins de 1 000 m³/d, par exemple, le nombre de caissons sera petit. En fonction de la configuration retenue, ce petit nombre de caissons pourra être installé sur un seul train. Par contre, dans le cas des installations plus importantes, le nombre de trains augmentera afin de faciliter l'exploitation et la gestion de l'usine. Pour ces raisons, le Comité recommande une redondance qui sera fonction du nombre de caissons installés, comme le présente le tableau 9-7.

Tableau 9-7 Redondance relative aux systèmes de traitement par membranes

NOMBRE DE CAISSONS REQUIS POUR TRAITER LE DÉBIT DE CONCEPTION	NOMBRE DE CAISSONS SUPPLÉMENTAIRES REQUIS
De 1 à 10 caissons	1 caisson de plus
11 caissons et plus	Au moins 10 % de caissons de plus ou (1) un train additionnel (le plus petit des deux)

Cette redondance est requise sur chacun des trains de filtration membranaire et à chacun des étages. En ce qui concerne les très grandes installations comprenant plusieurs trains, la redondance peut être appliquée sur chaque train (et chaque étage) ou en ajoutant un train supplémentaire. La section 9.10.5 du volume 2 du *Guide de conception* présente des exemples de redondance relatifs aux systèmes membranaires.

9.10.4 Autres éléments de conception

9.10.4.1 Chaînes de traitement

Il existe de nombreuses façons d'utiliser des membranes afin de produire de l'eau potable. Les membranes peuvent constituer le cœur du traitement ou encore servir d'étape d'affinage à un traitement plus conventionnel. Compte tenu du nombre élevé de possibilités, ce *Guide de conception* n'a pas la prétention de parler de toutes les combinaisons possibles mais présente uniquement les chaînes de traitement les plus fréquemment rencontrées actuellement. À chaque fois, il est indiqué si l'application décrite s'utilise plus couramment pour le traitement des eaux de surface ou celui des eaux souterraines. Au moment de la rédaction du présent *Guide de conception*, très peu de stations municipales de filtration sur membrane sont en opération au Québec, mais plusieurs projets sont à l'étude et on s'attend à ce que ce domaine connaisse des développements importants dans les prochaines années. Le lecteur est invité à contacter le *Comité sur les technologies de traitement en eau potable* afin d'obtenir une information à jour sur les niveaux de développement des différentes filières de filtration sur membrane.

Tel que mentionné dans la section 9.10.1 du volume 2, une chaîne de traitement faisant appel à la filtration sur membranes comprend généralement un prétraitement et un post-traitement. Il est important de comprendre que ce prétraitement et ce post-traitement dépendent du type de membrane, du type de module mais aussi des caractéristiques de l'eau à traiter qui peuvent varier d'un endroit à un autre (Taylor et Wiesner, 1996). Comme cela est expliqué à la section 9.10.3 du volume 2, le prétraitement est un des principaux moyens pour prévenir le colmatage des

membranes et l'obstruction des canaux d'écoulement tangentiel. Par contre, un prétraitement très poussé, même si cela permet de réduire de façon très significative le colmatage, n'est pas nécessairement la meilleure solution du point de vue économique (Chellam et al., 1998). Il revient donc au concepteur de trouver le meilleur compromis.

9.10.4.2 Limites d'utilisation (voir aussi section 9.10.3 du volume 2)

Les fabricants de membranes doivent normalement spécifier les limites d'opération pour l'opération normale et pour le lavage en termes de :

- pH;
- Concentration en chlore résiduel libre ou en autre désinfectant/oxydant;
- Température;
- Pression.

De manière générale, les membranes inorganiques sont plus résistantes chimiquement et thermiquement que les membranes organiques. Les membranes en acétate de cellulose sont moins résistantes en ce qui a trait au pH et à la température et plus facilement biodégradables que les autres membranes polymériques, mais elles tolèrent des concentrations plus importantes de chlore résiduel libre que les membranes en polyamide (Cheryan, 1998). La résistance en pression des membranes polymériques diminue à mesure que la température augmente.

9.10.4.3 Rejets du procédé

Les chaînes de traitement utilisant des membranes produisent différents types de rejets : concentré, eaux de rinçage, eaux de lavage.

Comme il est expliqué dans le chapitre 14, les techniques de disposition de ces rejets varient en fonction de leur nature et de leur volume ainsi que des conditions environnementales. Le concentré est rejeté en continu pendant la production. Rappelons que le débit et la composition du concentré sont liés au taux global de récupération et au taux global de séparation. Généralement, comme le taux de récupération est supérieur ou égal à 75%, cela signifie que le débit de concentré correspond au maximum à 25% du débit d'alimentation. Les eaux de rinçage et de lavage sont générées de manière discontinue.

Lorsque les chaînes de traitement utilisant les membranes ne comportent aucun ajout de produit chimique dans l'eau brute, les rejets des membranes ne constituent en réalité qu'un concentré des substances présentes dans l'eau brute. Sous réserve de rencontrer les objectifs environnementaux de rejet, les concentrés pourraient être rejetés directement dans le milieu récepteur.

Lorsque la chaîne de traitement comprend un ou plusieurs ajouts de produits chimiques dans l'eau brute (coagulant, oxydant, acide, agent anti-tartre, etc.), les rejets des membranes contiennent, en plus des substances présentes dans l'eau brute, les produits chimiques injectés pour traiter l'eau.

Dans tous les cas, la procédure présentée au chapitre 14 doit être suivie pour identifier la marche à suivre concernant le rejet ou le traitement des eaux de procédé.

VOLUME 1

CHAPITRE 10

10. DÉSINFECTION ET CONTRÔLE DES SOUS-PRODUITS.....	
10.1 Mise en contexte	
10.2 Choix des objectifs de traitements	
10.2.1 Critères minimaux d'élimination à respecter	
10.2.2 Objectifs additionnels de traitement pour les eaux de classe I	
10.3 Calcul de la performance des filières de traitement (log de réduction)	
10.3.1 Identification des étapes de traitement efficace	
10.3.2 Évaluation de l'efficacité des traitements	
10.3.2.1 Traitements basés sur l'enlèvement physique des pathogènes.....	
10.3.2.2 Traitements basés sur l'inactivation des pathogènes.....	
10.4 Revue et choix du mode de désinfection	
10.4.1 Chlore	
10.4.1.1 Généralités.....	
10.4.1.2 Principales applications.....	
10.4.1.3 Points d'injection	
10.4.1.4 Sous-produits de désinfection et prévention de leur apparition	
10.4.1.5 Éléments de conception.....	
10.4.2 Ozone	
10.4.2.1 Généralités.....	
10.4.2.2 Principales applications.....	
10.4.2.3 Points d'injection	
10.4.2.4 Sous-produits de désinfection à l'ozone.....	
10.4.2.5 Paramètres de conception	
10.4.3 Monochloramines.....	
10.4.4 Bioxyde de chlore	
10.4.5 Rayonnement ultraviolet	
10.4.5.1 Généralités.....	
10.4.5.2 Principales applications.....	
10.4.5.3 Points d'application	
10.4.5.4 Formation de sous-produits de désinfection	
10.4.5.5 Paramètres de conception	

10. DÉSINFECTION ET CONTRÔLE DES SOUS-PRODUITS

10.1 Mise en contexte

La désinfection est depuis longtemps l'objectif premier du traitement de l'eau potable. Traditionnellement, on croyait que le chlore était le seul outil efficace pour atteindre cet objectif. Il est maintenant reconnu que les étapes du traitement de l'eau permettant la réduction de la turbidité, tels que la coagulation, la décantation et la filtration, sont importantes pour assurer une bonne désinfection. Ces étapes permettent de réduire considérablement la concentration de micro-organismes pathogènes, même plus qu'une simple chloration dans le cas des parasites. Il est donc essentiel que le concepteur considère toutes les étapes efficaces de traitement qui sont à sa disposition lors de la conception d'un système de désinfection.

Par ailleurs, les désinfectants utilisés pour la désinfection de l'eau potable sont, à l'exception du rayonnement U.V., des oxydants (chlore, bioxyde de chlore, ozone ou monochloramine). À ce titre, leur utilisation génère des sous-produits de désinfection qui doivent être minimisés le plus possible. Le grand dilemme du concepteur consistera donc à viser une désinfection suffisante afin d'éliminer les micro-organismes pathogènes tout en évitant une production excessive de sous-produits de désinfection.

Au début de la dernière décennie, le resserrement des normes américaines sur les sous-produits de la désinfection a favorisé le développement de modèles d'analyse de risque d'exposition aux sous-produits de désinfection chez les humains. Ces modèles peuvent être comparés aux modèles d'exposition à des micro-organismes pathogènes chez les humains. Suite à cet exercice, le comité scientifique consultatif de l'agence de protection environnementale américaine a jugé que le risque microbiologique représentait probablement le plus grand défi auquel était confrontée la majorité des producteurs d'eau.

Les risques sanitaires associés à l'ingestion chronique des sous-produits de désinfection revêtent un caractère plus incertain, tant du point de vue des données toxicologiques que pour les extrapolations de concentrations élevées (toxicité aiguë) à des concentrations plus faibles (toxicité chronique). La désinfection doit donc demeurer l'objectif premier du traitement malgré les études épidémiologiques suggérant un lien entre l'ingestion d'eau chlorée et divers types de cancer (vessie, colon, pancréas, etc.). Si un problème de sous-produits est engendré par l'atteinte de l'objectif de désinfection, le concepteur devra prévoir mettre en place des moyens permettant leur réduction. À cet égard, mentionnons que les moyens potentiels consistent 1) à réduire la concentration de matière organique avant l'application du désinfectant, 2) à modifier les conditions de désinfection (type de désinfectant, pH, dosage, etc.), 3) à changer de source d'eau ou 4) à enlever les sous-produits formés par un traitement additionnel.

Ce chapitre présente une méthode d'évaluation en deux étapes de l'efficacité de la désinfection. Cette méthode se base sur une approche d'analyse de risque. Dans une première étape, le concepteur doit se fixer des objectifs de traitement qui tiennent compte de la qualité microbiologique de l'eau brute à traiter. En effet, les eaux de bonne qualité nécessitent des traitements de désinfection moins poussés que les eaux de mauvaise qualité microbiologique.

Dans une deuxième étape, une méthode de calcul est présentée afin de vérifier si les objectifs de traitement retenus par le concepteur peuvent être obtenus par la filière de traitement envisagée (ou existante). Finalement, la dernière section de ce chapitre présente les critères de conception des cinq principaux désinfectants utilisés pour le traitement de l'eau potable (Cl_2 , ClO_2 , NH_2Cl , O_3 et U.V.). Cette section permettra au concepteur 1) de se familiariser avec les équipements spécifiques à leur utilisation, 2) de reconnaître les principales variables de conception, 3) de soupeser les avantages et les inconvénients des différents désinfectants et 4) de connaître les méthodes de contrôle de leurs sous-produits de désinfection.

10.2 Choix des objectifs de traitements

Afin d'évaluer la performance de la désinfection, il a été proposé, au cours de la dernière décennie, d'utiliser trois groupes d'organismes-cibles. Il s'agit des virus entériques, des kystes de *Giardia* et des oocystes de *Cryptosporidium*. Le choix de ces organismes repose sur les constats suivants :

- Ils sont détectés couramment dans les eaux de surface des lacs, des rivières et parfois même les eaux souterraines;
- Ils ont été à l'origine d'épidémies confirmées, certaines impliquant des dizaines de milliers d'individus;
- Ils offrent une grande résistance à la désinfection. Leur élimination permet donc de supposer qu'il en va de même pour tous les autres micro-organismes pathogènes moins résistants.

Giardia et *Cryptosporidium* sont considérés parmi les parasites intestinaux les plus communs en Amérique du Nord et dans le monde (Santé Canada, 1997). Des épidémies confirmées de giardiose ou de cryptosporidiose (maladies causées par *Giardia* et *Cryptosporidium*) ont été observées au Québec, au Yukon, en Ontario, en Colombie-Britannique, en Alberta, au Nouveau-Brunswick ainsi qu'ailleurs dans le monde (Santé Canada, 1997; Schneider, 1998; Isaac-Renton *et al.*, 1999).

10.2.1 Critères minimaux d'élimination à respecter

Le règlement québécois sur la qualité de l'eau a établi des critères de réduction des oocystes de *Cryptosporidium*, des kystes de *Giardia* et des virus entériques, selon le type de source d'eau brute. Ces critères sont présentés au tableau 10-1. Le log décimal est généralement utilisé afin d'évaluer la réduction obtenue par les traitements. Un log décimal correspond à une réduction de la concentration initiale de 90%, 2 log à 99%, 3 log à 99,9% et ainsi de suite.

Les log décimaux de réduction de parasites ou virus peuvent être obtenus par une combinaison :

- D'enlèvements physiques tels que la décantation/filtration (on parle alors de log d'enlèvement) et/ou;
- D'inactivations chimiques telle que la chloration ou physique telle que le rayonnement U.V..

Pour une installation de traitement donnée, la somme totale des log d'enlèvement et des log d'inactivation doit être supérieure aux critères définis au tableau 10-1.

Tableau 10-1 : Critères minimums de traitement selon le type d'eau brute à traiter

Classe	Types d'eau brute	Réduction minimale obligatoire des organismes-cibles		
		<i>Cryptosporidium</i>	<i>Giardia</i>	Virus
I	Eau de surface ou eau souterraine <u>susceptible</u> d'être sous l'influence directe d'une eau de surface	2 log (99%)	3 log (99,9%)	4 log (99,99%)
II	Eau souterraine <u>non susceptible</u> d'être sous l'influence directe d'une eau de surface <u>mais avec</u> un historique ¹ de contamination fécale	0 (0%)	0 (0%)	4 log (99,99%)
III	Eau souterraine non susceptible d'être sous l'influence directe d'une eau de surface <u>mais sans</u> historique ¹ de contamination fécale	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)

1 : Dans le cas d'une nouvelle installation sans données historiques, le concepteur devra juger du potentiel de contamination fécale

Les critères de réduction des parasites et des virus pour les eaux de la classe I doivent nécessairement être atteints en partie avec un traitement de filtration. L'exception à cette règle demeure les eaux brutes rencontrant les critères d'exclusion définis par l'article 5 du *RQEP*. Pour ce type d'eau, une double désinfection (U.V.-chlore ou U.V.-ClO₂ ou U.V.-NH₂Cl) est alors jugée suffisante pour diminuer le risque microbiologique à un niveau acceptable.

Pour les nouvelles installations, le potentiel de contamination fécale des eaux de classe II et III est fonction (1) de la vulnérabilité de l'aire de recharge selon la méthode DRASTIC, ou (2) de la détection de coliformes fécaux, d'entérocoques ou de virus coliphages à l'eau brute. En plus de ces deux méthodes, pour une source d'eau brute existante, la possibilité d'une contamination fécale des eaux de classe II et III peut être fonction (3) d'un historique de contamination fécale sur le réseau lorsque aucune forme de désinfectant n'est utilisée.

10.2.2 Objectifs additionnels de traitement pour les eaux de classe I

Il est recommandé que le concepteur ajuste les niveaux de traitement de *Giardia* et de virus en fonction de la qualité des eaux brutes qu'il doit traiter. En effet, les objectifs définis précédemment pour une eau de classe I représentent des valeurs minimales à atteindre dans les cas où l'eau brute est de bonne qualité microbiologique.

Au Québec, le concepteur doit se référer à la mesure des coliformes fécaux comme indicateur général de la présence d'organismes pathogènes dans les eaux à traiter. Basés sur les travaux de Payment *et al.* (1997), lesquels ont analysé plus de 400 échantillons provenant des eaux brutes de 45 installations de traitement québécoises, des objectifs de réductions de kystes de *Giardia* et de virus sont proposés au tableau 10-2 selon le niveau de contamination en coliformes fécaux dans les eaux à traiter. Le lecteur remarquera que les objectifs de réduction de *Cryptosporidium* (contrairement à *Giardia* et aux virus) ne sont pas ajustés en fonction de la qualité des eaux brutes, les données de Payment *et al.* (1997) ne permettant pas d'établir une relation. Il est cependant probable que les eaux substantiellement contaminées par la pollution fécale soient également plus contaminées par des oocystes de *Cryptosporidium*. Par conséquent, le concepteur visant 5 log et plus de réduction de *Giardia* devrait prendre en compte cette problématique lors des ces analyses de scénario. Par exemple, il pourrait être plus à propos, dans certains cas, de prévoir un traitement supplémentaire de désinfection U.V. ou d'améliorer la performance du traitement physico-chimique plutôt que d'agrandir les réserves afin d'augmenter la performance de la chloration. En effet, cette dernière solution ne visera que la réduction de *Giardia* alors que les deux premières seront efficaces simultanément pour *Giardia* et *Cryptosporidium*.

Tableau 10-2 : Objectifs de réduction de *Giardia*, de *Cryptosporidium* et des virus pour le Québec selon la concentration arithmétique moyenne annuelle de coliformes thermotolérants (fécaux) dans les eaux brutes

Concentrations en coliformes fécaux (UFC/100 mL)	Objectif de réduction de <i>Giardia</i>	Objectif de réduction de <i>Cryptosporidium</i>	Objectif de réduction des virus
< 20	3 log	2 log	4 log
20 – 200	4 log	2 log	5 log
200 – 2 000	5 log	2 log	6 log
2 000 – 20 000	6 log	2 log	7 log
> 20 000	Considérer un changement de source d'eau brute		

Il est à noter que pour une eau brute très détériorée (coliformes fécaux > 10 000/100 mL), le concepteur devrait sérieusement envisager l'utilisation d'une autre source d'eau.

L'USEPA (1991; 2000) a proposé des objectifs additionnels de traitement selon les concentrations de parasites mesurées dans les eaux brutes. Ces objectifs sont reproduits au tableau 10-3. Toutefois, ces objectifs additionnels ne sont pas encore appliqués aux États-Unis et ne sont présentés qu'à titre indicatif. Les objectifs additionnels de traitement qui s'appliquent au Québec sont ceux présentés au tableau 10-2.

Tableau 10-3 : Objectifs américains* de traitement recommandés selon la qualité microbiologique des eaux brutes (USEPA, 1991; USEPA, 2000)

Kystes de <i>Giardia</i> ¹		Oocystes de <i>Cryptosporidium</i> ¹	
Concentration à l'eau brute (kystes/100L)	Objectif américain de réduction	Concentration à l'eau brute (oocystes/100L)	Objectif américain de réduction
< 1	3 log	< 7,5	2 log
1 – 10	4 log	7,5 - 100	3 log
10 – 100	5 log	100 – 300	4 log
100 – 1000	6 log	> 300	4,5 log

1 : Moyenne arithmétique annuelle

Le choix d'objectifs additionnels selon le tableau 10-3 implique que le concepteur dispose d'une base de données suffisantes décrivant la présence de *Giardia* et *Cryptosporidium* dans les eaux à traiter. Or, cette base de données devrait idéalement inclure de 26 à 52 analyses réparties sur une période d'une année. Compte tenu de la complexité et des coûts prohibitifs de ce type d'analyse, l'accès à une telle source d'informations est souvent limité, voir impossible.

10.3 Calcul de la performance des filières de traitement (log de réduction)

Une fois les objectifs de traitement retenus (voir section 10.2), le concepteur doit s'assurer que les unités de traitement projetées permettront d'atteindre ces objectifs¹ (1) en tout temps dans le cas des virus (incluant une pointe de consommation et un incendie se produisant simultanément) et (2) en conditions critiques de traitement dans le cas des parasites (pointe de consommation seulement). L'exploitant sera pour sa part tenu de démontrer, sur une base de 30 jours consécutifs, le respect des objectifs de traitement fixés en fonction de la qualité de l'eau brute. Par exemple, les crues printanières associées à l'érosion et le lessivage des sols, aux débordements de réseaux et à une température froide, peuvent représenter une période critique pour le respect des objectifs de traitement. Or, les log d'enlèvements visés doivent être respectés en tout temps par l'exploitant, même durant les saisons critiques.

10.3.1 Identification des étapes de traitement efficaces

Le tableau 10-4 présente les procédés de traitement les plus couramment utilisés pour obtenir les log de réduction des micro-organismes cibles. Le concepteur a la possibilité, voire l'obligation, de combiner plusieurs étapes de traitement afin d'atteindre ces objectifs. Par exemple, la microfiltration est jugée peu efficace pour l'enlèvement des virus. Cependant, une microfiltration suivie d'une chloration pourra atteindre tous les objectifs de traitement pour *Giardia*, *Cryptosporidium* et les virus.

¹ Voir section 11.2.1.2 pour de plus amples informations sur le choix des débits nécessaires à la vérification.

Tableau 10-4 : Procédés de traitements offrant des réductions potentielles des micro-organismes en conditions critiques (eaux froides) pour des conditions normales d'opération

Types de traitements	Micro-organismes cibles		
	Virus	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>
Traitement d'enlèvement physique			
Traitement conventionnel ¹	Oui	Oui	Oui
Filtration directe ²	Oui	Oui	Oui
Filtration sur sable lent	Oui	Oui	Oui
Filtration sur terre diatomée	Oui	Oui	Oui
Microfiltration ^{3,4}	Non	Oui	Oui
Ultra- et Nanofiltration, Osmose inverse ⁴	Oui	Oui	Oui
Traitement d'inactivation			
Chloration	Oui	Oui	Non
Ozonation	Oui	Oui	Non
Bioxyde de chlore	Oui	Oui	Non
Monochloramine ⁵	Non	Non	Non
Rayons ultraviolets ⁴	Oui	Oui	Oui

1 : Incluant la coagulation, floculation, décantation et filtration.

2 : Incluant une coagulation avec ou sans floculation préalable.

3 : Excluant une coagulation en amont de la membrane.

4 : Si le système est reconnu par le Comité sur les technologies de traitement de l'eau potable

5 : À utiliser dans une perspective de désinfection secondaire

10.3.2 Évaluation de l'efficacité des traitements

L'évaluation de l'efficacité se fait différemment selon qu'on évalue un traitement basé sur l'enlèvement physique des pathogènes ou plutôt sur leur inactivation par un procédé de désinfection. Si plusieurs traitements sont prévus, le concepteur devra calculer les log d'enlèvement de chacun des traitements et puis en faire la somme de telle sorte que :

$$\text{Log de réduction} = \sum \text{enlèvements physiques} + \sum \text{inactivations chimiques} \quad \text{Éq. 10-1}$$

Les prochaines sections expliquent comment calculer les enlèvements physiques et les inactivations chimiques (désinfection).

10.3.2.1 Traitements basés sur l'enlèvement physique des pathogènes

Des crédits de performance sont accordés aux procédés de filtration rencontrant un certain niveau de performance. Ces crédits varient selon : (1) le micro-organisme cible visé (*Giardia*, *Cryptosporidium* ou virus); (2) le type de procédé de filtration (exploité ou planifié); (3) son

niveau de performance (actuel ou prédit). Ces informations sont présentées aux tableaux 10-5 pour *Giardia*, 10-6 pour *Cryptosporidium* et 10-7 pour les virus.

Le niveau de performance des procédés de filtration est évalué en calculant le 95^e centile mensuel des turbidités mesurées à l'eau filtrée basé sur une fréquence minimale d'échantillonnage d'une analyse pour chaque période de quatre heures. En supposant une période mensuelle d'une durée de 30 jours avec un échantillonnage à toutes les quatre heures (total = 180 analyses), le 95^e centile de la turbidité mensuelle serait la 10^e valeur de turbidité la plus élevée enregistrée au cours du mois.

Les crédits d'enlèvement accordés à la filtration directe et conventionnelle (tableaux 10-5 à 10-7) varient en fonction de la turbidité à l'eau filtrée. Le choix de ces crédits repose sur les principes suivants :

- Un crédit équivalent à celui accordé à la filtration directe et conventionnelle par l'USEPA est alloué lorsque la turbidité est inférieure à 0,30 UTN (95^e centile) à l'eau filtrée de chacun des filtres, basée sur une fréquence d'échantillonnage minimale de 4 heures pour une période de 30 jours;
- Une bonification de 0,5 log (par rapport au crédit de l'USEPA) est accordée pour les systèmes de filtration optimisés qui atteignent des turbidités inférieures à 0,15 UTN (95^{ème} centile) à l'eau filtrée combinée basée sur une fréquence d'échantillonnage minimale de 4 heures pour une période de 30 jours. La turbidité à l'eau filtrée combinée est obtenue en faisant la moyenne des turbidités (95^e centile mensuel) obtenues pour chacun des filtres;
- Une bonification de 1,0 log (par rapport au crédit de l'USEPA) est accordée pour les systèmes de filtration optimisés qui atteignent des turbidités inférieures à 0,15 UTN (95^e centile) à l'eau filtrée de chacun des filtres, basée sur une fréquence d'échantillonnage minimale de 15 minutes pour une période de 30 jours;
- Une pénalité de 0,5 log est soustraite du crédit de l'USEPA pour les systèmes produisant une eau filtrée de 0,31 UTN à 0,50 UTN (95^e centile) à l'eau filtrée de chacun des filtres, basée sur une fréquence d'échantillonnage minimale de 4 heures pour une période de 30 jours.

Ces quatre classes de performance visent à : (1) refléter le niveau de risque accru lié à l'augmentation de la turbidité de l'eau filtrée (Schwartz *et al.*, 1997; Beaudreau *et al.*, 1999); (2) favoriser l'opération des traitements visant à maximiser l'enlèvement de la turbidité compte tenu de la faible efficacité des désinfectants (oxydants) en eaux froides.

Cependant, le concepteur d'une nouvelle installation sera tenu d'utiliser les crédits accordés pour une turbidité de 0,15 – 0,30 UTN (95^e centile). Les crédits supplémentaires pour des turbidités inférieures à 0,15 UTN (95^e centile) seront accordés pour les usines existantes sur la base d'une démonstration de la performance réelle de l'installation.

Comme on peut le constater sur ces tableaux, les traitements de filtration sont très efficaces pour éliminer les micro-organismes pathogènes. Pour les conditions d'eaux froides prévalant au Québec, le concepteur a tout avantage à miser sur un enlèvement optimal des organismes pathogènes grâce aux traitements de filtration plutôt que de compter sur les désinfectants chimiques (Cl₂, O₃, etc.), lesquels diminuent considérablement en efficacité dans les eaux froides.

Dans le cas des procédés membranaires, tels que la microfiltration, l'ultrafiltration, la nanofiltration et l'osmose inverse, les crédits potentiels d'enlèvement des parasites pourraient être très élevés. Ainsi, des enlèvements de virus, de bactéries et de parasites variant d'un minimum de 2,2 log à plus de 8 log ont été démontrés en essais pilotes (AWWARF, 1996; Owen *et al*, 1998). En général, des enlèvements de parasites de 4 à 6 log sont souvent mentionnés. Cependant, compte tenu que la performance d'un traitement membranaire varie selon, entre autres : (1) la capacité du système à détecter une défaillance au niveau de son intégrité physique; (2) l'étanchéité des éléments périphériques (joints toriques, scellants, etc.); (3) l'origine de la technologie utilisée (variation de fournisseur à fournisseur), les systèmes membranaires sont classés comme une technologie en validation et leur utilisation peut, selon les cas, nécessiter des essais pilotes à fournir à la demande du *Comité sur les technologies de traitement d'eau potable*. Ces essais viseront à démontrer non seulement la performance du système, mais également sa capacité à détecter une défaillance physique d'une section de la membrane. Le protocole d'essais nécessaire à la réalisation d'une telle démonstration sera disponible à courte échéance auprès du *Comité sur les technologies de traitement d'eau potable*.

Ainsi, avant de choisir un traitement membranaire, le concepteur doit vérifier le statut du système retenu auprès du Comité sur les technologies de traitement d'eau potable afin de s'assurer que ce système a été approuvé pour utilisation dans le traitement de l'eau potable au Québec.

Tableau 10-5 : Crédits d'enlèvement des kystes de *Giardia* obtenus pour les traitements de filtration

Traitements	Turbidité à l'eau filtrée (95 ^{ième} centile)				
	≤ 0,15 UTN ⁷	≤ 0,15 UTN ⁶	0,15-0,30 UTN ⁵	0,31-0,50 UTN ⁵	0,51-1,0 UTN ⁵
Filtration directe ¹	3,0	2,5 log	2,0 log	1,5 log	0
Traitement conventionnel ²	3,5	3,0 log	2,5 log	2,0 log	0
Filtration lente	2,0	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log
Filtration sur terre diatomée	2,0	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log
	≤ 0,1 UTN				
Filtration membranaire ^{3,4}	Voir fiche du Comité	Ne s'applique pas			

Tableau 10-6 : Crédits d'enlèvement des kystes de *Cryptosporidium* obtenus par les traitements de filtration

Traitements	Turbidité à l'eau filtrée (95 ^{ième} centile)				
	≤ 0,15 UTN ⁷	≤ 0,15 UTN ⁶	0,15-0,30 UTN ⁵	0,31-0,50 UTN ⁵	0,51-1,0 UTN ⁵
Filtration directe ¹	3,0	2,5 log	2,0 log	1,5 log	0
Traitement conventionnel ²	3,0	2,5 log	2,0 log	1,5 log	0
Filtration lente	2,0	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log
Filtration sur terre diatomée	2,0	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log
	≤ 0,1 UTN				
Filtration membranaire ^{3,4}	Voir fiche du Comité	Ne s'applique pas			

1 : Incluant une coagulation avec ou sans floculation préalable.

2 : Incluant la coagulation, floculation, décantation et filtration.

3 : Voir section 9-10 pour les critères permettant de différencier les types de membranes.

4 : Crédits accordés si le système respecte les exigences du Comité sur les technologies de traitement d'eau potable (voir section 9-10).

5 : Basés sur un minimum d'une mesure de turbidité aux quatre heures pour une période d'un mois sur l'eau filtrée par chacun des filtres.

6 : Basés sur un minimum d'une mesure de turbidité aux quatre heures pour une période d'un mois sur l'eau filtrée combinée.

7 : Basés sur un minimum d'une mesure de turbidité aux 15 minutes pour une période d'un mois sur l'eau filtrée par chacun des filtres

Tableau 10-7 : Crédits d'enlèvement des virus obtenus par les traitements de filtration

Traitements	Turbidité à l'eau filtrée (95 ^e centile)				
	≤ 0,15 UTN ⁷	≤ 0,15 UTN ⁶	0,15-0,30 UTN ⁵	0,31-0,50 UTN ⁵	0,51-1,0 UTN ⁵
Filtration directe ¹	1,0 log	1,0 log	1,0 log	1,0 log	0
Traitement conventionnel ²	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log	0
Filtration lente	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log
Filtration sur terre diatomée	1,0 log	1,0 log	1,0 log	1,0 log	1,0 log
	≤ 0,1 UTN				
Filtration membranaire ^{3,4}	Voir fiche du Comité	Ne s'applique pas			

1 : Incluant une coagulation avec ou sans floculation préalable.

2 : Incluant la coagulation, floculation, décantation et filtration.

3 : Voir section 9-10 pour les critères permettant de différencier les types de membranes.

4 : Crédits accordés si le système respecte les exigences du Comité sur les technologies de traitement d'eau potable (voir section 9-10).

5 : Basés sur un minimum d'une mesure de turbidité aux quatre heures pour une période d'un mois sur l'eau filtrée par chacun des filtres.

6 : Basés sur un minimum d'une mesure de turbidité aux quatre heures pour une période d'un mois sur l'eau filtrée combinée.

7 : Basés sur un minimum d'une mesure de turbidité aux 15 minutes pour une période d'un mois sur l'eau filtrée par chacun des filtres

10.3.2.2 Traitements basés sur l'inactivation des pathogènes

L'évaluation de l'efficacité de la désinfection repose sur le concept du CT, lequel stipule que l'inactivation d'un micro-organisme donné est proportionnelle au produit du temps de contact effectif et de la concentration résiduelle de désinfectant mesurée à la sortie du réservoir (*cf.* Équation 10-2).

$$\text{Log } d' \text{ inactivation} = \frac{CT_{\text{disponible}}}{CT_{\text{requis}}} = \frac{C_{\text{résiduelle}} \times T_{10}}{CT_{\text{requis}}} \quad \text{Éq. 10-2}$$

Cette équation indique qu'il existe une relation linéaire entre le CT utilisé ($CT_{\text{disponible}}$) et le log d'inactivation obtenu. Le $CT_{\text{disponible}}$ est la valeur de CT obtenue pour une configuration de bassin donnée opérée dans une condition donnée ($C_{\text{résiduelle}}$). Le temps de contact effectif utilisé est le T_{10} , lequel prend en compte le degré de court-circuit des bassins de contact. La valeur du T_{10} est plus conservatrice que le temps de séjour théorique ($T = \text{Volume}/\text{Débit}$). Finalement, la concentration de désinfectant résiduelle à la sortie des bassins (plutôt que la concentration appliquée) est utilisée pour les fins du calcul.

Le lecteur est prié de se référer à la section 10.3.2.2 du volume 2 pour une description complète de la procédure à utiliser pour obtenir la valeur du T_{10} et à la section 11.2 pour une explication de la méthode de calcul du CT.

Le CT_{requis} est une valeur fournie au concepteur via des tableaux compilés par la USEPA (1991; 1999) et indique la valeur de CT requise pour inactiver un log d'un micro-organisme donné (virus ou *Giardia* ou *Cryptosporidium*) dans une eau de caractéristique donnée (pH, température, etc.). Les procédures de calcul du $CT_{\text{disponible}}$ et du CT_{requis} sont présentées au chapitre 11.2.

Considérant l'équation 10-2, le concepteur aura donc cinq principaux choix possibles pour améliorer l'efficacité de la désinfection :

- Augmenter la concentration de désinfectant résiduel ($C_{\text{résiduelle}}$) à la sortie des bassins de contact;
- Augmenter le temps de contact dans les bassins en augmentant le volume et, par conséquent, le temps de contact dans les bassins (T_{10});
- Améliorer le temps de contact effectif (T_{10}) dans les bassins afin de diminuer les courts-circuits hydrauliques;
- Changer de type de désinfectant puisque certains désinfectants, tels que l'ozone, ont une efficacité relative plus importante (CT_{requis});
- Changer les conditions d'application du désinfectant (pH et température de l'eau) afin de travailler dans les meilleures conditions possibles d'efficacité du désinfectant utilisé (CT_{requis}).

Évidemment, le concepteur devrait également viser la production d'une eau filtrée de la meilleure qualité possible afin d'obtenir les crédits d'enlèvement physiques les plus élevés accordés.

10.4 Revue et choix du mode de désinfection

La section 10.4 passe en revue les différents modes de désinfection les plus fréquemment employés pour le traitement de l'eau potable. En guise de synthèse, le tableau 10-8 suivant résume les avantages et les inconvénients respectifs de ces désinfectants. Les informations concernant les paramètres de conception à utiliser pour chacun de ces désinfectants sont, par la suite, décrits dans des sections spécifiques (10.4.1 à 10.4.5). Le lecteur pourra également retrouver à la section 10.4 du volume 2 des informations complémentaires sur ces différents désinfectants.

Tableau 10-8 : Tableau comparatif des différents modes de désinfection

Paramètres	Chlore	Ozone	ClO ₂	NH ₂ Cl	Rayons U.V.
Source	1. Cl ₂ gazeux 2. Eau de Javel 3. Généré sur site	Généré sur site (O ₂ + énergie)	Généré sur site (NaClO ₂ +Cl ₂)	Généré sur site (Cl ₂ +NH ₃)	Généré sur site (Lampes UV au mercure)
Utilité	DP, DS, GO, C, Ox	DP, GO, C, Ox, FB	DP, DS, GO, C, Ox	DS	DP
Sous-produits de désinfection	THM (Trihalométhanes) ¹ , AHA (Acide haloacétiques)	Bromates ¹ CODB (Carbone organique dissous biodégradable)	Chlorites+chlorates	Méconnus	Nitrites pour certains systèmes moyenne pression Recherches en cours
Avantages	1. Coût 2. Facilité d'utilisation 3. Polyvalence (DP+DS)	1. Contrôle des goûts/odeurs et couleur 2. Peut-être combiné à une filtration biologique 3. Réduction des THM sous certaines conditions	1. Ne réagit pas avec l'ammoniaque 2. Ne forme pas de THM/AHA 3. Excellent pour oxyder Fe/Mn	1. Formation minime de THM/AHA 2. Meilleure persistance que le Cl ₂ en réseau 3. Plus efficace que le Cl ₂ pour contrôler la recroissance	1. Facile à ajouter à une installation existante 2. Efficace en eaux froides 3. Coût compétitif 4. Aucun sous-produit de désinfection connu à ce jour
Désavantages	4. Risque relié au Cl ₂ gazeux 5. Goûts et odeurs 6. THM	4. Bromates 5. Pas de résiduel persistant 6. Procédé relativement complexe et coûteux 7. Risque relié à l'ozone	4. Chlorites/chlorates 5. Goûts et odeurs pour certains types d'eau 6. ClO ₂ résiduel recommandé = 0,80 ppm 7. Sécurité reliée à l'utilisation du NaClO ₂	4. Possibilité de nitrification en réseau 5. Faible efficacité comme désinfectant primaire	5. Pas de résiduel persistant 6. Technologie en validation 7. Encrassement possible des lampes selon les types d'eau/coagulants
Efficacité en désinfection²					
Virus (4 log) Giardia (3 log) Cryptosporidium (2 log)	Très bonne Acceptable Négligeable	Excellente Très bonne Négligeable	Bonne Bonne Négligeable	Faible Faible Négligeable	Acceptable Très bonne Excellente

DP : Désinfection primaire (inactivation des pathogènes).

DS : Désinfection secondaire (désinfection en réseau de distribution).

Ox : Oxydation du Fer et manganèse.

1 : Sous-produits réglementés.

2 : En eaux froides (1°C), négligeable, faible, acceptable, bonne, très bonne, excellente.

GO : Goûts et odeurs.

C : Couleur.

FB : À combiner avec des filtres biologiques.

10.4.1 Chlore

10.4.1.1 Généralités

Le chlore présente de nombreux avantages qui contribuent à répandre son usage dans l'industrie de la production d'eau potable. Il possède notamment les atouts suivants :

- Il inactive de manière efficace une vaste gamme d'agents pathogènes courants;
- Il laisse dans l'eau un résidu facilement mesurable et dont le suivi est aisé;
- Il est économique;
- Il a plus d'une fois fait ses preuves et contribué au succès du traitement (malgré les dangers associés à l'usage et à la manutention du chlore, particulièrement le chlore gazeux, il conserve une très bonne cote de sécurité).

L'utilisation du chlore pose cependant certains problèmes :

- Le chlore réagit avec de nombreux composés organiques et inorganiques naturellement présents dans l'eau pour former des sous-produits de désinfection indésirables;
- Les risques associés à l'usage du chlore, surtout en ce qui concerne le chlore gazeux; nécessitent des précautions particulières et la planification de mesures d'urgence;
- Des doses élevées de chlore peuvent faire en sorte que l'eau ait un goût et une odeur désagréable.

Le chlore destiné à la désinfection se retrouve normalement sous l'une des trois formes suivantes : le chlore gazeux, l'hypochlorite de sodium ou l'hypochlorite de calcium. Les réactions chimiques induites pour chacun de ces composés sont présentées à la section 10.4.1 du volume 2. De plus, le chlore gazeux, l'hypochlorite de sodium ou l'hypochlorite de calcium peuvent être plus ou moins efficaces selon les conditions de pH, de température, et de concentration en solides de l'eau. Pour de plus amples informations, se référer également à la section 10.4.1 du volume 2.

10.4.1.2 Principales applications

Les installations de production d'eau potable utilisent surtout le chlore comme désinfectant. Il a toutefois été constaté qu'en vertu de ses capacités oxydantes, il peut servir à d'autres fins, dont voici quelques exemples (White, 1992) :

- Éliminer les goûts et odeurs désagréables;
- Prévenir la croissance d'algues;
- Garder les filtres propres;
- Enlever le fer et le manganèse;
- Détruire le sulfure d'hydrogène;
- Enlever certaines couleurs organiques (blanchiment);

- Maintenir la qualité de l'eau dans le réseau de distribution en prévenant la formation de films biologiques;
- Rétablir et préserver la capacité des canalisations;
- Rétablir la capacité du puits et désinfecter la conduite maîtresse;
- Améliorer la floculation réalisée à l'aide de silice activée;
- Aider à la filtration et la décantation (White, 1992, Connell, 1996, Culp/Wesner/Culp, 1986).

10.4.1.3 Points d'injection

Le tableau 10-9 résume la localisation des points d'injection selon les applications.

Tableau 10-9 : Points d'injection et usages typiques

Point d'injection	Utilité
Admission d'eau brute	Élimination de la moule zébrée et prévention du développement de films biologiques, oxydation de l'ammoniac.
Mélangeur rapide (avant la décantation)	Désinfection, oxydation du fer et du manganèse, élimination du goût et de l'odeur, oxydation du sulfure d'hydrogène.
Entrée des filtres	Désinfection, prévention du développement de bactéries dans les filtres, oxydation du fer et du manganèse, élimination du goût, de l'odeur, des algues et de la couleur.
Réserve de distribution	Désinfection.
Réseau de distribution	Maintien d'un désinfectant résiduel.

Sources : Connell (1996); White (1992); AWWA (1990).

Le point d'injection du chlore, de l'hypochlorite de sodium et de l'hypochlorite de calcium doit être sur le côté de la conduite et le plus rapproché de l'éjecteur. De plus, un diffuseur est requis pour s'assurer d'avoir un mélange optimum. En général, on considérera que le mélange dans une conduite est homogène après une longueur équivalente à 10 diamètres de conduite (pour $D < 750$ mm) en autant que le nombre de Reynolds soit supérieur à 2000. Dans de rares cas, il y aura lieu d'avoir un dispositif à la sortie du diffuseur afin d'assurer un mélange homogène si le concepteur ne peut démontrer que l'homogénéité est atteinte. De plus, le nombre de pulsations/minute de la pompe doseuse est un aspect important à considérer. Il est recommandé de maintenir au moins 15 pulsations par minute au débit minimum, ce qui favorisera l'atteinte de l'homogénéité du mélange. Pour plus de détails sur le dosage des produits, se référer à la section 10.4.1.5.

Enfin, l'injection du chlore, de l'hypochlorite de sodium et de l'hypochlorite de calcium doit se faire en tenant compte des différents paramètres environnementaux qui peuvent venir influencer l'efficacité de désinfection de chacun. Ces paramètres et leur mode d'influence sont présentés à la section 10.4.1 du volume 2.

10.4.1.4 Sous-produits de désinfection et prévention de leur apparition

Sous-produits de désinfection

Lorsque des matières organiques naturelles (MON) réagissent avec du chlore libre ou du brome libre, il y a formation de composés organohalogénés. Le chlore libre se retrouve normalement dans l'eau à la suite de son ajout direct comme désinfectant primaire ou secondaire. Quant au brome libre, il est le résultat de l'oxydation par le chlore d'ions bromure présents dans l'eau brute. Plusieurs facteurs influencent la formation de ces sous-produits halogénés : la nature et la quantité des MON, le type de chlore et la dose employée, le temps, la concentration en ions bromure, le pH, la concentration d'azote organique et la température.

L'apparition de sous-produits de désinfection dépend fortement du COT au point de désinfection. Elle est également fonction de la quantité de chlore consommée (Singer *et al.*, 1995). Stevens *et al.* (1989) ont découvert que davantage de trihalométhanes (THM) se formaient à un pH élevé (9,4) qu'à un pH faible (5,0), alors qu'il n'y avait pas de tendance claire à cet effet dans le cas des acides haloacétiques. Pourmoghaddas *et al.* (1993) ont montré qu'il y avait formation de trihalométhanes et d'acides haloacétiques bromés (ou un mélange bromés/chlorés) lorsqu'on utilisait du chlore en présence de brome.

Il est important de se préoccuper de la formation de THM, car ils font l'objet d'une réglementation (80 µg/L, moyenne annuelle – souvent problématique au Québec). À noter aussi que des chlorates et des bromates se forment au moment de la dégradation de l'hypochlorite entreposé. Pour des eaux de Javel entreposées trop longtemps, il est même possible que la norme sur les bromates (10 µg/L) puisse être dépassée.

Prévention de la formation de sous-produits de désinfection

Il existe plusieurs moyens de prévenir la formation de sous-produits de désinfection dont :

- L'enlèvement des précurseurs;
- La modification de la stratégie de chloration c'est-à-dire reporter les points de chloration en aval de la chaîne de traitement pour profiter des bénéfices du prétraitement en terme de réduction des précurseurs de THM;
- Le changement de désinfectant;
- L'enlèvement des sous-produits. Parce qu'il est difficile de réaliser cette dernière option, les stratégies de prévention s'orientent généralement vers les deux premières.

Dans le cas des bromates, il est recommandé de ne pas stoker des solutions d'hypochlorites pour de trop longues périodes.

Une revue des différentes stratégies étudiées pour diminuer la formation de sous-produits de désinfection est présentée à la section 10.4.1 du volume 2.

10.4.1.5 Éléments de conception

Cette section vise à rassembler l'ensemble des paramètres de conception qui doivent être considérés lorsqu'on souhaite installer un système de désinfection au chlore gazeux, à l'hypochlorite de sodium ou à l'hypochlorite de calcium. Pour de plus amples informations sur le mode de fabrication de chacun de ces désinfectants, il faut se référer à la section 10.4.1 du volume 2. On retrouve également au chapitre 15 des volumes 1 et 2 les éléments de conception visant spécifiquement la sécurité.

Conception du système au chlore gazeux

Dosage du chlore gazeux

Pour le dosage du chlore, il est nécessaire de disposer des équipements suivants :

- Un évaporateur pour retransformer le chlore liquéfié en chlore gazeux avant le dosage. La chaleur nécessaire à l'évaporation peut également provenir de la chaleur ambiante de l'endroit où se trouve le récipient de chlore. L'évaporateur n'est pas requis si le cylindre est à l'intérieur et la capacité d'extraction est suffisante;
- Un injecteur ou un inducteur de vide pour le dosage sous vide de chlore. L'injecteur utilise l'eau circulant dans un tube de Venturi pour créer un vide et attirer le chlore gazeux dans une canalisation secondaire où ce dernier se mélange à l'eau porteuse, ce qui donne une solution de chlore concentrée;
- Un diffuseur ou un agitateur mécanique pour introduire la solution dans le circuit de traitement. En fait, l'inducteur de vide est un mélangeur dont la force motrice engendre un vide qui aspire directement le chlore gazeux dans le circuit de traitement, à l'endroit de l'agitateur mécanique.

Matériaux

- Les tuyauteries servant au transport de chlore liquide ou gazeux sous pression doivent être fabriquées en acier 80 sans soudures ou en tout autre matériau certifié pour cet usage (ne jamais utiliser de PVC);
- Le caoutchouc, le PVC, le polyéthylène ou d'autres matériaux certifiés doivent être utilisés pour les tuyauteries et la plomberie;
- Le nylon n'est recommandé pour aucune partie du système de tuyauterie de la solution de chlore.

Bâtiment

- Le bâtiment pour abriter le système de chloration est fonction de la grosseur des cylindres utilisés, du débit d'eau à traiter et des quantités de chlore requises. Il est certain que le concepteur doit s'assurer qu'il y aura l'espacement requis pour permettre à l'opérateur de faire la maintenance et l'opération de tout équipement. Règle générale, il est recommandé d'avoir une chambre pour l'entreposage des cylindres et une chambre pour l'équipement de chloration. Cependant, pour des petites installations, une seule chambre peut être utilisée pour l'entreposage des cylindres de 68 kg et les équipements de chloration. Une autre pièce adjacente sert alors de chambre de mécanique qui contiendra : génératrice, pompes de surpression, armoires, évier, table ou comptoir, masque à gaz, trappe d'accès au réservoir et

d'autres équipements, s'il y a lieu. Dans le cas des cylindres de 907 kg, on doit avoir une chambre de chloration et une chambre de mécanique;

- Lors de la construction de ces chambres hermétiques, il est recommandé d'utiliser des matériaux ignifuges et d'avoir des planchers en béton. De plus, le drain de la chambre (trou d'épuisement) doit être dirigé vers un puisard extérieur possédant un lit de filtration à sable. S'il est impossible d'utiliser ce système, des siphons doivent être prévus sur les conduites de drainage (canaux d'épuisement) et être munis d'un amorçoir pour s'assurer de l'opération de celui-ci. Une attention particulière devrait être apportée à la localisation en fonction des vents prédominants et des résidences avoisinantes. L'installation électrique de ces chambres doit être à l'épreuve du chlore;
- Une fenêtre d'inspection doit être prévue entre les chambres et/ou entre la chambre et l'usine. Celle-ci doit être étanche au chlore afin d'éviter les dommages dans le cas d'une fuite majeure;
- Les chambres de chloration et d'entreposage des cylindres de chlore doivent posséder chacune une porte qui doit communiquer directement vers l'extérieur. Dans le cas où la conduite d'amenée du chlore est sous une pression négative, la chambre des équipements de chloration peut communiquer avec l'intérieur. Cependant, dans ce cas, il doit absolument y avoir une chambre d'entreposage qui communique par l'extérieur seulement. Des portes avec barre horizontale (barre panique) doivent être installées pour permettre une sortie rapide. Si la distance pour atteindre la sortie est supérieure à 5 mètres, il devrait y avoir un minimum de 2 sorties vers l'extérieur. Une fenêtre d'inspection doit être installée au centre de ces portes;
- Dans le cas où il y a un accès au sous-sol ou si l'on veut en prévoir un, il est obligatoire que celui-ci soit installé dans la chambre de mécanique. Les chambres de chloration et d'entreposage des cylindres de chlore ne doivent jamais avoir d'accès au sous-sol, en cas de fuite. L'accès à cette pièce doit se faire par un escalier réglementaire;
- Dans le cas de trappes d'accès au bassin de contact du chlore ou de la réserve d'eau claire, il faut prévoir des rebords conformes aux exigences du ministère du Travail. Si des échelons sont prévus pour descendre dans ce bassin, ils doivent dépasser le dessus du plancher d'au moins un mètre.

Ventilation

Pour la chambre d'entreposage de cylindres et la chambre de chloration, on doit prévoir une ventilation adéquate. Dépendant de l'importance de l'installation, deux systèmes différents peuvent être installés :

- une ventilation d'urgence de 60 changements d'air par heure, complétée par une ventilation d'urgence d'au moins 30 changements d'air par heure;
- une ventilation continue d'au moins trois changements d'air par heure, complétée par une ventilation d'urgence d'au moins 30 changements d'air par heure.

Les prises d'air doivent être installées de façon à produire le maximum de circulation à travers la pièce tout en étant assez éloignées des chlorateurs. De plus, un système de chauffage approprié peut être nécessaire dans les conduites d'arrivée d'air froid. Les gaines de ventilation doivent se situer à une distance maximale de 45 centimètres du plancher.

Les ventilateurs doivent être à l'épreuve du chlore, à plus de 1,5 m du plancher et à l'extérieur des conduits. Il y a lieu de s'assurer que les émanations de chlore gazeux venant de la sortie de ventilation ne puissent atteindre une prise d'air de l'usine (ex : prise d'air de la chambre électrique, du charbon actif, des hydrocarbures, etc.).

Détecteur de fuite de chlore

- Une bouteille d'hydroxyde d'ammonium concentré (56%) devrait être disponible pour la détection des fuites de chlore. Quand des contenants d'une tonne sont utilisés, un nécessaire de réparation des fuites certifié devrait être fourni. Un équipement de détection en continu des fuites est recommandé. Le détecteur doit normalement être couplé à une alarme et/ou une lumière qui peut être installée directement à la station de chloration, à la station de police, à la caserne des pompiers ou à tout autre endroit approprié. Le détecteur doit être installé à 30 centimètres du plancher, sauf dans le cas où il est muni d'une conduite de succion descendue à 30 centimètres du plancher;
- Là où c'est nécessaire, il faut fournir un équipement de neutralisation du chlore gazeux avant rejet dans l'atmosphère. Un tel équipement doit être conçu en même temps que les zones de stockage et d'alimentation du chlore gazeux pour être automatiquement utilisé en cas de relargage de chlore. L'équipement doit être suffisant pour traiter le volume entier du plus grand réservoir de stockage sur le site.

Affichage

Chaque chambre doit être clairement identifiée comme suit :

- Danger, entreposage du chlorure;
- Danger, équipements de chloration.

Alarme

Dans une installation, il est recommandable d'avoir un analyseur de chlore résiduel avec alarme pour détecter un dosage insuffisant ou exagéré.

Manuel d'opération et d'entretien

Un manuel d'opération et d'entretien doit être disponible sur les lieux. Le concepteur d'un tel projet doit s'assurer qu'il y aura des pièces de rechange disponibles, les outils adéquats et un registre sur les lieux pour l'opérateur.

Masque à gaz

Le masque à gaz (appareil respiratoire) autonome à pression positive doit être placé à un endroit qui soit facilement accessible lors d'une fuite de chlore (chambre mécanique) et le plus près possible des chambres d'entreposage et de chloration, mais à l'extérieur de celles-ci. Il serait préférable d'avoir un deuxième appareil respiratoire, car dans des situations d'urgence, il y a souvent deux personnes qui pénètrent dans ces chambres lors de fuites. Il est interdit d'utiliser le masque à gaz de type filtre.

Commutateur

Des commutateurs séparés pour l'éclairage et la ventilation doivent être installés à l'extérieur des chambres de chloration et d'entreposage de cylindres de chlore et à la fenêtre d'inspection. Des commutateurs extérieurs devraient être protégés du vandalisme. Un signal lumineux indiquant l'opération du ventilateur devrait être fourni à chaque entrée lorsque le ventilateur peut être contrôlé depuis plus d'un point.

Évier, comptoir, armoire

Comme l'opérateur doit circuler régulièrement pour faire les essais de chlore résiduel, il faut donc faciliter son travail. Les robinets installés à l'évier doivent permettre l'échantillonnage de l'eau chlorée (eau traitée) et l'eau non chlorée (eau brute). La prise d'eau chlorée doit être localisée selon les possibilités de turbulence et de mélange. S'il y a un réservoir de contact ou d'emmagasinement, ceux-ci peuvent être à la sortie. Sur une conduite, le degré d'agitation devrait faire varier la distance entre celle-ci et le point de dosage. Cependant, pour des considérations pratiques, celle-ci pourrait être localisée de façon sécuritaire à 40 mètres après le dosage du chlore. Si le concepteur désire réduire cette distance, il devra démontrer qu'il aura un mélange optimum avant sa prise d'échantillonnage. Celle-ci devrait être raccordée à l'évier, avec une identification "eau potable".

Conception du système à l'hypochlorite de sodium

Stockage de l'hypochlorite de sodium

- L'hypochlorite concentré ayant une teneur en chlore de 5 à 15 % est livré dans des réservoirs de 3,78 litres, dans des bonbonnes de 18,9 litres ou dans des fûts en acier de 208 litres. L'utilisation des fûts de 208 litres exige automatiquement une pompe de transfert pour transvaser l'hypochlorite concentré;
- La capacité du réservoir de solution doit être déterminée à partir du facteur de dilution du chlore et contenir suffisamment de solution pour un maximum de sept jours d'utilisation;
- Il est plus pratique pour l'opérateur d'installer un réservoir gradué et muni d'une vanne de drainage qui rend le nettoyage et/ou la vidange plus facile;
- Les solutions d'hypochlorite de sodium se dégradent avec le temps. Une solution à 12%, par exemple, passera à 10% en 30 jours, dans les meilleures conditions d'entreposage (White, 1992). La dégradation du produit induit la formation de chlorates, laquelle peut être minimisée en limitant la durée de stockage, l'exposition à une température accrue, l'exposition à la lumière et le contact avec des métaux, y compris l'acier inoxydable (Connell, 1996).

Dosage de l'hypochlorite de sodium

La solution concentrée d'hypochlorite de sodium est diluée dans un réservoir de solution avant d'être injectée dans l'eau. Une sortie d'eau doit donc être installée près des réservoirs de solution pour la préparation de celle-ci. La capacité du réservoir de solution doit être déterminée à partir du facteur de dilution du chlore et contenir suffisamment de solution pour deux ou trois jours maximum d'utilisation.

Habituellement, le dosage de la solution d'hypochlorite de sodium se fait directement dans le circuit de traitement par une pompe doseuse (ou pompe compteur). Le point d'application doit être aussi rapproché que possible de la pompe doseuse. De plus, un diffuseur est requis pour permettre un mélange optimum de la solution dans la conduite. Il serait très utile d'avoir un dispositif en aval du diffuseur afin d'assurer un mélange optimum comme un mélange statique installé directement dans la conduite ou un mélangeur statique. Comme dans le cas de la solution de chlore, la solution d'hypochlorite est mélangée à l'eau à traiter, soit à l'aide d'un agitateur mécanique ou d'un inducteur de vide pour permettre un mélange optimum. On ne dilue pas la solution d'hypochlorite de sodium avant de l'introduire dans le circuit de traitement, et ce, afin de prévenir les problèmes d'entartrage.

Dans le cas de préparation d'une solution d'hypochlorite en présence d'eau dont la dureté excède 100 mg CaCO_3/L , il y a lieu de prévoir un adoucisseur sur la conduite d'eau pour la préparation de la solution ou bien de prévoir l'addition de polyphosphates dans la solution avant l'introduction de l'hypochlorite de sodium. Dans ce dernier cas, il est pratique d'avoir deux réservoirs. Le réservoir de dilution doit être muni d'un agitateur afin d'uniformiser la concentration en chlore. Un dispositif doit être installé pour indiquer un bas niveau dans le réservoir de solution. Celui-ci doit être couplé à une alarme qui peut être installée directement au poste de chloration, à la station de police ou à tout autre endroit approprié.

Pompes doseuses

Trois types de pompes sont employés comme hypochlorateur soit des pompes à diaphragmes, péristaltique et à pistons. Il est important de prévoir une soupape anti-siphon afin de maintenir une contre-pression sur la pompe doseuse. Il est bon de prévoir une soupape à la sortie de ces pompes pour retour dans le réservoir si l'injection est obstruée. De plus, lorsque le niveau piézométrique au point d'injection est supérieur à celui de la solution de chlore, il est recommandé d'installer un clapet directement sur la ligne d'injection, en aval des soupapes de relâche de pression, afin d'éviter tout retour d'eau vers les réservoirs de solution de chlore. Lorsque l'on dispose d'un appareil en attente, il est préférable de faire la rotation des appareils à chaque semaine de manière à s'assurer du bon fonctionnement de ceux-ci. Dans ce cas, il ne faut pas laisser tremper les diaphragmes dans la solution en prévoyant les installations pour rincer la pompe à l'eau claire. Dans le cas de pompes doseuses électriques, un dispositif d'urgence doit être prévu en cas de panne électrique, si l'eau continue d'être distribuée. Celui-ci doit être muni d'un dispositif de démarrage automatique.

Localisation des appareils

Les appareils de dosage du chlore doivent être localisés au niveau du rez-de-chaussée pour éviter la manutention dans des escaliers. Si tel n'est pas le cas, il faut prévoir un escalier conforme aux exigences du ministère du Travail.

Siphonnage

La conduite d'injection doit être munie, à la sortie des pompes, d'un dispositif pour éviter le siphonnage ou le retour d'eau selon le type d'installation proposé.

Opération

Dans les systèmes requis pour la bonne opération du système de chloration, il est recommandable de prévoir un nécessaire pour mesurer la quantité de solution utilisée et une colonne de calibration. L'installation de filtre (strainer) est souvent la cause d'un désamorçage de pompe en raison d'un colmatage fréquent causé par la cristallisation ou autre. Il est préférable de prévoir la prise de solution chlorée à quelques centimètres au-dessus du fond du réservoir (afin d'éviter d'aspirer les dépôts) et d'éviter ainsi l'installation d'un tamis.

Bâtiment

La chambre de chloration, bien qu'elle soit à usage restreint (ce n'est pas un entrepôt) doit être prévue de manière à ce que les équipements soient accessibles facilement et qu'il y ait l'espace nécessaire pour la maintenance et les opérations. Cette pièce doit posséder des facilités de travail telles que comptoir avec évier, armoires, lunettes, gants, tabliers, bottes, rince-œil et trousse de premiers soins. Celle-ci doit en plus avoir un drain de plancher, un espace d'entreposage pour l'hypochlorite de sodium à l'abri de la lumière et une ventilation adéquate. Un système de chauffage doit être prévu pour garder la pièce à une température supérieure à 15°C. De plus, des mesures doivent être prises pour recueillir le volume liquide pouvant résulter de fuites dans le réservoir de stockage de l'hypochlorite de sodium.

Accessibilité des lieux

L'accessibilité des lieux doit être facile, car une visite de l'opérateur est exigée au moins deux fois par jour, à tous les jours et ce, en toute saison. De plus, un manuel d'opération et d'entretien doit être disponible sur place.

Conception du système à l'hypochlorite de calcium

Stockage de l'hypochlorite de calcium

- L'hypochlorite de calcium, s'il est livré dans des barils scellés de 15,9 ou 45,4 kg doit être gardé dans une pièce séparée, utilisée spécialement pour ce produit. L'hypochlorite de calcium concentré de qualité commerciale contient au moins 70% de chlore disponible (USEPA, 1991). Dans des conditions normales d'entreposage, il perd en un an de 3 à 5% de ce chlore (AWWA et ASCE, 1997);
- L'hypochlorite de calcium doit être conservé au sec dans son contenant d'origine avec le couvercle fermé pour éviter que le produit ne se détériore trop rapidement. Il ne doit pas non plus être laissé près des matières combustibles ou près d'une source de chaleur. On ne doit pas fumer à cet endroit. L'hypochlorite de calcium est un oxydant et doit donc être stocké séparément des matériaux organiques qui pourraient être oxydés rapidement. De l'hypochlorite de calcium stocké de manière inappropriée a déjà causé des combustions spontanées (White, 1992);
- Pour toutes ces considérations, la salle d'entreposage doit être fraîche et sombre, à l'abri des rayons du soleil. La disposition des contenants doit permettre de les sortir rapidement à l'extérieur advenant un incendie. Un masque à poussière doit être disponible sur les lieux.

Préparation et alimentation de l'hypochlorite de calcium

- Ce système est à peu de choses près identique à celui de l'hypochlorite de sodium. En plus des équipements déjà mentionnés pour l'hypochlorite de sodium, un deuxième réservoir de solution sera nécessaire. En effet, l'hypochlorite de calcium se vend sous forme de poudre, de granules ou de comprimés (USEPA, 1991). Dans un premier temps, on doit faire dissoudre ce produit dans un faible courant d'eau à l'aide d'un agitateur pour accélérer l'opération. Lorsque la solution est prête, ce réservoir servira à alimenter graduellement le système. Pour assurer une alimentation continue, il est donc nécessaire de préparer un autre réservoir de solution pendant que le premier se vide;
- Dans le cas de préparation d'une solution d'hypochlorite sous forme granulaire en présence d'eau dure dont la dureté excède 100 mg/L, il y a lieu de prévoir un adoucisseur sur la conduite d'eau pour la préparation de la solution. Dans ce dernier cas, il est pratique d'avoir deux réservoirs. Dû au fait que lors de la préparation d'une solution, il n'y a pas d'agitation, il arrive qu'il y ait des dépôts au fond et que la solution ne soit pas homogène.

Les précautions importantes à prendre lors de la manipulation de l'hypochlorite de calcium sont :

- Les contenants de métal doivent être entreposés dans la position verticale et ne doivent pas être basculés, roulés ou glissés; s'il y a fuite, l'hypochlorite de calcium peut exploser et brûler;
- Les contenants vides doivent être soigneusement rincés à l'eau.

Lors de manipulation d'hypochlorite de calcium, l'équipement nécessaire est le suivant:

- Une protection faciale munie d'un masque anti-poussière;
- Des gants.

Pour la mesure de l'hypochlorite de calcium, il est préférable d'utiliser un contenant de plastique.

Bassin de contact

Pour réaliser la désinfection, le chlore (ou les hypochlorites) sont injectés dans l'eau à traiter à l'entrée d'un bassin de contact ou d'une conduite d'amenée. Dans le cas d'une post-chloration, la rétention hydraulique dans ce bassin doit être fixée en fonction des objectifs de CT à atteindre (voir section 11.2). Le bassin de contact doit être équipé de dispositifs qui favorisent un écoulement à piston et minimisent les courts-circuits hydrauliques à travers le bassin.

Quand le désinfectant est dosé directement dans la réserve, une partie du réservoir en aval du point d'injection doit avoir des dispositifs semblables à un bassin de contact pour favoriser la dispersion du désinfectant et minimiser les courts-circuits hydrauliques. Alternativement, le concepteur peut prévoir une chute d'eau afin d'assurer le mélange.

Désinfection sans interruption

Indépendamment du désinfectant utilisé, la désinfection des eaux de consommation doit respecter les principes suivants : la chloration doit être proportionnelle au débit et doit toujours se faire. Pour considérer le débit constant, la variation de débit doit être inférieure à plus ou moins 10% du débit considéré. Pour cette raison, il faut donc accorder beaucoup d'importance à la redondance (voir chapitre 15) et prévoir un point d'application sur les conduites de dérivation.

Prévoir également un dispositif de détection du débit nul qui permet d'émettre une alarme le cas échéant (art.22 du règlement) et idéalement de démarrer la pompe en attente (préférentiellement alimentée par son propre réservoir). De plus, il est préférable de prévoir un système de canalisation permettant d'utiliser simultanément tous les chlorateurs en permanence. Par exemple, il est avantageux d'utiliser deux chlorateurs à 40 % de leur capacité, plutôt que d'opérer un seul chlorateur à 80 % de sa capacité.

Une génératrice est exigée pour assurer une désinfection en cas de panne d'électricité, à moins qu'il n'y ait aucune possibilité d'alimenter le réseau avec de l'eau non désinfectée dans de telles circonstances.

Ces principes établis, il faut choisir le type de système à utiliser. Pour faciliter ce choix, le concepteur devra considérer :

- La consommation minimale;
- La consommation maximale;
- La demande chimique en chlore;
- Le résiduel requis (ppm);
- Le dose appliquée requise (ppm);
- La quantité de chlore requise par jour;
- La qualité d'eau requise pour préparer une solution;
- Les coûts d'investissement, d'exploitation et d'entretien;
- Le service après vente;
- La sécurité du système en fonction de la compétence de l'opérateur;
- La localisation du poste en fonction des inconvénients pouvant être causés à l'environnement en cas de fuites.

Si le rapport des débits maximum et minimum est supérieur à 7 et/ou si la quantité de chlore requise est supérieure à 4 kg par jour, il y a lieu d'envisager un système au chlore gazeux. Le concepteur doit donc faire une évaluation de chaque cas et non prendre pour acquis qu'un système déjà en opération peut être utilisé dans tous les projets futurs à concevoir. De plus, le système de chloration doit être tel que la capacité de dosage soit au moins 50% plus grande que le plus haut dosage requis pour obtenir un chlore résiduel libre de 2 mg/L à l'eau finie. Cette exigence, la plupart du temps, conduit à un surdimensionnement des pompes de chlore et à une perte de précision relativement au dosage, mais surtout, à une perte d'uniformité dans l'injection (peu de pulsation par minute). Dans ce cas, l'utilisation d'une solution de chlore diluée permet d'atteindre facilement cet objectif en réajustant la concentration en chlore de la solution-mère. Pour les systèmes à l'hypochlorite de sodium ou de calcium, le facteur de dilution de la solution doit donc être considéré pour être en mesure de répondre au dosage précité tout en évitant la

mise en place de pompes doseuses surdimensionnées. Par exemple, un système de dosage à l'hypochlorite de sodium conçu pour une solution à 4 % pourra tripler le dosage en augmentant la concentration de la solution à 12 %.

Dispositif d'échantillonnage pour tous les systèmes

Une prise permettant de prélever des échantillons d'eau brute avant le point d'injection du chlore doit être prévue et raccordée à un évier, avec une identification "Eau non potable".

Une autre prise est nécessaire pour l'eau chlorée. Celle-ci doit être localisée selon les possibilités de turbulence et de mélange. S'il y a un réservoir de contact ou de mélange, celle-ci peut être à la sortie. Cependant, il est préférable d'avoir un point d'échantillonnage après l'injection afin d'être en mesure de vérifier l'effet d'une modification au dosage. Dans le cas où le dosage se fait directement dans la conduite, la distance entre la prise et le point d'injection est fonction du degré d'agitation ou de turbulence.

Par ailleurs, il est pratique courante de localiser la prise d'échantillonnage de façon sécuritaire à 40 mètres en aval du point de dosage. Si le concepteur désire réduire cette distance, il doit démontrer qu'il y aura un mélange complet avant sa prise d'échantillonnage. Pour un écoulement turbulent, un mélange complet devrait être atteint pour une distance équivalente à 50 diamètres de conduite. La prise d'échantillonnage devrait être raccordée à l'évier avec une identification : "Eau traitée".

Une trousse d'analyse permettant la mesure du chlore résiduel libre et total doit être disponible.

10.4.2 L'ozone

10.4.2.1 Généralités

L'ozone est un désinfectant moins affecté que le chlore par le pH ou la présence d'ammoniaque. L'action virulicide de l'ozone est supérieure à celle du chlore et son pouvoir d'oxydation lui permet d'agir sur les goûts, les odeurs, la couleur et certains micropolluants. Ses principaux désavantages sont la difficulté de l'appliquer dans l'eau et d'assurer un bon contact à cause de sa faible solubilité, son coût plus élevé que le chlore, la nécessité de le produire sur place ainsi que l'absence d'un résiduel d'ozone après quelques minutes.

10.4.2.2 Principales applications

On utilise l'ozone dans la production d'eau potable dans les cas suivants:

- La désinfection primaire;
- L'oxydation de polluants inorganiques, y compris le fer, le manganèse et les sulfures.
L'oxydation requiert une quantité d'ozone de 0,43 mg/mg de fer et de 0,88 mg/mg de manganèse (Langlais *et al.*, 1991);
- L'oxydation de micropolluants organiques, y compris les composés responsables du goût et de l'odeur, les polluants phénoliques et certains pesticides;

- L'oxydation de macropolluants organiques, y compris l'enlèvement de la couleur, l'amélioration de la biodégradabilité de composés organiques, le contrôle des précurseurs des sous-produits de désinfection et la réduction de la demande en chlore (10 à 15%, typiquement);
- Amélioration de l'efficacité de la floculation et de la filtration.

Tous ces usages possibles de l'ozone sont présentés de façon plus approfondie à la section 10.4.2 du volume 2.

10.4.2.3 Points d'injection

Le tableau 10-10 présente une liste de critères de sélection des points d'injection de l'ozone en fonction de ces paramètres.

Tableau 10-10 : Critères de sélection des points d'injection d'ozone pour de petites installations

Qualité de l'eau brute	Points d'injection d'ozone	Considérations particulières
Catégorie I Turbidité < 10 UTN Demande en ozone < 1mg/L	Dans l'eau brute ou après la décantation	<ul style="list-style-type: none"> • Faible demande en ozone • Peu de sous-produits de désinfection • Peu de matières organiques biodégradables
Catégorie II Turbidité > 10 UTN Demande en ozone < 1mg/L	Après la décantation	<ul style="list-style-type: none"> • Faible demande en ozone • Beaucoup de particules inorganiques • Peu de matières organiques biodégradables
Catégorie III Turbidité < 10 UTN Demande en ozone > 1mg/L	Dans l'eau brute et/ou après la décantation	<ul style="list-style-type: none"> • Demande élevée en ozone • Sous-produits de désinfection • Formation de composés organiques biodégradables
Catégorie IV Turbidité > 10 UTN Demande en ozone > 1mg/L	Après la décantation et après une première filtration, si nécessaire	<ul style="list-style-type: none"> • Demande élevée en ozone • Sous-produits de désinfection • Formation de composés organiques biodégradables

Source : DeMers et Renner, 1992.

L'eau de catégorie II se distingue par une faible demande en ozone et une turbidité élevée. Cela indique la présence de matières inorganiques telles que des particules de silt ou d'argile. Pour que la désinfection à l'ozone de l'eau de catégorie II soit la plus efficace possible, il faut ajouter l'ozone après une pré-décantation ou une décantation ordinaire.

Une eau brute de faible turbidité et présentant une forte demande en ozone (catégorie III) contient des éléments en solution, et non en suspension, qui contribuent à cette demande. Une eau souterraine renfermant des ions bromures, du fer, du manganèse, de la couleur et des matières organiques constitue un exemple de ce type d'eau. Dans ce cas on peut additionner l'ozone à l'eau brute ou après la décantation. Si l'eau contient des composés organiques rendus plus biodégradables par l'ozonation, il peut s'avérer nécessaire de prévoir une étape de traitement biologique (voir section 9.9). L'ozonation en présence de composés organiques oxydables ou d'ions bromures engendrera la formation de sous-produits de désinfection.

L'eau de catégorie IV est la plus difficile à traiter à l'ozone à cause de sa turbidité élevée et de sa grande demande en ozone. Un exemple de ce type d'eau serait une eau de surface contenant de fortes concentrations de matières organiques et de particules inorganiques. La manière la plus efficace d'utiliser l'ozone avec cette eau consiste à en ajouter après la décantation et peut-être même après la filtration. Si l'eau présente une demande en ozone extrêmement forte, il est possible qu'il faille ajouter de l'ozone en deux points pour atteindre les objectifs de désinfection. En effet, la présence de grandes quantités de matières organiques peut demander une étape de traitement biologique supplémentaire et risque de provoquer la formation de sous-produits de désinfection.

10.4.2.4 Sous-produits de désinfection à l'ozone

Sous-produits formés

L'ozone ne forme pas de sous-produits halogénés (THM et HAA) quand il participe aux réactions d'oxydoréduction avec la matière organique, mais il forme une variété de sous-produits organiques et inorganiques. Le tableau 10-11 présente les principaux sous-produits associés à l'ozonation. Néanmoins, si l'ion bromure est présent dans l'eau brute, des sous-produits de désinfection halogénés peuvent être formés. Ces sous-produits bromés posent un problème sanitaire plus important que les sous-produits non bromés.

Prévention des sous-produits d'ozonation

Les principaux facteurs influençant la spéciation et la concentration de sous-produits bromés sont le pH et les ratios de l'ozone à l'ion bromure et du COT à l'ion bromure (Singer, 1992).

Une étude récente a démontré que les techniques suivantes permettent de limiter la formation d'ions bromates et de sous-produits organiques bromés (Song *et al.*, 1997) :

- Un pH bas ralentit la formation d'ions bromates et encourage celle de sous-produits organiques bromés;

- L'addition d'ammoniaque combinée à un faible temps de contact avec l'ozone permet de décourager à la fois la formation d'ions bromates et de sous-produits organiques bromés;
- L'ajout de peroxyde d'hydrogène engendre une diminution des sous-produits organiques bromés et peut soit ralentir, soit accélérer la formation des ions bromates, selon la composition de l'eau traitée;
- Un faible ratio ozone/COD n'entraîne qu'une faible production d'ions bromates et de sous-produits organiques bromés.

Tableau 10-11 : Principaux sous-produits connus de l'ozonation.

Aldéhyde	Aldo- et Ketoacides
Formaldéhyde Acetaldehyde Glyoxale Méthyle Glyoxale	Acide pyruvique
Acides	Sous-produits bromés
Acide oxalyque Acide succinique Acide formique Acide acétique	Ion Bromate Bromoforme Acides acétiques bromés Bromopicrine Acétonitriles bromés
	Autres
	Péroxyde d'hydrogène

De plus, les sous-produits de l'ozonation (acides organiques et aldéhydes) mentionnés ci-dessus semblent facilement biodégradables et font partie du carbone organique assimilable (COA) ou du carbone organique dissous biodégradable (CODB). L'ozonation, par le fait de l'oxydation, cause une augmentation de la matière organique biodégradable (MOB). En conséquence, si on fait subir un traitement biologique (p. ex. à l'aide de charbon actif) à l'eau désinfectée à l'ozone, on enlève une partie de ces sous-produits biodégradables. Il a été démontré que l'utilisation de filtres biologiques, que l'on garde actifs en s'abstenant de les désinfecter, permet d'enlever avec succès les aldéhydes et d'autres composés qui constituent une partie du CODB dans l'eau (Bablon *et al.*, 1988, Rittman; 1990, Reckhow *et al.*, 1992).

10.4.2.5 Paramètres de conception

Composantes d'un système d'ozonation

Les systèmes de traitement de l'eau par ozonation se composent de quatre éléments principaux :

- Une unité d'alimentation en gaz;
- un générateur d'ozone;
- un bassin de mélange;
- une unité de traitement des effluents gazeux.

Le lecteur peut se référer à la section 10.4.1.5 laquelle décrit les informations générales nécessaires pour la conception des systèmes de chloration. Plusieurs concepts décrits à cette section sont également applicables pour l'ozonation. L'unité d'alimentation fournit de l'oxygène (ou de l'air) pur et sec au générateur, qui produit un gaz riche en ozone. Ce gaz passe ensuite dans le bassin de mélange où il demeure en contact avec l'eau à traiter le temps nécessaire qu'il faut pour la désinfecter (ou produire d'autres réactions). À la dernière étape, il faut traiter l'effluent gazeux car l'ozone qui s'y retrouve est toxique à ces concentrations. Certaines installations de production d'eau potable effectuent une recirculation des gaz, en faisant revenir l'effluent gazeux riche en ozone vers le premier compartiment du bassin de mélange afin de réduire la demande en ozone dans les compartiments suivants. D'autres procédés utilisent une chambre de refroidissement en fin de traitement pour enlever l'ozone resté en solution.

Système d'alimentation en gaz

On classifie les unités d'alimentation en gaz selon qu'elles utilisent de l'air, de l'oxygène pur ou un mélange des deux. Il est possible d'acheter et d'entreposer de l'oxygène liquide (OXL) ou d'en fabriquer sur place à l'aide d'un procédé cryogénique ou d'un procédé d'adsorption modulée en dépression (AMD) ou en pression (AMP).

Les systèmes d'ozonation alimentés à partir d'oxygène peuvent atteindre des performances plusieurs fois supérieures aux systèmes équivalents approvisionnés à l'air comprimé. De plus, l'emploi de ce gaz très pur évite les problèmes d'entretien rencontrés lors de l'usage d'air de procédé. De plus amples informations sur la production d'oxygène pur sont fournies à la section 10.4.2 du volume 2.

Unités d'alimentation en oxygène : Les unités d'alimentation en oxygène liquide sont relativement simples et elles consistent en :

- Un/des réservoir(s);
- des évaporateurs servant à transformer le liquide en gaz;
- des filtres pour enlever les impuretés;
- des régulateurs de pression limitant la pression du gaz qui entre dans les générateurs d'ozone.

Le réservoir d'oxygène liquide ainsi que les équipements d'évaporation doivent se situer dans un enclos à l'extérieur du bâtiment. Après l'évaporation, le gaz doit être acheminé directement à la salle de génération d'ozone. Cette pièce doit être munie d'un détecteur de fuites d'oxygène permettant de couper immédiatement l'apport de ce gaz suite à une alarme de haute concentration.

Unités d'alimentation en air : Les unités d'alimentation en air des générateurs d'ozone sont assez complexes, car l'air doit y être conditionné de manière à ne pas endommager le générateur. Il faut que l'air soit propre et sec, qu'il ne contienne aucun contaminant et que son point de rosée ne dépasse pas -60°C . Les appareils de conditionnement de l'air comprennent généralement :

- Des compresseurs d'air;
- des filtres;
- des dessiccateurs;

- des régulateurs de pression.

On peut classer les unités de conditionnement d'air selon la pression sous laquelle elles fonctionnent, soit: ambiante, basse (inférieure à 200 kPa), moyenne et élevée (supérieure à 420 kPa). Ce qui distingue les systèmes à basse pression de ceux à pression élevée, c'est qu'on peut utiliser avec ces derniers des dessiccateurs sans chaleur, car ils fonctionnent à des pressions avoisinant 700 kPa, plutôt que 420 kPa. On retrouve dans les unités de conditionnement différents types de compresseurs : volumétriques à deux rotors, centrifuges, rotatifs à vis, à anneau liquide, à aubes et alternatifs.

Le tableau 10-12 compare les avantages et les désavantages des différents types de systèmes d'alimentation en gaz.

Tableau 10-12 : Comparaison des unités d'alimentation en air et en oxygène pur

Gaz d'origine	Avantages	Désavantages
Air	<ul style="list-style-type: none"> • Matériel répandu • Technologie éprouvée • Convient aux petites et grandes unités 	<ul style="list-style-type: none"> • Consomme davantage d'énergie par volume d'ozone produit • Nécessite beaucoup d'équipements pour le traitement des gaz • Concentration maximale d'ozone de 2 à 4 %
Oxygène (général)	<ul style="list-style-type: none"> • Plus grande teneur en ozone (8 à 14%) • Pour un même générateur, permet d'obtenir le double de la concentration en ozone • Convient aux petites et grandes unités 	<ul style="list-style-type: none"> • Attention à porter à la sécurité • Demande des matériaux qui résistent à l'oxygène
OXL	<ul style="list-style-type: none"> • Demande moins de matériel • Simple à utiliser et à entretenir • Convient aux unités petites et intermédiaires • Possibilité d'entreposer l'excédent d'oxygène en prévision de périodes de forte demande 	<ul style="list-style-type: none"> • Le coût de l'OXL varie • Il faut entreposer l'oxygène sur les lieux (Code de prévention des incendies : précautions à prendre) • On perd l'OXL entreposé lorsqu'il n'est pas utilisé
Production d'oxygène par cryogénie	<ul style="list-style-type: none"> • Matériel semblable à celui des unités de conditionnement d'air • Convient aux grandes unités • Possibilité d'entreposer l'excédent d'oxygène en prévision de périodes de forte demande 	<ul style="list-style-type: none"> • Plus complexe que l'OXL. • Nécessite beaucoup d'équipements pour le traitement des gaz • Demande un investissement considérable • Système difficile à faire fonctionner et à entretenir

D'autres informations sur les systèmes d'alimentation en gaz sont fournies à la section 10.4.2 du volume 2.

Générateurs d'ozone

On classe les générateurs selon la fréquence du courant appliqué aux électrodes. L'industrie de l'eau compte surtout des générateurs à basse (50 ou 60 Hz) et à moyenne (de 60 à 1000 Hz) fréquence, mais il en existe aussi à haute fréquence. Le tableau 10-13 compare ces trois catégories. Les générateurs à fréquence moyenne sont efficaces et capables de produire économiquement de l'ozone à de fortes concentrations. Ils engendrent cependant davantage de chaleur que les générateurs à basse fréquence et demandent un système d'alimentation électrique plus complexe afin d'amplifier la fréquence du courant fourni par les services publics. On note une tendance, dans les installations récentes, à utiliser des générateurs à moyenne ou à haute fréquence.

Tableau 10-13 : Comparaison des principales caractéristiques des générateurs d'ozone à basse, moyenne et haute fréquence

Caractéristiques	Basse fréquence (50 - 60 Hz)	Moyenne fréquence (jusqu'à 1000 Hz)	Haute fréquence (> 1000 Hz)
Degré de perfectionnement (électronique)	Faible	Élevé	élevé
Tension maximale (kV)	19,5	11,5	10
Marge de réglage effective	5 : 1	10 : 1	10 : 1
Eau de refroidissement nécessaire (L/kg d'ozone produit)	4,2 à 8,4	4,2 à 12,6	2,1 à 8,4
Plage de fonctionnement	< 225 kg/jour	jusqu'à 900 kg/jour	jusqu'à 900 kg/jour
Concentrations requises % poids – air % poids – oxygène	0,5 à 1,5 % 2,0 à 5,0 %	1,0 à 2,5 % ⁺ 2 à 12 %	1,0 à 2,5 % ⁺ 2 à 12 %
Production d'ozone optimale (exprimée en proportion de la capacité totale du générateur)	60 à 75 %	90 à 95 %	90 à 95 %
Différentiel optimal pour la température de l'eau de refroidissement	4 à 6 °C	3 à 4 °C	3 à 4 °F
Consommation d'énergie de l'unité d'alimentation en air (kWh/kg O ₃)	11 à 15,4	11 à 15,4	11 à 15,4

Source : Adapté de Rice (1996) avec modifications.

D'autres informations sur les générateurs d'ozone sont fournies à la section 10.4.2 du volume 2.

Bassins de mélange

Une fois l’ozone dissous dans l’eau à traiter, il réagit avec les composants organiques et inorganiques présents, y compris les agents pathogènes. L’ozone gazeux que l’étape de mélange n’a pas réussi à dissoudre s’échappe du bassin. Une désinfection à l’ozone efficace requiert généralement un rendement de transfert supérieur à 80% (DeMers et Renner, 1992).

Parmi les appareillages de dissolution de l’ozone, on retrouve couramment les suivants :

- Les bassins de mélange à diffusion;
- les injecteurs;
- les agitateurs à axe vertical.

Les avantages et inconvénients de chacun des appareillages sont présentés aux tableaux 10-14, 10-15 et 10-16 respectivement. De plus, ces différents bassins sont décrits de façon plus approfondie à la section 10.4.2 du volume 2. Enfin, la section 11.2 concerne la conception des bassins selon le concept des CT.

Tableau 10-14 : Avantages et désavantages des bassins de mélange par diffusion

Avantages	Désavantages
Aucune pièce mobile	Bassins de mélange profonds
Transfert efficace de l’ozone	Possibilité d’écoulements préférentiels de l’ozone injecté (surtout avec les systèmes utilisant l’oxygène)
Faible perte de charge hydraulique	Entretien des joints d’étanchéité et de la tuyauterie
Fonctionnement simple	

Tableau 10-15 : Avantages et désavantages du mélange par injection

Avantages	Désavantages
Les injecteurs et les agitateurs statiques ne comportent pas de pièces mobiles	Les agitateurs statiques causent davantage de perte de charge (consommation énergétique) parce qu’ils nécessitent parfois l’utilisation de pompes
Le transfert d’ozone est très efficace	La marge de réglage effective est limitée par le système d’injection
La profondeur du bassin de contact est moindre que pour le mélange par diffusion	Le mode de fonctionnement est plus complexe et plus coûteux

Tableau 10-16 : Avantages et désavantages de l'agitateur à axe vertical

Avantages	Désavantages
La turbulence élevée, qui crée des petites bulles, accroît le transfert d'ozone	Demande de l'énergie
La profondeur du bassin est moindre que dans le cas du mélange par diffusion	Il faut maintenir un débit de gaz constant, ce qui réduit l'efficacité du transfert d'ozone
Les turbines d'aspiration peuvent soutirer les effluents gazeux des autres chambres de mélange en vue d'une réutilisation	La turbine et le moteur requièrent de l'entretien (spécialement les unités immergées)
Élimine les préoccupations relatives à l'obstruction des diffuseurs	

Dosage de l'ozone

L'ozone est un agent oxydant si puissant qu'il réagit avec de nombreux composants organiques et inorganiques présents dans l'eau. On utilise l'ozone pour enlever le goût et l'odeur, car il détruit les composés organiques. On s'en sert également pour aider à l'enlèvement du fer et du manganèse car il les oxyde en des composés moins solubles. Il faut donc satisfaire cette première demande en ozone avant de pouvoir procéder à une désinfection primaire qui présente des besoins supplémentaires en ozone. La présence de ces composés et leur concentration dans l'eau peuvent dicter à quel moment ajouter l'ozone, selon les objectifs du traitement.

Traitement de l'effluent gazeux

La teneur en ozone de l'effluent gazeux des bassins de mélange se situe bien au-delà de la concentration létale. Par exemple, pour un taux de transfert de 90% et un gaz d'alimentation contenant 3% d'ozone, l'effluent du bassin de mélange contiendra encore 3000 ppm d'ozone. On récupère donc cet effluent pour retransformer l'ozone en oxygène avant de le laisser s'échapper dans l'atmosphère. L'ozone se décompose facilement à de hautes températures ($> 350^{\circ}\text{C}$ ou par un procédé catalytique fonctionnant à moins de 100°C) ; de plus, cela évite l'accumulation d'humidité. L'unité de traitement de l'effluent gazeux est conçue pour ramener la concentration en ozone à 0,1 ppm (en volume), ce qui correspond à la limite actuelle fixée par l'*Occupational Safety and Health Association* (OSHA) et le règlement 90 de la *Communauté urbaine de Montréal* pour l'exposition d'un travailleur sur une période de 8 heures. Une soufflante, placée du côté extérieur de l'unité de traitement, permet d'aspirer l'air du bassin de mélange, créant ainsi à l'intérieur une légère dépression qui empêche l'ozone de s'échapper.

Au Québec, la valeur d'exposition moyenne pondérée est de 0,1 mg/L ($0,2 \text{ mg/m}^3$). Cette valeur est une valeur plafond, ce qui veut dire que la concentration indiquée ne doit jamais être dépassée d'aucune manière. Cette valeur doit être respectée même si d'autres organismes (cf. ANSI/ASTM ou ACGIH) tolèrent des niveaux d'exposition plus élevés pour les courtes périodes d'exposition.

Instrumentation

- Il faut prévoir des instruments de mesure et de détection avec les systèmes d'ozonation afin de protéger le personnel et le matériel. Plusieurs recommandations sur le sujet sont présentées dans le chapitre 15;
- Il faut également installer un détecteur de point de rosée sur le circuit d'alimentation en gaz, juste en amont du générateur d'ozone, afin de protéger ce dernier de l'humidité présente dans le gaz d'alimentation (lorsqu'il s'agit d'air);
- On doit prévoir des capteurs et alarmes de température ($\Delta T_{\max} = 3^{\circ}\text{C}$) et de pression sur le circuit d'eau de refroidissement afin d'éviter toute surchauffe ou surpression du générateur;
- Les systèmes devraient inclure des appareils de surveillance de l'ozone résiduel en divers points du bassin de mélange, ce qui permet de maintenir les concentrations résiduelles désirées et d'éviter le gaspillage d'énergie associé au surdosage.

Même si les commandes manuelles conviennent aux petites unités de traitement, la plupart des unités sont conçues de manière à fonctionner en mode automatique de façon à doser l'ozone en fonction du débit et des besoins.

Désinfection en continu

Une génératrice équipée d'un système de démarrage automatique doit être installée pour assurer l'opération du service en cas de panne électrique. S'il s'agit d'une génératrice refroidie à l'eau, l'eau utilisée doit être retournée à l'égout. Si le réservoir de carburant est placé à l'intérieur, celui-ci doit être muni d'un dispositif sûr en cas de fuite.

Espace requis

L'entreposage de l'OXL est sujet à la réglementation des codes du bâtiment et de prévention des incendies. Ces codes définissent l'espace requis et dictent parfois même la nature des matériaux de construction des structures adjacentes si les exigences de mise en retrait des appareils ne peuvent être suivies. En général, la place occupée par un générateur d'ozone à base d'air est inférieure à celle que prendrait un générateur à base d'oxygène ou un procédé au bioxyde de chlore : cela à cause de l'espace supplémentaire que nécessite l'entreposage.

Choix des matériaux

Il faut utiliser des matériaux résistants à long terme à l'ozone, et ceci du générateur jusqu'à l'unité de traitement des effluents gazeux. Si le gaz d'alimentation est de l'oxygène, tout l'équipement et jusqu'aux générateurs doit être fait de matériaux résistants à l'oxygène. Il faut de plus nettoyer de façon toute spéciale la tuyauterie destinée au transport de l'oxygène pur, ce qui fait augmenter le coût de construction des installations. Les matériaux des unités de conditionnement d'air peuvent être les mêmes que ceux utilisés dans les appareils à air comprimé. Langlais *et al.* (1991) recommandent l'utilisation de tuyauterie résistante à l'ozone en aval des dessiccateurs, car il peut s'y produire du refoulement ou une diffusion de l'ozone. Il faut aussi installer des clapets de non-retour résistants à l'ozone (et également résistants à l'oxygène si le gaz d'alimentation est de l'oxygène pur) dans la tuyauterie en amont du générateur.

Parmi les matériaux résistants à l’ozone, on retrouve les aciers inoxydables austénitiques (séries 300), le verre, les céramiques et autres comme le Téflon, l’Hypalon et le béton. On peut se servir des aciers inoxydables de série 304 pour l’ozone gazeux “ sec ” (et l’oxygène) et de série 316 pour le service “ humide ”. Le service humide inclut la tuyauterie des bassins de mélange, des effluents gazeux et de l’unité de traitement des effluents. Pour les garnitures et joints d’étanchéité, on doit utiliser du Téflon ou de l’Hypalon. Le béton doit être fait avec du ciment de type II ou de type IV. Il est de pratique courante aux États-Unis de prévoir 75 mm de recouvrement d’armature afin de prévenir la corrosion par l’ozone gazeux ou aqueux, bien que Fonlupt (1979) rapporte qu’une épaisseur de 40 mm offre une protection suffisante. Les panneaux d’accès des bassins de mélange doivent être fabriqués en acier inoxydable de série 316 et posséder des joints d’étanchéité résistants à l’ozone.

10.4.3 Monochloramines

Ce procédé n’est pas utilisé présentement au Québec mais est souvent utilisé aux États-Unis depuis l’apparition d’une réglementation plus sévère sur les SPD de la chloration. L’ensemble de l’information sur les monochloramines est présenté dans la section 10.4.3 du volume 2.

10.4.4 Bioxyde de chlore

Ce procédé est déjà utilisé au Québec pour des applications particulières. Compte tenu de la problématique de sécurité qui entoure son utilisation, il est peu probable que son application se généralise. L’ensemble de l’information sur le bioxyde de chlore est présentée dans la section 10.4.4 du volume 2.

10.4.5 Rayonnement ultraviolet

La désinfection à l’aide du rayonnement ultraviolet connaît actuellement un développement rapide à l’échelle mondiale. Plusieurs technologies UV sont actuellement au stade de la validation par le Comité sur les technologies de traitement d’eau potable et certaines ont été reconnues. Les fiches d’évaluation technique des technologies reconnues par le Comité sont diffusées sur le site Internet du ministère de l’Environnement, sous la rubrique *Eau / Eau potable / Validation des technologies* (<http://www.menv.gouv.qc.ca>).

10.4.5.1 Généralités

Contrairement à la plupart des désinfectants, le rayonnement ultraviolet n’inactive pas les micro-organismes par une action chimique. C’est plutôt l’absorption de la lumière ultraviolette (UV) qui entraîne une réaction photochimique modifiant les composantes moléculaires essentielles à la fonction cellulaire. À mesure que les rayons UV traversent les parois cellulaires des micro-organismes, leur énergie interagit avec les acides nucléiques et d’autres composantes cellulaires vitales, endommageant ou tuant ainsi les cellules exposées. Les connaissances acquises dans ce domaine permettent de conclure que le rayonnement ultraviolet peut désinfecter l’eau jusqu’au degré désiré, quel qu’il soit, si des doses suffisantes d’énergie UV atteignent les organismes visés.

Le degré de destruction ou d'inactivation des micro-organismes par le rayonnement ultraviolet dépend directement de la dose d'énergie UV employée. On la calcule ainsi :

$$\text{Dose} = I \bullet T \quad \text{Éq 10-3}$$

où :

D = la dose d'énergie UV, en mJ/cm^2 (1 mJ = 1 mW·s)

I = l'intensité, en mW/cm^2

T = la durée d'exposition, en s

L'évaluation de la dose (IT) s'apparente donc au concept des CT utilisés pour les oxydants, la concentration « C » étant remplacée par l'intensité « I » de rayonnement. La recherche indique que lorsque les micro-organismes subissent une exposition aux rayons UV, chaque augmentation successive de la durée d'exposition entraîne l'inactivation d'une portion constante de la population vivante. Ce rapport entre la dose et la réaction quant aux effets germicides montre que l'application d'un rayonnement UV de haute intensité pendant une courte période de temps produit le même effet destructeur qu'un rayonnement UV de moindre intensité pendant une période proportionnellement plus longue.

Le bon fonctionnement du procédé de désinfection par rayonnement UV s'évalue par rapport à la valeur de l'intensité de rayonnement émis à la longueur d'onde de 253,7 nm (la principale longueur d'onde émise par les lampes UV à basse pression fonctionnant à la vapeur de mercure - Snider *et al.*, 1991). La mesure de cette intensité se fait au moyen de capteurs qui sont, la plupart du temps, des capteurs à photodiode munis de filtres leur permettant de ne détecter que l'intensité de rayonnement se situant dans le spectre germicide établi (DeMers et Renner, 1992).

Étant donné que les capteurs d'intensité UV installés ne mesurent l'intensité du rayonnement qu'en un seul point du réacteur, il n'y a pas de façon pratique pour déterminer sur place l'intensité moyenne du rayonnement UV dans le réacteur. Il n'est donc pas possible pour l'opérateur, avec un réacteur UV donné, de calculer simplement un IT pour un réacteur UV à partir d'une ou deux mesures d'intensité UV qui seraient multipliées par un temps de contact théorique.

On utilise tout de même les relevés des capteurs d'intensité UV pour le suivi de routine du procédé. Les réacteurs UV installés doivent toutefois avoir été préalablement validés par biosimétrie afin de s'assurer que les doses UV (IT) correspondent bien aux intensités enregistrées par les capteurs d'intensité UV d'un réacteur donné. Cette méthode permet de contourner le problème de mesure de la dose effective (IT) fournie par un réacteur UV en activité.

Certaines substances dissoutes ou en suspension protègent parfois les micro-organismes des radiations UV. L'ozone dissous, le fer, les sulfites, les nitrites et les phénols, par exemple, absorbent tous la lumière UV (DeMers et Renner, 1992). À cet égard, le coefficient d'absorbance UV à 254 nm constitue un indice de la demande en UV et il est caractéristique de chaque eau à traiter. Il faut en tenir compte lors de la conception du procédé. Le lecteur peut

consulter la section 10.4.5 du volume 2 pour connaître la procédure de mesure de l'absorbance UV.

10.4.5.2 Principales applications

La principale utilité du rayonnement UV réside dans l'inactivation des agents pathogènes de l'eau au degré exigé par la réglementation. Comme le rayonnement UV est un procédé de désinfection à action physique qui ne laisse aucun résiduel, il peut être utilisé exclusivement comme un désinfectant primaire auquel on doit ajouter un désinfectant chimique secondaire dont la concentration résiduelle empêche toute nouvelle croissance bactérienne.

Par contre, lorsque le système de traitement n'alimente qu'un seul bâtiment et en l'absence d'un réseau de distribution, la désinfection par rayonnement UV peut être utilisée seule pour inactiver les agents pathogènes visés par le *Règlement sur la qualité de l'eau potable* (RQEP) (art. 5 et 6). L'utilisation d'un désinfectant chimique secondaire n'est pas requise dans ces cas-là (art. 8 du RQEP), à la condition que l'ensemble des crédits d'enlèvement soit déjà obtenu par le système de traitement. Les doses requises sont présentées plus loin.

10.4.5.3 Points d'application

Le concepteur devrait privilégier l'application du système UV au point de la chaîne de traitement où la transmittance UV de l'eau est la plus élevée et où l'encrassement des lampes est réduit au minimum. Selon la norme 55 de la *National Sanitation Foundation* (NSF55, 2002), on ne doit pas désinfecter l'eau à l'aide d'un procédé aux rayons UV pour la rendre potable lorsque sa transmittance UV est inférieure à 70 %. Si tel est le cas, il faut soit faire précéder le traitement aux rayons UV par d'autres procédés ayant comme résultat d'augmenter la transmittance UV de l'eau, soit utiliser un autre procédé de désinfection. Pour une filière de traitement classique, le positionnement du système UV à l'eau filtrée (avant l'étape de reminéralisation) permet généralement de surmonter ces contraintes. La fiche d'évaluation technique de chacune des technologies de désinfection par rayonnement UV indiquera la limite inférieure de transmittance UV à respecter.

Les doses de conception varieront selon le type d'organisme à inactiver et le type d'eau à traiter. Les doses les plus faibles correspondent à celles appliquées pour l'inactivation des parasites dans les eaux filtrées (voir la section 10.4.5.5).

10.4.5.4 Formation de sous-produits de désinfection

Contrairement à d'autres désinfectants, les rayons ultraviolets n'inactivent pas les micro-organismes par une réaction chimique. Ils causent toutefois une réaction photochimique qui modifie l'ARN et l'ADN de l'organisme visé. La documentation sur le sujet indique que le traitement de l'eau par rayonnement UV peut entraîner la formation de radicaux oxydants (Ellis et Wells, 1941; Murov, 1973). En raison de cette réaction, il est nécessaire de déterminer si le rayonnement UV favorise la formation de sous-produits du même type que ceux qui résultent de l'ozonation ou de procédés d'oxydation avancée.

Des études réalisées par la suite (Malley *et al.*, 1995) ont toutefois montré qu'il n'existait pas de risque significatif, autant pour les eaux de surface que pour les eaux souterraines. Il en est de même lorsque le rayonnement UV est suivi d'une chloration ou d'une chloramination. Les résultats sont présentés dans la section 10.4.5 du volume n° 2.

10.4.5.5 Paramètres de conception

Compte tenu de l'avancement des travaux sous la responsabilité du Comité sur les technologies de traitement en eau potable, le lecteur est invité à consulter le site Internet du ministère de l'Environnement (voir la section 10.4.5) pour obtenir l'information la plus récente.

Doses de conception pour les systèmes de désinfection par rayonnement UV

Le tableau 10-17 présenté ci-dessous a été fourni par le Comité. Il indique les doses requises pour se voir accorder un crédit de 3 log d'inactivation de *Giardia* et de *Cryptosporidium* et de 4 log d'inactivation de *virus*. Soulignons qu'il existe beaucoup moins d'information sur l'inactivation de *Giardia* par les rayons UV que sur celle de *Cryptosporidium*. Cependant, les résultats obtenus à ce jour semblent indiquer que la résistance de *Giardia* est similaire, voire inférieure à celle de *Cryptosporidium*. Par ailleurs, toute installation de désinfection par rayonnement UV prévue pour inactiver 3 log de parasites se voit accorder un crédit d'inactivation de 2 log de virus.

Tableau 10-17 : Doses de conception pour les systèmes de désinfection par rayonnement UV

Source	Type d'eau	Dose (mJ/cm ²)	
		Parasites : 3 log Virus : 2 log	Parasites : 3 log Virus : 4 log
Eau de surface	Eau filtrée ^(1,3)	40	80
	Eau non filtrée ^(2,3)	60	120
Eau souterraine	Vulnérable ou avec un historique de contamination fécale ⁽⁴⁾	N. R.	80

1. Eau de surface ayant subi au préalable un traitement de filtration assistée par une coagulation, de filtration lente, de filtration sur terre diatomée ou de filtration membranaire.
 2. Eau non filtrée, conformément au 3^e alinéa de l'article 5 du *Règlement sur la qualité de l'eau potable*.
 3. L'eau de surface filtrée ou non filtrée comprend aussi l'eau souterraine qui est considérée sous l'influence directe de l'eau de surface.
 4. Eau souterraine non susceptible d'être sous l'influence directe d'une eau de surface, mais considérée comme vulnérable ou ayant un historique de contamination fécale.
- N.R. : non requis.

Pour connaître les sources qui ont mené à la détermination des doses de conception, le lecteur est invité à consulter la section 10.4.5 du volume n°2. Ces doses comprennent un facteur de sécurité dont le Comité tient compte lors de la détermination des débits maximaux autorisés qu'il inscrit dans ses fiches d'évaluation technique.

Rappelons que l'utilisation seule du rayonnement UV, sans ajout de désinfectant chimique, pour l'inactivation des parasites et des virus n'est possible que lorsque le système de traitement n'alimente qu'un seul bâtiment (voir section 10.4.5.2).

La plupart des réacteurs qui seront reconnus par le Comité auront été validés à une dose de 40 mJ/cm², mais certains seront validés à une dose de 60 mJ/cm². Pour obtenir des doses plus élevées que celles reconnues par le Comité, le concepteur peut soit placer les réacteurs UV en série, soit diminuer le débit du réacteur pour augmenter le temps de contact. Ainsi, pour obtenir une dose de 60 mJ/cm², le concepteur utilise un réacteur validé à 60 mJ/cm² ou réduit de 33 % le débit maximal permis pour un réacteur validé à 40 mJ/cm². Pour obtenir une dose de 80 mJ/cm², le concepteur utilise deux réacteurs validés à 40 mJ/cm² en série² ou réduit de 25 % le débit maximal permis pour un réacteur validé à 60 mJ/cm². Enfin, pour obtenir une dose de 120 mJ/cm², le concepteur utilise deux réacteurs validés à 60 mJ/cm² en série ou trois réacteurs validés à 40 mJ/cm² en série.

Tout système de désinfection par rayonnement UV doit pouvoir fournir la dose spécifiée, aux conditions de conception suivantes :

- au débit de traitement maximal prévu à la fin de la période de conception;
- pour le 5^e centile inférieur de transmittance UV. Cette valeur est déterminée par une caractérisation des eaux à désinfecter dans les pires conditions, avec, au total, un minimum de 100 analyses réparties sur une période minimale de 90 jours (maximum de 2 prélèvements par jour). Une conception avec un nombre moins élevé d'analyses peut être acceptable, particulièrement dans le cas de petites installations de désinfection d'eau souterraine, car la qualité de l'eau est généralement plus stable en termes de transmittance, et les petits systèmes UV sont souvent conçus pour des transmittances relativement faibles (jusqu'à 70 %). Dans le cas d'une nouvelle usine avec désinfection par rayonnement UV, la caractérisation de la transmittance de l'effluent des usines de filtration existantes s'alimentant à partir de la même source d'eau doit être effectuée conformément aux exigences décrites précédemment;
- pour la puissance d'une lampe à la fin de sa vie utile;
- considérant la température de l'eau la plus défavorable (min./max.) à la capacité nominale de la lampe.

Redondance

La redondance requise sera propre à chacune des applications et dépendra de la taille de l'installation et de la redondance disponible en ce qui concerne les autres unités de désinfection.

Le Comité reconnaît que la désinfection par rayonnement UV à la sortie de chaque filtre est acceptable pour certaines usines. Celles-ci pourraient alors ne pas avoir d'unités en attente, mais plutôt les pièces de rechange équivalentes à une unité complète. Cependant, le Comité

² Pour atteindre la dose requise lorsque celle-ci est supérieure à 60 mJ/cm², l'agencement en série est préférable à l'agencement en parallèle afin de se rapprocher le plus possible des conditions de validation.

recommande l'application du système UV à l'eau filtrée combinée de façon à obtenir un système UV indépendant des filtres.

Le Comité recommande également une redondance qui sera fonction du nombre d'unités installées et de la taille des installations, une redondance basée sur les principes d'application illustrés dans le tableau 10-18. Une évaluation technico-économique permettra de déterminer la meilleure solution à retenir.

Tableau 10-18 : Exemples de redondances possibles pour les systèmes de désinfection par rayonnement UV appliqués à l'eau filtrée combinée

NOMBRE D'UNITÉS REQUISES POUR TRAITER LE DÉBIT DE CONCEPTION	NOMBRE D'UNITÉS EN ATTENTE	NOMBRE D'UNITÉS INSTALLÉES
1 unité à 100 %	1 unité à 100 %	2 unités en parallèle
2 unités en parallèle à 50 %	1 unité à 50 %	3 unités en parallèle
3 unités en parallèle à 33 %	1 unité à 33 %	4 unités en parallèle
4 unités en parallèle à 25 %	1 unité à 25 %	5 unités en parallèle
5 unités en parallèle à 20 %	1 unité à 20 %	6 unités en parallèle
Dans tous les autres cas, l'unité en attente doit correspondre à un minimum de 10 % du débit de conception.		

Lorsque le système de traitement n'alimente qu'un seul bâtiment, il est possible de ne pas appliquer les principes de redondance des équipements de désinfection par rayonnement UV mentionnés au tableau 10-18, pourvu que des pièces de rechanges soient disponibles sur place (lampe, ballast, etc.) et qu'un opérateur compétent puisse intervenir rapidement en cas de panne. Dans un tel cas, il serait également important que les personnes utilisant l'eau dans le bâtiment soient averties rapidement lorsque le système de désinfection UV fait défaut. Sinon, il serait plus sécuritaire d'appliquer les principes de redondance mentionnés plus haut.

Suivi et alarmes excluant les réacteurs certifiés NSF55

Les fiches d'évaluation technique émises par le Comité sur les technologies reconnues de désinfection par rayonnement UV contiennent des informations relatives aux exigences de suivi et aux alarmes requises. En plus de ces exigences, lorsque des réacteurs UV sont utilisés le Comité recommande un système de suivi comprenant :

- une mesure en continu de l'intensité UV pour chaque réacteur;
- une évaluation quotidienne (ou en continu lorsque l'équipement le permet) de la dose de rayonnement UV opérationnelle de chaque réacteur, selon la méthode de contrôle utilisée par le manufacturier (voir les fiches d'évaluation technique du Comité);
- un système de contrôle sur chaque réacteur en fonction afin de limiter le débit maximum au débit validé, en fonction de la température et de la dose requise (plaque orifice calibrée, répartiteur calibré et vérifié³, différentiel de pression ou autre);

³ Il est recommandé de faire vérifier les répartiteurs au moins une fois par année.

- une évaluation quotidienne, pour chaque réacteur, du débit réel désinfecté⁴ (débitmètre sur chaque réacteur ou sur un groupe de réacteurs⁵);
- le statut de chacun des réacteurs UV (en arrêt/en fonction);
- le statut de chacune des lampes (en arrêt/en fonction);
- l'âge des lampes;
- le nombre cumulatif de cycles arrêts/départs de chacun des réacteurs;
- l'énergie cumulative consommée par le système de désinfection UV;
- la puissance effective du réacteur (pour les systèmes avec une puissance variable);
- la fermeture automatique de la vanne à la sortie du réacteur advenant une alarme déclenchée par le système;
- un raccordement à la génératrice d'urgence afin d'alimenter le système durant les pannes de courant. Ce raccordement n'est nécessaire que si le registre d'Hydro-Québec sur les pannes électriques le justifie et si la réserve d'opération en eau potable n'a pas été prévue à cet effet;
- un système de programmation, dans les cas d'une alternance périodique des unités placées en parallèle, de façon à s'assurer que l'unité en service ne soit pas mise à l'arrêt avant que l'unité en réserve ait atteint sa pleine intensité, et prévoir l'alimentation électrique en conséquence.

De plus, des alarmes devront être prévues dans les cas suivants :

- deux lampes adjacentes en arrêt;
- arrêts multiples de lampes – plus de 5 % des lampes d'un réacteur en arrêt;
- faible intensité UV : lorsque l'intensité UV descend sous la valeur de contrôle du procédé;
- surchauffe du réacteur;
- interrupteur de mise à la terre.

Suivi et alarmes pour les réacteurs certifiés NSF55

Les fiches d'évaluation technique émises par le Comité sur les technologies reconnues de désinfection par rayonnement UV contiennent des informations relatives aux exigences de suivi et aux alarmes requises. En plus de ces exigences, lorsque des réacteurs UV sont utilisés le Comité recommande un système de suivi comprenant :

- le nombre d'heures de fonctionnement des lampes et/ou du réacteur;
- un système de contrôle sur chaque réacteur en fonction afin de limiter le débit maximum au débit validé, en fonction de la température et de la dose requise (plaque orifice calibrée, répartiteur calibré et vérifié⁶, différentiel de pression ou autre);
- une évaluation quotidienne, pour chaque réacteur, du débit réel désinfecté⁷ (débitmètre sur chaque réacteur ou sur un groupe de réacteurs⁸).

⁴ Cette évaluation ne doit pas contrevenir à l'obligation d'inscrire au registre, **pour chaque période de quatre heures, une mesure du débit de l'eau** traitée par l'ensemble de l'installation, tel que stipulé dans le 4^e alinéa de l'article 22 du RQEP, lorsque ce dernier s'applique.

⁵ Si les débitmètres existants ou prévus peuvent être utilisés, il n'est pas nécessaire d'en installer de nouveaux.

⁶ Il est recommandé de faire vérifier les répartiteurs au moins une fois par année.

⁷ Cette évaluation ne doit pas contrevenir à l'obligation d'inscrire au registre, **pour chaque période de quatre heures, une mesure du débit de l'eau** traitée par l'ensemble de l'installation, tel que stipulé dans le 4^e alinéa de l'article 22 du RQEP, lorsque ce dernier s'applique.

De plus, des alarmes devront être prévues dans les cas suivants :

- panne d'une lampe, du réacteur UV ou du bloc d'alimentation;
- faible intensité;
- fin de vie utile des lampes.

Encrassement des lampes

Il n'est pas obligatoire de procéder à des essais afin de déterminer le taux d'encrassement des lampes. Ces essais sont toutefois pertinents lorsque la qualité de l'eau favorise l'encrassement des lampes (fer, dureté, etc.). Il est probable qu'il y ait incrustation en présence des substances excédant les limites suivantes : 0,3 mg/L pour le fer; 120 mg/L pour la dureté et 0,05 mg/L pour le manganèse.

Compatibilité électromagnétique - CEM

Dans le cas des systèmes de désinfection de l'eau par rayonnement UV, le Comité a relevé un problème de compatibilité électromagnétique – immunité des équipements par rapport aux perturbations de tension et génération d'harmoniques de courant. Pour y remédier, il formule les recommandations suivantes :

- les émissions harmoniques devraient répondre à la norme IEEE-519-1992 : *IEEE Recommended Practices and Requirements for Harmonic Control in Electrical Power Systems*;
- l'immunité des équipements par rapport aux principales perturbations de la tension d'alimentation devrait être évaluée de manière similaire à la procédure ITIC (ultérieurement CBEMA). Les tests d'immunité peuvent être réalisés suivant les normes CEI série 61000-4 : *Compatibilité électromagnétique (CEM) – Partie 4 : Techniques d'essai et de mesure* et les normes CEI série 61000-2 : *Compatibilité électromagnétique (CEM) – Partie 2 : Environnement*.

⁸ Si les débitmètres existants ou prévus peuvent être utilisés, il n'est pas nécessaire d'en installer de nouveaux.

VOLUME 1

CHAPITRE 11

11. CONCEPTION DES RESERVOIRS D'EAU POTABLE	
11.1 Contexte	
11.2 Conception des bassins de contact selon l'approche des CT	
<i>11.2.1 Calcul du $CT_{disponible}$</i>	
11.2.1.1 Calcul du $CT_{disponible}$ pour une installation existante dans la perspective de l'application du <i>RQEP</i>	
11.2.1.2 Calcul du $CT_{disponible}$ en vue de la conception d'une nouvelle installation de traitement	
<i>11.2.2 Calcul du CT_{requis}</i>	
<i>11.2.3 Méthode de calcul à l'aide d'équations</i>	
<i>11.2.4 Considérations particulières sur le calcul du CT pour les bassins d'ozonation.</i>	
<i>11.2.5 Considérations particulières sur l'évaluation d'un système de désinfection U.V.</i>	
<i>11.2.6 Synthèse des informations requises pour le calcul du CT</i>	
11.3 Conception des réservoirs selon les besoins quantitatifs	
<i>11.3.1 Généralités</i>	
<i>11.3.2 Capacité</i>	
11.3.2.1 Réserve d'opération	
11.3.2.2 Réserve d'incendie	
11.4 Type de réservoirs d'eau potable	
<i>11.4.1 Généralités</i>	
<i>11.4.2 Type de réservoirs</i>	
11.4.2.1 Réservoir souterrain	
11.4.2.2 Réservoir cylindrique	
11.4.2.3 Réservoir élevé	
11.4.2.4 Réservoir sous pression	
11.5 Autres éléments de conception des réservoirs d'eau potable	
<i>11.5.1 Protection des réservoirs</i>	
11.5.1.1 Protection sanitaire	
11.5.1.2 Trop-plein	
11.5.1.3 Accès	
11.5.1.4 Ventilation	
11.5.1.5 Toit et parois latérales	
11.5.1.6 Drainage du toit	
11.5.1.7 Passerelles intérieures	
11.5.1.8 Arrêt des sédiments	
11.5.1.9 Compartiments adjacents	
11.5.1.10 Structure	

<i>11.5.2 Fonctionnement des réservoirs</i>	
11.5.2.1 Gel	
11.5.2.2 Interruption de service	
11.5.2.3 Variation de niveaux	
11.5.2.4 Stagnation de l'eau	
<i>11.5.3 Sécurité des employés</i>	
<i>11.5.4 Accessoires pour les réservoirs sous pression</i>	
<i>11.5.5 Peinture et recouvrement cathodique</i>	
<i>11.5.6 Test d'étanchéité</i>	
<i>11.5.7 Désinfection</i>	

11. CONCEPTION DES RESERVOIRS D'EAU POTABLE

11.1 Contexte

Les réserves d'eau potable doivent permettre de rencontrer simultanément deux objectifs distincts :

- **Un objectif concernant la qualité de l'eau**
 - Assurer un temps de contact (T) et le maintien d'un résiduel d'oxydant suffisant (C) pour permettre d'atteindre les objectifs de désinfection fixés par le concepteur. C'est le concept du CT.

La section 11.2 présente la procédure de calcul du CT pour les bassins de désinfection, laquelle est nécessaire à la vérification de l'atteinte des objectifs de traitement. Le lecteur est prié de se référer à la section 10.2 qui décrit la méthode permettant de choisir ces objectifs de traitement. Il est à noter que la désinfection dans les réserves n'est pas la seule étape permettant de désinfecter les eaux. Le lecteur est prié de se référer à la section 10.3 pour plus d'informations sur ce sujet.

- **Un objectif concernant la quantité d'eau**
 - Assurer un volume d'eau suffisant de façon à assurer les besoins de réserve pour les incendies, les réserves d'urgence, d'opération et de production (équilibre).

La section 11.3 décrit la démarche permettant d'évaluer ces volumes.

Si les besoins de réserves pour atteindre les objectifs de désinfection sont supérieurs aux besoins quantitatifs, il est suggéré d'évaluer différents scénarios afin de ramener les besoins de réserves pour la désinfection sous ceux requis d'un point de vue quantitatif. Sinon on peut envisager des scénarios alternatifs (modifier et/ou optimiser les installations actuelles et/ou prévoir des traitements additionnels).

Par ailleurs, il est bon de rappeler que le volume pour les besoins quantitatifs ne doit pas nécessairement être centralisé à l'installation de traitement alors que le volume pour les objectifs de désinfection doit obligatoirement être localisé avant le premier consommateur afin d'être inclus dans le calcul du CT. Les réservoirs d'approvisionnement localisés sur le réseau de distribution ne doivent donc pas être inclus dans le calcul du CT. À cet égard, mentionnons que la conception hydraulique des réservoirs sur le réseau fait l'objet de critères diamétralement opposés à ceux localisés à l'installation de traitement et utilisés pour assurer le CT. Les réservoirs sur le réseau devraient être conçus de façon à éviter les zones mortes, ce qui est réalisé en s'assurant qu'il y aura un bon mélange de l'eau contenue dans le réservoir. Les bassins de contact à l'installation de traitement sont aussi conçus de manière à éviter les écoulements préférentiels. Pour de plus amples informations sur la conception des réservoirs, le lecteur est prié de se référer aux manuels suivants : *Water Distribution Systems Handbook* (mai, 2000) et *Maintaining Water Quality in Finished Water Storage Facilities* (1999).

11.2 Conception des bassins de contact selon l'approche des CT

Tel que discuté à la section 10.3.2.2, l'évaluation de l'efficacité de la désinfection repose sur le concept du CT, lequel stipule que l'inactivation d'un micro-organisme donné est proportionnelle au produit du temps de contact effectif et de la concentration résiduelle de désinfectant mesurée à la sortie du réservoir (Eq. 11-1).

$$\text{Log } d'_{\text{inactivation}} = \frac{CT_{\text{disponible}}}{CT_{\text{requis}}} \quad \text{Éq. 11-1}$$

Les prochaines sections décrivent comment les valeurs de CT_{requis} et $CT_{\text{disponible}}$ sont obtenues.

11.2.1 Calcul du $CT_{\text{disponible}}$

Le $CT_{\text{disponible}}$ est la valeur de CT obtenue pour une configuration donnée de bassin de contact opéré dans une condition donnée. Le CT disponible est obtenu selon l'équation 11-2.

$$CT_{\text{disponible}} = C_{\text{résiduelle}} \times T_{10} = C_{\text{résiduelle}} \times \frac{V_u}{Q_{\text{MAX}}} \times \frac{T_{10}}{T} \quad \text{Éq. 11-2}$$

Où :

$C_{\text{résiduelle}}$ est la concentration de désinfectant mesurée à la sortie du réservoir,

Q_{MAX} est le débit de pointe à la sortie du réservoir,

V_u est le volume utile dans le réservoir (et non la capacité du réservoir),

T_{10}/T est le facteur d'efficacité hydraulique (entre 0 et 1), tel que décrit à l'annexe III.1.

Le calcul du $CT_{\text{disponible}}$ peut être fait pour deux besoins distincts : la vérification de l'efficacité de la désinfection dans le cadre de l'opération d'une installation existante ou la conception d'une nouvelle installation. Ces deux situations sont très différentes et sont traitées successivement aux prochaines sections.

11.2.1.1 Calcul du $CT_{\text{disponible}}$ pour une installation existante dans la perspective de l'application du Règlement

L'article 22 du Règlement impose la mesure et l'inscription au registre des paramètres permettant le calcul du CT. Ces informations sont les suivantes.

Température

Une mesure journalière de la température doit être effectuée. Cette information sera nécessaire pour calculer le CT_{requis} selon l'équation 11-1 (voir section 11.2.2).

pH

Tout comme la température, une mesure journalière du pH à l'eau traitée doit être effectuée dans le but d'obtenir le CT_{requis} selon l'équation 11-1 (voir section 11.2.2). Si l'ajout d'un produit chimique modifie le pH de chloration durant la désinfection (par l'ajout de chaux par exemple), le registre devra également inclure la valeur du pH (une mesure par jour) avant le réajustement de pH.

Turbidité de l'eau filtrée ou non filtrée visée à l'article 5 du RQEP

La mesure de la turbidité doit être effectuée en continu après chaque filtre ou, en absence de filtration, à la sortie de l'installation de traitement de désinfection. Au minimum, le registre devra inclure la turbidité de l'eau filtrée mesurée ponctuellement à la fin de chaque période de 4h pour chacun des filtres en opération. Pour les installations désirant se prévaloir des crédits supplémentaires de réduction des parasites accordés aux traitements optimisés (voir section 10.3.2.1), les turbidités moyennes à l'eau filtrée de chacun des filtres devront être enregistrées, basées sur une fréquence d'acquisition de 15 minutes ou 4 heures, selon le crédit supplémentaire visé (+1,0 ou +0,5 log, respectivement).

Chlore résiduel libre

La mesure doit être effectuée en continu à la sortie de l'installation de traitement de désinfection, soit le bassin de contact du désinfectant. Le résiduel de chlore libre doit être enregistré à une fréquence minimale de 15 minutes (valeur ponctuelle ou valeur moyenne pour la période de 15 minutes). La plus faible valeur parmi les seize valeurs ainsi enregistrées au système SCADA (pendant la période de 4 heures) doit être inscrite au registre et utilisée pour le calcul des CT disponible et requis.

Débit de pointe et niveau d'eau

Au minimum, l'exploitant est tenu d'enregistrer le volume mis en distribution pour chaque période de 4 heures ainsi que le niveau d'eau dans le réservoir à la fin de chaque période de 4 heures (si la réserve est à niveau variable).

Pour les installations dotées d'une réserve variable, il est nécessaire de prévoir un système de suivi en continu du débit de sortie et du niveau de l'eau dans le réservoir. Il est recommandé que ces paramètres soient mesurés ponctuellement à chaque heure fixe. Puis, pour chaque plage de 4 heures, le débit maximum observé parmi les 4 valeurs sera considéré comme le débit de pointe. Ce dernier sera consigné au registre ainsi que le niveau ponctuel enregistré au même moment.

Pour les installations dotées d'une réserve fixe (ou dédiée), seul le débit à l'entrée du réservoir est nécessaire. Tout comme les réserves à niveau variable, il est également recommandé de mesurer ponctuellement le débit à chaque heure fixe et d'inscrire au registre la plus forte valeur de débit enregistrée par période de 4 heures.

Le tableau 11-1 donne un exemple des informations mentionnées précédemment pour une installation équipée de 3 filtres, procédant à un réajustement de pH dans une réserve à niveau variable et faisant l'acquisition en continu du débit et du niveau d'eau dans le réservoir.

Tableau 11-1 : Exemple des informations minimales à inscrire au registre afin de permettre le calcul du CT *a posteriori*

Température ³ (°C)	pH ^{1,3} EF	pH ^{2,3} ET	Turbidité ^{3,4} (UTN)			Cl ₂ libre résiduel ^{3,5} (mg/L)	Heure ⁶	Débit (m ³ /h)	Niveau (cm)
			F1	F2	F3				
20	6,65	7,50	0,11	0,15	0,12	0,80	00:00-01:00	375	320
							01:00-02:00	400	345
							02:00-03:00	425	365
							03:00-04:00	450³	380³
		
			0,12	0,15	0,15	0,74	20:00-21:00	575	260
							21:00-22:00	625³	220³
							22:00-23:00	475	275
							23:00-24:00	375	345

1 : pH à l'eau filtrée

2 : pH à l'eau traitée

3 : Valeurs à inscrire au registre

4 : Turbidité moyenne pour la période de 4 heures

5 : Valeur minimale parmi 16 lectures à une fréquence de 15 minutes

6 : Mesures ponctuelles à la fin de chaque heure

Les informations mentionnées au tableau 11-1 permettent de calculer le CT_{disponible} de l'installation selon l'équation 11.2. Le débit de pointe (Q_{max}) sera la valeur horaire ponctuelle la plus élevée enregistrée pour la période de 4 heures. Le volume utile sera obtenu en utilisant le niveau moyen durant la pointe par rapport à la capacité de l'ouvrage. Par exemple, pour un ouvrage avec un niveau maximal de 5,00 m à pleine capacité (4 500 m³), le volume utile au tableau 11-1 sera de 3 285 m³ (à 365 cm) ou 1 980 m³ (à 220 cm), selon la période considérée (00 :00-04 :00 ou 20 :00-24 :00).

Les informations à inscrire au registre visent à permettre de calculer *a posteriori* le CT pour une installation donnée. L'efficacité hydraulique (T₁₀/T) devrait également être incluse au registre puisque cette valeur est la dernière information manquante afin de calculer le CT_{disponible}. Pour les usines utilisant une efficacité hydraulique variable en fonction du débit (démontrée par essais de traçage), l'efficacité hydraulique retenue pour chaque période de 4 heures devra également être consignée au registre tout en précisant (en note de bas de page) l'équation mathématique décrivant la relation entre l'efficacité hydraulique et le débit.

11.2.1.2 Calcul du $CT_{\text{disponible}}$ en vue de la conception d'une nouvelle installation de traitement

Principes généraux

Le calcul du $CT_{\text{disponible}}$ à l'étape de la conception requiert une analyse attentive du concepteur afin d'identifier les conditions critiques de traitement à la fin de la période de conception. Ces conditions critiques sont la combinaison de critères d'opération (chlore libre résiduel minimum anticipé) et de la conception hydraulique de l'installation étudiée. Il est recommandé de vérifier plusieurs conditions d'opération, c'est à dire plusieurs pointes horaires obtenues à différents moments de l'année, les pointes horaires hivernales étant généralement plus faibles que les pointes estivales. Au minimum, il est nécessaire d'envisager deux scénarios (hiver/été). Une vérification mensuelle est cependant souhaitable. Les conditions printanières (forte consommation associée à une température de l'eau relativement basse) peuvent parfois s'avérer limitatives.

Le concepteur doit s'assurer que les unités de traitement projetées permettront d'atteindre ces objectifs (1) en tout temps dans le cas des virus (incluant une pointe de consommation et un incendie se produisant simultanément) et (2) en conditions critiques de traitement pour Giardia (pointe de consommation seulement).

Pour les nouvelles installations, il peut-être difficile d'anticiper toutes les conditions nécessaires au calcul du $CT_{\text{disponible}}$ (entre autres, concernant la concentration de chlore résiduelle qui est un paramètre d'opération et le niveau de l'eau dans le réservoir). Pour les installations existantes, les informations pertinentes sont habituellement disponibles.

Principales approches de conception

Selon les types d'applications, trois grandes approches de conception peuvent être envisagées par le concepteur pour atteindre le $CT_{\text{disponible}}$. Ces approches sont :

La réserve à niveau variable

La réserve à niveau variable est le cas de figure le plus courant au Québec. Le niveau de la réserve fluctue selon la consommation en eau. Le niveau minimum peut être au niveau du radier si un puits de pompage est présent ou être fixé par la tête d'eau minimale à maintenir pour le fonctionnement des pompes.

La réserve dédiée

Cette approche de conception implique de dédier une portion de la réserve pour les objectifs de désinfection (CT). Elle vise donc à complètement séparer les objectifs qualitatifs (CT) des objectifs quantitatifs (urgence, équilibre, etc.). Cela est rendu possible grâce à l'ajout d'un déversoir sur une section en amont de la réserve. L'efficacité hydraulique (T_{10}/T) de cette section est alors maximisée par l'ajout de chicanes. La portion restante du réservoir (où les pompes 'haute pression' sont localisées) assure les besoins quantitatifs.

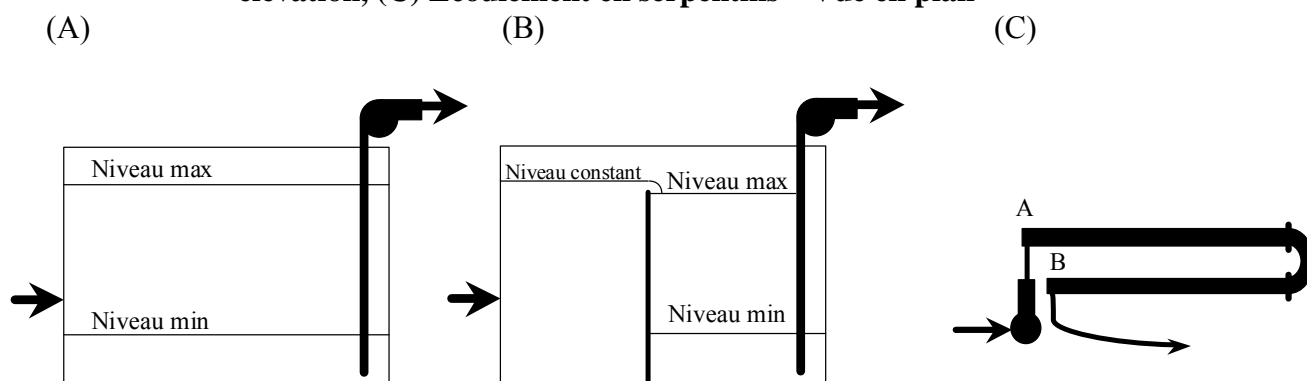
L'écoulement en serpentins (dans une conduite sous pression)

Cette technique vise à fournir le temps de contact pour la désinfection au moyen d'une conduite. Les avantages significatifs sont les suivants : une efficacité hydraulique maximale ($T_{10}/T = 1.0$)

et la possibilité de maintenir le système en plus forte pression plutôt qu'à la pression atmosphérique. Cette solution technique est surtout applicable pour les petites installations ayant des objectifs modestes de désinfection (4 log virus ou 0,5 log de *Giardia*). Le concepteur est également tenu de prévoir un ratio L/D (longueur de la conduite divisée par son diamètre) supérieur à 100 afin qu'on puisse considérer l'écoulement piston.

La figure 11-1 illustre ces trois solutions techniques. Pour chacune de ces approches, le concepteur devra identifier les conditions critiques suivantes : le débit de pointe attendu (Q_{max}), le volume utile, l'efficacité hydraulique et la concentration résiduelle.

Figure 11-1 : Illustrations des trois approches de conception possibles pour assurer le CT.
(A) Réserve variable – vue en élévation, (B) Réserve dédiée – Vue en élévation, (C) Écoulement en serpentins – Vue en plan



Choix du Q_{MAX}

Pour l'inactivation des parasites, le débit à considérer pour la conception d'un réservoir à niveau variable est le débit de pointe horaire de consommation (excluant le débit incendie) en période critique à la sortie des réserves, à la fin de la période de conception. La période critique est la période de l'année la plus défavorable à la désinfection pour l'installation étudiée (le débit de pointe horaire est sensiblement plus faible en hiver qu'en été mais l'inactivation est beaucoup plus efficace en été qu'en hiver). Si la réserve d'opération et la réserve à incendie sont localisées sur le réseau de distribution plutôt qu'à l'usine ou si le concepteur prévoit une réserve dédiée, la conception est plutôt basée sur le débit journalier maximal en période critique. Si le concepteur prévoit un écoulement en serpentins, le débit de conception est typiquement le débit journalier maximal en période critique, sauf si la conduite est installée à la sortie du réservoir ou en l'absence de réservoir, auquel cas le débit de pointe horaire est celui qui est plutôt utilisé.

Dans le cas des virus, le débit maximum¹ (incluant le débit incendie) qui peut sortir du réservoir doit être utilisé dans le calcul du CT. Pour une réserve à niveau variable, ce débit correspond au

¹ Pour les réservoirs à distribution gravitaire, le débit maximum est défini comme étant :

- Le débit soutiré du réservoir lors d'un essai d'écoulement (dans des conditions normales d'opération) au centre du réseau avec 3 bornes fontaines ouvertes complètement tout en respectant une pression résiduelle de 140 kPa aux bornes fontaines sollicitées OU
- La somme du débit journalier maximale et du débit incendie, ce dernier étant défini égal à 2000 L/min pour une période d'une heure.

débit maximal des pompes (excluant les pompes en attente) ou au débit maximal possible en distribution gravitaire. Dans le cas d'une réserve dédiée ou d'un écoulement en serpentins, la capacité de production d'eau potable de l'installation devra être utilisée dans le calcul du CT, sauf pour certaines configurations d'écoulement en serpentins (localisée en sortie de réservoir ou en absence de réservoir) où le débit maximal possible est équivalent à la capacité de pompage (ou de distribution gravitaire).

Il est suggéré d'évaluer les scénarios de la réserve variable et de la réserve dédiée afin d'identifier la solution la plus économique et la plus simple pour son client. Les réserves dédiées sont généralement avantageuses pour les petits systèmes puisque cette approche simplifie grandement le contrôle de la désinfection. Par ailleurs, pour les petits systèmes, la réserve dédiée permet de répondre en tout temps au respect du CT, même advenant des conditions extrêmes de débit incendie se produisant simultanément avec une pointe de consommation.

Choix du volume d'eau utile

Le concepteur doit également déterminer le volume d'eau utile dans les bassins puisque les réservoirs ne sont, hormis pour les réserves dédiées, jamais opérés à pleine capacité. Dans le cas de la conception de nouveaux réservoirs à niveau variable (en sortie d'usine), il est recommandé de considérer le niveau d'eau utile dans le réservoir comme étant celui correspondant au niveau de mise en service du système de production d'eau traitée (consigne de départ) duquel on retranche le niveau correspondant au volume de la réserve d'opération (R_1). Les calculs du volume total et de la réserve d'opération sont détaillés à la section 11.3. Généralement, le niveau utile constitue donc une fraction comprise entre 0,50 et 0,80 de la capacité totale du réservoir. Dans le cas d'une installation existante, les informations concernant le niveau utile d'eau dans le réservoir sont disponibles et on utilise le niveau moyen pour chacune des périodes de quatre heures où le calcul du CT est effectué.

Dans le cas d'un écoulement en serpentins ou d'une réserve dédiée, le volume utile est de 100% de la réserve.

Choix de la concentration résiduelle de désinfectant

La concentration résiduelle de désinfectant à maintenir à la sortie du bassin de contact doit être établie par le concepteur, en considérant les besoins pour la protection microbiologique du réseau de distribution. À ce sujet, le *Règlement* impose le maintien d'une concentration résiduelle ($C_{\text{résiduelle}}$) minimale de 0,3 mg Cl_2/L (ou son équivalent pour les monochloramines et le bioxyde de chlore) à la sortie des réservoirs.

Le choix de la concentration résiduelle nécessite généralement une bonne connaissance de la demande en désinfectant de l'eau à traiter. La réalisation d'un essai de rémanence du chlore en laboratoire permet de prédire la concentration de désinfectant résiduel pour différents temps de séjour. Notons que les conditions critiques pour la désinfection sont habituellement en eaux froides, lesquelles représentent des conditions favorables à la stabilité du désinfectant résiduel.

Enfin, mentionnons que le temps de contact à considérer pour la désinfection est le laps de temps entre le point d'injection du désinfectant et le premier consommateur. Dans certains cas, la conduite maîtresse à la sortie de l'installation de traitement pourra donc être considérée pour le

calcul du $CT_{\text{disponible}}$, sous réserve (1) qu'aucun abonné ne soit ultérieurement autorisé à s'y raccorder et (2) que le point de mesure en continu du désinfectant résiduel soit prévu à l'extrémité aval de la conduite maîtresse utilisée pour le calcul du $CT_{\text{disponible}}$.

Le tableau 11-3 résume les avantages et inconvénients respectifs des différentes approches de conception discutées dans cette section.

Tableau 11-3 Avantages et désavantages des différentes approches de conception

Types de conception	Avantages	Désavantages
(A) Réserve variable	Assure un accès à la totalité du volume d'eau stockée. Si la réserve d'opération et la réserve d'incendie sont situées sur le réseau, le débit de sortie est équivalent au Q_{max} , sinon le débit de sortie est équivalent au Q_{pompe} ($Q_{\text{max}} + \text{incendie}$). Permet d'optimiser la désinfection en tenant compte de plusieurs paramètres variables.	Plus complexe pour identifier les conditions critiques. Besoin d'une mesure de niveau et d'un débitmètre à la sortie. Généralement, le débit de pointe en sortie peut être élevé : $Q_{\text{max}} + \text{incendie}$. Nécessite le suivi et le contrôle en continu de plusieurs paramètres variables.
(B) Réserve dédiée <i>À favoriser en l'absence de données suffisantes et pour les petites installations : < 5000 habitants</i>	Le débit de conception est le débit de production, lequel est généralement inférieur au débit de pointe en sortie de réservoir. Assure le maintien du CT en tout temps. Le volume utile est de 100%. Plus simple à opérer.	Peut, dans certains cas, signifier des plus grosses réserves. Travaux de génie civil supplémentaire pour construire deux zones distinctes. Ne doit pas être inclus dans le calcul des réserves d'opération et d'incendie.
(C) Écoulement en serpentins (<i>i.e.</i> en conduite)	Profite de l'efficacité hydraulique maximale des conduites. Permet de maintenir le système en pression. Le volume utile est de 100%. Utilise le Q de conception sauf si installé à la sortie d'un réservoir.	Applicable lorsque les objectifs de désinfection sont faibles (4 log virus ou 0.5 log <i>Giardia</i>). Nécessite la mesure du chlore en continu à la sortie du serpent.

Choix de l'efficacité hydraulique

Le calcul du $CT_{\text{disponible}}$, nécessaire à l'évaluation de l'efficacité de la désinfection, nécessite de connaître le temps de séjour effectif des bassins, lequel tient compte du degré de court-circuit dans les bassins. Par convention, le temps de contact à utiliser est le T_{10} , c.-à-d. le temps de contact nécessaire pour récupérer à la sortie d'un bassin 10% d'un traceur injecté à l'entrée. Le T_{10} est une valeur plus conservatrice que le temps de séjour théorique moyen (V/Q). Son utilisation assure que 90% de l'eau à traiter a été en contact avec le désinfectant pour une période supérieure ou égale au T_{10} .

Le concepteur de bassins de désinfection cherche à obtenir le T_{10} le plus élevé possible dans son ouvrage de manière à maximiser le produit CT_{10} . La façon d'y arriver est de viser, autant que

possible, à reproduire un écoulement piston. Ce type d'écoulement minimise les courts-circuits hydrauliques (écoulements préférentiels), lesquels diminuent la valeur du T_{10} . Un écoulement en conduite est un bon exemple d'écoulement piston. À l'opposé, un bassin parfaitement mélangé, tel qu'un mélangeur rapide, est un exemple du type d'écoulement à éviter. Afin de normaliser l'analyse hydraulique et, ainsi, pouvoir comparer différents scénarios ou réservoirs entre eux, le ratio T_{10}/T (temps de séjour effectif divisé par le temps de séjour théorique moyen) est utilisé. Ce paramètre a une valeur comprise entre 0 et 1, la valeur de 1 étant accordée pour le cas idéal d'un écoulement en conduite (cas d'une conception par écoulement en serpentins). Par ailleurs, le concepteur doit prendre en considération le délai d'établissement d'un régime piston dans les écoulements en conduites lorsqu'il y a un changement de diamètre. Cet impact peut être atténué en plaçant par exemple une plaque avec orifices pour répartir le débit ou en insérant un cône d'une certaine longueur entre les deux conduites.

Les différentes procédures permettant de choisir ce paramètre sont décrites en détails à la section 10.3.2.

11.2.2 Calcul du CT_{requis}

Le CT_{requis} est une valeur fournie au concepteur via des tableaux compilés par l'USEPA (1991; 1999) et qui indique la valeur de CT requise pour inactiver un log d'un micro-organisme donné (virus ou *Giardia* ou *Cryptosporidium*) dans une eau de caractéristiques données (pH, température, etc.).

Afin d'obtenir le CT_{requis} , il est nécessaire de connaître :

1. Le micro-organisme cible (*Giardia*, *Cryptosporidium* ou virus);
2. Le désinfectant utilisé (Cl_2 , ClO_2 , O_3 ou NH_2Cl);
3. La température de l'eau;
4. Le pH de l'eau;
5. La concentration résiduelle de chlore libre (pour la combinaison Cl_2 /*Giardia* seulement).

Une fois ces informations connues, il s'agit de consulter le tableau approprié décrivant l'efficacité d'inactivation (en terme de CT_{requis} pour 1 log d'inactivation) des divers micro-organismes selon les conditions de désinfection. Le tableau 11-4 résume les différentes informations disponibles à ce sujet. Dans l'éventualité où les conditions de chloration sont comprises entre deux valeurs du tableau, il faut interpoler afin d'obtenir la valeur recherchée.

Tableau 11-4 : Liste des CT_{requis} selon le type d'oxydant et le micro-organisme cible

Désinfectants	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>	Virus
Chlore	Tableau 11-5a – 0,5°C Tableau 11-5b – 5°C Tableau 11-5c – 10°C Tableau 11-5d – 15°C Tableau 11-5e – 20°C Tableau 11-5f – 25°C	Le chlore n'est pas efficace pour inactiver <i>Cryptosporidium</i>	Tableau 11-8
Ozone	Tableau 11-6	Tableau 11-6	Tableau 11-9
Monochloramines	Tableau 11-6	La monochloramine n'est pas efficace pour inactiver <i>Cryptosporidium</i>	Tableau 11-10
Bioxyde de chlore	Tableau 11-6	Tableau 11-7	Tableau 11-10

Tableau 11-5a : Valeurs de CT (en mg·min/L) pour une inactivation à 90% (1 log) des kystes de *Giardia lamblia* par le chlore libre à 0,5° C

Résiduel (mg/L)	pH de l'eau						
	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0
≤ 0,4	46	54	65	79	92	110	130
0,6	47	56	67	80	95	114	136
0,8	48	57	68	82	98	118	141
1,0	49	59	70	84	101	122	146
1,2	51	60	72	86	104	125	150
1,4	52	61	74	89	107	129	155
1,6	52	63	75	91	110	132	159
1,8	54	64	77	93	113	136	163
2,0	55	66	79	95	115	139	167
2,2	56	67	81	99	118	142	170
2,4	57	68	82	99	120	145	174
2,6	58	70	84	101	123	148	178
2,8	59	71	86	103	125	151	181
3,0	60	72	87	105	127	153	184

Source : USEPA, 1999.

Tableau 11-5b : Valeurs de CT (en mg·min/L) pour une inactivation à 90% (1 log) des kystes de *Giardia lamblia* par le chlore libre à 5°C

Résiduel (mg/L)	pH de l'eau						
	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0
≤ 0,4	32	39	46	55	66	79	93
0,6	33	40	48	57	68	81	97
0,8	34	41	49	58	70	84	100
1,0	35	42	50	60	72	87	104
1,2	36	42	51	61	74	89	107
1,4	36	43	52	62	76	91	110
1,6	37	44	53	64	77	94	112
1,8	38	45	54	65	79	96	115
2,0	39	46	55	67	81	98	118
2,2	39	47	56	68	83	100	120
2,4	40	48	57	70	84	102	123
2,6	41	49	58	71	86	104	125
2,8	41	49	59	72	88	106	127
3,0	42	50	61	74	89	108	130

Source : USEPA, 1999.

Tableau 11-5c : Valeurs de CT (en mg·min/L) pour une inactivation à 90% (1 log) des kystes de *Giardia lamblia* par le chlore libre à 10°C

Cl ₂ libre résiduel (mg/L)	pH de l'eau						
	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0
≤ 0,4	24	29	35	42	50	59	70
0,6	25	30	36	43	51	61	73
0,8	26	31	37	44	53	63	75
1,0	26	31	37	45	54	65	78
1,2	27	32	38	46	55	67	80
1,4	27	33	39	47	57	69	82
1,6	28	33	40	48	58	70	84
1,8	29	34	41	49	60	72	86
2,0	29	35	41	50	61	74	88
2,2	30	35	42	51	62	75	90
2,4	30	36	43	52	63	77	92
2,6	31	37	44	53	65	78	94
2,8	31	37	45	54	66	80	96
3,0	32	38	46	55	67	81	97

Source : USEPA, 1999.

Tableau 11-5d : Valeurs de CT (en mg·min/L) pour une inactivation à 90% (1 log) des kystes de *Giardia lamblia* par le chlore libre à 15°C

Cl ₂ libre résiduel (mg/L)	pH de l'eau						
	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0
≤ 0,4	16	20	23	28	33	39	47
0,6	17	20	24	29	34	41	49
0,8	17	20	24	29	35	42	50
1,0	18	21	25	30	36	43	52
1,2	18	21	25	31	37	45	53
1,4	18	22	26	31	38	46	55
1,6	19	22	26	32	39	47	56
1,8	19	23	27	33	40	48	58
2,0	19	23	28	33	41	49	59
2,2	20	23	28	34	41	50	60
2,4	20	24	29	35	42	51	61
2,6	20	24	29	36	43	52	63
2,8	21	25	30	36	44	53	64
3,0	21	25	30	37	45	54	65

Source : USEPA, 1999.

Tableau 11-5e : Valeurs de CT (en mg·min/L) pour une inactivation à 90% (1 log) des kystes de *Giardia lamblia* par le chlore libre à 20°C

Cl ₂ libre résiduel (mg/L)	pH de l'eau						
	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0
≤ 0,4	12	15	17	21	25	30	35
0,6	13	15	18	21	26	31	36
0,8	13	15	18	22	26	32	38
1,0	13	16	19	22	27	33	39
1,2	13	16	19	23	28	33	40
1,4	14	16	19	23	28	34	41
1,6	14	17	20	24	29	35	42
1,8	14	17	20	25	30	36	43
2,0	15	17	21	25	30	37	44
2,2	15	18	21	26	31	38	45
2,4	15	18	22	26	32	38	46
2,6	15	18	22	27	32	39	47
2,8	16	19	22	27	33	40	48
3,0	16	19	23	28	34	41	49

Source : USEPA, 1999.

Tableau 11-5f : Valeurs de CT (en mg·min/L) pour une inactivation à 90% (1 log) des kystes de *Giardia lamblia* par le chlore libre à 25°C

Cl ₂ libre résiduel (mg/L)	pH						
	6,0	6,5	7,0	7,5	8,0	8,5	9,0
≤ 0,4	8	10	12	14	17	20	23
0,6	8	10	12	14	17	20	24
0,8	9	10	12	15	18	21	25
1,0	9	10	12	15	18	22	26
1,2	9	11	13	15	18	22	27
1,4	9	11	13	16	19	23	27
1,6	9	11	13	16	19	23	28
1,8	10	11	14	16	20	24	29
2,0	10	12	14	17	20	25	29
2,2	10	12	14	17	21	25	30
2,4	10	12	14	17	21	26	31
2,6	10	12	15	18	22	26	31
2,8	10	12	15	18	22	27	32
3,0	11	13	15	18	22	27	32

Source : USEPA, 1999.

Tableau 11-6 : Valeurs de CT (en mg·min/L) pour une inactivation à 90% (1 log) des kystes de *Giardia lamblia* par l’ozone, la monochloramine ou le bioxyde de chlore pour des pH variant de 6,0 à 9,0

Type de désinfectant	Température de l’eau					
	< 1°C	5°C	10°C	15°C	20°C	25°C
Ozone	0,97	0,63	0,48	0,32	0,24	0,16
Bioxyde de chlore	21	8,7	7,7	6,3	5,0	3,7
Monochloramine	1270	735	615	500	370	250

Source : USEPA, 1999.

Tableau 11-7 : Valeurs de CT (en mg·min/L) pour une inactivation à 90% (1 log) des oocystes de *Cryptosporidium* par l’ozone et le bioxyde de chlore pour des pH variant de 6,0 à 9,0

Type de désinfectant	Température de l’eau								
	< 1°C	2°C	3°C	5°C	7°C	10°C	15°C	20°C	25°C
Ozone ¹	25,6	23,3	21,2	17,5	14,5	10,9	6,7	4,2	2,6
Bioxyde de chlore ²	504	462	424	357	301	232	151	98	64

Source : USEPA, 2001.

Tableau 11-8 : Valeurs de CT (en mg·min/L) pour une inactivation à 90% (1 log) des virus par le chlore pour des pH variant de 6,0 à 10,0

Température (°C)	pH	
	6-9	10
0,5	3,00	22,5
5	2,00	15,0
10	1,50	11,25
15	1,00	7,5
20	0,75	5,5
25	0,50	3,75

Source : USEPA, 1999.

Tableau 11-9 : Valeurs de CT (en mg·min/L) pour une inactivation à 90% (1 log) des virus par l’ozone

Température (°C)					
≤ 1	5	10	15	20	25
0,45	0,3	0,25	0,15	0,125	0,075

Source : USEPA, 1999.

Tableau 11-10 : Valeurs de CT (en mg·min/L) pour une inactivation à 90% (1 log) des virus par la monochloramine ou le bioxyde de chlore pour des pH variant de 6,0 à 9,0

Désinfectants	Références
Monochloramines	Voir équation 11-7
Bioxyde de chlore	Voir équation 11-10

11.2.3 Méthode de calcul à l’aide d’équations

Il est également possible d’évaluer le log d’inactivation en utilisant les équations qui décrivent implicitement les variations de CT_{requis} selon les caractéristiques de l’eau à traiter. Ces équations sont décrites aux tableaux 11-11a, 11-11b et 11-11c.

Dans le cas particulier de l’inactivation des virus par la monochloramine ou le bioxyde de chlore, il est nécessaire d’utiliser ces équations puisque l’inactivation obtenue n’est pas directement proportionnelle au $CT_{\text{disponible}}$, tel que décrit à l’équation 11.1. Ceci constitue cependant des cas particuliers.

Il est à noter que les CT obtenus avec les équations diffèrent légèrement, selon les cas, des valeurs dans les tableaux. Les vraies valeurs sont celles des tableaux alors que les équations sont des approximations obtenues par régression non linéaire.

Tableau 11-11a : Équations permettant de calculer l'inactivation (en log) des kystes de Virus pour différents désinfectants

Désinfectants	Inactivation des Virus (log)
Monochloramines	$I = \frac{[CT_{disponible} \times e^{(0,071 \times \text{température})}] + 410,7}{849,5} \quad \text{Éq. 11-3}$
Chlore libre	$I = \frac{[CT_{disponible} \times e^{(0,071 \times \text{température})}] - 0,42}{2,94} \quad \text{Éq. 11-4}$
Ozone	$I = \frac{[CT_{disponible} \times e^{(0,068 \times \text{température})}] - 0,01}{0,47} \quad \text{Éq. 11-5}$
Bioxyde de chlore	$I = \frac{[CT_{disponible} \times e^{(0,072 \times \text{température})}] + 35,15}{21,5} \quad \text{Éq. 11-6}$

Tableau 11-11b : Équations permettant de calculer l'inactivation (en log) de *Giardia* pour différents désinfectants

Désinfectants	Inactivation de <i>Giardia</i> (log)
Monochloramines	$I = \frac{CT_{disponible}}{(858,5 - (24,3 \times \text{Temp.}))} \quad \text{Éq. 11-7}$
Chlore libre	$I = \frac{CT_{disponible}}{(0,2828 \times pH^{2,69} \times Cl_2^{0,15} \times 0,933^{(\text{Temp.} - 5)})} \quad \text{Éq. 11-8}$
Ozone	$I = \frac{[CT_{disponible} \times e^{(0,072 \times \text{température})}] - 0,01}{0,98} \quad \text{Éq. 11-9}$
Bioxyde de chlore	$I = \frac{[CT_{disponible} \times \text{temp.}^{0,49}] + 0,18}{23,85} \quad \text{Éq. 11-10}$

* La concentration de chlore résiduelle (et non appliquée) doit être utilisée dans l'équation 11.8.

Tableau 11-11c : Équations permettant de calculer l'inactivation (en log) des *Cryptosporidium* pour différents désinfectants

Désinfectants	Inactivation des <i>Cryptosporidium</i> (log)
Ozone	$I = 0,035 CT_{disponible} * 1,10^{temp}$ Eq. 11-11
Bioxyde de chlore	$I = 0,00182 CT_{disponible} * 1,09^{temp}$ Éq. 11-12

11.2.4 Considérations particulières sur le calcul du CT pour les bassins d'ozonation

Le procédé d'ozonation comporte deux particularités importantes quant au calcul du CT. D'une part, l'ozone est généralement transféré dans des bassins de contact successifs et, d'autre part, l'ozone résiduel est instable et se décompose rapidement durant le traitement. Afin de tenir compte de ces deux caractéristiques, il est recommandé de calculer le CT pour chacune des cuves en série et puis d'en faire la somme de telle sorte que :

$$CT_{disponible} = \left[\frac{C_1}{2} \times \frac{V_1}{Q_{MAX}} \times \frac{T_{10}}{T} \right] + \left[\sum_{i=2}^n C_i \times \frac{V_i}{Q_{MAX}} \times \frac{T_{10}}{T} \right] \quad \text{Éq. 11-13}$$

Où :

C_1 : Résiduel d'ozone à la sortie de la première cuve;

C_i : Résiduel d'ozone à la sortie de la cuve i pour $i > 1$;

Q_{MAX} : Débit de pointe à la fin de la période de conception – généralement Q_{JMAX} ;

V_1 : Volume de la première cuve;

V_i : Volume de la $i^{\text{ème}}$ cuve pour $i > 1$;

T_{10}/T : Facteur d'efficacité hydraulique (voir section 10.3.2, volume 2).

Dans le premier bassin, la concentration en ozone résiduel augmente au fur et à mesure que la demande en ozone de l'eau est satisfaite. Il est obligatoire de réduire de moitié la concentration résiduelle à la sortie du premier bassin soit réduite de moitié afin d'éviter de surévaluer le CT dans la première cuve. Par la suite, le concepteur calcule la somme des CT des cuves en série. En général, un seul et unique facteur d'efficacité hydraulique est utilisé pour caractériser l'ensemble du procédé d'ozonation, lequel facteur est obtenu par essais de traçage (en pilote ou à l'échelle réelle). Dans le cas d'une nouvelle installation où aucune information n'est disponible, des facteurs d'efficacité hydraulique de 0,50 et 0,40 peuvent être utilisés pour les sections d'écoulement avec et sans ajout d'ozone, respectivement.

11.2.5 Considérations particulières sur l'évaluation d'un système de désinfection U.V.

Dans le cas du rayonnement U.V., l'inactivation des micro-organismes est proportionnelle à la dose à laquelle ils sont exposés selon la relation :

$$D = I \bullet T \quad \text{Eq. 11-14}$$

Où D : Dose U.V. , mJ/cm²
 I : Intensité, mW/cm²
 T : temps d'exposition, s.

Ainsi, la notion de CT utilisée pour les désinfectants chimiques se traduit par un concept de IT pour la désinfection U.V.. Le choix de la dose à appliquer dépendra du micro-organisme cible (*Giardia*, *Cryptosporidium* ou virus) ainsi que du type d'application (eau de surface filtrée ou non filtrée, eau souterraine, etc.).

Pour de plus amples informations concernant le choix de la dose U.V. de conception, les log d'inactivation qu'il est possible d'atteindre et les critères à respecter pour se voir créditer les log d'inactivation, le lecteur peut se référer à la section 10.4.5.

11.2.6 Synthèse des informations requises pour le calcul du CT

À la page suivante, le tableau 11-12 résume les informations requises pour calculer le CT d'un bassin de désinfection.

Tableau 11-12 : Synthèse des informations de base nécessaires au calcul du CT pour la conception des nouvelles installations de traitement

Paramètres	Chlore	Ozone	ClO ₂	Rayons U.V.
Objectifs de désinfection	1. Micro-organisme visé (<i>Giardia</i> , <i>Crypto.</i> , virus) 2. log d'inactivation visé	1. Micro-organisme visé (<i>Giardia</i> , <i>Crypto.</i> , virus) 2. log d'inactivation visé	1. Micro-organisme visé (<i>Giardia</i> , <i>Crypto.</i> , virus) 2. log d'inactivation visé	1. Micro-organisme visé (<i>Giardia</i> , <i>Crypto.</i> , virus) 2. log d'inactivation visé
Paramètres hydrauliques	1. Débits de pointes horaires à la sortie ^{1,5,6} 2. Efficacité hydraulique (T ₁₀ /T) 3. Volume effectif pour la désinfection ³	1. Débits journaliers maximaux ¹ 2. Efficacité hydraulique (T ₁₀ /T)	1. Débits de pointes horaires à la sortie ^{1,5,6} 2. Efficacité hydraulique (T ₁₀ /T) 3. Niveau effectif pour la désinfection ³	Voir remarque 4
Caractéristiques de l'eau et/ou d'opération	1. Température ¹ 2. Concentration résiduelle prévue à la sortie des réserves ¹ 3. pH de l'eau durant la chloration ²	1. Ozone résiduel à la sortie de chacune des cellules 2. Température ¹	1. Température ¹ 2. Concentration résiduelle prévue à la sortie des réserves ¹	1. Absorbance U.V. 2. Présence de Fer ou de dureté ou de H ₂ S 3. Turbidité 4. Température
Autres informations à considérer*	1. Demande en chlore de l'eau à traiter 2. Nécessité de maintenir 0,30 mg Cl ₂ /L à la sortie des réserves 3. Formation des THM 4. Concentration nécessaire en désinfection secondaire (réseau)	1. Demande en ozone de l'eau à traiter 2. Formation de bromates 3. Formation de CODB 4. Présence de Mn	1. Demande en ClO ₂ de l'eau à traiter 2. Formation de chlorites/chlorates 3. Concentration nécessaire en désinfection secondaire	1. Encrassement des lampes 2. Voir remarque 4

1 : Tenir compte des variations temporelles sur une base saisonnière, mensuelle ou journalière.

2 : Prévoir que le pH peut varier dans la réserve suite à la reminéralisation.

3 : Volume correspondant à la réserve totale moins la réserve d'opération.

4 : Voir section 10.4.5 pour les critères de conception (débit, dose, etc.).

5 : Dans le cas d'une pré- ou d'une inter-désinfection, il est possible d'utiliser le débit journalier maximal.

6 : Choisir le débit de pointe caractéristique de l'installation (Qhoraire ou Qjournalier selon les installations),

* Liste non exhaustive.

11.3 Conception des réservoirs selon les besoins quantitatifs

11.3.1 Généralités

Les réservoirs d'eau potable permettent d'écarter la demande d'eau ce qui contribue à réduire la capacité des ouvrages de captage, des usines de traitement, des stations de pompage et des conduites d'adduction.

Les réservoirs d'eau potable peuvent aussi être utilisés pour équilibrer les pressions dans le réseau de distribution. Ils assurent aussi une sécurité contre les bris des ouvrages de captage, de traitement et d'amenée et ils peuvent aussi servir à assurer une réserve pour fins de protection contre les incendies.

La station de traitement comprend habituellement une réserve. On trouve également des réservoirs en réseau.

Un réservoir servant à contrôler la pression dans le réseau devrait être suffisamment élevé pour que sa fonction puisse s'accomplir gravitairement tout en étant, dans la mesure du possible, capable de se remplir durant la nuit sans pompage auxiliaire. Il doit se situer à l'intérieur ou à proximité du secteur où l'amélioration des pressions est requise.

Tout réservoir devrait se localiser le plus près possible des secteurs à desservir de façon à éviter l'installation de conduites de grand diamètre et réduire les pertes de charge.

11.3.2 Capacité

Le volume des réservoirs est habituellement établi comme étant la somme de la réserve d'opération et de la réserve incendie dans les cas où le réseau assure une telle protection. Ces réserves peuvent être réparties entre les différents réservoirs du système de traitement et de distribution.

Pour les projets où il est prévu une réserve dédiée pour les besoins de la désinfection (voir section 11.2). Le volume de cette réserve ne peut être inclus dans les calculs des réserves d'opération et d'incendie.

11.3.2.1 Réserve d'opération

La réserve d'opération permet de faire face aux variations horaires de débit dans le réseau de distribution et à des événements particuliers tels que bris de conduites principales, bris de pompe ou pannes à l'usine de traitement de l'eau.

Lorsque l'approvisionnement du réservoir se fait sur une base continue (24 heures par jour), la réserve d'opération doit correspondre à une valeur située entre 12 et 24 heures de la consommation journalière moyenne (typiquement entre 14 et 20 heures de la consommation journalière moyenne).

Dans le cas des réservoirs existants, des valeurs inférieures à 12 heures mais toujours supérieures à 6 heures peuvent être jugées acceptables si supportées par des données historiques visant à qualifier le degré de fiabilité du système existant.

11.3.2.2 Réserve d'incendie

Le débit d'incendie requis pour un édifice dépend de la superficie du bâtiment, de son type de construction, de sa vocation, de son voisinage et des moyens d'auto-protection dont il dispose. Ce dernier point est important car il implique qu'en favorisant l'installation d'équipements d'auto-protection dans les édifices d'importance (commerces, bureaux, usines, etc.), une municipalité pourrait diminuer substantiellement les débits d'incendie requis et par conséquent réduire les coûts des infrastructures d'aqueduc à installer.

En général, l'alimentation en eau des réseaux d'aqueduc offrant une protection contre l'incendie devrait être établie selon les règles techniques figurant dans le *Guide relatif à la réalisation des réseaux d'eau aux fins de protection contre l'incendie*, 1999, du Service d'inspection des assureurs incendie du Groupement technique des assureurs.

Le *Guide de conception* propose ici des critères de conception permettant d'offrir une alimentation en eau des réseaux d'aqueduc pour fins de protection incendie susceptibles d'assurer une protection minimale. Les municipalités qui désirent se doter d'une protection plus sécuritaire peuvent utiliser des contraintes plus sévères. Les critères proposés par le *Guide de conception* sont les suivants :

- Le réseau d'aqueduc avec protection incendie doit pouvoir fournir, en plus du débit journalier maximal, un débit d'incendie d'un minimum de 2000 L/min pour une durée d'au moins une (1) heure.
- La réserve d'incendie doit être évaluée à partir du débit d'incendie et de la durée déterminée au paragraphe précédent.
- Dans le cas où quelques bâtiments exigeraient des débits impliquant un accroissement de toute la capacité du réseau d'aqueduc, on devrait étudier d'autres solutions comme les moyens d'auto-protection, les sources d'approvisionnement alternatives telles que citernes et cours d'eau, de ne considérer que le caractère moyen du secteur à desservir, etc.
- Face à l'accroissement des coûts marginaux de l'approvisionnement en eau pour fins de protection contre les incendies, il incombe à la municipalité de juger de sa nécessité en comparaison des économies et des avantages sociaux qu'apporte un tel niveau de protection ainsi que l'impact sur la qualité de l'eau distribuée.

11.4 Type de réservoirs d'eau potable

11.4.1 Généralités

Dans la conception d'un réservoir d'eau potable, on doit viser à assurer la stabilité et la durabilité de l'ouvrage ainsi que la qualité de l'eau traitée emmagasinée.

11.4.2 Type de réservoirs

Les réservoirs d'eau potable peuvent être de type souterrain en béton armé ou hors-terre en acier. Pour les constructions hors-terre, on retrouvera les réservoirs de type élevé ou cylindrique. Les réservoirs d'eau potable hors-terre en béton précontraint ne sont pas acceptés.

11.4.2.1 Réservoir souterrain

Ce type de réservoir est généralement employé lorsque le réservoir est construit à même la station de traitement de l'eau ou lorsque le site est suffisamment élevé afin d'assurer une pression adéquate par gravité pour le réseau desservi. Lorsque construit à même la station de traitement de l'eau, le réservoir sera généralement utilisé en combinaison avec une station de pompage de type « haut niveau » qui assure un débit et une pression convenables au réseau de distribution.

11.4.2.2 Réservoir cylindrique

Lorsqu'il n'y a aucun site ayant une élévation suffisante pouvant assurer des pressions adéquates dans le réseau de distribution à partir d'un réservoir souterrain, on utilise parfois un réservoir cylindrique, lequel comprend une réserve de soutien assurant l'élévation nécessaire à la réserve utile.

La conception, les matériaux, la fabrication et l'installation des réservoirs cylindriques en acier doivent être conformes aux exigences des normes AWWA D100, D101, D102 et D103.

11.4.2.3 Réservoir élevé

Lorsqu'il n'y a aucun site ayant une élévation suffisante pouvant assurer des pressions adéquates dans le réseau de distribution à partir d'un réservoir souterrain, on utilise parfois un réservoir élevé.

Ce type de réservoir est supporté par des piliers et s'utilise dans les mêmes conditions qu'un réservoir cylindrique, sauf que la hauteur requise pour assurer une pression adéquate est généralement élevée.

La conception, les matériaux, la fabrication et l'installation des réservoirs élevés en acier doivent être conformes aux exigences des normes AWWA D100, D101, D102 et D103.

11.4.2.4 Réservoir sous pression

Les réservoirs hydropneumatiques ne sont acceptables que pour les petits réseaux desservant 50 logements ou moins et n'assurant aucune protection contre les incendies.

Le volume d'un réservoir hydropneumatique doit correspondre au fonctionnement d'environ 10 minutes de la pompe de plus grande capacité. Par exemple, une pompe de 400 L/min doit avoir un réservoir d'au moins 4000 litres.

11.5 Autres éléments de conception des réservoirs d'eau potable

11.5.1 Protection des réservoirs

11.5.1.1 Protection sanitaire

Le fond du réservoir devrait autant que possible se situer au-dessus du niveau de la nappe phréatique et de tout niveau possible d'inondation. Un système de drainage peut être avantageux pour empêcher la nappe d'eau d'atteindre le fond du réservoir;

Quand le fond du réservoir se situe sous la surface du sol, aucune conduite d'égout, service privé, conduite de gaz naturel, mare d'eau stagnante ou autres sources semblables de contamination, ne doit se situer à moins de 15 mètres des parois du réservoir. Toutefois, une conduite d'aqueduc ayant subi des tests à une pression de 345 kPa sans perte d'eau peut être utilisée comme conduite d'égout à écoulement libre à une distance moindre que 15 mètres mais supérieure à 6 mètres.

Tout réservoir d'eau potable doit avoir un toit et un couvercle empêchant l'intrusion de poussière, d'insectes et autres animaux, de façon à maintenir la qualité de l'eau. Dans le cas d'un réservoir recouvert de terre, le toit doit être parfaitement étanche.

Une clôture, des verrous sur les regards d'accès et autres précautions utiles doivent être prises pour empêcher l'entrée d'intrus, le vandalisme ou le sabotage.

Le système de drainage d'un réservoir doit être conçu de façon à assurer le maximum de sécurité contre les retours d'eau et l'invasion par la vermine. Des accessoires comme les vannes à clapets ou des dispositifs anti-retour n'assurent pas nécessairement cette sécurité maximale. De plus, le système de drainage d'un réservoir ne doit pas être raccordé à un réseau d'égout.

Le terrassement autour du réservoir doit être conçu de façon à éloigner les eaux de ruissellement.

11.5.1.2 Trop-plein

Tout réservoir doit avoir un trop-plein se déversant à une élévation de 30 à 60 cm au-dessus du sol, au-dessus d'une entrée de drain ou d'une plaque de dispersion. Aucun trop-plein ne doit être raccordé à une conduite d'égout domestique, unitaire ou pluviale.

L'ouverture de trop-plein doit être dirigée vers le bas et être munie d'une grille non-corrosive de 9.5 mailles au centimètre, installée à l'intérieur de la conduite de façon à empêcher sa détérioration par un acte de vandalisme.

Le tuyau de trop-plein doit avoir un diamètre suffisant pour permettre l'évacuation du surplus d'eau correspondant au taux maximal d'entrée d'eau dans le réservoir.

11.5.1.3 Accès

Tout réservoir doit avoir des ouvertures d'accès pour permettre le nettoyage et la réparation. Les regards d'accès au-dessus du plan d'eau doivent :

- avoir une bordure surélevée d'au moins 10 cm, et préférablement de 15 cm. Pour les réservoirs de surface ou souterrain, les regards d'accès doivent se situer à au moins 0.6 mètre au-dessus du niveau final du sol;
- être fermés avec un couvercle étanche recouvrant la bordure du regard et se prolongeant d'au moins 5 cm le long de cette bordure. Le drain des trappes d'accès ne doit pas se drainer dans le réservoir;
- être munis d'un gond sur l'un de ses côtés;
- être pourvus d'un dispositif de verrouillage.

11.5.1.4 Ventilation

Tout réservoir doit être ventilé adéquatement. Il est à noter que le trop-plein ne peut pas être utilisé comme conduite de ventilation. Des ouvertures entre le toit et les murs du réservoir ne sont pas acceptables comme moyens de ventilation. Les conduites de ventilation doivent :

- empêcher l'intrusion d'eau de surface ou de pluie;
- éviter l'entrée d'oiseaux ou autres animaux;
- empêcher l'entrée d'insectes et de poussière en autant que cette exigence est compatible avec une ventilation efficace. Pour des réservoirs élevés ou cylindriques, un grillage non-corrosif d'au moins 1.6 maille au centimètre peut être employé à cette fin.

11.5.1.5 Toit et parois latérales

Le toit et les parois latérales doivent être étanches, sans aucune ouverture à l'exception de celles prévues pour les conduites de ventilation, les regards d'accès, les trop-pleins, les drains de vidanges, les tuyaux d'entrée et de sortie d'eau.

Tous les tuyaux traversant le toit ou la paroi d'un réservoir métallique doivent être soudés ou convenablement scellés à la paroi. Pour les réservoirs en béton, ces conduites doivent être reliées à des ancrages mis en place lors du coulage du béton.

Les ouvertures dans le plafond d'un réservoir, requises pour l'installation des appareils de contrôle et les colonnes des pompes, doivent être protégées de façon à empêcher l'intrusion d'eau de surface ou souterraine à l'intérieur du réservoir.

Les vannes et les appareils de contrôle doivent se situer à l'extérieur du réservoir de manière à ce que les tiges des vannes ou autres tiges similaires ne traversent le toit, le couvercle ou la paroi du réservoir. Si cela n'est pas possible, il faut bien protéger les ouvertures dans le toit du réservoir des intempéries et des intrusions d'eau.

11.5.1.6 Drainage du toit

Le toit de tout réservoir doit être drainé efficacement. Les gouttières de descente ne doivent pas pénétrer à l'intérieur du réservoir. Les parapets ou autres constructions similaires qui pourraient retenir l'eau ou la neige sur le toit sont à proscrire.

11.5.1.7 Passerelles intérieures

Toute passerelle surplombant un plan d'eau à l'intérieur d'un réservoir doit avoir un plancher sans trou avec des bordures relevées pour empêcher la chute de débris dans l'eau.

11.5.1.8 Arrêt des sédiments

Toute conduite de sortie d'eau d'un réservoir doit être installée de façon à empêcher l'entraînement des sédiments dans le réseau de distribution. Un dispositif d'arrêt des boues doit être prévu là où c'est nécessaire.

11.5.1.9 Compartiments adjacents

L'eau potable ne doit pas être emmagasinée dans un compartiment adjacent à un autre contenant de l'eau non potable.

Lorsque de l'eau potable est emmagasinée dans un compartiment adjacent à un contenant de l'eau non potable, il doit y avoir un vide entre les murs des deux (2) compartiments. Le vide entre les deux (2) murs doit être drainé.

11.5.1.10 Structure

Les murs de tout réservoir doivent résister aux pressions internes et externes sous toutes les conditions de niveau à l'intérieur du réservoir et à l'extérieur s'il est enfoui.

Dans le cas de réservoir enfoui, celui-ci doit être conçu pour éviter sa flottaison et pour résister aux pressions induites par le remblayage du réservoir lorsque ce dernier est vide.

11.5.2 Fonctionnement des réservoirs

11.5.2.1 Gel

Tous les réservoirs et leur équipement tels que conduites, trop-pleins, évènements, etc., doivent être conçus de façon à éviter que le gel nuise à leur fonctionnement normal.

11.5.2.2 Interruption de service

Tout réservoir doit être conçu de façon à permettre l'opération du réseau pendant sa réparation ou son nettoyage.

Il est préférable d'aménager le réservoir en deux (2) ou plusieurs compartiments de manière à ce que un (1) ou plusieurs compartiments puissent être maintenus en opération pendant les opérations de nettoyage de un (1) ou plusieurs autres compartiments.

11.5.2.3 Variation de niveaux

La variation maximale entre le haut et le bas niveau d'eau à l'intérieur d'un réservoir dont la fonction est d'assurer le maintien d'une pression adéquate dans le réseau, ne devrait pas excéder 9 mètres.

Des appareils de contrôle adéquats doivent être installés pour maintenir les niveaux d'eau dans le réservoir et pour contrôler le remplissage. Des indicateurs de niveau d'eau doivent être installés dans un endroit facilement accessible pour assurer une surveillance constante.

Un système d'alarme de trop-plein et de bas niveau doit être installé en un endroit facilement accessible pour être en mesure d'assurer une surveillance constante.

11.5.2.4 Stagnation de l'eau

Une bonne circulation de l'eau dans le réservoir est nécessaire afin d'éviter la stagnation.

11.5.3 Sécurité des employés

Des échelles, des rampes et des entrées sécuritaires doivent être prévues aux endroits appropriés.

Des rampes doivent être prévues sur les réservoirs élevés ou cylindriques entre la rampe de montée et le regard d'accès.

11.5.4 Accessoires pour les réservoirs sous pression

Un réservoir hydropneumatique doit être pourvu d'une conduite de détournement afin de permettre l'opération du réseau lors de sa réparation ou de son nettoyage.

Chaque réservoir doit avoir un regard d'accès, un drain et des équipements de contrôle comprenant un manomètre, un hublot, une vanne de vidange d'air automatique ou manuelle, un appareil pour injecter de l'air à l'intérieur du réservoir et un contrôle d'arrêt-départ des pompes.

11.5.5 Peinture et recouvrement cathodique

Une protection appropriée doit être donnée aux surfaces métalliques au moyen d'une peinture ou d'un recouvrement cathodique, ou les deux, ou d'un autre revêtement protecteur. Avant l'application d'un enduit protecteur, la surface doit être soigneusement nettoyée.

Tous les matériaux de recouvrement des surfaces d'un réservoir d'eau venant en contact avec de l'eau potable doivent être conformes à la norme BNQ 3660-950 ou certifiés et listés par la NSF (National Sanitation Foundation).

11.5.6 Test d'étanchéité

Tous les réservoirs d'eau potable doivent faire l'objet d'un test d'étanchéité lorsque le réservoir est rempli jusqu'à son niveau de débordement.

Pour les réservoirs en béton armé, la limite de fuite permise est de 1,5 cm après trois (3) jours, en considérant que le béton a été saturé avant le début de l'essai.

Pour les réservoirs en acier, aucune fuite ne sera permise après 24 heures.

11.5.7 Désinfection

Avant sa mise en opération, tout réservoir d'eau potable doit être nettoyé et désinfecté conformément à la norme C652 de l'AWWA intitulée « Disinfection of Water-Storage Facilities ».

Deux séries consécutives ou plus d'échantillons prélevés à des intervalles de 24 heures doivent indiquer l'absence de contamination bactériologique avant la mise en opération du réservoir.

Les méthodes d'élimination des eaux chlorées utilisées dans le nettoyage et la désinfection des réservoirs doivent être approuvées par les Directions régionales du ministère de l'Environnement.

VOLUME 1

CHAPITRE 12

12.	TRAITEMENT DES GOÛTS ET ODEURS.....
12.1	Origine des goûts et odeurs
12.2	Conditions d'applications.....
12.3	Critères de conception

12. TRAITEMENT DES GOÛTS ET ODEURS

Ce chapitre présente une synthèse des informations regroupées dans le volume 2.

12.1 Origine des goûts et odeurs

Les goûts et odeurs ont diverses origines. Parmi les principales notons:

- Les substances inorganiques : H_2S (œufs pourris), fer (rouille), manganèse, etc.;
- Les bactéries telles que les *Actinomycètes* et les *Cyanobacter* qui génèrent des métabolites (MIB et Geosmine) dégageant des goûts et odeurs de moisissure et de terre. Il s'agit des problèmes de goûts et d'odeurs les plus fréquemment répertoriés. La fin de l'été est une période propice à leur apparition;
- Les algues bleues, vertes, flagellées pigmentées, les diatomées, etc. dont les métabolites peuvent générer des goûts et odeurs d'herbe, de pourriture, de fosse septique, de poisson, de concombre, d'épices, etc. Les algues bleues, qui apparaissent également vers la fin de l'été, génèrent, même en très petite quantité, des problèmes importants de goûts et d'odeurs au Québec;
- L'azote ammoniacal et l'azote organique peuvent être à l'origine de sérieux problèmes de goûts et d'odeurs après une chloration.

L'intensité des odeurs peut se mesurer par la méthode du « seuil olfactif » décrite au *Standard Methods* ou par la méthode du profil de flaveur décrite dans le document de l'AWWARF/LE 1987.

12.2 Conditions d'application

Lorsqu'un problème de goûts et d'odeurs se présente, l'exploitant peut envisager l'un ou l'autre des procédés suivants :

- L'adsorption sur charbon actif;
- L'oxydation chimique (principalement l'ozone);
- Le traitement biologique (la filtration lente et la filtration sur charbon actif biologique).

L'aération est généralement peu efficace pour les composés rencontrés dans la nature (sauf H_2S), mais son utilisation peut s'avérer intéressante pour les composés anthropiques qui sont volatils (constante de Henry supérieure à $10^{-3} \text{ m}^3 \text{ atm/mole}$).

Le procédé de coagulation-décantation-filtration ne réduit pas les goûts et odeurs, mais il peut aider à prévenir leur apparition en enlevant les algues avant leur lyse par les désinfectants qui risquent de conduire à la libération de substances odorantes.

12.3 Critères de conception

De façon générale, des essais pilotes sont requis pour déterminer les critères de conception des procédés de traitement utilisés. Néanmoins, on peut se baser sur les éléments suivants pour faire un choix préliminaire de procédé :

- Le charbon actif en grain (CAG) est reconnu comme étant le procédé le plus efficace contre les goûts et odeurs. Le temps de contact en fût vide (*Empty Bed Contact Time ou EBCT*) de conception pour l'élimination quasi complète des goûts et odeurs varie de 5 à 15 minutes et peut atteindre 30 minutes dans certains cas. Parfois, l'antracite d'un filtre bi-couche est remplacé par du charbon actif. Dans ce cas, le temps de contact en fût vide est inférieur et l'efficacité du traitement moindre; le charbon actif en poudre est reconnu pour être légèrement moins efficace que le CAG, mais il a comme avantage de pouvoir être interrompu en absence de problèmes de goûts et d'odeurs et de nécessiter des installations moins coûteuses. Le dosage de conception doit pouvoir être ajusté entre 3 mg/L et 30 mg/L en absence d'essais prolongés. Au-delà de 30 mg/L sur une base continue, le CAG devrait être envisagé pour des raisons économiques;
- L'ozone est de loin le meilleur oxydant pour le contrôle des goûts et odeurs. Un temps de contact adéquat doit être assuré afin que les réactions chimiques soient complétées. L'ozone est généralement employé pour le traitement des eaux présentant un degré d'odeurs élevé. Il est relativement efficace pour le traitement des composés MIB et Geosmine. Pour ces métabolites, on cite une efficacité de l'ordre de 50 à 95% pour un dosage d'ozone variant de 2 à 4 mg/L. Son emploi est habituellement suivi d'une biofiltration afin de réduire le carbone organique assimilable présent dans l'eau brute et celui résultant de l'ozonation. La pré-ozonation est possible mais elle nécessite généralement un dosage plus élevé que l'inter-ozonation (eau décantée);
- La filtration lente ainsi que celle sur charbon actif biologique ont un avenir prometteur pour le traitement des goûts et des odeurs. Le traitement efficace des phénols fut observé à plusieurs endroits alors que le MIB et le Geosmine étaient enlevés à 50%. Employée conjointement à une préozonation, l'efficacité de la biofiltration permettrait d'atteindre des taux d'élimination très élevés du MIB et du Geosmine (> 90%);
- Dans le cas de problèmes de goûts et d'odeurs générés par la présence d'azote ammoniacal (formation de dichloramines ou de trichloramines), une chloration au point critique (ratio Cl_2/NH_3 d'environ 8 pour 1) permet de remédier à la situation;
- L'usage du sulfate de cuivre est interdit pour le traitement des goûts et des odeurs.

VOLUME 1

CHAPITRE 13

13.	STABILISATION ET CONTRÔLE DE LA CORROSION
13.1	Ajustement du pH et de l'alcalinité
13.2	Reminéralisation
13.3	Ajout d'inhibiteurs chimiques

13. STABILISATION ET CONTRÔLE DE LA CORROSION

Ce chapitre présente un résumé des principales méthodes de stabilisation de l'eau et de contrôle de la corrosion. Le volume 2 présente une information plus complète sur ce sujet.

La corrosion interne des conduites d'aqueduc est un phénomène complexe qui cause très souvent une détérioration de la qualité de l'eau distribuée, une diminution des performances hydrauliques ainsi qu'une augmentation des coûts de distribution de l'eau. Une liste des principaux coûts attribuables à la corrosion est présentée dans la section 13.2 du volume 2; ils vont de l'augmentation du coût de pompage relié à la présence de dépôts à l'augmentation de la demande en chlore en passant par les plaintes des consommateurs liées à la couleur de l'eau ou à son mauvais goût.

La corrosivité de l'eau dépend de plusieurs facteurs, dont :

- Les caractéristiques de l'eau; un tableau tiré du manuel « Internal Corrosion of Water Distribution Systems » dresse une liste des principaux facteurs qui influencent la corrosion ainsi que ses effets sur la qualité de l'eau;
- Les conditions hydrauliques : la vitesse de l'eau, le temps de séjour, la température;
- La nature des matériaux avec lesquels l'eau entre en contact; un tableau tiré du manuel « A Handbook of Community Water Supplies » présente, pour chaque matériau (cuivre, acier doux, fonte, etc.), sa résistance à la corrosion ainsi que les principaux contaminants qui résultent des réactions de corrosion (fer, cuivre, plomb, turbidité, couleur, etc.);
- La croissance bactérienne qui contribue à la corrosion en fournissant un milieu propice aux réactions corrosives.

La recherche de solutions pour régler un problème de corrosion nécessite une bonne compréhension du problème. Les principales méthodes qui permettront au concepteur de poser un bon diagnostic sont présentées dans le volume 2 et certaines sont décrites de façon détaillée.

Le contrôle de la corrosion et de l'entartrage nécessite premièrement un bon choix de matériaux et le respect de plusieurs recommandations de conception qui sont énumérées dans le volume 2. Pour un réseau existant, il est essentiel d'avoir un bon programme d'entretien du réseau (tel qu'un programme de rinçage unidirectionnel). Lorsque les problèmes liés à la corrosion persistent, il peut s'avérer nécessaire de modifier les caractéristiques chimiques de l'eau afin de la rendre moins agressive (ou entartrante). Plusieurs méthodes existent et peuvent être classées en trois catégories. Pour plus d'information sur chaque méthode, le concepteur est prié de se référer au volume 2.

13.1 Ajustement du pH et de l'alcalinité.

L'ajustement du pH et de l'alcalinité est la méthode de contrôle de la corrosion la plus courante puisqu'elle agit à la fois sur les phénomènes électrochimiques de la corrosion et sur la solubilité de carbonate de calcium qui peut servir de couche de protection. Cette méthode est aussi souvent la plus économique. L'ajustement du pH et de l'alcalinité peut être fait selon plusieurs méthodes présentées dans le tableau 13-1 suivant :

1. Tableau 13-1 : Synthèse des méthodes d'ajustement de pH et d'alcalinité

Produit pour l'ajustement du pH	pH	Alcalinité totale	Dureté totale	g de produit pur par gramme de CO ₂ agressif	Augmentation de l'alcalinité (mg CaCO ₃ / L) par 1 mg / L	Augmentation de Na ⁺ par 1 mg / L
Élimination du CO ₂ par aération	+	0	0			
Soude caustique (NaOH) (solution à 50 %)	+	+	0	0,91	1,25	0,58
Chaux (Ca(OH) ₂) (solution à 93 %)	+	+	+	0,84	1,26	
Carbonate de sodium (Na ₂ CO ₃)	+	+	0	2,4	0,94	0,43
Filtration sur produits alcalino-terreux	+	+	+	1,6 à 2,2		
Bicarbonate de sodium (NaHCO ₃)	+	+	0		0,60	

2.13.2 Reminéralisation

La reminéralisation d'une eau s'applique aux eaux trop douces de façon à augmenter l'alcalinité et/ou la dureté. La reminéralisation s'effectue généralement en début de filière de traitement pour améliorer les traitements subséquents (p. ex., la coagulation). Plusieurs méthodes peuvent être appliquées :

- Méthode de gaz carbonique et chaux;
- Méthode de gaz carbonique et carbonate de calcium;
- Méthode de bicarbonate de sodium et sel de calcium;
- Méthode de bicarbonate de sodium et chaux;
- Méthode de carbonate de sodium et gaz carbonique;
- Méthode d'acide sulfurique et carbonate de calcium.

13.3 Ajout d'inhibiteurs chimiques

Dans certains cas, une bonne gestion du réseau et la modification des caractéristiques de l'eau ne suffisent pas à éliminer les problèmes de corrosion. Il faut alors recourir à l'ajout d'inhibiteurs de corrosion en plus, la plupart du temps, d'un ajustement préalable du pH.

Plusieurs produits sont disponibles sur le marché :

- Produits à base de phosphates (orthophosphates, polyphosphates, phosphates de zinc, mélange de phosphates);
- Produits à base de silicates;
- Mélange de produits à base de phosphates et de silicates.

La forme de phosphate qui peut inhiber les réactions de corrosion est l'orthophosphate. Les polyphosphates ne sont pas des inhibiteurs de corrosion, sauf la faible partie qui s'hydrolyse en orthophosphates. Les polyphosphates sont plutôt utilisés pour séquestrer les métaux et ainsi prévenir l'eau rouge. Les pyrophosphates, pour leur part, ont des propriétés dispersantes; ils peuvent donc, dans certaines conditions, favoriser une diminution des dépôts de corrosion. Les phosphates de zinc peuvent, quant à eux, favoriser la formation d'une couche protectrice. Le concepteur devra toutefois être prudent car le zinc peut causer des problèmes environnementaux.

Les silicates sont surtout de bons agents séquestrants qui peuvent diminuer les problèmes d'eau rouge.

VOLUME 1

CHAPITRE 14

14. TRAITEMENT DES BOUES ET DES EAUX DE PROCÉDÉ	
14.1 Caractérisation	
14.2 Rejet au réseau d'égout municipal	
14.2.1 <i>Impact des rejets sur le réseau d'égout municipal</i>	
14.2.2 <i>Détermination des infrastructures nécessaires</i>	
14.3 Rejet au milieu récepteur	
14.3.1 <i>Identification des points de rejet</i>	
14.3.2 <i>Vérification des critères opérationnels pour chacun des points de rejet</i>	
14.3.3 <i>Infrastructures nécessaires</i>	
14.4 Traitement des eaux de procédés	
14.4.1 <i>Traitement des eaux de lavage des filtres gravitaires</i>	
14.4.1.1 <i>Décantation</i>	
14.4.1.2 <i>Lagunage</i>	
14.4.1.3 <i>Déchloration</i>	
14.4.2 <i>Traitement des eaux de lavage des filtres de déferrisation et de démanganisation</i>	
14.4.3 <i>Autres eaux de procédé</i>	
14.4.3.1 <i>Échangeur d'ions</i>	
14.4.3.2 <i>Procédés membranaires</i>	
14.5 Traitement des boues	
14.5.1 <i>Caractéristiques des boues</i>	
14.5.2 <i>Procédés applicables</i>	
14.5.2.1 <i>Lagunage</i>	
14.5.2.2 <i>Épaississement</i>	
14.5.2.3 <i>Déshydratation mécanique</i>	
14.5.2.4 <i>Lits de séchage conventionnels</i>	
14.5.2.5 <i>Lits de séchage par gel-dégel</i>	
14.5.2.6 <i>Destination finale</i>	

14. TRAITEMENT DES BOUES ET DES EAUX DE PROCÉDÉ

Le concepteur doit prévoir le traitement et/ou la disposition des eaux sanitaires, des eaux de procédé (eaux de lavage, concentrats et autres) ainsi que des boues. Dans certains cas, cette préoccupation peut influencer les choix de procédés.

Les eaux sanitaires doivent être dirigées directement vers le réseau d'égout ou un système de traitement des eaux usées approuvé. Les eaux de procédé et les boues doivent être séparées des eaux sanitaires pour éviter de traiter l'ensemble comme des eaux usées sanitaires. La figure 14-1 présente, sous forme d'arbre décisionnel, les différentes possibilités de traitements et de rejets.

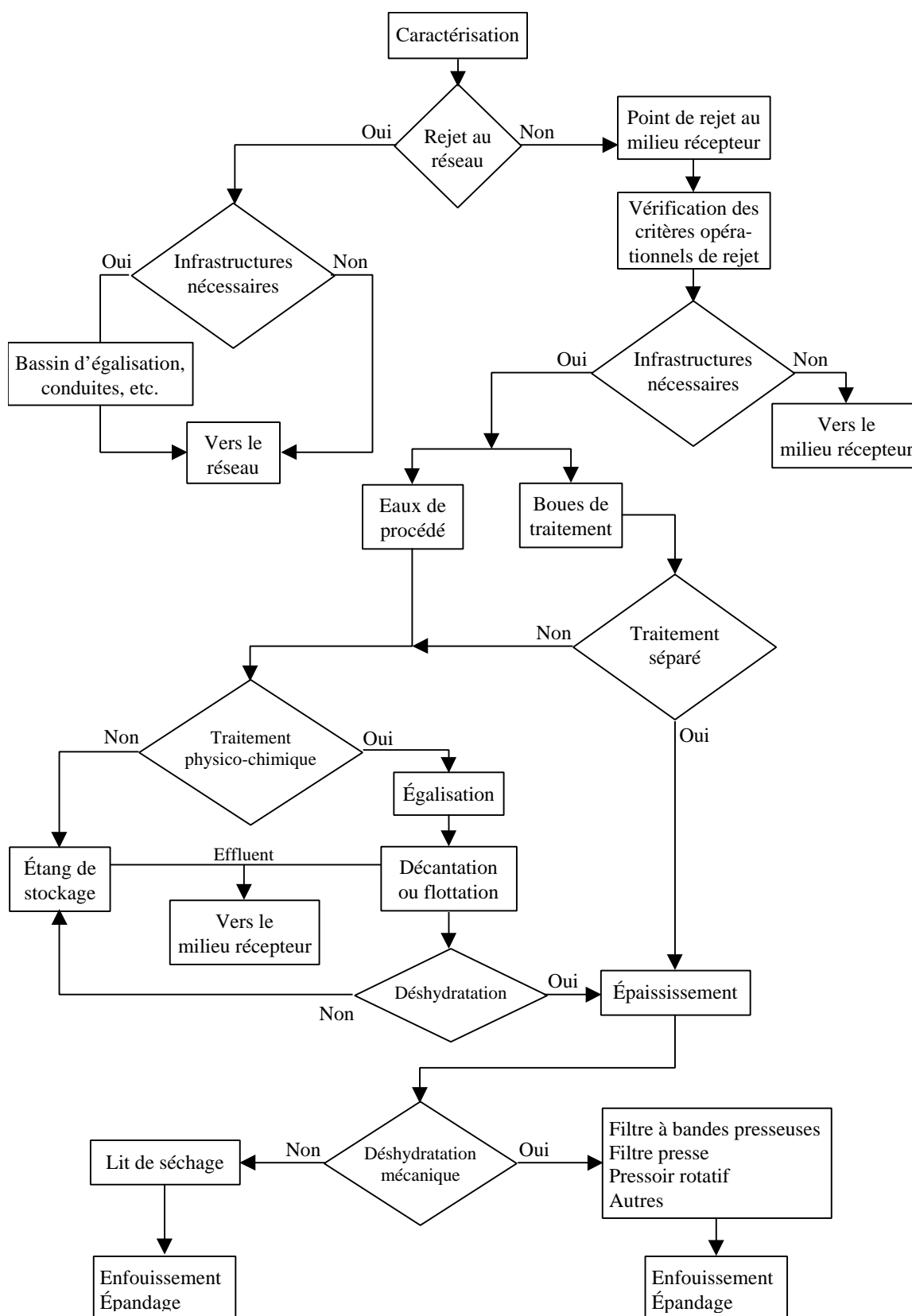
14.1 Caractérisation

Les eaux de procédé et les boues doivent faire l'objet d'une caractérisation selon le programme d'échantillonnage présenté dans le tableau 14-1 ci-après :

Tableau 14-1 : Programme d'échantillonnage et paramètres à analyser pour la caractérisation des eaux de procédé et des boues

	Boues des décanteurs statiques	Boues des décanteurs dynamiques	Eaux de lavage de filtres (2 lavages)		Autres (concentré, eaux de lavage, etc.)
Échantillonnage	1) Échantillonnage instantané des boues et hauteur des boues en différents points 2) Évaluer le volume de boues évacué périodiquement	1) Échantillonnage composé d'un mélange de boues issu de chaque décanteur 2) Évaluer le volume de boues purgées quotidiennement	1) Échantillonnage instantané à toutes les minutes 2) Échantillonnage composé de tous les prélèvements instantanés 3) Évaluer le volume journalier produit		1) Échantillonnage représentatif de chaque rejet typique 2) Évaluer les volumes purgés quotidiennement (chaque type)
Analyse	Boues	Boues	Instant.	Composé	Autres rejets
DBO ₅	X	X		X	X
DCO	X	X		X	X
MES	X	X	X	X	X
MES décantées (2 heures)	X	X		X	X
MVES	X	X		X	X
NTK	X	X		X	X
NH ₃ -NH ₄ ⁺	X	X		X	X
Phosphore	X	X		X	X
Al extractible	X	X	X	X	
Al soluble	X	X		X	
Cl résiduel libre			X	X	X
Cl résiduel total			X	X	X
pH	X	X	X	X	X
Alcalinité	X	X		X	X
Dureté	X	X		X	X
Autres éléments significatifs	(Ar, Fe, Mn, F, essais de toxicité sur truites et daphnies, etc.)				

Figure 14-1 : Arbre décisionnel pour le traitement des eaux de procédé et des boues



14.2 Rejet dans le réseau d'égout municipal

14.2.1 Impact des rejets sur le réseau d'égout municipal

Le rejet des eaux usées dans le réseau d'égout municipal domestique ou unitaire est la solution à privilégier lorsque possible. Toutefois, avant de retenir ce scénario, il faut évaluer l'impact de ces rejets sur les ouvrages d'assainissement comme le réseau d'égout, les ouvrages de régulation de débit, les postes de pompage et l'installation de traitement des eaux usées. De façon générale, les eaux recueillies doivent être amenées via le réseau d'égout à la station d'épuration sans possibilité de participer à un trop-plein ou à une surverse.

14.2.2 Détermination des infrastructures nécessaires

En fonction des débits à véhiculer dans les différents ouvrages d'assainissement, il faut déterminer les infrastructures nécessaires (bassins d'égalisation par exemple) pour que ces eaux puissent transiter sans causer de nuisance aux utilisateurs actuels. De façon générale, les boues doivent être acheminées directement au réseau.

14.3 Rejet dans le milieu récepteur

Lorsqu'il n'y a pas de réseau d'égout à proximité ou en alternative au rejet à l'égout, il faut prévoir les infrastructures qui seront nécessaires pour traiter adéquatement ces eaux avant de les rejeter dans le milieu récepteur.

14.3.1 Identification des points de rejet

Le concepteur doit établir les différents points de rejet possibles en prenant en considération l'impact sur le milieu récepteur et sur les activités en aval (prises d'eau, usages récréo-touristiques, etc.).

14.3.2 Vérification des critères opérationnels pour chacun des points de rejet

Les rejets dans le milieu récepteur devront respecter les limites technologiques ou les critères opérationnels suivants :

- Matières en suspension (MES) < 20 mg/L;
- Aluminium total < 3 mg/L;
- Fer total < 5 mg/L;

La limite technologique de 20 mg/L en MES permet aussi de réduire les métaux associés pour lesquels il n'y a pas de critères opérationnels. Pour les paramètres autres que les métaux (paramètres organiques et inorganiques), la quantité rejetée dans le milieu récepteur doit être la plus faible possible en fonction des technologies disponibles. Par contre, il doit être démontré que le rejet ne sera pas toxique pour la faune aquatique, surtout en fonction des produits ajoutés dans la station de production d'eau potable. Le chlore résiduel fait partie des paramètres à surveiller (le critère opérationnel de rejet au milieu naturel à atteindre pour la concentration de chlore résiduel total est de 0,05 mg/L).

14.3.3 Infrastructures nécessaires

En fonction de la caractérisation des eaux de procédé et des boues ainsi que des critères de rejet qui auront été établis, le concepteur pourra déterminer les différentes infrastructures nécessaires pour chacun des points de rejet et ce, de manière à établir le scénario le plus économique.

Dans la plupart des installations, les eaux de procédé et les boues doivent recevoir un traitement. Après traitement, les effluents liquides sont rejetés dans les cours d'eau récepteurs alors que les boues et déchets solides résultant de ce traitement doivent être éliminés adéquatement (section 14.5.2.6). Dans certains cas particuliers, le rejet direct (sans traitement) dans un cours d'eau des eaux de procédé et des boues de l'installation de traitement d'eau potable est possible dans certaines conditions (selon la caractérisation et le point de rejet).

14.4 Traitement des eaux de procédé

Les eaux de procédé les plus fréquemment rencontrées sont les eaux de lavage des filtres utilisés en traitement d'eau de surface ou d'eau souterraine. On retrouve aussi dans cette catégorie les concentrés des traitements par membrane ainsi que les eaux de régénération des échangeurs d'ions. Le tableau 14-2 présente des caractéristiques typiques de ces eaux de procédé. Celles-ci peuvent varier selon les applications. Les traitements devront correspondre à ces caractéristiques.

Tableau 14-2 : Caractéristiques des eaux de procédé

	Eaux de lavage des filtres			Eaux de procédé		
Eau brute	Surface	Souterrain e	Souterrain e	Souterrain e	Surface	Souterraine
Procédé	Conventionnel	Précipitation à la chaux	Enlèvement du Fe et Mn	Échangeur d'ions	NF	OI et NF
Turbidité (UTN)	50 à 97	Turbides, colorées et chargées en chaux, fer, calcium, carbonates, magnésium	ND	ND	Les caractéristiques de ces rejets et leur traitement sont très variables et dépendent beaucoup de la technologie utilisée (voir section 14.4.2 et volume 2)	
Al total (mg/L)	29 à 76		ND	ND		
Fe total (mg/L)	3 à 19		50 à 1000	ND		
Mn total (mg/L)	12 à 22		0,5 à 30	ND		
Cl résiduel (mg/L)	0,1 à 1,1		ND	ND		
MES (mg/L)	ND		300 à 2000	ND		
Na ⁺ (mg/L)	ND		ND	2000 à 5000		
Cl ⁻ (mg/L)	ND		ND	9000-22 000		
Dureté (mg/L de CaCO ₃)	ND		ND	11 000 à 23 000		
Nitrates (mg/L)	ND		ND	6000		

ND Non-déterminé

14.4.1 Traitement des eaux de lavage des filtres gravitaires

14.4.1.1 Décantation (voir aussi section 9.8)

En général, une période de décantation de 6 à 24 heures est suffisante pour produire un effluent faible en turbidité et en aluminium. Les décanteurs mécaniques sont munis d'un système de raclage de fond et de soutirage de boues. Dans les décanteurs statiques, il faut prévoir un volume additionnel pour le stockage de boues entre les vidanges. Pour optimiser le fonctionnement de ces décanteurs, il faut prévoir un bassin de stockage et d'égalisation des eaux de lavage pour régulariser les débits d'eau qui alimentent le décanteur. Le taux de décantation peut varier entre 0,48 et 1,92 m/h. Le dosage d'un polymère anionique et l'utilisation de lamelles permettent d'augmenter le taux de décantation.

La décantation produit un effluent faible en turbidité (0,8 à 2,5 UTN), en aluminium (1,0 à 2,3 mg/L), en fer (<5 mg/L) et en chlore résiduel libre (<0,1 mg/L). Les boues extraites du décanteur ont une teneur en solides de 0,5 à 1,5%.

14.4.1.2 Lagunage

Les eaux de lavage des filtres peuvent être traitées par lagunage selon les règles suivantes :

- La profondeur minimale est de 1,5 m;
- Les étangs doivent comporter un minimum de deux cellules qui peuvent être isolées séparément pour faciliter les vidanges et l'entretien;
- Les étangs doivent être munis d'ouvrages d'entrée permettant une bonne répartition des eaux de lavage et d'ouvrages de sortie afin de minimiser l'entraînement des solides et des algues dans le milieu récepteur;
- Les étangs doivent être situés de préférence au moins à 150 m des habitations;
- Il faut aménager des fossés de dérivation des eaux de surface autour des étangs.

Seul l'effluent des étangs peut être rejeté dans un cours d'eau, et ce s'il respecte les critères de rejet établis. Lors de la conception des étangs, le concepteur doit prévoir un système pour extraire les boues et les déshydrater. La vidange des étangs doit être faite quand les concentrations de fer ou des matières en suspension dépassent les critères de rejet. La conception des étangs doit prévoir une capacité de stockage de solides de 2 à 3 ans tout en tenant compte de l'épaisseur de la couche de glace en hiver. L'effluent du lagunage est habituellement faible en turbidité (4 à 5 UTN), en chlore libre (<0,1 mg/L), en aluminium total (<1,0 mg/L) et en manganèse (0,7 mg/L).

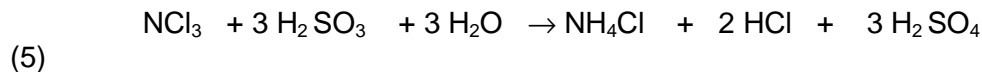
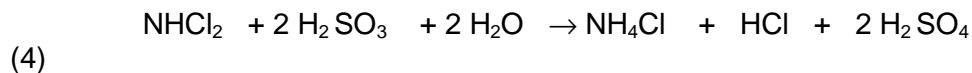
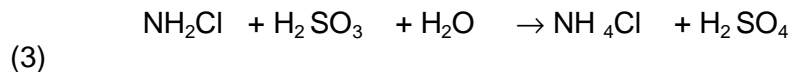
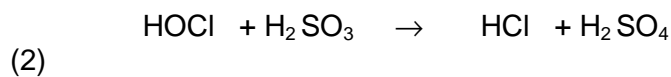
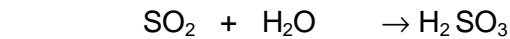
14.4.1.3 Déchloration

La déchloration a pour but d'éliminer des eaux de lavage des filtres le chlore résiduel présent sous formes libre et combinée avant de les rejeter dans un cours d'eau. La décantation et le lagunage réduisent déjà la teneur en chlore. Différents composés chimiques peuvent aussi être utilisés à cette fin mais le bioxyde de soufre, le bisulfite de sodium et le métabisulfite de sodium sont les plus efficaces.

La déchloration par le rayonnement solaire est aussi efficace pour éliminer les chlores libres actifs. Dans les décanteurs et filtres non couverts, l'élimination des chlores libres actifs peut atteindre 0,75 à 1,25 mg/L par heure le jour entre 10 et 14 heures, de juin à août. Par contre, la dégradation des chloramines est plus lente car ces composés sont plus stables. L'aération peut enlever jusqu'à 15% de monochloramine et 20% de dichloramine, tandis que la trichloramine peut être éliminée complètement par une légère aération.

Déchloration par le bioxyde de soufre

Le bioxyde de soufre réagit avec l'eau pour former l'acide sulfureux qui détruit par la suite les chlores résiduels libres et combinés selon les réactions suivantes :



Les réactions 1 à 5 sont très rapides, elles s'accomplissent en quelques secondes. Selon les relations stœchiométriques, il faudra 0,9 mg/L de soufre pour éliminer 1 mg/L de chlore résiduel. En pratique, ce rapport est plus élevé (1,05 mg/L de soufre pour 1 mg/L de chlore). Les exigences concernant l'entreposage et les équipements de dosage de bioxyde de soufre sont similaires aux exigences des installations de chlore gazeux.

Déchloration par bisulfite de sodium (NaHSO_3)

Le bisulfite de sodium peut être acheté en solution de teneur jusqu'à 44%. La solution peut être stockée dans des réservoirs en P.V.C, en fibre de verre ou en acier inoxydable. La réaction entre le bisulfite de sodium et le chlore résiduel est la suivante :



Déchloration par métabisulfite de sodium ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$)

La réaction entre le métabisulfite de sodium et le chlore résiduel est la suivante :



Les exigences concernant l'entreposage et les équipements de dosage de bisulfite de sodium et de métabisulfite de sodium sont similaires aux exigences relatives aux installations d'hypochlorite de sodium.

14.4.2 Traitement des eaux de lavage des filtres de déferrisation et de démanganisation (voir aussi section 9.8)

Décantation

Ces eaux de procédé sont difficiles à décanter; par conséquent il faudra adopter un taux de décantation relativement faible si les coagulants chimiques ne sont pas utilisés. Il peut varier entre 0,0096 et 0,096 m/h . Le dosage de sel de fer ou d'aluminium permet d'augmenter le taux de décantation à 0,98-1,97 m/h.

Le temps de décantation sera réduit considérablement grâce au dosage d'un polymère ou des sels de fer ou d'aluminium; 85-90% des particules de fer sont décantées après 30 minutes de décantation.

Lagunage et déchloration

Les solutions décrites dans la section sur les filtres gravitaires s'appliquent ici.

14.4.3 Autres eaux de procédé

14.4.3.1 Échangeur d'ions

Les conditions climatiques au Québec ne permettent pas un traitement viable des eaux de régénération, lavage et rinçage par des procédés naturels comme les bassins d'évaporation. Un traitement d'infiltration de ces rejets dans le sol risque de contaminer la nappe phréatique à cause de la grande mobilité des ions de sodium, de chlorure et de nitrate.

14.4.3.2 Procédés membranaires

Eaux de procédé produites par la nanofiltration des eaux de surface

Les systèmes membranaires pour le traitement des eaux de surface par la nanofiltration produisent des concentrats ainsi que des eaux de lavage et de rinçage. Certaines de ces eaux doivent être traitées avant d'être retournées au cours d'eau.

Selon de récentes données obtenues au Québec, les concentrats sont légèrement plus concentrés que les eaux brutes en ce qui a trait à des paramètres comme la couleur, le carbone organique total et les matières en suspension. Ces rejets contiennent peu de solides en suspension (<20 mg/L) et de fer (<5 mg/L) pour les eaux brutes légèrement turbides (<10 UTN). Un rejet direct dans un cours d'eau serait possible. Les eaux de lavage des pré-traitements sont légèrement turbides et colorées. Elles peuvent respecter les critères concernant les solides en suspension (<20 mg/L), l'aluminium (<3 mg/L) et le fer (<5 mg/L). Une décharge directe de ce rejet dans un cours d'eau serait possible.

Par contre, les eaux de nettoyage périodique des membranes sont généralement turbides, colorées et peuvent s'avérer toxiques pour la faune aquatique, notamment pour des indicateurs comme les truites et les daphnies. Ces eaux doivent être éliminées adéquatement. Compte tenu du faible volume de ces eaux (quelques dizaines de m3 par mois), différents traitements peuvent être envisagés :

- Neutralisation, stockage et transport par camion à une station d'épuration;
- Neutralisation et stockage dans des étangs;

- Neutralisation et dispersion dans le sol.

Lors des essais de traitabilité ou pilotes, il faudra non seulement analyser les caractéristiques des concentrats et des eaux de lavage, mais il faudra aussi effectuer des tests de toxicité de ces rejets sur les indicateurs environnementaux comme les daphnies et les truites pour vérifier la possibilité d'effectuer des rejets directs dans le milieu récepteur.

Eaux de procédé produites par la nanofiltration et l'osmose inverse des eaux souterraines

Sauf pour quelques ions particuliers comme les nitrates, les concentrations des ions et des composés dans le concentrat peuvent être évaluées sommairement par l'équation suivante :

Concentration d'un ion : $100 \times (\text{Concentration dans l'eau brute} / \text{Pourcentage de rejet})$.

Le pourcentage de rejet se situe habituellement entre 90% et 99%.

La section 14.4 du volume 2 donne des exemples de caractérisation des perméats et des concentrats pour des membranes d'osmose inverse et de nanofiltration. Par contre, le manque d'expérience au Québec concernant ces technologies empêche d'indiquer des méthodes de traitement appropriées des rejets d'eaux de procédé en eau souterraine. L'élaboration des fiches techniques du *Comité sur les technologies de traitement en eau potable* permettra de combler cette lacune.

14.5 Traitement des boues

14.5.1 Caractéristiques des boues

Les boues d'alun en provenance des décanteurs ont une teneur en solides entre 0,5 à 1,5%. Ce sont des boues gélatineuses difficiles à déshydrater. Elles sont chargées en aluminium total (800 à 2567 mg/L), en fer (222 mg/L), et en manganèse (46,5 à 180 mg/L). Les boues de chaux, produites par précipitation des ions de calcium et de magnésium, ont une teneur en solides plus élevée (3 à 5%). De plus, ces boues ont une meilleure décantabilité.

La quantité de boues d'alun peut être calculée à partir de l'équation suivante :

$$S = 0,001 \times Q \times (0,44Al + SS + A)$$

La quantité de boues de fer peut être calculée à partir de l'équation suivante :

$$S = 0,001 \times Q \times (2,9 Fe + SS + A)$$

La quantité de boues produite par précipitation peut être calculée à partir de l'équation suivante :

$$S = 0,001 \times Q \times (2,0 Ca + 2,6 Mg + 0,44 Al + 2,9 Fe + SS + A)$$

où

S : quantité de boues, kg/d

Q : débit d'eau à traiter, m³/d

Ca :	concentration de calcium, mg/L
Mg :	concentration de magnésium, mg/L
SS :	concentration des solides en suspension, mg/L
Fe :	concentration de fer (Fe^{+3}), mg/L
Al :	concentration d'alun, mg/L
A :	concentration des polymères ou autres produits ajoutés, mg/L

14.5.2 Procédés applicables

14.5.2.1 Lagunage (voir aussi section 14.4.1.2)

Les boues des eaux de lavage et les boues des décanteurs peuvent être acheminées vers des étangs d'une capacité de stockage de 3 à 5 ans. L'effluent des étangs est retourné en tête du système de traitement des eaux de procédé.

14.5.2.2 Épaississement

Les boues des eaux de lavage et des décanteurs peuvent être épaissies pour faciliter la déshydratation mécanique ou le séchage.

La configuration d'un épaississeur mécanique est similaire à celle d'un décanteur mécanique. Il est équipé aussi d'un système de raclage de fond et d'un puits d'extraction de boues central. Par contre, le racleur de fond d'un épaississeur est conçu pour permettre une certaine compression des boues. Les boues sont alimentées en continu, de même que l'évacuation du surnageant. L'extraction de boues se fait sur une base périodique; par conséquent, le concepteur doit prévoir une capacité de stockage de boues dans l'épaississeur.

L'épaississeur statique est un bassin rectangulaire muni de pièges à boues à pentes inclinées. La seule pièce mécanique est un déversoir amovible qui permet de recueillir le surnageant à différents niveaux de l'épaississeur. Ces épaississeurs fonctionnent en mode discontinu. Après le remplissage, on laisse décanter les boues; ensuite le surnageant est extrait graduellement par le déversoir amovible jusqu'à l'interface liquide-boues. Il faut au moins deux épaississeurs par installation pour un épaississement en continu. Dans la conception de l'épaississeur, on doit inclure une capacité de stockage de boues.

Les critères de conception d'un épaississeur peuvent être déterminés à partir des essais de décantation sur les boues de la station. Dans le cas d'une nouvelle station, les essais de décantation peuvent être faits sur les boues d'une station existant ayant une eau brute similaire.

Le concepteur peut aussi utiliser des critères de conception empiriques :

- La charge massique appliquée pour les boues de précipitation par la chaux peut varier entre 97,8 et 195,6 $\text{kg/m}^2/\text{d}$. La siccité des boues peut atteindre 30%;
- La charge massique appliquée pour les boues d'alun est plutôt faible, elle peut varier entre 14,7 et 24,4 $\text{kg/m}^2/\text{d}$. La siccité des boues varie entre 1 et 3%.

14.5.2.3 Déshydratation mécanique

Un certain nombre d'équipements sont disponibles pour permettre la déshydratation mécanique des boues : filtre à bandes presseuses, filtre-presse, centrifugeuse à vis, presseur rotatif.

Les critères de conception de ces équipements sont variables en fonction de la qualité des boues à déshydrater. Il est donc recommandé de réaliser des essais pilotes avant d'établir les critères définitifs de conception. Les rendements de déshydratation de ces équipements sont donnés à titre d'information au tableau 14-3.

Tableau 14-3 : Siccité obtenue par différents procédés de déshydratation en fonction des caractéristiques des boues

Procédé	Boues de chaux	Boues d'alun
Filtre à bandes presseuses	50-60%	20-25%
Filtre-presse	55-70%	35-45%
Centrifugeuse à vis	55-65%	20-30%
Filtre presse à diaphragme	ND	30-40%

14.5.2.4 Lits de séchage conventionnels

Le lit de séchage conventionnel fonctionne selon le principe suivant : les boues sont épandues sur la surface du lit en couches et le séchage se fait par évaporation et transpiration. Les eaux contenues dans les boues doivent être éliminées au maximum par drainage et décantation. La conception d'un lit de séchage doit tenir compte des facteurs suivants : nature des boues à déshydrater, siccité des boues à épandre, épaisseur des couches de boues à épandre, quantité d'eau à enlever par décantation et drainage, taux d'évaporation, méthodes d'enlèvement de boues et destination finale.

La configuration conventionnelle est un bassin rectangulaire de faible profondeur et divisé en plusieurs cellules pour faciliter l'épandage et l'entretien. Le fond du lit est doté d'un système de tuyauterie qui est installé dans le gravier pour le drainage de l'eau et le tout est recouvert par une couche de sable. La composition du lit est la suivante :

- 7,5 cm à 15 cm de graviers grossiers;
- 7,5 cm de graviers moyens;
- 7,5 cm de graviers fins;
- 7,5 cm de sable grossier;
- 15 cm de sable fin.

Les lits de sable doivent être conçus pour permettre un enlèvement des boues sèches par des équipements mécaniques comme les chargeuses frontales. La surface requise peut être estimée par la formule suivante :

$$A = V / (N \cdot D)$$

où

A : surface des lits, m²

N : nombre d'épandage par année

D : épaisseur de boues épandues, m
V : volume annuel de boues à traiter, m³.

Le nombre d'épandages par année dépend du climat, du temps de séchage et du temps requis pour enlever les boues séchées et pour préparer les lits. Les boues peuvent être enlevées quand elles ne collent plus au sable et quand elles se prêtent à un enlèvement par chargeuse frontale. L'épaisseur des couches de boues épandues peut varier entre 0,20 m et 0,76 m pour les boues d'alun ou de fer et de 0,30 m à 1,20 m pour les boues de chaux. La siccité des boues d'alun est de 15 à 30% après le séchage, tandis que celle des boues de chaux peut atteindre de 50 à 70%.

14.5.2.5 Lits de séchage par gel-dégel

En régions froides, on peut profiter du phénomène naturel de gel et dégel pour déshydrater les boues. Sous l'effet du gel, l'eau contenue dans les boues se cristallise. Au dégel, elle se libère des boues et s'évacue du lit par les drains collecteurs.

L'épaisseur des couches de boues épandues peut varier en fonction de la situation géographique de la station. Plus la région est nordique, plus on peut augmenter la quantité de boues sur les lits. Les boues peuvent être épandues en plusieurs couches minces cependant il faut s'assurer que la couche de boues déjà épandue est complètement gelée avant d'épandre une autre couche. Cette méthode permet d'épandre plus de boues que si on se limite à un seul épandage par année. Par contre l'opération doit être effectuée durant tout l'hiver.

L'épaisseur de boues pour un seul épandage ne doit pas dépasser 0,60 m pour assurer un gel complet sur toute la couche de boues. Dans une station où les lits de séchage par gel-dégel sont utilisés exclusivement, il faut prévoir une capacité de stockage de boues d'au moins un an. Les boues ainsi déshydratées peuvent atteindre une siccité de 25 à 35%. Un séchage supplémentaire de quelques semaines après le dégel peut améliorer de beaucoup la siccité. Les critères de conception pour les lits de séchage sont les suivants :

- Les lits doivent avoir une profondeur suffisante pour permettre un remplissage de 0,30 à 0,60 m de boues;
- Ils doivent pouvoir contenir le volume total des boues produites sur une période d'un an;
- Les lits doivent être divisés en plusieurs cellules pour faciliter le nettoyage et l'entretien;
- Ils doivent être munis d'un système de distribution pour permettre un épandage uniforme des boues ainsi que d'un système de drains collecteurs sous la couche de sable filtrant;
- Le sol, en dessous du lit, doit être suffisamment imperméable pour limiter l'infiltration.

14.5.2.6 Destination finale

En fonction de la qualité des boues ainsi traitées dont il faut disposer, deux scénarios pourront être envisagés : la valorisation ou l'enfouissement. Si la valorisation est envisagée, il faudra faire une caractérisation des boues produites afin de vérifier si elles rencontrent les critères pour la valorisation des matières résiduelles fertilisantes du MENV.

VOLUME 1

CHAPITRE 15

15. CRITÈRES GÉNÉRAUX POUR LES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT	
15.1 Débits de conception	
15.2 Redondance	
15.3 Autres éléments généraux de conception	
15.4 La sécurité des postes de travail	
<i>15.4.1 La prévention dans la conception d'une installation de production d'eau potable.....</i>	
<i>15.4.2 Généralités concernant la manutention et l'utilisation de produits chimiques</i>	
15.4.2.1 Systèmes de dosage.....	
15.4.2.2 Réactifs chimiques	
15.4.2.3 Équipements de dosage.....	
15.4.2.4 Réservoirs de solution.....	
15.4.2.5 Pesage	
15.4.2.6 Conduites d'alimentation	
15.4.2.7 Eau de service	
15.4.2.8 Bâtiment	
<i>15.4.3 La manutention et l'entreposage de produits chimiques</i>	
15.4.3.1 Les produits chimiques liquides.....	
15.4.3.2 Les produits chimiques secs.....	
15.4.3.3 Les produits chimiques gazeux.....	
<i>15.4.4 Le dosage et la distribution des produits chimiques</i>	
15.4.4.1 Les produits chimiques liquides.....	
15.4.4.2 Les produits chimiques secs.....	
15.4.4.3 Les produits chimiques gazeux	
<i>15.4.5 Les dispositifs à rayonnement ultraviolet</i>	
<i>15.4.6 Le laboratoire</i>	

15. CRITÈRES GÉNÉRAUX POUR LES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT

Ce chapitre regroupe certains des éléments communs à la conception des installations ainsi qu'une synthèse des éléments de conception reliés à la sécurité.

15.1 Débits de conception

De la prise d'eau jusqu'à la sortie du traitement (typiquement à l'entrée du réservoir d'eau traitée), les ouvrages sont habituellement conçus sur la base de la valeur maximum du débit journalier prévu au terme de la période de conception. Selon les détails fournis au chapitre 5, ce débit inclut les besoins propres des installations (lavage des filtres par exemple). Les situations particulières où le stockage d'eau traitée ne permet pas de faire face aux variations horaires de la demande méritent d'être analysées en détail.

15.2 Redondance

Le principe de redondance proposé dans ce chapitre a pour but de guider les ingénieurs dans la conception des systèmes de traitement. Pour les installations de grande capacité qui comprennent déjà plusieurs unités de traitement, le principe de redondance peut facilement être appliqué sans augmentation importante de coûts. Par contre, pour les petites installations, certaines dérogations sont possibles pour réduire les coûts de construction. Il revient au concepteur de justifier ces dérogations en vérifiant si elles ont une implication majeure sur la qualité de l'eau distribuée.

- Toute installation de traitement doit être pourvue d'au moins deux unités de filtration ou plus pour une opération continue et sans interruption de service lors des travaux de d'entretien ou de réparation des filtres. Les unités de filtration doivent pouvoir traiter le débit journalier maximum de conception lorsqu'une unité de filtration est mise hors service et chaque unité de filtration doit pouvoir opérer indépendamment. Dans le cas particulier de la filtration membranaire, l'unité de base de filtration est le caisson, lequel peut comprendre un certain nombre de modules membranaires (voir la section 9.10.3.3).
- Le Comité sur les technologies de traitement en eau potable a examiné de façon particulière la redondance relative aux systèmes de traitement par membranes. Les éléments de redondance de la filtration membranaire sont présentés à la section 9.10.3.3 et repris ici dans le tableau 15-1.

Tableau 15-1 Redondance relative aux systèmes de traitement par membranes

NOMBRE DE CAISSONS REQUIS POUR TRAITER LE DÉBIT DE CONCEPTION	NOMBRE DE CAISSONS SUPPLÉMENTAIRES REQUIS
De 1 à 10 caissons	1 caisson de plus
11 caissons et plus	Au moins 10 % de caissons de plus ou (1) un train additionnel (le plus petit des deux)

- La même règle que pour les filtres s'applique pour tout système de désinfection requis pour atteindre le niveau d'élimination des parasites et des virus requis par le *RQEP* (atteinte des

CT requis). Il en va de même pour les équipements de dosage de produits chimiques visant à atteindre les normes de qualité du *RQEP*.

- Le *Comité sur les technologies de traitement* a examiné de façon particulière la redondance en matière de désinfection UV. Les éléments de redondance de la désinfection par rayonnement UV sont présentés à la section 10.4.5.5 et repris ici dans le tableau 15-2;

Tableau 15-2 Exemples de redondance relative aux systèmes de désinfection U.V. appliqués sur l'eau filtrée combinée

NOMBRE D'UNITÉS REQUISES POUR TRAITER LE DÉBIT DE CONCEPTION	NOMBRE D'UNITÉS EN ATTENTE	NOMBRE D'UNITÉS INSTALLÉES
1 unité à 100 %	1 unité à 100 %	2 unités en parallèle
2 unités en parallèle à 50 %	1 unité à 50 %	3 unités en parallèle
3 unités en parallèle à 33 %	1 unité à 33 %	4 unités en parallèle
4 unités en parallèle à 25 %	1 unité à 25 %	5 unités en parallèle
5 unités en parallèle à 20 %	1 unité à 20 %	6 unités en parallèle
Dans tous les autres cas, l'unité en attente doit correspondre à un minimum de 10 % du débit de conception.		

- La redondance des autres unités de traitement, outre la filtration et la désinfection requise pour l'élimination des parasites et des virus, est laissée à la discrétion du concepteur qui doit considérer l'impact de l'arrêt d'une de ces unités sur le reste de la chaîne de traitement. Par ailleurs, lorsque le débit de conception est supérieur à 1500 m³/d, il est préférable de prévoir au moins deux décanteurs pouvant répondre au minimum, au débit journalier moyen de conception lorsqu'une unité est mise hors service;
- Le principe de redondance ne s'appliquera pas obligatoirement aux systèmes de traitement visant des contaminants esthétiques (fer, manganèse et dureté) si ces traitements n'ont pas d'impact sur la désinfection;
- Le concepteur doit concevoir son système de traitement afin de minimiser les inconvénients pour les consommateurs, même sur une courte période;
- Ces principes n'excluent pas l'obligation pour l'exploitant de fournir en tout temps une eau qui respecte le *Règlement sur la qualité de l'eau potable*.

15.3 Autres éléments généraux de conception

Quelques éléments particuliers de conception sont présentés ci-après. D'autres, de type « règles de l'art » se retrouvent dans le volume 2.

- Toutes les composantes en contact avec l'eau devront satisfaire les exigences énoncées dans les normes B100-89 de l'AWWA, NSF61 ou BNQ3660-950. Le BNQ s'est inspiré de la norme NSF61 en la complétant par des préoccupations de libération d'odeur ou de flaveur;
- Protection des réservoirs d'eau claire : s'assurer que les bassins d'eau claire ne seront pas contigus à des bassins d'eau non-potable. Si c'est le cas, séparer les bassins par un mur ou une cloison double. Pour les installations existantes ayant un mur ou une cloison simple, la situation actuelle peut être maintenue en autant qu'une inspection régulière est réalisée et ne révèle pas un problème d'étanchéité. Dans le cas d'unités préfabriquées en acier placées sur une base de béton au-dessus du réservoir d'eau claire, l'exigence mentionnée précédemment ne s'applique pas, car de telles installations sont munies d'un double fond;

- Génératrice d'urgence : une génératrice d'urgence peut être exigée lorsque l'eau doit être traitée et/ou pompée dans le réseau de distribution durant les pannes de courant. Elle sera nécessaire notamment dans les cas où la panne entraînerait une cessation complète du service (p. ex., lorsqu'il n'y a pas de source auxiliaire d'urgence à la source principale);
- Filtres gravitaires :
 - Les filtres doivent être logés dans une bâtisse chauffée;
 - Les drains de toit ne sont pas acceptés sur les filtres;
 - Les fenêtres donnant directement sur les filtres sont à déconseiller afin d'éviter le développement des algues;
 - Un éclairage adéquat de la surface des filtres est nécessaire pour la surveillance des matériaux en expansion. Un dispositif, règle graduée ou autre, doit être installé à l'intérieur des filtres de manière à pouvoir suivre la hauteur du lit de matériaux filtrants en place au fil des lavages;
 - Les murs intérieurs des filtres doivent être lisses et verticaux;
 - Des rebords d'une hauteur minimale de 90 mm et des garde-corps sont exigés autour des filtres;
 - Les passerelles d'accès aux filtres doivent avoir une largeur minimale de 600 mm et être localisées pour permettre une inspection et un entretien faciles;
 - Le milieu filtrant sera lavé et tamisé et exempt de matières étrangères.
- Filtres au sable vert, sur média conditionné et autres médias;
 Les accessoires requis sur chaque filtre sont :
 - Un système de contrôle du débit pour assurer l'équipartition entre les filtres;
 - Un système d'isolation à l'entrée et à la sortie de chacun des filtres;
 - Une jauge de perte de charge;
 - Une prise d'échantillonnage d'eau brute et d'eau filtrée;
- Identification des conduites : le code de couleurs suivant est recommandé pour la tuyauterie des installations de traitement d'eau potable.

Tableau 15-2 Codes de couleurs de la tuyauterie

NATURE DU CONTENU	COULEUR
Conduites d'eau	
Eau brute	Vert olive
Eau après clarification	Aqua
Eau traitée	Bleu-aqua
Conduites de produits chimiques	
Alun ou coagulant primaire	Orange
Ammoniaque	Blanc
Suspension de charbon	Noir
Caustique	Jaune avec bandes vertes
Chlore (gaz ou solution)	Jaune
Lait de chaux	Vert clair
Ozone	Jaune avec bandes oranges
Composés phosphatés	Vert clair avec bandes rouges
Polymères ou aide-coagulants	Orange avec bandes vertes
Permanganate de potassium	Violet
Carbonate de sodium	Vert clair avec bandes oranges
Acide sulfurique	Jaune avec bandes rouges
Bioxyde de soufre	Vert clair avec bandes jaunes
Rejets liquides	
Eau de lavage	Brun clair
Boues	Brun foncé
Égout	Gris foncé
Autres conduites	
Air comprimé	Vert foncé
Gaz	Rouge
Autres conduites	Gris clair
Divers	
Poignées de vannes, équipement contre le feu	Rouge
Pompes et moteurs	Même couleur que les tuyaux ou d'une teinte plus pâle ou plus foncée
Moteurs d'urgence	Orange brûlé
Vacuum	Gris foncé

Par ailleurs, l'identification descriptive des conduites comporte de nombreux avantages sur le code de couleurs. Il diminue les coûts de maintenance et d'inventaire de peinture, en plus de permettre une plus grande précision que celle du code de couleurs.

L'identification descriptive doit comprendre : le nom de la substance, le sens de l'écoulement et les sources de dangers, telles que gaz toxique ou explosif, acides, eau chaude, vapeur, etc.

15.4 La sécurité des postes de travail

Cette section regroupe les éléments génériques de conception à considérer afin d'assurer un environnement de travail sécuritaire surtout en ce qui concerne les produits chimiques. La section 15.4 du volume 2 décrit les éléments spécifiques (chlore par exemple).

15.4.1 La prévention dans la conception d'une installation de production d'eau potable

Afin de déterminer les mécanismes de prévention qui devront être retenus à chacune des étapes de traitement, il faut déterminer, dans un premier temps, les dangers qu'elles représenteront pour le travailleur dans l'exercice de ses fonctions. Souvent, les risques apparaissent lorsque le travailleur doit intervenir à des fins d'entretien sur les infrastructures et les équipements relatifs à un procédé. Ils prennent de l'ampleur à partir du moment où il pénètre à l'intérieur des bassins, goulottes et conduites, qui sont dans la plupart des cas des espaces clos. Ces postes de travail peuvent constituer un piège et sont donc hautement risqués pour quiconque y accède.

Les tableaux qui suivent mettent en relief les dangers que peuvent représenter les postes de travail pour le travailleur. Dans un deuxième temps, le concepteur s'assurera que les mécanismes de prévention à la source retenus seront aptes à faire face aux dangers qui découlent des différentes tâches. À cet effet, une deuxième série de tableaux résumant les options qui s'offrent à lui. Encore une fois, il s'agit de considérations d'ordre général. Un poste de travail en particulier peut comporter des risques n'apparaissant pas dans les tableaux.

Abréviations utilisées dans les tableaux :

- NA : non-applicable;
- AV : à vérifier;
- X : inhérent au poste de travail;
- SPR : selon le procédé retenu.

Tableau 15-3 Risques encourus par le personnel dans les différents postes de travail

ÉNUMÉRATION DES RISQUES PAR POSTE DE TRAVAIL (TABLEAU 1 DE 3)	Dégrillage	Poste de relèvement	Bassins de mélange / de floculation	Décanteur	Filtre gravitaire	Bassin d'ozonation	Réservoir distribution d'eau potable	Autres procédés
Chute dans les puits mouillés ou dans un bassin	X	X	X	X	X	X	X	AV
Noyade par immersion dans les eaux	X	X	X	X	NA	X	X	AV
Glissade sur une surface mouillée ou rendue glissante par l'apport d'eau, de sédiments ou de boue	X	X	X	X	X	X	X	AV
Blessure à un ou des membres lors d'une remise en marche inopinée des pompes ou des appareils mécaniques lors de leur entretien	X	X	X	X	X	NA	X	AV
Dégagement instantané de pression lors du travail sur une conduite pressurisée ou sur ses accessoires (vanne, clapet, régulateur de pression, pompe, etc.)	X	X	X	X	NA	X	X	AV
Submergence accidentelle du bassin lors des travaux de vidange et de nettoyage	X	X	X	X	X	X	X	AV
Chute d'équipements ou d'accessoires d'un palier à l'autre, particulièrement au moment de leur levage	X	X	X	X	X	X	X	AV

ÉNUMÉRATION DES RISQUES PAR POSTE DE TRAVAIL (TABLEAU 2 DE 3)	Dégrillage	Poste de relèvement	Bassins de mélange / de floculation	Décanteur	Filtre gravitaire	Bassin d'ozonation	Réservoir distribution d'eau potable	Autres procédés
Entraînement et coincement aux orifices d'aspiration des pompes	NA	X	NA	NA	NA	NA	X	AV
Infection contractée au contact d'eaux, sédiments et équipements contaminés	X	X	X	X	X	NA	NA	AV
Contact avec des produits de lubrification servant à l'entretien des équipements	X	X	X	X	X	NA	X	AV
Isolement dans un espace clos que constitue un bassin ou un puits mouillé ou sec	X	X	X	X	NA	X	X	AV
Contamination de l'air ambiant par des produits chimiques utilisés pour nettoyer ou désinfecter	X	X	X	X	X	X	X	AV
Émanation d'un réactif volatil se dosant à cette étape de traitement ou encore en amont	X	X	X	X	X	X	X	AV
Contamination de l'air ambiant par des produits chimiques volatils utilisés pour l'entretien des équipements en espace clos	X	X	X	X	X	X	X	AV
Électrification lors d'emploi d'outillage électrique ou de travaux sur les composantes électriques du procédé	X	X	X	X	X	X	X	AV

ÉNUMÉRATION DES RISQUES PAR POSTE DE TRAVAIL (TABLEAU 3 DE 3)	Dégrillage	Poste de relèvement	Bassins de mélange / de floculation	Décanteur	Filtre gravitaire	Bassin d'ozonation	Réservoir distribution d'eau potable	Autres procédés
Vandalisme dû à l'isolement du poste de relèvement et/ou de traitement	X	X	X	X	X	X	X	AV
Éclairage insuffisant lors d'intervention dans l'espace clos que constituent les puits mouillés ou les bassins	X	X	X	X	NA	X	X	AV
Refroidissement en présence d'eau froide et de l'humidité ambiante	X	X	X	X	NA	X	X	AV
Incendie de composantes électriques (filage, transformateur, démarreur, moteur, etc.)	X	X	X	NA	NA	NA	X	AV
Exposition aux bruits provenant de la mécanique de procédé	NA	X	NA	NA	NA	NA	X	AV

Tableau 15-4 Prévention à la source à implanter dès l'étape de conception

PRÉVENTION À LA SOURCE PAR POSTE DE TRAVAIL (TABLEAU 1 DE 2)	Dégrillage	Poste de relèvement	Bassins de mélange / de Floculation	Décanteur	Filtre gravitaire	Bassin d'ozonation	Réservoir distribution d'eau potable	Autres procédés
Le pourtour d'un bassin ouvert doit être muni en tout temps de garde-corps réglementaires	X	NA	X	X	X	NA	NA	SPR
Il y a lieu de munir les regards et trappes d'accès de garde-corps démontables afin de prévenir les chutes lorsqu'ils sont ouverts	X	X	X	X	X	X	X	SPR
Lorsque la profondeur de descente dépasse trois mètres il faut prévoir l'installation de paliers et de crinolines de sécurité ou l'emploi d'un dispositif anti-chute	X	X	X	X	X	X	X	SPR
Pour évacuer l'eau et les saletés pouvant s'accumuler sur le plancher, installer des goulottes et des drains alimentant un puisard d'évacuation	X	X	X	X	X	NA	X	SPR
Doter tous les mécanismes de transmission externes de gardes de protection amovibles	X	X	X	X	X	X	X	SPR
Munir les équipements (mécaniques, hydrauliques, pneumatiques, électriques et autres) de dispositifs de verrouillage afin d'intervenir sur ceux-ci de façon sécuritaire lors d'entretien ou de réparation	X	X	X	X	X	X	X	SPR

PRÉVENTION À LA SOURCE PAR POSTE DE TRAVAIL (TABLEAU 2 DE 2)	Dégrillage	Poste de relèvement	Bassins de mélange / de Floculation	Décanteur	Filtre gravitaire	Bassin d'ozonation	Réservoir distribution d'eau potable	Autres procédés
Indiquer clairement la charge maximale autorisée sur les dispositifs de levage employés pour soulever les équipements	X	X	X	X	NA	NA	X	SPR
Identifier comme espaces clos les puits, goulottes et bassins	X	X	X	X	X	X	X	SPR
L'installation de tapis non conducteurs permet, dans les endroits à risques, de limiter les dangers d'électrification	X	X	NA	NA	NA	NA	NA	SPR
Prévoir les infrastructures limitant l'accès aux stations de relèvement et postes de traitement qui se trouvent à l'écart des installations principales ou en milieu isolé	X	X	X	X	X	X	X	SPR
Installer des disjoncteurs différentiels pour personnes (GFI) sur les prises monophasées de 120/240 volts situées à proximité des puits mouillés, goulottes et bassins	X	X	X	X	X	X	X	SPR
Munir le poste de travail d'extincteurs de type ABC en nombre suffisant	X	X	X	X	X	X	X	SPR
Fournir une bouée de sauvetage munie d'un câble lorsque la surface du bassin est ouverte, ne serait-ce qu'en partie	X	NA	NA	X	X	NA	NA	SPR
Isoler du reste de la station, chauffer et ventiler séparément	X	NA	NA	NA	si biofiltre	NA	NA	SPR

15.4.2 Généralités concernant la manutention et l'utilisation de produits chimiques

Tous les produits chimiques ajoutés à l'eau potable doivent être approuvés par les autorités compétentes.

15.4.2.1 Systèmes de dosage

Les plans et devis du système de dosage doivent inclure les items suivants :

- Une description du système avec différents éléments dont les capacités maximales et minimales;
- La localisation des doseurs, de la conduite d'alimentation et des points d'application;
- La possibilité d'entreposage et la facilité de manutention;
- Les spécifications sur les réactifs chimiques utilisés;
- Le fonctionnement et le contrôle du système;
- La procédure et les instruments pour effectuer les essais de contrôle.

15.4.2.2 Réactifs chimiques

Qualité

- Les contenants de produits chimiques doivent être étiquetés clairement. Les spécifications suivantes sont requises : nom scientifique, composition, pureté, concentration ainsi que le nom et l'adresse du fournisseur;
- Les réactifs doivent répondre aux spécifications et aux normes fixées par les autorités compétentes;
- Dans certains cas, une provision supplémentaire sera requise pour fin d'essai.

Utilisation

Les produits chimiques doivent être appliqués en considérant :

- Une certaine flexibilité d'opération en prévoyant différents points d'application appropriés;
- Une protection contre le refoulement ou le siphonnement entre plusieurs points d'alimentation d'un système d'alimentation multiple;
- La sécurité pour le personnel.

Manutention

- Les dispositifs de mesure de débit sont exigés pour déterminer la quantité de réactifs utilisés dans la préparation de la solution d'alimentation;
- Les réservoirs d'entreposage et la tuyauterie devraient être conçus en fonction des caractéristiques du produit chimique entreposé;
- Les produits chimiques incompatibles ne doivent pas être appliqués, entreposés ou manipulés ensemble;
- Une pompe de transfert est obligatoire pour le transvasement des réactifs liquides à partir des barils vers les réservoirs de solution;

- Les solutions d'acide doivent être entreposées dans des réservoirs hermétiques résistants à la corrosion. Il est interdit de les transporter dans des réservoirs ouverts. Cependant on peut les pomper sous forme concentrée vers les points d'application ou vers un réservoir auxiliaire (*day tank*) hermétique;
- Des chariots, palans, ascenseurs ou moyens appropriés doivent être prévus pour assurer une manutention facile et sécuritaire des contenants de réactif chimique;
- Les sacs ou contenants vides doivent être entreposés dans des endroits réservés à cette fin.

Entreposage

- L'entrepôt doit être conçu afin de répondre aux critères suivants :
 - Un entreposage minimal de 30 jours;
 - Une facilité d'entreposage et de manutention;
 - Quand les réactifs sont livrés par véhicules, la capacité minimale d'entreposage doit être d'une fois et demie la capacité de livraison des véhicules d'approvisionnement;
- Lors de la livraison, les produits chimiques doivent être entreposés dans des contenants hermétiques;
- Les réservoirs auxiliaires (*day tank*) doivent avoir une capacité permettant une journée d'opération;
- Les réservoirs d'acide doivent être munis d'un évent à l'atmosphère complètement séparé de celui du réservoir auxiliaire.

15.4.2.3 Équipements de dosage

Installation

- Les mesures suivantes doivent être prises pour éviter le siphonnement des solutions liquides dans la conduite d'alimentation d'eau :
 - Assurer que la conduite d'eau est toujours sous pression aux points d'application;
 - Prévoir un soulagement par vacuum;
 - Prévoir un soulagement par air;
- La conduite d'eau alimentant les doseurs doit être munie de vannes anti-retour;
- La conduite d'eau alimentant les réservoirs de solution chimique doit être installée plus haut que le niveau maximal du liquide;
- La surface intérieure du réservoir en contact avec les solutions chimiques doit être à l'épreuve de la corrosion ou des attaques des réactifs chimiques;
- Les doseurs à sec peuvent effectuer des dosages gravimétriques ou volumétriques des réactifs pulvérulents. Les doseurs doivent produire une solution de réactifs appropriée dans le bac de dissolution. Il est préférable que la solution soit alimentée par gravité vers les points d'application. Le système de dosage de réactifs pulvérulents doit être hermétique;
- Aucun raccordement direct entre l'égout et les drains ou le trop-plein du réservoir ou du bac de dissolution n'est permis.

Localisation des doseurs

Les doseurs doivent être installés près des points d'application afin de réduire la longueur de la conduite d'alimentation de solution de produits chimiques et dans des endroits d'accès facile pour faciliter la maintenance et la surveillance du fonctionnement du système. Des mesures de

précaution doivent être prévues afin que les solutions répandues par accident ne puissent infiltrer ou contaminer les unités de traitement ou les réservoirs.

15.4.2.4 Réservoirs de solution

- Chaque réservoir doit être muni d'un drain : aucun raccordement direct entre l'égout et le drain n'est permis. Il doit y avoir une séparation à l'air libre d'une distance minimale de 7,5 cm entre le drain et le niveau maximal d'eau dans le canal d'évacuation ou dans le puisard;
- Une colonne de lecture ou un dispositif pour mesurer le niveau sont exigés pour chaque réservoir. De plus, il sera pratique d'avoir une colonne supplémentaire pour effectuer le calibration des pompes doseuses si celles-ci sont alimentées directement par le réservoir;
- L'entrée de l'eau de dilution au réservoir doit être localisée à une distance minimale de 15 cm plus haut que le niveau maximal du liquide dans le réservoir ou le trop-plein. Dans les cas contraires, les dispositifs anti-retours seront obligatoires;
- Les solutions chimiques doivent être entreposées dans des réservoirs ou contenants hermétiques;
- La conduite de trop-plein doit être dirigée vers le bas et munie d'une grille de protection contre les insectes et les oiseaux. Elle doit se décharger à l'air libre et dans un endroit visible pour fin de vérification;
- Les grands réservoirs doivent être munis d'ouvertures d'accès dotées de trappes étanches.

15.4.2.5 Pesage

- Les balances encastrées au plancher sont exigées pour le pesage de bonbonnes ou cylindres de chlore. Dans des installations importantes, un enregistrement continu du poids des cylindres sur la balance est préférable;
- Les balances sont aussi exigées pour les doseurs à sec volumétriques ou le dosage des solutions de fluorure.

15.4.2.6 Conduites d'alimentation

- Les conduites d'alimentation des réactifs chimiques doivent être :
 - Aussi courtes que possible;
 - Durables et résistantes au choc et à la corrosion;
 - Protégées contre le gel;
 - Accessibles sur toute la longueur;
 - Faciles à nettoyer;
- Les conduites transportant les gaz doivent être inclinées vers le haut à partir du cylindre vers les doseurs;
- Les conduites d'alimentation doivent être conçues en fonction de la caractéristique de la solution à transporter. Pour les solutions corrosives, elles doivent assurer une application efficace avec un minimum de risques de corrosion pour les équipements communs.

15.4.2.7 Eau de service

- L'eau utilisée pour la dissolution des produits solides, pour la dilution des solutions ou pour l'alimentation des pompes doseuses doit être potable et désinfectée adéquatement. Elle doit être en quantité suffisante, d'une pression adéquate et suffisamment adoucie lorsque requis. Quand l'eau est utilisée pour la préparation d'une solution spécifique par dilution, les mesures de débit sont exigées (dosage des solutions de fluorures);
- Les conduites d'eau alimentant les pompes doseuses devront être munies de vannes anti-retour.

15.4.2.8 Bâtiment

- Les salles de doseurs doivent être facilement accessibles pour faciliter les services d'entretien, de surveillance et de réparation;
- Les planchers de ces salles doivent être lisses, imperméables, antidérapants et légèrement inclinés (minimum de 2,5%) pour assurer un drainage adéquat;
- Autour des bacs de solutions, des réservoirs et des conduites, on devra prévoir un système de drainage adéquat pour évacuer rapidement les déversements accidentels ou vidanger le produit chimique;
- Les chambres de dosage et d'entreposage de chlore gazeux devront se conformer aux directives mentionnées à la section 15.4.4 du volume 2.

15.4.3 La manutention et l'entreposage de produits chimiques

15.4.3.1 Les produits chimiques liquides

Réception et entreposage des réactifs liquides en vrac

Les produits chimiques en vrac sont normalement livrés par des camions citernes de type semi-remorque dont le volume peut dépasser les 20 000 litres. Le point de chargement est constitué d'un tuyau dont le matériel a été sélectionné en fonction de sa résistance au réactif et muni à son extrémité d'un raccord avec bouchon d'un diamètre déterminé. Le livreur y branchera un conduit flexible lui permettant de vider le contenu de la citerne dans un réservoir normalement situé à l'intérieur d'un bâtiment. Celui-ci permet, par sa capacité, d'avoir une certaine flexibilité d'opération et d'espacer les livraisons dans le temps. Les moyens les plus couramment utilisés pour décharger la citerne sont de recourir à un compresseur (pressurisation) ou à une pompe qui débite le produit. Les opérations de déchargement comportent de nombreux risques qui peuvent causer préjudice aux personnes affectées à cette tâche, et ceci principalement dans les cas suivants:

- Un véhicule à l'arrêt peut se remettre en mouvement accidentellement;
- Le livreur peut se tromper de point de déchargement et déverser le réactif dans un réservoir contenant une autre substance, celle-ci pouvant même être incompatible;
- À la limite, un camion peut contenir un autre produit que celui commandé, suite à une erreur d'aiguillage;
- Une éclaboussure majeure de produit chimique;

- Un relâchement instantané de pression;
- Un boyau dont le raccord se déboîte et qui se met à fouetter;
- Une fuite sur la tuyauterie ou un débordement du réservoir;
- Une glissade sur une plaque de glace ou de réactif;
- Des vapeurs du produit contaminant l'air ambiant.

LA PRÉVENTION À LA SOURCE LORS DE LA CONCEPTION

- Identifier adéquatement le point de livraison;
- Afficher une étiquette du lieu de travail adaptée sur ou près du réservoir;
- Avoir une conduite de trop-plein évacuant un surplus possible de réactif;
- Recourir à un système de détection avec alarme de haut niveau;
- Avoir un conduit d'évent pour évacuer vers l'extérieur les émanations provenant du réservoir;
- Recourir aux matériaux recommandés pour entreposer et véhiculer le réactif;
- Munir le réservoir d'une ouverture suffisante, étanche et d'accès sécuritaire;
- Doter la salle du réservoir d'une plage de confinement du réactif;
- Prévoir les dispositifs de verrouillage sur le point de livraison et son accès;
- Installer près du réservoir et du lieu de déchargement une fontaine oculaire et une douche d'urgence alimentées en eau tempérée par l'utilisation d'un mitigeur thermostatique.

Dans le cas d'une installation utilisant une quantité importante de réactifs, un réservoir devra être construit pour faciliter la manipulation et le dosage. Le réservoir doit résister à la corrosion et aux contraintes mécaniques entraînées par le remplissage du réservoir. De plus, ce réservoir doit répondre aux normes suivantes :

- Avoir la capacité totale égale à au moins une fois et demie la capacité d'un camion-citerne;
- Reposer sur une base solide, protégée par un revêtement adéquat. Le réservoir doit être entouré d'un bassin d'urgence pour recueillir les déversements ou débordements accidentels. Le bassin d'urgence doit avoir une capacité équivalente à celle du réservoir d'entreposage;
- **Comporter les dispositifs suivants :**
 - Un dispositif de remplissage situé à sa partie supérieure;
 - Un système d'aération communiquant avec l'extérieur du bâtiment;
 - Un regard fermé hermétiquement;
 - Un indicateur de niveau sécuritaire;
 - Un orifice de vidange dans le fond du réservoir;
 - Un trop-plein;
- Il est convenu que les pompes doseuses soient placées sur des socles et dans une enceinte afin d'éviter des inconvénients circonstanciels;
- Un dispositif doit être prévu pour indiquer le bas et le haut niveau dans le réservoir. De plus, il doit être couplé à une alarme sonore ou visuelle;
- L'aire de déchargement des camions-citernes doit être libre et sans obstacle jusqu'à la bride d'alimentation et des réservoirs;
- La prise d'alimentation doit être placée dans une boîte cadenassée pour la protéger contre le vandalisme;

- Un système doit permettre d'avertir le personnel à l'intérieur de la station du début et de l'arrêt de l'opération.

La manutention des réactifs liquides en récipients

Les réactifs chimiques liquides peuvent aussi être livrés dans des contenants de capacités diverses, selon les disponibilités du fournisseur et les besoins de l'utilisateur. Les plus populaires vont de la chaudière de 20 litres au cubitainer de plus de 1000 litres en passant par le baril dont la capacité avoisine les 200 litres. En ce qui a trait à la manutention des contenants, la prévention à la source débute par l'installation d'une plate-forme de réception ou d'un quai de déchargement. Par la suite, on aura recours aux aides mécaniques appropriés pour transporter à destination les contenants. Ainsi, le chariot à fourches manuel ou motorisé est fait sur mesure pour déplacer les cubitainers ainsi que tous récipients empilés sur une palette. Les barils peuvent se mouvoir facilement à l'aide de diables spécifiquement conçus à cet effet. En ce qui concerne l'entreposage, les lieux choisis doivent être facilement accessibles et suffisamment éclairés. Dans le cas d'un produit sensible à la précipitation, il faudra porter une attention toute spéciale à la température des lieux. Pour l'entreposage d'un réactif volatil, une ventilation suffisante des lieux de manutention est requise.

15.4.3.2 Les produits chimiques secs

Réception et entreposage de réactifs secs en vrac

Les produits chimiques solides en vrac sont normalement livrés par des camions munis d'un réservoir de type semi-remorque. Le point de chargement est généralement constitué d'un tuyau dont le matériel résiste au dit réactif et est muni à son extrémité d'un raccord avec bouchon d'un diamètre déterminé. Le livreur y branchera un conduit flexible lui permettant de vider le contenu du réservoir dans un silo situé ou non à l'intérieur d'un bâtiment. Celui-ci permet par sa capacité d'avoir une certaine flexibilité d'opération et d'espacer les livraisons dans le temps. Le moyen le plus couramment utilisé pour vider le réservoir est de recourir à un compresseur (pressurisation). Les opérations de déchargement comportent de nombreux risques qui peuvent causer préjudice aux personnes affectées à cette tâche, dont principalement dans les cas suivants:

- Un véhicule, bien qu'à l'arrêt, peut se remettre en mouvement accidentellement;
- Le livreur peut se tromper de point de déchargement et déverser le réactif dans un silo contenant une autre substance qui peut même être incompatible;
- Suite à une erreur d'aiguillage, le camion peut contenir un autre produit que celui commandé;
- Un épandage majeur de produit chimique;
- Un relâchement instantané de pression;
- Un boyau dont le raccord se déboîte et qui se met à fouetter;
- Une fuite sur la tuyauterie ou un débordement du silo;
- Une chute sur une plaque de glace ou occasionnée par un amoncellement de réactif;
- Des poussières du produit contaminant l'air ambiant.

LA PRÉVENTION À LA SOURCE LORS DE LA CONCEPTION

- Identifier adéquatement le point de livraison;
- Afficher l'étiquette du lieu de travail sur ou près du silo;
- Recourir à un système de détection avec alarme de haut niveau;

- Avoir un évent muni d'une vanne de sûreté au sommet du silo;
- Munir le sommet du silo d'un dispositif de dépoussiérage efficace;
- Recourir aux matériaux recommandés pour entreposer et véhiculer le réactif;
- Munir le silo d'une ouverture suffisante, étanche et d'accès sécuritaire;
- Assurer un accès sécuritaire aux personnes devant se rendre au sommet du silo;
- Prévoir les dispositifs de verrouillage du point de livraison et de son accès;
- Installer près du réservoir et du lieu de déchargement une fontaine oculaire et une douche d'urgences alimentées en eau tempérée par l'utilisation d'un mitigeur thermostatique.

Dans le cas d'une installation utilisant une quantité importante de réactifs solides pulvérulents (p. ex., chaux hydratée ou charbon actif en poudre), un silo doit être construit pour simplifier et faciliter la manipulation. Le silo doit pouvoir résister à la corrosion et aux pressions mécaniques exercées par les remplissages et les vidanges du silo. De plus, il doit répondre aux normes suivantes :

- Avoir une capacité totale au moins égale à une fois et demie la capacité d'un camion-citerne;
- Être robuste;
- Reposer sur une base solide;
- Être équipé de filtres de dépoussiérage et d'un système de convoyeurs hermétiques;
- Être équipé d'un dispositif pour indiquer le bas niveau et le haut niveau dans le silo. Ce dispositif doit être couplé à une alarme sonore ou visuelle;
- L'aire de déchargement des camions-citernes faisant la livraison doit être libre et sans obstacle jusqu'à la bride d'alimentation;
- La prise d'alimentation doit être placée dans une boîte cadenassée pour la protéger contre le vandalisme;
- Un système (sonnerie ou autre) doit permettre d'avertir le personnel à l'intérieur de la station du début et de l'arrêt de l'opération.

La manutention de réactifs secs en contenant

Les réactifs solides peuvent aussi être livrés dans des contenants de capacités diverses, selon les disponibilités du fournisseur et les besoins de l'utilisateur. Normalement, celui-ci a recours à plusieurs types d'emballages qui vont de la chaudière de quelques kilogrammes aux boîtes sur palettes pouvant contenir plus d'une tonne de produit en passant par les sacs, barillets et barils de tout acabit. À l'instar des produits chimiques liquides, il y a lieu d'installer un quai ou encore une plate-forme de déchargement pour faciliter la manutention de contenants livrés par camion. Le chariot à fourche demeure avec le diable l'aide mécanique le plus approprié pour déplacer les produits jusqu'à leur lieu d'entreposage. La prévention passe par des conditions d'éclairage adéquates des lieux et de l'espace libre (en hauteur et en largeur) pour la manutention. Les réactifs secs se révèlent souvent hygroscopiques et absorbent ainsi l'humidité de l'air ambiant, ce qui peut nuire à leur manipulation subséquente. En outre, plusieurs d'entre eux dégagent de la poussière. Afin de minimiser ces phénomènes, une aération adéquate des lieux est requise.

15.4.3.3 Les produits chimiques gazeux

Les produits chimiques gazeux livrés sur le site à l'état liquide sont surtout le chlore, l'oxygène ainsi que, dans une moindre mesure, l'anhydride sulfureux; il y a évaporation avant de procéder

à leur dosage. Parmi ces derniers, l'oxygène est livré en vrac alors que le chlore et l'anhydride sulfureux sont expédiés en cylindres de capacités précises. Les techniques de manutention employées et les mécanismes de prévention subséquents seront abordés au moment où nous traiterons plus spécifiquement de chacun de ces produits.

15.4.4 Le dosage et la distribution des produits chimiques

15.4.4.1 Les produits chimiques liquides

Les produits chimiques liquides sont habituellement dosés et véhiculés à l'aide de pompes de différents types, mais ont pour caractéristique commune d'être du type déplacement positif. Par ce principe, la solution est acheminée dans une chambre de dimension définie pour être ensuite propulsée mécaniquement ou hydrauliquement vers la conduite de distribution. Celles-ci sont souvent munies de diaphragmes, de pistons ou fonctionnent par cavitation progressive.

Lorsque la précision devant être atteinte est faible ou encore lorsque le volume exigé est important, la pompe centrifuge peut s'avérer une bonne alternative à l'approche précédente. Elle demeure un outil de choix quand il s'agit d'assurer le transbordement d'un réactif. Les installations comportant des pompes de dosage ou de relèvement de produits chimiques liquides, ou en solution, peuvent induire plusieurs dangers potentiels pour le travailleur. Il peut y avoir des risques de coincement des mécanismes de transmission externes comportant une courroie et des poulies.

Lors de la calibration ou du démontage de la tête ou de la tuyauterie desservant celle-ci, il peut se produire une éclaboussure de réactif parfois accompagné d'un dégagement instantané de pression. Une intervention sur le moteur électrique peut résulter en une électrocution si certaines conditions sont réunies. Enfin, un plancher rendu glissant par une fuite de réactif peut augmenter les dangers de faux mouvement et même de chute.

LA PRÉVENTION À LA SOURCE LORS DE LA CONCEPTION

- Identifier adéquatement les installations de dosage de réactifs;
- Respecter les directives du fabricant quant à l'installation de la pompe;
- Choisir les composantes de la pompe résistant le mieux au réactif en question;
- Procéder à un apport d'eau de procédé sur la conduite de succion de l'unité pour assurer un rinçage approprié;
- Munir la conduite de succion d'un cylindre de calibration isolé par un jeu de vannes;
- Installer une vanne de relâche sur la conduite de décharge de la pompe pour évacuer tout surplus de pression causé par un blocage soudain ou une fermeture inopinée de la conduite de dosage;
- Minimiser les coups de bélier générés par les pulsations de la pompe en installant une chambre d'amortissement pneumatique, une vanne régulatrice de pression et/ou en ayant recours à de l'eau de dilution injectée à la décharge de celle-ci;
- Munir de gardes de sécurité les mécanismes de transmission externes tels que les courroies, poulies et joints mécaniques;
- Assurer une mise à la terre réglementaire du moteur d'entraînement;

- Prévoir l'installation des dispositifs de verrouillage des vannes et interrupteurs pour la pompe ou sur ses accessoires;
- Installer près des pompes doseuses une fontaine oculaire et une douche d'urgence alimentées en eau tempérée par l'utilisation d'un mitigeur thermostatique.

15.4.4.2 Les produits chimiques secs

Les réactifs chimiques secs sont habituellement dosés sous cette forme par des appareils volumétriques ou gravimétriques qui permettent en outre leur mise en solution. Un doseur volumétrique est normalement constitué de trois sections principales. Sa partie supérieure appelée trémie contient le produit chimique à distribuer. Elle est parfois surmontée d'un cône de chargement, permettant d'entreposer plus de réactif, ou encore d'un tuyau l'approvisionnant à partir d'un silo ou de sacs de grande capacité. Au centre du doseur se trouvent les éléments électromécaniques qui permettent un apport calibré du produit : moteur, transmission et mécanismes d'activation favorisant l'écoulement à partir de la trémie.

Dans la partie inférieure se situe le bac qui reçoit le réactif sec et le transforme en une solution qu'il sera possible d'acheminer au point de dosage. À ce point, on retrouve normalement un mélangeur ainsi que les dispositifs d'apport et de régulation d'eau de dilution. L'écoulement de la solution chimique vers son point d'addition au procédé est généralement assuré par un éjecteur ou par une pompe. Les installations comportant des doseurs à sec peuvent représenter plusieurs dangers potentiels pour le travailleur.

L'approvisionnement en réactif peut dégager des poussières nuisibles, sinon toxiques. Il peut y avoir des risques de coincement et ce principalement au niveau des mécanismes de transmission comportant une courroie et des poulies. En outre, le démontage de la tuyauterie desservant celui-ci peut produire une éclaboussure de la solution de réactif et même parfois un dégagement instantané de pression. Une intervention sur le moteur électrique peut causer une électrocution si certaines conditions sont réunies. Enfin, le plancher, rendu glissant par une fuite de réactif, peut accentuer les dangers de faux mouvement et même de chute. Lors d'une intervention sur la cuve de dissolution, il y a risque de contact avec le produit dilué ainsi qu'avec l'agitateur en mouvement qui en assure la dispersion.

LA PRÉVENTION À LA SOURCE LORS DE LA CONCEPTION

- Identifier adéquatement les installations de dosage de réactifs;
- Respecter les directives du fabricant quant à l'installation du doseur;
- Choisir les composantes du doseur résistant le mieux au réactif en question;
- Prévoir à proximité du doseur à sec l'installation d'un drain de plancher et y raccorder la vanne de vidange de la cuve de dissolution;
- Munir de gardes de sécurité les mécanismes de transmission externes tels que les courroies, poulies ou joints mécaniques;
- Équiper la trémie d'un dispositif de chargement approprié permettant d'éviter le dégagement de poussière de réactif dans l'air ambiant, sinon pourvoir celle-ci d'un système d'aspiration à la source permettant de la capter et de l'évacuer;

- Assurer une mise à la terre réglementaire des moteurs d'entraînement du doseur et du mélangeur;
- Prévoir l'installation des dispositifs de verrouillage des vannes et interrupteurs du doseur et de ses accessoires;
- Installer près des pompes doseuses une fontaine oculaire et une douche d'urgence alimentées en eau tempérée par l'utilisation d'un mitigeur thermostatique.

15.4.4.3 Les produits chimiques gazeux

Pour ce qui est du dosage des produits chimiques gazeux, sauf en ce qui a trait à l'oxygène, on a communément recours à des appareils qui utilisent le vide créé par un éjecteur, alimenté par de l'eau de procédé, pour y diluer le réactif en question. Le gaz est soutiré de cylindres entreposés dans une salle d'entreposage. La première étape du processus consiste à diminuer et stabiliser la pression du gaz avant de l'introduire dans le doseur lui-même. Une fois à l'intérieur, par un jeu de pression et de vide en équilibre, le gaz chemine dans un tube de mesure appelé rotamètre. À sa sortie, il est aspiré par l'éjecteur qui par sa pression d'alimentation permettra à la solution concentrée en gaz de cheminer jusqu'au point d'application.

15.4.5 Les dispositifs à rayonnement ultraviolet

Un dispositif à rayonnement ultraviolet se compose d'une ou de plusieurs lampes U.V. insérées individuellement dans une gaine de quartz afin d'être isolées de l'eau à traiter. En traitement d'eau potable, les lampes ainsi gainées sont habituellement montées dans une conduite. Les risques pour la santé et la sécurité du travailleur qui intervient sur ces équipements sont :

- Irritation oculaire suite à l'exposition des yeux au rayonnement U.V.;
- Chute sur une surface rendue glissante par l'apport d'eau ou de produits de nettoyage pour tubes ultraviolets;
- Coupure sur des fragments de tubes ultraviolets brisés suite à une mauvaise manipulation de ceux-ci;
- Infection suite au contact d'une eau non désinfectée;
- Contact avec des produits de nettoyage servant à l'entretien des équipements de désinfection;
- Contamination de l'atmosphère ambiante par des agents nettoyants volatils servant à l'entretien des équipements de désinfection;
- Électrisation et même électrocution lors de travaux sur les composantes électriques servant à alimenter les dispositifs U.V. surtout en présence d'eau.

LA PRÉVENTION À LA SOURCE LORS DE LA CONCEPTION

- La conduite qui reçoit les tubes doit être munie d'un dispositif permettant de la dépressuriser et de la vidanger complètement;
- Un dégagement suffisant ainsi que la fourniture d'équipements de levage requis pour l'extraction et à la remise en place des dispositifs U.V. sont à prévoir dès l'étape de conception;

- La pièce abritant les dispositifs U.V. doit être dotée d'un système de ventilation adéquat pouvant évacuer les émanations provenant d'un produit chimique volatil servant au nettoyage des tubes;
- Les prises de courant monophasées, situées à proximité des dispositifs U.V. , doivent être munies d'un disjoncteur différentiel pour les personnes (GFI);
- Le plancher situé en périphérie des dispositifs de désinfection U.V. doit être muni de pentes et d'un réseau de drainage suffisant permettant d'éviter toute accumulation d'eau à sa surface;
- Tout équipement électrique dont la tension d'alimentation dépasse 600 volts doit être identifié en conséquence.

15.4.6 Le laboratoire

Les risques découlant du travail en laboratoire :

- Atteinte aux yeux et à la peau par les réactifs et les produits chimiques utilisés;
- Contamination microbiologique avec des substances contaminées;
- Brûlure au contact d'une surface ou d'accessoires chauds;
- Incendie lors de la manipulation de substances inflammables;
- Chute suite à un déversement quelconque ou en raison de l'encombrement des lieux;
- Coupure en manipulant du verre endommagé ou brisé;
- Choc électrique découlant de l'emploi d'un équipement électrique défectueux.

LA PRÉVENTION À LA SOURCE LORS DE LA CONCEPTION

- Entreposer les produits chimiques dans un endroit sécuritaire pour le personnel et la propriété;
- Assurer une ventilation adéquate du laboratoire et l'ajuster à une pression positive;
- Utiliser des équipements électriques munis d'une mise à la terre ou encore dotés d'un boîtier doublement isolé;
- Avoir à portée de la main des extincteurs réglementaires en nombre suffisant pour maîtriser rapidement un début d'incendie;
- Afficher de façon voyante les prescriptions d'usage à l'entrée du laboratoire;
- Doter le laboratoire d'une hotte d'évacuation confinée afin d'évacuer les émanations des réactifs volatils;
- Installer dans le laboratoire : une fontaine oculaire et une douche d'urgence alimentées en eau tempérée par l'utilisation d'un mitigeur thermostatique.

15.5 Services d'eau à la station

15.5.1 Eau potable

L'approvisionnement en eau potable d'une installation de traitement doit être effectué à partir d'un point d'eau où tous les produits chimiques auront été complètement mélangés.

15.5.2 Eau non potable

- Toute sortie d'eau non potable doit être clairement identifiée comme telle, de même que tout tuyau souterrain ou exposé;
- Le nombre de sorties d'eau non potable devrait être réduit au minimum pour réduire les risques d'erreur.

15.5.3 Robinets d'échantillonnage

- Des robinets d'échantillonnage doivent être placés de façon à pouvoir prélever des échantillons d'eau de chaque source et du point approprié de chaque unité de traitement;
- Des robinets d'échantillonnage doivent être prévus à tout point du système susceptible d'être contaminé;
- Les robinets utilisés pour le prélèvement d'échantillons pour fins d'analyses microbiologiques doivent être de type lisse sans tamis ou autres pièces susceptibles de devenir une source de contamination.

VOLUME 1

CHAPITRE 16

16. INSTRUMENTATION ET CONTRÔLES	
16.1 Instrumentation	
<i>16.1.1 Paramètres réglementés</i>	
16.1.1.1 Turbidité	
16.1.1.2 pH	
16.1.1.3 Chlore résiduel.....	
16.1.1.4 Mesures requises pour d'autres types de désinfection.....	
<i>16.1.2 Indications et mesures requises pour suivre le fonctionnement des équipements</i>	
<i>16.1.3 Centralisation des données et des contrôles.....</i>	
<i>16.1.4 Automatisation des opérations</i>	
<i>16.1.5 Laboratoires et instruments</i>	
16.2 Registre.....	
16.2.1 Température.....	
16.2.2 Mesure du pH	
16.2.3 Turbidité de l'eau filtrée ou non filtrée visée à l'article 5 du RQEP	
16.2.4 Chlore résiduel libre.....	
16.2.5 Débit de pointe et niveau d'eau	
16.2.6 Calcul et archivage	
16.2.7 Autres informations sur le fonctionnement.....	
16.3 Stations contrôlées à distance	

16. INSTRUMENTATION ET CONTRÔLES

L'instrumentation et les contrôles doivent refléter la taille de l'usine de production d'eau potable, sa complexité, le nombre d'employés et leur compétence. Pour ce faire, le concepteur doit prévoir des équipements qui permettront aux opérateurs de bien suivre et contrôler l'usine, les équipements de traitement, la production d'eau potable et la gestion des résidus de traitement.

Les informations qui suivent donnent un aperçu minimal des équipements nécessaires au suivi du traitement.

16.1 Instrumentation

16.1.1 Paramètres réglementés

Cette section présente l'information relative à la mesure et l'enregistrement des données pour certains des paramètres découlant directement de l'application du *Règlement*. La section 16.1.1 du volume 2 regroupe de l'information sur d'autres mesures.

16.1.1.1 Turbidité

Les mesures de turbidité découlent aussi bien de la réglementation que des besoins de base pour le contrôle des procédés. On retrouve ci-après quelques recommandations susceptibles de favoriser la qualité de cette mesure (USEPA, 1999; Alberta, 1997).

Principes

La turbidité est un indicateur du degré d'opacité d'une eau. Les turbidimètres utilisent tous le principe de néphélémétrie. Ce principe utilise la lumière diffusée, et non la lumière transmise comme dans le cas de l'opacimétrie (turbidimètre de Jackson). La turbidité est mesurée à l'aide d'un faisceau lumineux qui est diffusé et détecté à 90°. Cette valeur sera donc exprimée en unités de turbidité néphélémétrique (UTN). Il existe deux normes principales de mesure de turbidité : la norme USEPA 180.1, qui nécessite un détecteur à 90° et une source lumineuse blanche de type ampoule tungstène, et la norme ISO 7027, qui requiert un détecteur à 90° doté d'une source lumineuse d'une longueur d'ondes de 860 nm. Le spectre de lumière doit être à 860 nm \pm 30 avec une diode (LED) ou une combinaison de filaments et filtres.

Certains turbidimètres à très haute résolution utilisant un laser à 660 nm ou une source de lumière à diode électroluminescente (LED) possèdent une résolution minimale de 0,001 UTN.

Choix d'appareils

Un turbidimètre de type néphélémétrique, dont la partie optique est en contact avec l'échantillon, devrait être utilisé dans les applications de basse turbidité telles que l'eau traitée (gamme 0 à 100 UTN). Un modèle de type *surface scatter* devrait toutefois être utilisé lorsque la turbidité de l'eau est plus importante (gamme 0 à 5000 UTN). Ce dernier modèle de turbidimètre est caractérisé par des composantes optiques (lumière et photodétecteur) qui n'entrent pas en contact avec l'eau. Ceci évite l'entretien régulier lorsque la turbidité de l'eau brute dépasse 5 UTN.

Les turbidimètres à très haute résolution sont recommandés afin de permettre un suivi et une optimisation du traitement en deçà de 0,1 UTN.

Installation

Lors de l'installation des turbidimètres en continu, il faut vérifier les points suivants :

- Une trappe à bulles devrait être installée à même le turbidimètre ou en amont de celui-ci pour éviter l'interférence des bulles d'air. Cette trappe consiste généralement en des chicanes qui favorisent l'évacuation de l'air avant d'entrer dans la chambre de mesure;
- Prévoir une vanne de contrôle et une mesure du débit d'alimentation du turbidimètre;
- L'ajout d'une vanne de réduction de pression peut faciliter l'ajustement;
- Réduire le plus possible la longueur de la conduite d'alimentation du turbidimètre;
- S'il s'agit d'eau brute, prévenir toute sédimentation dans la conduite d'alimentation et prévoir un rinçage manuel;
- Éviter l'utilisation de tuyaux transparents favorisant la croissance d'algues;
- L'eau rejetée du turbidimètre doit être retournée au procédé ou évacuée vers l'égout;
- L'élément de mesure (senseur) peut être installé à une certaine distance de son contrôleur. Ce dernier peut ainsi servir d'afficheur à un ou plusieurs senseurs;
- Dans le cas de mesures effectuées à la sortie d'un filtre, il faut s'assurer de tenir compte seulement des mesures relatives à l'eau envoyée vers le bassin d'eau traitée et non à une eau envoyée à l'égout. Pour ce faire, il faut soit interrompre l'alimentation du turbidimètre pendant toute la séquence de lavage d'un filtre ou éliminer les données obtenues durant cette période.

Étalonnage et entretien

Les turbidimètres doivent être étalonnés selon la fréquence recommandée par le fabricant et selon une méthode acceptée par le *Standard Methods*. Les étalons primaires reconnus par le *Standard Methods* sont la formazine, les microsphères AMCO-AEPA-1 et la formazine stabilisée. L'étalonnage des turbidimètres par des étalons primaires devra être effectué idéalement une fois par saison (3 mois) mais au moins 2 fois par année. Pour limiter les délais et la manutention des appareils, l'étalonnage devrait pouvoir se faire sur place. Entre les étalonnages, la vérification des turbidimètres est possible par des étalons secondaires tels que les Gelex[®] et les modules de vérification à sec. Lors des vérifications, s'il y a une différence de lecture supérieure à 10% entre les valeurs lues au turbidimètre et la valeur des étalons primaires ou secondaires, le turbidimètre devra être immédiatement nettoyé et étalonné de nouveau.

L'entretien normal d'un turbidimètre inclut la vérification de l'étalonnage et le nettoyage de la fenêtre de la photocellule, du piège à bulles et du corps. La fréquence d'entretien est déterminée de manière empirique et dépend de l'installation, de l'eau à contrôler et de la saison.

16.1.1.2 pH

Le pH peut être mesuré selon deux méthodes. La première est la méthode colorimétrique mais elle n'est pas acceptée pour la mesure réglementaire du pH. La seconde, la méthode potentiométrique, est plus efficace car elle est adaptée à la mesure en continu. L'instrument basé

sur cette méthode comprend une électrode de mesure, une électrode de référence et une unité d'amplification. Les points suivants sont à vérifier lors de l'installation des pH-mètres :

- L'élément de mesure étant fragile, il est préférable de le retirer pendant le rinçage du tube amenant l'eau à mesurer;
- Il est préférable de réduire le plus possible la distance séparant l'élément de mesure de l'unité d'amplification. Si nécessaire, prolonger le tube amenant l'eau à mesurer;
- L'étalonnage doit être fait avec deux solutions étalons. Faire l'étalonnage selon les recommandations du fabricant ou au moins une fois par mois;
- L'entretien de l'électrode est critique pour assurer la qualité de la mesure. Il peut être nécessaire de recourir à des produits chimiques.

Habituellement, le pH-mètre permet également de mesurer la température.

16.1.1.3 Chlore résiduel

La teneur en chlore peut être mesurée selon deux méthodes : la méthode ampérométrique et la méthode colorimétrique. Il est important de noter que les analyseurs doivent comporter des éléments de compensation pour le pH et la température. La température pourra être compensée par sa mesure et un calcul proportionnel. Le pH pourra être compensé par l'ajout d'un tampon de pH (ou d'une sonde de pH) et un calcul proportionnel.

La méthode ampérométrique consiste en la mesure du courant produit par le chlore qui capte un électron d'une anode vers la cathode. Un voltage constant est maintenu entre les deux électrodes en comparant le signal de voltage d'une électrode de référence. Cette méthode comporte trois électrodes sans membrane et utilise un pH-mètre pour la compensation sur la courbe chlore/pH. Toute méthode utilisant une compensation mathématique peut être affectée lorsque le pH varie beaucoup. L'erreur provoquée par la compensation de pH peut être plus importante lorsque le pH se situe aux environs de 8,0 et qu'il varie de $\pm 0,5$.

La méthode colorimétrique utilise l'amine DPD oxydée par le chlore pour former le composé responsable de la couleur rosée : *wurster dye*. Cette couleur sera mesurée par absorption entre 510 et 530 nm. Cette mesure est directement proportionnelle à la concentration de chlore dans l'eau. La méthode colorimétrique n'est pas affectée par la présence d'autres oxydants, par les chloramines, le fer ou le manganèse et peut être employée pour tous les types d'eau. La compensation chimique du pH assure une mesure fiable de la concentration de chlore libre même lors de fortes variations de pH. Il faut par contre faire l'entretien des équipements périphériques (pompes, tubes, etc.) et s'assurer que les réactifs sont en quantité suffisante.

Il existe aussi des analyseurs de type membranaire où l'eau à analyser passe à travers une membrane perméable avant d'atteindre les électrodes. Ces analyseurs requièrent un nettoyage régulier et un remplacement fréquent des membranes qui s'obstruent. De plus, ces analyseurs sont très imprécis à faible concentration de chlore (moins de 0,5 mg/L) et rien n'indique le moment où les membranes sont colmatées.

Les points suivants sont à vérifier lors de l'installation des analyseurs de chlore :

- Prévoir une vanne de contrôle et une mesure du débit d'alimentation en eau. Il peut être nécessaire d'ajouter une vanne de réduction de pression pour faciliter cet ajustement;
- La distance entre les électrodes et le contrôleur doit être réduite au minimum;
- Si l'eau est contaminée par la solution tampon, elle doit être évacuée vers l'égout;
- Le contrôleur doit comprendre des relais pour les alarmes : 1) de bas et haut niveaux de chlore; 2) d'absence de débit d'eau aux électrodes; 3) de bas niveau de solution tampon (si requis); 4) de sorties analogiques ou digitales commutables pour le transfert des données vers un enregistreur, un ordinateur ou un système de télémetrie.

L'étalonnage et l'entretien de ces analyseurs de chlore sont critiques pour assurer la qualité de la mesure. Notons que l'analyseur colorimétrique DPD en continu a l'avantage d'utiliser la même méthode standard que la plupart des analyses en laboratoire. L'entretien de ces analyseurs varie beaucoup selon la méthode utilisée mais l'étalonnage devra être réalisé au moins une fois par mois. Tous les analyseurs utilisant des tampons de pH ou de réactifs nécessitent un entretien plus rigoureux.

16.1.1.4 Mesures requises pour d'autres types de désinfection

Lorsque l'ozone est utilisé comme désinfectant, il est nécessaire d'en mesurer la concentration afin de calculer les CT et les log d'abattement. De la même façon, il est requis de suivre l'intensité du rayonnement U.V. pour calculer les IT. Ces sujets sont abordés respectivement dans les sections 10.4.2 et 10.4.5.

16.1.2 Indications et mesures requises pour suivre le fonctionnement des équipements

Il s'agit dans ce cas d'obtenir des informations sur le statut, l'état ou le fonctionnement d'éléments hydrauliques, mécaniques et électriques. Ces informations servent, par exemple, à :

- Indiquer à distance le fonctionnement d'un élément (indicateur de fonctionnement d'une pompe doseuse par exemple);
- Totaliser le temps de fonctionnement d'une unité et en établir la fréquence d'entretien;
- Fournir une alarme avant que la situation n'entraîne des conséquences sur le procédé (alarme de bas niveau dans le puits de pompage d'eau brute par exemple);
- Suivre une variable permettant de valider des mesures reliées au procédé (niveau d'un réservoir de produit chimique pour valider le débit de dosage par exemple et, dans ce cas-ci, la connaissance du niveau permet également de gérer la réserve du produit).

16.1.3 Centralisation des données et des contrôles

Un tableau de contrôle central, regroupant au minimum les mesures, alarmes et contrôles essentiels à l'opérateur et incluant les variables transmises par télémetrie, doit être prévu dans les installations de traitement. Ce tableau doit être situé de manière à être facilement consulté par les opérateurs tout en leur permettant d'avoir une vue sur les unités de traitement. Le tableau de

contrôle doit également posséder suffisamment de signaux visuels et auditifs pour détecter rapidement tout équipement défectueux ou toute condition dangereuse.

16.1.4 Automatisation des opérations

Lors de la conception de l'automatisation, les points suivants sont à considérer :

- Le système de contrôle doit être conçu en fonction des difficultés et situations particulières;
- Le choix des appareils doit tenir compte de leur durée de vie et de la disponibilité des pièces de rechange;
- Le système devrait permettre une opération intégrée des tâches de routine et une réponse rapide aux changements de condition;
- Le passage du mode automatique vers le mode manuel doit pouvoir se faire facilement;
- Dans les petites installations, le concepteur devra analyser la situation en tenant compte :
 - Des fonctions qu'un système automatisé peut assurer et des alternatives manuelles;
 - De la capacité de l'opérateur d'effectuer l'entretien du système;
 - Localement ou régionalement, de la disponibilité, de la qualité et des coûts de services spécialisés d'entretien.

Au moment de la conception, la solution retenue et les coûts des services devront apparaître dans le budget d'exploitation proposé.

16.1.5 Laboratoires et instruments

De façon générale, l'équipement de laboratoire sera choisi en fonction de la source d'eau brute, de l'utilisation projetée de l'installation de traitement et de la complexité du procédé de traitement. Il faut également tenir compte de la compétence des opérateurs, des buts visés et des procédures d'utilisation.

De façon particulière, le laboratoire de l'installation doit comprendre au minimum :

- Pour toutes les installations de traitement d'eaux de surface : un turbidimètre de laboratoire respectant les normes définies par le *Standard Methods* les plus récentes;
- Pour toutes les installations dotées de procédés de floculation et de décantation incluant le dosage de chaux : un pH-mètre, le matériel nécessaire pour effectuer des *jar tests* ainsi que les équipements de titrage de la dureté et de l'alcalinité;
- Pour les installations procédant à un adoucissement par échange d'ions ou par dosage de chaux : un pH-mètre ainsi que les équipements de titrage de la dureté et de l'alcalinité;
- Pour les installations d'enlèvement du fer et/ou du manganèse : l'équipement de mesure des concentrations de fer (jusqu'à 0,1 mg/L) et/ou de manganèse (jusqu'à 0,01 mg/L);
- Pour les installations dosant le chlore : l'équipement de mesure du chlore libre et du chlore résiduel total selon le *Standard Methods*;
- Pour les installations dosant les polyphosphates ou orthophosphates : l'équipement de mesure des phosphates (entre 0,1 et 20 mg/L).

L'aménagement physique des lieux devrait inclure une superficie de comptoir suffisante, une ventilation et un éclairage adéquats, un lieu d'entreposage, un évier de laboratoire et autres utilités requises (voir chapitre 15).

16.2 Registre

On doit retrouver au registre toute l'information nécessaire en vertu de l'article 22 du Règlement. Les informations présentées à la section 11.2.1.1 sont résumées ci-après.

16.2.1 Température

Une mesure journalière de la température doit être effectuée. Cette information est nécessaire pour calculer le CT.

16.2.2 Mesure du pH

Tout comme la température, une mesure journalière du pH de l'eau traitée doit être effectuée dans le but d'obtenir le CT. Si l'ajout d'un produit chimique modifie le pH de chloration durant la désinfection (par l'ajout de chaux par exemple), le registre devra également inclure la valeur du pH (une mesure par jour) avant le réajustement de pH.

16.2.3 Turbidité de l'eau filtrée ou non filtrée visée à l'article 5 du RQEP

La mesure de la turbidité est effectuée en continu après chaque filtre ou, en absence de filtration, à la sortie de l'installation de traitement de désinfection. Au minimum, le registre devra inclure la turbidité de l'eau filtrée mesurée ponctuellement à la fin de chaque période de 4h pour chacun des filtres en opération. Pour les installations désirant se prévaloir des crédits supplémentaires de réduction des parasites accordés aux traitements optimisés (voir section 10.3.2.1), la turbidité moyenne de chacun des filtres devra être enregistrée, basée sur une fréquence d'acquisition de 15 minutes ou 4 heures, selon le crédit supplémentaire visé (+1,0 ou +0,5 log, respectivement).

16.2.4 Chlore résiduel libre

La mesure doit être effectuée en continu à la sortie de l'installation de traitement de désinfection, soit le bassin de contact du désinfectant. Le résiduel de chlore libre doit être enregistré à une fréquence minimale de 15 minutes (valeur ponctuelle ou valeur moyenne pour la période de 15 minutes). La plus faible valeur parmi les seize valeurs ainsi enregistrées pendant la période de 4 heures doit être inscrite au registre et utilisée pour le calcul des CT.

16.2.5 Débit de pointe et niveau d'eau

Au minimum, l'exploitant est tenu d'enregistrer le volume mis en distribution pour chaque période de 4 heures ainsi que le niveau d'eau dans le réservoir à la fin de chaque période de 4 heures (si la réserve est à niveau variable).

Pour les installations dotées d'une réserve variable, il est nécessaire de prévoir un système de suivi en continu du débit de sortie et du niveau de l'eau dans le réservoir. Il est recommandé que ces paramètres soient mesurés ponctuellement à toutes les heures. Puis, pour chaque plage de 4 heures, le débit maximum observé parmi les 4 valeurs sera considéré comme le débit de pointe. Ce dernier sera consigné au registre ainsi que le niveau ponctuel enregistré au même moment.

Pour les installations dotées d'une réserve fixe (ou dédiée), seul le débit à l'entrée du réservoir (ou le débit de production) est nécessaire. Tout comme les réserves à niveau variable, il est également recommandé de mesurer ponctuellement le débit à toutes les heures et d'inscrire au registre la plus forte valeur de débit enregistrée par période de 4 heures.

Notons qu'il est recommandé d'être en mesure d'obtenir l'efficacité hydraulique (T_{10}/T) correspondant à la période de 4 heures surtout si cette efficacité varie sensiblement.

16.2.6 Calcul et archivage

L'opérateur pourra ainsi calculer pour chaque période les CT et les logs d'abattement et ainsi répondre à une situation où une valeur élevée de turbidité en réseau apparaîtrait (voir chapitre 3). Ce calcul permet également d'identifier les situations les plus critiques au cours d'une année. Des logiciels simples sont maintenant disponibles pour faire le traitement des données. Ces informations doivent être inscrites au fur et à mesure dans le registre. Si ce processus est automatisé, les données doivent être validées chaque jour par un opérateur compétent. Le registre doit conserver les données des 5 dernières années à l'installation de traitement et doit pouvoir être fourni sur demande au MENV.

L'analyse de la distribution de l'ensemble des données selon les méthodes développées pour le Programme d'excellence en eau potable (RÉSEAU environnement, 2000) est un bon moyen de suivre les performances de traitement.

Notons également que même en l'absence de désinfection, il est nécessaire de compiler quotidiennement les données de débit par tranche de 4 heures afin d'identifier le débit de nuit (voir chapitre 5).

16.2.7 Autres informations sur le fonctionnement

Afin de suivre de plus près le fonctionnement de l'usine et d'aller au-delà de la réglementation, l'opérateur peut aussi conserver l'historique des informations suivantes :

- Les principales données de fonctionnement des unités de traitement (vitesse, débit, pression, niveau, heures d'opération, etc.);
- Le suivi en continu des crédits d'enlèvements et des performances des unités de traitement;
- Les informations relatives aux équipements hors-service ou connaissant des problèmes de fonctionnement.

16.3 Stations contrôlées à distance

L'avancée des technologies en instrumentation et contrôle a rendu possible le suivi et l'opération à distance des usines de production d'eau potable. Parallèlement, les préoccupations quant à la contamination microbiologique des sources d'eau forcent l'optimisation des procédés de traitement et provoquent le resserrement des normes de qualité de l'eau distribuée.

Dans ce cadre, l'automatisation vient faciliter le travail des opérateurs en éliminant les tâches monotones et répétitives. Ce faisant, plusieurs petites sources d'erreurs sont éliminées et les opérateurs sont davantage appelés à surveiller les procédés et à réagir en cas de mauvais fonctionnement.

Mais il reste encore plusieurs éléments à considérer avant de permettre la surveillance et l'opération complète des usines de production d'eau potable par télémétrie. Tous les éléments de traitement doivent être étudiés à fond afin de déterminer quel suivi en continu doit être réalisé, quelles sont les alarmes à mettre en place et quels sont les besoins en personnel. De plus, les conséquences des bris d'équipement, des pannes de communications ou de courant et des conditions critiques de traitement doivent être prises en considération pour assurer la sécurité de l'usine et assurer la qualité de l'eau distribuée.

Malgré l'avancée technologique en instrumentation et contrôle, et malgré l'économie qui peut être engendrée par l'automatisation du contrôle par télémétrie, une visite sur place faite par un opérateur compétent doit être effectuée au moins une fois par jour. Bien qu'il y ait plusieurs avantages à suivre à distance le fonctionnement d'une usine de production d'eau potable, la visite quotidienne d'un opérateur compétent demeure le moyen le plus sûr de garantir la qualité de l'eau potable distribuée.

Le manuel des « Ten States » (Great Lakes Upper Mississippi River Board State Public Health & Environmental Managers, 1997) fixe un cadre intéressant de questionnement dans la conception d'installations automatisées ou contrôlées à distance.

VOLUME 1

CHAPITRE 17

17. DIVERS	
17.1 Mise en service	
17.1.1 Généralités	
17.1.2 Objectifs.....	
17.1.3 Activités	
17.1.4 Mise en œuvre.....	
17.2 Manuel d'exploitation	
17.2.1 Généralités	
17.2.2 Objectif et contenu.....	
17.2.3 Réalisation.....	
17.3 Mesures de sécurité	

17. DIVERS

Ce chapitre regroupe de l'information sur des activités connexes au travail du concepteur : la mise en service des ouvrages, la rédaction des manuels d'exploitation et les mesures de sécurité pour les systèmes de production d'eau potable.

17.1 Mise en service

17.1.1 Généralités

La réception provisoire des travaux marque une étape importante de la réalisation d'un projet. Généralement, l'entrepreneur est déclaré avoir satisfait aux exigences prévues aux documents d'appel d'offres en matière de travaux. Dans l'année qui suit, il peut survenir des problèmes qui relèvent, d'après les dits documents d'appel d'offres, de l'entrepreneur et des fournisseurs. Le maître d'œuvre doit alors s'assurer de l'application de ces garanties. Il confie habituellement ce travail au concepteur des ouvrages.

Suivant une terminologie déjà utilisée au Québec, la mise en service d'une installation de traitement comprend un ensemble d'activités qui se déroulent au cours de la première année de fonctionnement afin de s'assurer du fonctionnement adéquat et des performances des ouvrages.

17.1.2 Objectifs

La mise en service vise plusieurs objectifs :

- Assurer le transfert des connaissances du concepteur vers l'exploitant. Ces connaissances comprennent aussi bien la conception que l'opération des ouvrages;
- Corriger ou faire corriger les problèmes de fonctionnement non couverts par l'application des garanties des entrepreneurs et fournisseurs. Ceci couvre l'ensemble des aspects techniques tels que l'électricité, la mécanique, l'instrumentation et le contrôle, le bâtiment, l'hydraulique, etc.;
- Établir les performances des procédés en fonction des objectifs visés par le projet.

Concernant ces deux derniers objectifs, il est important de noter que l'application des garanties est basée sur les documents contractuels d'appel d'offres, alors que la mise en service se réfère plutôt aux objectifs à atteindre tels que définis lors de la conception, ce qui peut différer significativement. Il y a lieu de considérer cette nuance lorsque les documents d'appel d'offres comprennent des clauses définissant les performances devant être vérifiées après la réception provisoire.

17.1.3 Activités

La liste d'activités qui suit est tirée du devis pour la mise en service rédigé par la SQAÉ (1995). Ce devis définit un mandat confié à une équipe constituée par le concepteur des ouvrages. La liste ne présente toutefois que certains exemples de ce que peut contenir la mise en service.

- Préparation du programme d'entretien préventif;
- Préparation du registre d'exploitation;
- Activités de transfert de connaissances à l'exploitant. Il s'agit d'éléments spécifiques aux ouvrages à opérer et non de connaissances générales que l'opérateur compétent a déjà;
- Vérifications et ajustements des équipements;
- Préparation de listes d'ajouts et de correctifs;
- Participation à l'évaluation de la performance et comparaison des conditions réelles par rapport à celles prévues lors de la conception. Cette évaluation fait appel aux mesures prévues au règlement en vigueur, mais aussi à toutes les mesures nécessaires à l'évaluation de chaque élément du procédé. Le manuel d'exploitation doit décrire ces mesures;
- Rédaction d'un rapport qui permettra de conserver les résultats et leur interprétation.

Notons que la conception et la surveillance de réalisation des ajouts et correctifs retenus font habituellement partie du mandat de surveillance du concepteur. Le mandat comprend également la rédaction d'un manuel d'exploitation qui sera décrit ci-après.

1. 17.1.4 Mise en œuvre

Il est recommandé de répartir certaines activités sur 12 mois afin de couvrir l'ensemble des conditions saisonnières. Dans le cas du devis de mise en service des ouvrages d'assainissement déjà mentionné, l'équipe de réalisation comprend :

- Un ingénieur qui a participé à la conception;
- Un technicien en eau et assainissement expérimenté en exploitation;
- Un responsable en instrumentation et contrôle.

17.2 Manuel d'exploitation

17.2.1 Généralités

Dès la réception provisoire des travaux, l'opérateur dispose des deux types de documents suivants :

- Plans et devis « tel que construit » et dessins d'atelier : ces documents regroupent toute l'information disponible relativement à la conception et à la construction;
- *Manuels de service : les entrepreneurs et les fournisseurs ont la responsabilité de livrer les manuels de service des équipements relatifs aux ouvrages réalisés. Ces documents sont habituellement spécifiques à un équipement : une pompe, une vanne, etc. Ils donnent, par exemple, des gammes de fonctionnement, des conseils d'entretien, etc.*

Ces deux types de documents ne suffisent pas cependant à l'opérateur qui veut savoir comment opérer et entretenir l'ensemble des composantes de l'installation de traitement afin d'atteindre les performances attendues. Les activités de mise en service et le manuel d'exploitation doivent combler ces lacunes.

17.2.2 Objectif et contenu

Le manuel d'exploitation vise à répondre aux besoins de l'opérateur en matière d'information sur la conception, l'opération et l'entretien des ouvrages. En tenant compte des informations contenues dans les documents d'appel d'offres (concepteur) et les manuels de service (fournisseurs), le manuel doit contenir, par exemple, les éléments suivants:

- Un sommaire des données de conception (quantité, qualité, eau brute, eau traitée, etc.);
- Une description générale des ouvrages;
- Une description détaillée des procédés incluant pour chacun d'eux : schéma, caractéristiques, contrôles, mode de fonctionnement, tableau de diagnostic, dépannage, etc.;
- Une liste des composantes (pompes, vannes, etc.) incluant les coordonnées des fournisseurs et les références aux manuels de service;
- Une liste des plans disponibles;
- Une liste des pièces de rechange nécessaires;
- Une liste des paramètres à mesurer pour connaître le fonctionnement du procédé ainsi que les instructions à suivre pour le contrôler (calculs et ajustements);
- Un rappel des mesures à effectuer dans le cadre des règlements en vigueur;
- Des instructions couvrant les situations d'urgence et les questions de santé et sécurité;
- Les besoins en entretien préventif selon les recommandations contenues dans les manuels de service. Ces besoins peuvent être regroupés et présentés dans un tableau suivant la fréquence et la nature des activités;
- Un lexique.

Cette liste est adaptée d'un guide rédigé par la SQAÉ (1995).

Le manuel sert de support au transfert de connaissances du concepteur à l'opérateur lors de la mise en service. Il constitue également le document de référence lors de l'arrivée d'un nouvel opérateur compétent.

17.2.3 Réalisation

Une partie du manuel est préparée par le personnel des différentes spécialités qui réalisent la conception de l'installation de traitement. Il est cependant recommandé que certains chapitres, ainsi que l'assemblage final, soit réalisé par un technicien possédant une bonne expérience en exploitation.

17.3 Mesures de sécurité

Des situations comme celle de l'épisode du verglas dans le sud-ouest du Québec et les suites du 11 septembre 2001 aux États-Unis, ont souligné la nécessité que les exploitants de systèmes d'alimentation, traitement et distribution d'eau potable soient préparés pour faire face à de telles situations.

Le MENV et le MAMM travaillent actuellement à la préparation d'un Guide sur les mesures de sécurité pour les systèmes de production d'eau potable. Ce guide fournira les outils nécessaires à l'élaboration des mesures suivantes:

- Mesures préventives;
- Interventions en cas de problèmes;
- Mesures correctives à appliquer après la période critique.

Chaque municipalité pourra ainsi mettre en place des mesures de sécurité adéquate tout en disposant des outils nécessaires pour assurer des interventions judicieuses en cas de problèmes.