

La filtration biologique d'une eau saumâtre de faible qualité limite l'encrassement de la membrane utilisée pour l'osmose inverse

Auteurs : Hans Peterson, Robert Pratt, Roberta Neapetung et Ole Sortehaug

Présentateur : Dr Hans Peterson, Safe Drinking Water Foundation, Canada

Résumé :

La principale limite à l'application de l'osmose inverse (OI) est la perte de performances provoquée par l'encrassement de la membrane par les composés que les bactéries peuvent utiliser comme énergie ou sources d'éléments nutritifs. Lorsque ces composés pénètrent dans les membranes pour OI, ils peuvent favoriser la croissance des bactéries sur les membranes filtrantes, ainsi qu'à l'intérieur des espaceurs des canaux d'alimentation. Cela conduit au piégeage des particules et à l'incorporation de substances dissoutes dans les matrices biologiques, ce qui aggrave l'encrassement biologique. Traiter l'eau au moyen de substances chimiques oxydantes, telles que le chlore, l'ozone et le permanganate de potassium, augmente les quantités de composés que les bactéries peuvent utiliser, favorisant ainsi le potentiel d'encrassement des membranes. Par ailleurs, des oxydants présents sous forme de traces, qui atteignent les membranes, peuvent les endommager, diminuant leur capacité à rejeter les matières dissoutes et particulaires (y compris les virus). Il est également déconcertant que certains composés organiques de masse moléculaire relativement importante soient capables de passer à travers les membranes pour OI, même denses, provoquant ainsi une croissance microbienne dans les systèmes de distribution. Par conséquent, même l'utilisation de membranes pour OI ne permet pas d'assurer la qualité de l'eau distribuée. Si aucune action correctrice n'est entreprise, les microbes peuvent se multiplier dans les membranes pour OI et dans les réseaux de distribution d'eau.

Pour résoudre ce dilemme, il convient de développer des microbes dans des filtres biologiques en amont des membranes pour OI. Si un matériau filtrant de haute qualité, comme l'argile expansée Filtralite[®], est utilisé pour l'adhérence microbienne, il est possible d'éliminer efficacement tant l'énergie que les composés nutritifs des microbes, même à faible température (6 °C). Les expériences pilotes et grandeur nature réalisées dans les Prairies canadiennes avec la filtration biologique ont permis de faire avancer ces processus de traitement du stade de l'expérience à celui de la technologie éprouvée ; on estime actuellement que ces processus sont en passe de devenir « la meilleure technologie disponible » dans le traitement des eaux souterraines saumâtres de très mauvaise qualité. La première usine de traitement biologique intégré et d'osmose inverse a été mise en service en décembre 2003 et, après deux années de test grandeur nature, deux autres usines ont été ouvertes en décembre 2005. Dans l'une de ces usines, le traitement classique au sable vert manganisé était suivi d'un traitement par OI exigeant le nettoyage chimique fréquent des membranes pour OI, ainsi que leur remplacement tous les huit mois. Le remplacement du sable vert manganisé dans les filtres existants par le matériau Filtralite[®] a permis une amélioration rapide de la qualité de l'eau traitée et l'arrêt pur et simple du fréquent nettoyage des membranes pour OI. Les filtres biologiques nécessitent 36 fois moins de rétrolavages que les filtres au sable vert manganisé (100 rétrolavages par an contre 3 600). La consommation d'eau imputée aux rétrolavages est passée de 23 millions de litres à 0,4 million de

litres, et le temps de travail correspondant est passé de 1 440 heures à 40 heures par an. En combinant ces économies à la diminution de la fréquence de nettoyage des membranes pour OI, à leur remplacement moins fréquent et aux dépenses inférieures en produits chimiques, il a été estimé que cette usine de traitement qui alimente en eau 1 200 personnes économisera plus de 100 000 \$ par an.

Congrès mondial de l'AID - Maspalomas, Grande Canarie, Espagne - Du 21 au 26 octobre 2007
RÉF. : IDAWC/MP07-205IDA WC2007

Sommaire

I. INTRODUCTION	3
II. RECHERCHES RÉALISÉES	4
III. RÉSULTATS	5
3.1 Composition chimique de l'eau brute	5
3.2 Échec du traitement classique	7
3.3 Encrassement des membranes d'OI après l'échec du traitement traditionnel	9
3.4 Traitement biologique	11
3.5 Traitement par osmose inverse.....	13
IV. DÉBAT	15
4.1 Sources d'eau brute de mauvaise qualité	15
4.2 Traitement classique en amont des membranes pour OI.....	16
4.3 Traitement biologique de l'eau en amont des membranes pour OI.....	17
4.4 Traitement par osmose inverse.....	18
4.5 Ajustement du pH de l'eau acide traitée par OI.....	19
V. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	20
VI. REMERCIEMENTS	21
VII. BIBLIOGRAPHIE.....	21

I. INTRODUCTION

Les Prairies canadiennes sont une région semi-aride du centre du Canada. Toutefois, sous la surface du sol se trouvent de vastes rivières et lacs dont la profondeur peut atteindre les 300 m. Alors que les aquifères de surface peuvent contenir une eau de qualité assez élevée, bien que souvent sous l'influence de l'eau de ruissellement, les aquifères en dessous de 100 m sont généralement de qualité extrêmement faible. Ce problème est en partie dû au fait que cette région était autrefois une mer intérieure et que, lorsque la mer s'est retirée, elle a laissé derrière elle de larges dépôts de sel qui rendent les réserves d'eau souterraines très salées. Il est rare de trouver dans cette région des eaux souterraines qui répondent aux directives canadiennes ou internationales exigeant une somme des matières dissoutes inférieure à 500 mg/l. Le gouvernement du Saskatchewan a compris ce problème et modifié sa directive sur la qualité de l'eau potable en augmentant la somme des matières dissoutes à 1 500 mg/l, ce qui fait que certaines de ces réserves d'eau « satisfont » aux directives sans l'application de technologies de désalinisation.

Toutefois, associés à ces niveaux de sel élevés on trouve fréquemment des niveaux élevés d'autres composés qui posent des problèmes dans le traitement de l'eau potable, comme le fer, le manganèse, l'ammonium, l'arsenic et des matières organiques dissoutes. Non seulement ces composés sont problématiques en termes de traitement de l'eau potable, mais ils agissent comme sources d'énergie ou d'éléments nutritifs pour les bactéries, provoquant des encrassements biologiques graves des membranes pour OI. Par ailleurs, des ions posant problème pour les techniques de désalinisation contiennent de fortes concentrations de magnésium, de calcium et de sulfate. Les problèmes d'entartrage et d'encrassement biologique doivent donc être résolus pour traiter l'eau de manière durable. S'ajoutent à ces défis les basses températures des eaux souterraines (5 à 10 °C) à faibles (1 à 2 °C) variations saisonnières, ou inexistantes.

Le traitement de ces réserves d'eau particulières s'est traduit par l'utilisation de diverses stratégies d'oxydation traditionnelles, telles que la filtration sur sable vert manganisé, avec ajouts de permanganate de potassium. Bien que ce traitement soit fréquemment appliqué, un examen minutieux des données générées par ce type d'usine de traitement de l'eau démontre qu'il est très difficile de maintenir une eau de qualité optimale sur des périodes prolongées. En outre, ces usines sont en général petites et disposent de ressources financières et humaines limitées. Même les usines plus grandes produisant une eau de meilleure qualité ont connu des échecs avec les technologies traditionnelles d'élimination du fer et du manganèse dans l'eau (Mouchet 1992). L'utilisation d'oxydants, comme le chlore ou le permanganate de potassium, n'est pas efficace pour oxyder les ions ciblés lorsque des ions en concurrence comprenant des matières organiques dissoutes sont présents en grandes quantités.

Alors que les Directives de qualité pour l'eau potable du Canada (Santé Canada, 1996, 2003) comprennent plus de 50 paramètres relatifs à la santé, leur mise en œuvre sur site, dans les petites communautés, s'est souvent limitée à quelques paramètres. Il s'agit en général de l'absence totale de chlore, d'*E. coli*, de coliformes et de nitrate. La conformité avec quatre de ces paramètres peut être atteinte avec la seule chloration et les échecs des processus de traitement peuvent passer inaperçus. Santé Canada ne réalise des tests que sur la qualité de l'eau distribuée auprès des communautés autochtones et non sur l'eau brute, ce qui fait qu'il est impossible

d'évaluer l'efficacité des processus de traitement internes aux usines. Les exploitants des usines de traitement effectuent des tests supplémentaires limités sur l'eau distribuée, tels que des tests sur le pH, le manganèse, le fer et la turbidité.

Toutefois, tous les deux ans environ, Santé Canada réalise des tests plus conséquents sur les systèmes de distribution et des composés problématiques ont été détectés dans l'eau potable. Cette découverte a conduit à la mise en œuvre, dans certaines communautés, d'une épuration des eaux souterraines par OI après un traitement au sable vert manganisé. Après traitement par OI, des problèmes liés à l'encrassement et à l'entartrage des membranes sont apparus dans l'eau traitée de manière classique. Ce résultat a poussé à rechercher des méthodes de traitement qui permettraient de produire une eau de haute qualité en amont des membranes pour OI. La qualité des sources d'eau brute utilisées et l'incapacité des technologies traditionnelles à produire de l'eau adaptée à l'épuration par OI sont présentées avec les solutions de prétraitement biologique disponibles.

II. RECHERCHES RÉALISÉES

Les eaux brutes provenant des Premières nations de George Gordon, de Pasqua et de Yellow Quill ont été analysées afin de déterminer leurs propriétés physiques et chimiques, à l'aide de diverses techniques d'analyse, notamment la spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS). Les problèmes posés par le traitement traditionnel ont été examinés sur place dans la Première Nation de George Gordon et de grands tests d'optimisation ont été réalisés, mais ont tous échoué. Une remorque de recherches de 15 m équipée d'un dispositif de traitement de l'eau a été amenée jusqu'aux puits récemment construits dans la Première nation de Yellow Quill. La remorque y a été approvisionnée en eau, directement du puits, à hauteur de 200 l/min. L'eau a été répartie dans différentes combinaisons de traitement, telles que le sable vert manganisé, l'ozone, les UV, différents types d'unités de filtration biologiques et de membrane. Durant les six premiers mois, de nombreuses unités différentes ont été pilotées, puis les 14 mois suivants ont été consacrés au développement de l'option la plus prometteuse : le traitement biologique suivi de l'OI. Différents matériaux (argile expansée et charbon actif granulaire), ainsi que des combinaisons de ces matériaux, ont été étudiés afin d'évaluer l'adhérence microbienne dans les filtres biologiques. Finalement, nous nous sommes décidés pour trois filtres en série, contenant chacun différents types de matériau d'argile expansée Filtralite[®]. Comme nous étions en présence d'une eau saumâtre, une étape de désalinisation supplémentaire était nécessaire. Tandis qu'une combinaison de membranes pour OI et de nanomembranes pouvait satisfaire à l'objectif de traitement qui consistait à obtenir la présence de calcium et de magnésium dans l'eau traitée, le risque d'introduire des substances chimiques problématiques, comme l'arsenic, le manganèse et l'ammonium, excluait l'utilisation de la nanofiltration. Au lieu de cela, un contacteur de calcium et magnésium a été développé pour ré-introduire du calcium et du magnésium dans l'eau traitée par OI, permettant dans le même temps de produire de l'eau non corrosive de pH neutre. Sur la base de ce projet pilote, une usine grandeur nature a été conçue, puis mise en fonctionnement en décembre 2003 (Peterson et al. 2006). D'autres expériences pilotes grandeur nature et la mise en route du même processus de traitement dans les Premières nations Pasqua et George Gordon ont permis de perfectionner le processus intégré de traitement biologique et d'OI. Les coûts de l'usine

pilote sur place ont baissé à eux seuls de plus de 500 000 dollars canadiens pour Yellow Quill, 75 000 dollars pour Pasqua et 5 000 dollars pour George Gordon. Les expériences pilotes, mais pas les recherches, ont été financées par le ministère des Affaires autochtones et du Nord Canada (agence responsable du financement des usines de traitement de l'eau dans les communautés autochtones). Le savoir-faire développé a été transmis aux communautés autochtones par l'équipe Advanced Aboriginal Water Treatment Team (AAWTT) de la Safe Drinking Water Foundation.

III. RÉSULTATS

3.1 Composition chimique de l'eau brute

Les eaux souterraines utilisées par Yellow Quill sont puisées à 100 m de profondeur, tandis que les Premières nations Gordon et Pasqua captent l'eau à 200 m de profondeur. La profondeur à laquelle l'eau est collectée est importante, les faibles profondeurs (100 m) étant considérablement plus froides (5 à 6 °C) que les prises d'eau provenant de profondeurs plus grandes (200 m) (9 à 10 °C). Plus l'eau est froide, plus le traitement est un défi difficile à relever pour la plupart des processus, tant pour le prétraitement que pour le traitement par OI réel. Le tableau 1 présente la composition chimique de l'eau brute des trois sources d'eau souterraines étudiées.

Les niveaux d'alcalinité sont très élevés, allant de 380 mg/l pour Pasqua à 470 mg/l pour Gordon. Les niveaux d'aluminium sont trop bas pour être détectés (0,005 mg/l) dans toutes les sources étudiées. Les niveaux d'ammonium (comme l'ammonium-N), par contre, sont assez élevés, avec des valeurs allant de 1,3 à 4,7 mg/l. Les niveaux d'arsenic sont bien au-dessus des valeurs de la directive canadienne actuelle de 0,010 mg/l, allant de 0,017 mg/l pour Yellow Quill à 0,072 mg/l pour Gordon, en passant par 0,036 mg/l pour Pasqua. Le baryum est un composé préoccupant pour le traitement par OI, mais toutes les sources d'eaux souterraines présentaient un niveau assez faible de cet élément (0,007 à 0,009 mg/l). Les niveaux de bore étaient bien en dessous de la valeur de la directive, fixée à 5 mg/l, allant de 0,34 mg/l à 0,76 mg/l.

Les niveaux de calcium étaient très élevés, allant de 130 mg/l pour Pasqua à 270 mg/l pour Yellow Quill et 360 mg/l pour Gordon, avec des niveaux de magnésium qui suivaient la même tendance avec 48 mg/l pour Pasqua, 100 mg/l pour Yellow Quill et 170 mg/l pour Gordon. Les niveaux de magnésium étaient en dessous du niveau de la directive de 200 mg/l, avec un niveau bas de 48 pour Pasqua, intermédiaire de 100 pour Yellow Quill et élevé de 170 à Gordon. Le rapport entre le calcium et le magnésium était similaire, allant de 2,1 à 2,7. Comme le calcium et le magnésium constituent les principaux facteurs de la dureté de l'eau, la même tendance se dessine avec Pasqua à 523, Yellow Quill à 1 086 et Gordon à 1 599 mg/l. Toutes les sources d'eau souterraine étaient au-dessus de la limite recommandée par l'Union européenne pour le calcium (100 mg/l), et celles de Yellow Quill et de Gordon étaient au-dessus de la directive de la Saskatchewan pour la dureté (800 mg/l). Toutes les sources d'eau souterraine doivent cependant être classées comme extrêmement dures.

Tableau 1 : Composition chimique de l'eau brute des sources d'eau souterraine de George Gordon, Pasqua et Yellow Quill (en gras et en italique, composés que les bactéries peuvent utiliser soit comme énergie, soit comme sources d'éléments nutritifs) avec valeurs des directives.

Parameter	Guideline value	Gordon	Pasqua	Yellow Quill
Alkalinity (mg/L)	<500 (SK)	470	380	460
Aluminum (mg/L)	<0.1 (operational)	<0.005	<0.005	<0.005
Ammonium-N (mg/L)	<5 (EU)	1.3	2.2	4.7
Arsenic (mg/L)	<0.010	0.072	0.036	0.017
Barium	1.0	0.009	0.008	0.007
Boron (mg/L)	<5	0.34	0.74	0.76
Calcium (mg/L)	<100 (EU)	360	130	270
Chloride (mg/L)	<250	67	72	46
Copper (mg/L)	<1	<0.001	<0.001	0.014
Dissolved Organic Carbon (mg/L)	<5 (SDWF)	5.5	4.9	11
Fluoride (mg/L)	<1.5	0.46	0.40	0.18
Iron (mg/L)	<0.3 (AO)	1.41	2.41	8.49
Hardness (mg/L)	<800 (SK)	1599	523	1086
Lead (mg/L)	<0.01	<0.002	<0.002	<0.002
Magnesium (mg/L)	<200	170	48	100
Manganese (mg/L)	<0.05 (AO)	1.59	0.13	0.25
Nitrate-N (mg/L)	<10	<0.01	<0.04	<0.04
pH	6.5-8.5	7.2	7.7	7.5
Phosphate (mg/L)	No guideline	0.060	0.150	0.23
Redox (ORP) (mV)	No guideline	<-100	<-150	<150
Selenium (mg/L)	<0.01	<0.005	<0.005	<0.005
Silicon (mg/L)	No guideline	11.1	12.8	11.8
Sodium (mg/L)	<200 (SK <300) (AO)	110	420	230
Strontium (mg/L)	No guideline	1.42	1.02	1.17
Sulphate (mg/L)	<500 (AO)	1300	850	1100
Temperature (°C)	<15 (AO)	<10	<10	<6
Total dissolved solids (mg/L)	<500 (SK <1,500) AO)	2260	1760	2130
Turbidity (for raw water, turbidity after aeration)	<0.3	17	37	102
Zinc (mg/L)	<5	<0.005	<0.005	<0.005

Les niveaux de cuivre étaient indétectables pour les sources de Gordon et de Pasqua, tandis que l'eau brute de Yellow Quill en contenait 0,014 mg/l, résultat bien en dessous, néanmoins, de la valeur de 1 mg/l exigée par la directive sur la qualité de l'eau potable. Les niveaux de chlorure sont tous en dessous des 250 mg/l de la directive, allant de 46 à 72 mg/l. Il n'existe pas de directive pour le carbone organique dissous (COD), mais on s'attend à ce que, pour satisfaire aux futures directives sur la désinfection par chloration, il faille des niveaux de sous-produits aussi faibles que 2 mg/l et éliminer le COD de nombreuses sources d'eau brute. Pour répondre aux directives canadiennes en vigueur sur la qualité de l'eau potable, pour les haloformes (0,1 mg/l), des niveaux de COD inférieurs à 5 mg/l sont requis (Peterson et al. 1993). Les sources Pasqua et George Gordon se situent toutes les deux aux environs des 5 mg/l, Yellow Quill enregistre une valeur double, à 11 mg/l. Il est assez difficile de mesurer un niveau de COD précis dans une eau, ayant subi un traitement anaérobie, présentant une forte teneur en fer, des coprécipitations pouvant se produire avec ce dernier. Normalement, le COD est déterminé dans l'eau non préservée, mais, pour ces sources d'eau brute, il est recommandé de déterminer l'acide borique

dans de l'eau préservée. Les niveaux de fluorures doivent être en dessous de 1,5 mg/l et toutes les sources d'eau brute étaient inférieures à ce niveau (0,18 à 0,46 mg/l).

Les niveaux de fer étaient largement au-dessus de la valeur fixée par la directive canadienne de 0,3 mg/l, avec 1,41 pour Gordon, 2,41 pour Pasqua et 8,49 mg/l pour Yellow Quill. Le taux de plomb était toujours inférieur aux valeurs détectables (<0,002 mg/l). Les niveaux de manganèse étaient près de trois fois supérieurs aux valeurs de la directive pour Pasqua (0,13 mg/l), cinq fois supérieurs pour Yellow Quill (0,25 mg/l) et 32 fois supérieurs (1,59 mg/l) pour Gordon. Ces sources sont anaérobies et, conformément aux prévisions, les niveaux de nitrate étaient tous en dessous des niveaux détectables (<0,04 mg/l). La concentration phosphate-phosphore, un nutriment essentiel pour les bactéries, allait de 0,06 mg/l pour Gordon à 0,23 mg/l pour Yellow Quill, en passant par 0,15 mg/l pour Pasqua. Dans les sources d'eau souterraine anaérobie, le potentiel d'oxydoréduction est faible et il s'est toujours maintenu en dessous de -100 mV. Cette eau anaérobie est très résistante aux sondes d'oxydoréduction et il n'est guère possible de déterminer des valeurs avant le dysfonctionnement de la sonde.

Les niveaux de sélénium étaient en dessous des seuils de détection pour toutes les sources d'eau brute. Les niveaux de silicium étaient relativement élevés et presque identiques pour les différentes sources d'eau brute, avoisinant les 12 mg/l pour chacune d'entre elles. Les niveaux de sodium étaient en dessous de la valeur fixée par la directive canadienne (200 mg/l) pour la source de Gordon. Ils étaient cependant deux fois plus importants pour la source de Pasqua (420 mg/l) et juste au-dessus pour la source de Yellow Quill (230 mg/l). Les niveaux de sulfate étaient tous bien au-dessus du niveau fixé par la directive canadienne de 500 mg/l, allant de 850 mg/l pour Pasqua à 1 300 mg/l pour Gordon, en passant par 1 100 mg/l pour Yellow Quill. L'eau de la source de Yellow Quill est plus fraîche (5 à 6 °C) que celle des sources de Pasqua et de Gordon (9 à 10 °C). Le taux de matières dissoutes était bien au-dessus de la valeur fixée par les directives sur les eaux de source (près de quatre fois la valeur fixée par la directive canadienne). Si l'eau absorbait l'oxygène, les niveaux de particules générés principalement par l'oxydation du fer se traduiraient par une turbidité de 17 UTN à Gordon, de 37 UTN à Pasqua et de 102 UTN à Yellow Quill, ce qui équivaut à un niveau de particules de plus de 400 000/ml dans la plage granulométrique de 2 à 40 micromètres à Yellow Quill. Les niveaux de zinc de toutes les sources d'eau souterraine se trouvaient en dessous du seuil de détection.

3.2 Échec du traitement classique

Dans la Première nation de George Gordon, un processus de traitement de l'eau au sable vert manganisé a été utilisé de 1989 à décembre 2005, date à laquelle le sable a été remplacé par de l'argile expansée (Filtralite®). De 1987 à 2001, l'eau traitée au sable vert manganisé a été fournie à la communauté sans restrictions. Les tests quotidiens effectués par l'exploitant de l'usine montraient pourtant que les niveaux de manganèse étaient presque toujours au-dessus des valeurs exigées par les directives. Le processus ne pouvait pas non plus assurer l'élimination de l'arsenic, mais ce test n'était pas réalisé par l'exploitant. Santé Canada est censé tester l'eau à la recherche d'arsenic et d'autres contaminants tous les deux ans, et prévenir les communautés des écarts constatés par rapport aux directives sur la qualité de l'eau potable canadienne (Santé Canada 1996, 2003). Mais ce n'est qu'en l'an 2000 que la communauté a été mise au courant du

problème posé par l'arsenic, époque à laquelle le ministère Affaires autochtones et du Nord Canada a rassemblé des fonds pour résoudre ce problème.

En 2001, une unité avec nanomembrane et membrane pour OI a été ajoutée au système de filtration au sable vert manganisé, assurant le prétraitement des membranes. Toutefois, les membranes étant connectées, la pression est vite montée et les membranes ont rapidement eu besoin d'être nettoyées. Même les fréquents nettoyages n'ont pas pu maintenir le débit et la pression du produit à des niveaux acceptables et, en juillet 2003, les nanomembranes et les membranes pour OI ont été remplacées par de nouvelles membranes pour OI. Malheureusement, huit mois plus tard, l'encrassement des membranes atteignait un niveau inacceptable et celles-ci ont à nouveau dû être remplacées (membranes basse pression atteignant >250 psi). En juin 2004, l'autopsie d'une membrane encrassée a été réalisée par la Safe Drinking Water Foundation (SDWF) (description à la section .3).

Le rôle principal des filtres au sable vert manganisé est d'éliminer le fer et le manganèse de l'eau. Un apport continu de 2 mg/l de permanganate de potassium a été ajouté à l'eau brute entrante, qui a ensuite été conservée dans une chambre pendant 30 minutes environ, puis pompée vers cinq filtres à pression disposés en parallèle. Le sable vert manganisé doit être régénéré régulièrement, ce que l'on réalise par un trempage dans une forte concentration de permanganate de potassium, suivi d'un rétrolavage avant la remise en service. Cette opération a été réalisée le 31 août 2004 à 7 h du matin pour le filtre 2. Le 1er septembre, le filtre a été rétrolavé.

À 10 h, le niveau de manganèse (Mn) atteignait 0,052 mg/l, à 13 h, 0,12 mg/l et à 15 h, 0,29 mg/l. Après avoir rétrolavé tous les filtres, le 2 septembre à 7 h, nous y avons injecté une eau brute avec un niveau de Mn de 1,73 mg/l, ainsi que du permanganate de potassium, solution que nous avons mise de côté, puis filtrée à travers les cinq filtres. Les quatre filtres qui n'avaient pas été régénérés ont donné des niveaux de Mn supérieurs à 1,0 mg/l (moyenne de 1,07 mg/l), tandis que le filtre régénéré présentait un niveau de 0,14 mg/l. Cependant, son niveau de Mn est monté brutalement à 0,72 mg/l (14 h), pour descendre à 0,49 mg/l à 16 h. Le filtre a été rétrolavé à 17 h 30, après quoi son taux de Mn était de 0,088 mg/l. Une heure plus tard, ce taux était passé à 0,71 mg/l.

Il n'est pas possible d'augmenter le niveau d'alimentation du permanganate de potassium bien au-delà de 2 mg/l, du permanganate de potassium n'ayant pas réagi (couleur rose) étant apparu à la sortie du filtre. Théoriquement, néanmoins, 1,06 partie de permanganate de potassium est nécessaire pour 1 partie de fer et 1,92 partie est nécessaire pour une partie de manganèse. Les sulfures auront également des besoins en permanganate de potassium, à l'instar du COD et de l'arsenic réduit (As³⁺). Le besoin réel en permanganate de potassium est donc plus de deux fois supérieur aux additions réalisées dans l'usine, en ne prenant que le Fe et le Mn en considération. En effet, lorsque le besoin en permanganate de potassium était déterminé chimiquement, il était >10 mg/l, soit cinq fois plus de la dose réelle utilisée. Toutefois, tenter de satisfaire une plus grande demande en permanganate de potassium présentait le risque d'exposer les membranes à un oxydant.

On voit sur la Figure 1 que la couleur pourpre/rouge du permanganate de potassium n'apparaît qu'après 10 mg/l (période de réaction de 24 h). Dans les conditions réelles de l'usine, cependant,

la couleur rose apparaît à différents niveaux, aux alentours de 2 mg/l, en fonction du temps de contact, etc. Avec une telle demande en permanganate de potassium, il n'est pas surprenant qu'il soit difficile d'optimiser, de manière prévisible, le processus visant à l'oxydation sélective du fer et du manganèse.



Figure 1 : Demande en permanganate de potassium (mg/l) de l'eau brute

Le traitement au sable vert manganisé a été tenté sur le système pilote de Yellow Quill, mais nous n'avons pas été en mesure d'éliminer durablement le manganèse à l'aide d'unités de filtration de diamètre de 0,46 m, même à des débits peu élevés (2,4 m/h). La Première nation Pasqua appliquait le traitement au sable vert manganisé et devait se doter de filtres à membranes pour OI comme traitement de finition, mais l'ingénieur de Pasqua, Dan Hogan, a refusé d'opter pour ce processus au vu des inquiétudes soulevées par la Première nation Yellow Quill. À la place des filtres, Pasqua a exécuté un test biologique pilote et un processus intégré de traitement biologique et d'OI grandeur nature a été mis en place en 2005.

3.3 Encrassement des membranes d'OI après l'échec du traitement traditionnel

L'eau traitée au sable vert manganisé contenait encore du fer, du manganèse et de l'arsenic, ainsi que d'autres composés qui peuvent agir comme éléments nutritifs ou sources d'énergie pour les bactéries. Lorsque cette eau était acheminée vers les membranes pour OI, des nettoyages et remplacements fréquents étaient nécessaires comme nous l'avons souligné plus haut. Deux membranes encrassées des unités d'OI ont été retirées, puis deux analyses précises ont été réalisées. Nous avons recouvert les membranes filtrantes pour OI de couches de boue uniformes (Figure 2) dont la composition chimique est celle des composés à l'origine de l'encrassement, indiqués dans le tableau 2. Comme le potentiel d'oxydoréduction dû aux additions de permanganate de potassium avait augmenté au-dessus de +400 mV, les conditions de l'eau traitée

au sable vert manganisé étaient idéales pour que les bactéries d'oxydation du manganèse s'établissent dans les membranes. À l'aide du système d'identification des bactéries Biolog, la couche de boue a été analysée et une série d'espèces de *Pseudomonas* a été identifiée, ainsi que des espèces s'apparentant à la bactérie *Pseudomonas putida* (autrefois appelée *Pseudomonas manganoxidans*).

Par conséquent, l'augmentation du potentiel d'oxydoréduction induit chimiquement peut faciliter l'oxydation, par les bactéries d'oxydation du manganèse, du Mn^{2+} qui deviendra alors du Mn^{3+} , ce qui requiert des potentiels d'oxydoréduction supérieurs à +400 mV. Les bactéries d'oxydation du manganèse forment des substances polymériques extracellulaires (EPS) qui rendent difficile l'élimination de la couche d'encrassement, ce qui entraîne la diminution rapide des flux de perméat et augmente la pression dans les membranes. La composition chimique des couches d'encrassement montre que, dans l'ordre d'importance croissant (en termes de quantité de matériau), le fer (4,7 %) arrive en premier, suivi par trois éléments d'importance quasi égale, le calcium, le manganèse et le phosphore (environ 2,0 %), puis le soufre (1,1 %). Le magnésium, l'aluminium et une série d'autres éléments sont également présents dans le matériau à l'origine de l'encrassement.

Figure 2 : Photo d'une membrane encrassée par de la matière biologique suite à un prétraitement au sable vert manganisé.



Tableau 2 : Composition chimique d'un matériau d'encrassement à partir de l'analyse des membranes (moyenne des membranes filtrantes les plus profondes et les moins profondes)

Inorganic Chemistry	Foulant concentration (%)	Bacteria content (%)
Aluminum	0.17	
Calcium	2.1	0.5
Iron	4.7	
Magnesium	0.43	0.5
Manganese	2.4	
Phosphorous	2.3	3.0
Potassium	0.11	1.0
Sodium	0.12	1.0
Sulphur	1.1	1.5

Le tableau ci-dessus montre également, à titre de comparaison, le contenu général des éléments trouvés dans les bactéries. Les teneurs en magnésium, phosphore et soufre sont similaires à ce que l'on pourrait voir dans la biomasse bactérienne et constituent donc une indication supplémentaire sur les caractéristiques bactériennes de la matière à l'origine de l'encrassement, bien que ces données ne permettent pas de distinguer clairement ce qui relève de la précipitation chimique de ce qui relève du matériau biologique. Les taux de calcium sont, néanmoins, environ quatre fois supérieurs aux concentrations moyennes de biomasse bactérienne. Les taux de sodium et de potassium dans la couche d'encrassement sont bas comparés aux taux moyens de bactéries.

3.4 Traitement biologique

Les composés présents dans l'eau peuvent être éliminés par les bactéries pourvu qu'ils soient, pour elles, des substances nutritives ou une source d'énergie. De nombreux composés, comme le fer, peuvent être à la fois un élément nutritif et une source d'énergie. Il arrive fréquemment que seule une petite partie de l'élimination ou de la conversion d'un composé agissant comme source d'énergie satisfasse aussi à la demande en substance nutritive. Les composés qui peuvent agir comme substance nutritive ou source d'énergie sont indiqués en caractères gras dans le tableau 1. Pour les sources d'eau souterraine étudiées, ces composés sont l'ammonium, l'arsenic, le carbone organique dissous (COD), le fer, le manganèse et le phosphate. Le potentiel d'oxydoréduction est également important car, sans une augmentation de l'oxydoréduction, qui parviendrait à environ 0, le fer ne serait pas éliminé et, sans une autre augmentation de l'oxydoréduction dépassant +100, l'ammonium ne serait pas oxydé en nitrate. L'oxydation du manganèse nécessite des niveaux très élevés d'oxydoréduction (>400 mV).

Les performances des processus de traitement biologique de l'eau pour les différentes sources d'eau sont représentées dans le tableau 3. Les données des tests pilotes et les données des tests grandeur nature étaient identiques pour toutes les usines, sauf en ce qui concerne la conversion de l'ammonium en nitrate (nitrification) à l'usine de traitement de l'eau de Yellow Quill. Lors de l'essai pilote de Yellow Quill, la nitrification a dû être provoquée. Nous l'avons réalisée en

collectant de l'eau d'autres sources et en l'incubant accompagnée d'un matériau d'adhésion biologique alors qu'aucune nitrification ne se produisait avec l'eau souterraine de Yellow Quill. L'usine grandeur nature a fonctionné pendant neuf mois en défavorisant la nitrification. Cependant, des bactéries nitrifiantes avaient entre-temps colonisé un des filtres. L'usine a donc été modifiée de manière à favoriser la nitrification et, après plusieurs modifications, le processus fonctionne maintenant parfaitement avec une excellente élimination de l'ammonium, comme dans les autres usines. L'eau traitée biologiquement dans toutes les usines présente des potentiels d'oxydoréduction >200 mV.

La filtration biologique parvient à éliminer presque totalement l'ammonium, ainsi qu'une quantité considérable d'arsenic et le reste (l'As³⁺ qui n'a pas été converti en As⁵⁺) est éliminé par les bactéries. As⁵⁺ est éliminé efficacement par les membranes pour OI, tandis que l'As³⁺ ne l'est pas (Ning 2002). Le faible taux d'élimination du carbone organique dissous (COD) est dû à l'âge de l'eau souterraine, qui a plus de 100 ans, et qui présente de ce fait de faibles niveaux de COD biodisponibles. Le processus avait été conçu de manière à ne pas favoriser l'élimination du manganèse, qui était éliminé par les membranes pour OI. Une quantité considérable de phosphore a été éliminée biologiquement, le reliquat étant éliminé par les membranes pour OI. Si l'on laissait l'eau brute s'oxyder chimiquement, il en résultait des taux de turbidité élevés. Cependant, au lieu de laisser cette turbidité se former, le traitement biologique convertit, suite au processus de filtration biologique, les substances nutritives dissoutes directement en biomasse microbienne avec de très faibles taux de turbidité.

Les problèmes liés à ce processus sont presque toujours causés par l'apport en air/oxygène dans les filtres. Des problèmes ont notamment été provoqués par une buse utilisée pour introduire du gaz dans le processus ; elle a été remplacée par un autre système. L'optimisation du rétrolavage des filtres a aussi été source de complications. Ces deux problèmes affectent surtout la nitrification et, pendant ce temps, de l'ammonium pénètre dans les réservoirs à membranes. Nous avons relevé ces défis par une surveillance permanente et de nombreuses expériences réalisées dans les usines grandeur nature. Comparé à un traitement classique, le traitement biologique requiert moins de 5 % de l'eau des rétrolavages et de leur nombre, n'utilise pas de produits chimiques et est doux pour les membranes (longue durée de vie des membranes). Tout ceci participe à la baisse des frais dégagés pour les matériaux et la main-d'œuvre.

Une comparaison détaillée des coûts par an, avant et après, (traitement au sable vert manganisé contre traitement biologique) est actuellement réalisée dans l'usine de traitement de l'eau de la Première nation George Gordon. Les coûts préliminaires sont notamment les suivants : Remplacement des membranes (avant 57 000 dollars, après, estimé à 5 000 dollars), traitement antitarte (15 600 dollars contre 3 900 dollars), rétrolavages des filtres (3 600 contre 100), temps de travail correspondant au rétrolavage (1 440 h contre 40 h) et volume d'eau utilisé pour le rétrolavage (23 millions de litres contre 0,41 million). Le traitement au sable vert manganisé engendrait également des coûts considérables en composés chimiques (le permanganate de potassium, notamment), en sous-traitance pour le nettoyage des membranes, en études d'optimisation (nombreuses) réalisées par des experts du traitement de l'eau et des sociétés d'ingénierie. Les tentatives d'optimisation du traitement au sable vert manganisé ont également conduit à la modification de l'usine. Malheureusement, ces modifications faisaient appel à trois sociétés d'ingénieries différentes et de nombreux projets de modification des processus ne sont

pas parvenus à traiter la combinaison chimique permanganate de potassium/ sable vert manganisé et, pendant 15 ans, les ingénieurs ne se sont pas rendu compte que ce qu'ils tentaient de faire était chimiquement impossible.

Tableau 3 : Efficacité de la filtration biologique en pourcentage d'élimination

Parameter	Gordon	Pasqua	Yellow Quill
	Percent removal	Percent removal	Percent removal
Ammonium	>98	>98	>98
Arsenic	>85	>60	>75
Dissolved Organic Carbon	<5	<5	>10
Iron	>98	>98	>98
Manganese	0	0	0
Phosphate	>60	>75	>95
Turbidity (for raw water, turbidity after aeration)	>98	>98	>98

3.5 Traitement par osmose inverse

Le traitement par osmose inverse (OI) est appliqué depuis plus longtemps dans la Première nation Yellow Quill, où l'usine a été mise en service en décembre 2003. Un seul nettoyage des membranes pour OI a été réalisé depuis. Après traitement par OI, l'eau passe par un lit minéral de calcium et de magnésium produisant une eau potable non corrosive, saine et sûre (Tableau 4). Les autres usines, celles de Pasqua et de Gordon, produisent de l'eau traitée de qualité similaire, à l'exception du calcium et du magnésium à Gordon. Au lieu du lit minéral de calcium et de magnésium, de l'hydroxyde de sodium est injecté pour obtenir un pH neutre. Nous sommes, toutefois, en train de concevoir un nouveau lit minéral pour l'usine de Gordon, qui sera mis en œuvre cette année.

L'eau traitée de Yellow Quill est de qualité exceptionnelle et bien au-dessus des critères exigés par les directives. En outre, l'eau distribuée est biologiquement stable, ce qui se voit à la stabilité des résidus de chlore dans le système de distribution. La demande en chlore est très faible avec des taux finaux de chlore résiduel d'environ 0,35 mg/l, ce qui donne des taux de chlore libre >0,30 mg/l, tant à l'usine de traitement de l'eau que dans le système de distribution. La faible demande en chlore a aussi pour résultat des taux d'haloformes inférieurs au seuil de détection (<0,005 mg/l). Les composés problématiques, comme l'ammonium, l'arsenic, le sulfate et le carbone organique dissous, ont été éliminés de façon à être inférieurs ou proches des seuils de détection. Pour certains composés, néanmoins, nous souhaiterions constater des taux élevés dans l'eau déminéralisée. Il s'agit du calcium, du magnésium, de la dureté, des matières dissoutes et de l'alcalinité, pour lesquels on trouve, dans la littérature scientifique, des recommandations différentes pour les niveaux minimums. Des taux élevés de ces composés limitent la corrosion des métaux, tels que le cuivre et le plomb, dans les conduites de distribution d'eau et de raccordement aux habitations, et améliorent le goût. L'OMS (2006) a souligné les problèmes médicaux associés à un apport inadéquat en calcium, susceptible de provoquer de l'ostéoporose, des calculs rénaux, des cancers colorectaux, de l'hypertension et des accidents vasculaires

cérébraux, des maladies coronariennes, une insulino-résistance et de l'obésité. Le réajustement du pH après un traitement par OI n'est donc pas sans importance et appelle des solutions précises et durables, tant d'un point de vue du traitement de l'eau que de celui de la santé humaine. Nous avons indiqué, dans le tableau 4, quelques-unes des valeurs minimales recommandées, en ajoutant un S (pour suggestion) après la valeur. Effectuer des corrections du pH de l'eau traitée par OI avec de l'hydroxyde de sodium ne remédiera pas aux problèmes évoqués plus haut, mais l'utilisation d'un filtre contenant un lit minéral de calcium et de magnésium peut en résoudre certains.

Tableau 4 : Eau distribuée à Yellow Quill (S correspond aux niveaux recommandés dans l'eau déminéralisée)

Paramètre	Guideline value	Yellow Quill Tap Water
mg/L	mg/L	mg/L
Alkalinity	>30 (S)	77
Aluminum	<0.1 (operational)	<0.005
Ammonia	<5 (EU)	<0.05
Arsenic	<0.010	<0.002
Barium	1.0	0.001
Boron	<5	0.52
Calcium	>20 (S)	23
Chloride	<250	45
Free chlorine	>0.20	>0.30
Copper	<1	0.028
Dissolved Organic Carbon	<5 (SDWF)	<0.5
Fluoride	<1.5	<0.05
Iron	<0.3 (AO)	0.032
Hardness	>60 (S)	76
Heterotrophic plate count (HPC)	<500 ct/mL	<2
Lead	<0.01	<0.002
Magnesium	>10 (S)	4.6
Manganese	<0.050	0.006
Nitrate (as nitrate-nitrogen) (mg/L)	<10	0.52
pH	6.5-8.5	7.1
Phosphate	No guideline	<0.01
Redox (ORP) (mV)	No guideline	720
Selenium	<0.01	<0.005
Silicon	No guideline	0.40
Sodium	<200 (SK <300)	6.0
Strontium	No guideline	0.044
Sulphate	<500	5.9
Temperature (C)	<15 (AO)	<10
Total dissolved solids	>100 (S)	90
Trihalomethanes	<0.100	<0.005
Zinc	<5	<0.005

Le taux d'alcalinité de l'eau de Yellow Quill se trouve au-dessus du taux minimal suggéré (77 contre 30). Le taux de calcium était également supérieur (23 contre 20, bien que certaines recommandations soient >30 mg/l). Même chose pour la dureté (76 contre 60), alors que le magnésium était plus faible (4,6 contre 10), de même que les matières dissoutes (90 contre 100). Augmenter le temps de contact dans le contacteur à minéraux et augmenter sa teneur en magnésium devraient accroître les taux de magnésium et de matières dissoutes.

IV. DÉBAT

4.1 Sources d'eau brute de mauvaise qualité

La plupart des grandes villes sont situées sur de très importantes sources d'eau brute de très bonne qualité, alors que de nombreuses communes rurales se sont développées malgré un manque criant d'eau de bonne qualité. Très peu de ces petites communes ont réalisé l'ampleur des problèmes chimiques et des maladies associés à la qualité de l'eau et à leurs systèmes de traitement de l'eau. Nous avons réalisé le présent travail après avoir constaté le fait suivant : utiliser des sources d'eau souillées par les eaux usées, par les activités humaines ou par des composés naturellement problématiques, nécessite des processus de traitement bien meilleurs que ceux utilisés actuellement par la plupart des grandes villes.

Pour produire une eau potable vraiment saine à partir de sources d'eau brute douteuses, il faut des processus de traitement de l'eau capables de venir à bout de taux élevés de substances chimiques et de microbes problématiques. Alors que le traitement classique a pu, dans une certaine mesure, traiter certaines substances chimiques spécifiques, comme le fer et le manganèse, d'autres composés problématiques, comme l'arsenic, l'ammonium et les matières organiques dissoutes biodisponibles, ainsi que bon nombre de microbes dangereux (parasites appelés protozoaires, bactéries et virus), posent souvent problème aux petites usines rurales de traitement de l'eau.

Ne pas traiter convenablement les sources d'eau de mauvaise qualité est un problème très préoccupant en termes de santé humaine. On mesurera l'étendue du problème en comprenant qu'une personne souffrant d'une maladie virale peut produire un milliard de virus par jour, qu'une dose infectieuse est évaluée à moins de 10 particules virales et que les eaux usées issues des activités humaines peuvent contenir plus de 100 types de virus pathologiques différents (Peterson 2001). Même dans les juridictions où sont appliquées des réglementations strictes en termes de qualité de l'eau potable et où l'amélioration des petits systèmes de traitement de l'eau reçoit un appui considérable, les petites communes peinent encore à satisfaire aux exigences, même rudimentaires, des États-Unis, telles que le règlement sur les coliformes de l'Environmental Protection Agency. En effet, 96 % des violations de la règle sur les coliformes totaux venaient des usines de traitement de l'eau alimentant un maximum de 10 000 personnes, les violations les plus criantes provenant des usines alimentant un maximum de 500 personnes (Conseil national de la recherche des États-Unis, 1997). Fort de ce constat, le Conseil national de la recherche a émis l'avis suivant :

« Les normes actuelles sur la qualité de l'eau potable visent l'eau provenant de sources relativement peu contaminées et ne peuvent donc pas être considérées comme les seules normes de sécurité. »

Le besoin en systèmes de traitement de l'eau plus efficaces pour les petites communes représente donc un problème urgent de santé publique.

4.2 Traitement classique en amont des membranes pour OI

L'utilisation du traitement classique en amont des membranes pour OI serait le plus rentable, car de nombreuses usines emploient actuellement ce type de traitement et envisagent d'y ajouter l'épuration par OI.

Un des plus grands fournisseurs d'eau privés au monde, le Metropolitan Water Quality District of Southern California, espère que les technologies de traitement classique seront utilisées comme processus de prétraitement en amont de l'OI (Gabelich et al. 2006a) pour réduire les coûts de la mise en œuvre de l'OI des usines de traitement de l'eau. Gabelich et al. (2006a) ont fait des recherches sur le traitement classique (coagulation, floculation, sédimentation, filtration multimédia) et le traitement classique avec désinfection à l'ozone et biofiltration, tous deux lors d'expériences pilotes et grandeur nature. Dans une membrane test grandeur nature, une dégradation et un encrassement colloïdal inorganique ont été provoqués par le sulfate d'aluminium, ainsi que par la coagulation du chlorure ferrique, rendant inapproprié le traitement classique comme traitement préalable aux technologies d'OI. Les technologies traditionnelles de désinfection à l'ozone, de biofiltration, et de microfiltration ont produit une eau de meilleure qualité à l'étape pilote, mais elles n'ont pas été mises en œuvre grandeur nature.

Il y a de nombreuses raisons au fait que la neutralisation des particules négatives (y compris les colloïdes) peut poser des problèmes aux membranes pour OI durant le processus de coagulation. Les particules sont normalement chargées négativement, à l'instar des surfaces des membranes, et toutes les caractéristiques de charge de l'eau changent durant le processus de coagulation en faveur de particules neutres ou chargées positivement, ce qui entraîne, et c'est le but recherché, l'agglutination et l'agglomération des particules qui peuvent ensuite être filtrées ou éliminées de la solution sous forme de dépôts. Cette coagulation peut être réalisée à l'aide de polymères cationiques, de sels inorganiques et de sels d'aluminium et de fer. Un problème majeur de l'utilisation de la coagulation en amont des membranes pour OI est la difficulté d'élimination des traces des substances chimiques de la coagulation, qui, si elles atteignent les membranes, peuvent se déposer à leur surface.

L'ajout de chélateurs, comme 5 mg/l d'acide citrique, en amont des membranes, à un métal résiduel complexe du coagulant a en partie réussi, mais cela augmente les additions de produits chimiques et donc les coûts de prétraitement (Gabelich et al. 2006b). En outre, lorsque l'aluminium est utilisé, des réactions avec les silicates, les hydroxydes et les phosphates génèrent des encrassements combinés avec l'aluminium, ainsi que des interactions avec les traitements antitartre (Gabelich et al. 2006a). Par ailleurs, tandis que les coagulants à base de chlorhydrate d'aluminium et de chlorure ferrique limitaient l'encrassement colloïdal, le potentiel d'endommagement oxydatif des membranes était renforcé (Gabelich et al. 2006a). Il est donc extrêmement délicat de combiner les stratégies de coagulation traditionnelles avec le traitement à base de membranes pour OI. Il conviendrait de développer des processus de traitement qui

s'associeraient mieux aux membranes pour OI. Le traitement biologique peut résoudre la plupart des problèmes de traitement préalable à l'OI, mais il faut surtout optimiser les processus biologiques et limiter la perte des particules fines généralement présentes dans certains matériaux d'adhérence biologique.

4.3 Traitement biologique de l'eau en amont des membranes pour OI

Une eau potable satisfaisant à l'ensemble des exigences de la réglementation en vigueur dans l'usine de traitement de l'eau peut toujours donner une eau de qualité inacceptable au robinet de la cuisine. Les composés favorisant la croissance microbienne peuvent engendrer la formation de couches de boue dans le système de distribution, qui peuvent abriter et se débarrasser de micro-organismes vecteurs de maladies, comme *Mycobacterium* et *Legionella*, qui sont des organismes à croissance lente parfaitement adaptés à la vie dans les canalisations de distribution d'eau (Geldreich, 1996). Cette croissance microbienne peut provoquer la perte de résidus chloriques, et donner à l'eau un goût et une odeur. Certains traitements peuvent aggraver ces problèmes. L'ozonation est bien connue pour scinder les composés à grands poids moléculaires en éléments plus petits et plus biodisponibles, mais même la chloration avant distribution a le même effet, produisant de la matière organique davantage biodisponible (Griebe and Flemming 1996). Il est donc probable que toutes les méthodes d'oxydation augmentent la biodisponibilité et, tandis que de nombreux micro-organismes planctoniques ne peuvent utiliser les composés biodisponibles, les bactéries formant le biofilm avec leurs intenses sécrétions de mucilage, comme *Mycobacterium*, sont capables de survivre à la toxicité de désinfectants résiduels.

Tandis que les traitements oxydatifs augmentent la biodisponibilité, les processus de filtration, notamment l'OI, ne peuvent pas garantir une eau traitée exempte de substances nutritives microbiennes. Assurément, il n'y a pratiquement aucun traitement actuel qui puisse éliminer efficacement tous les composés capables de provoquer la croissance microbienne. Les technologies traditionnelles, telles que la filtration sur sable, la microfiltration et l'ultrafiltration ne peuvent éliminer les matières organiques dissoutes que si elles sont adsorbées par le charbon actif en poudre (CAP), coagulées par les produits chimiques de coagulation ou modifiées d'une quelconque autre manière sur la base de leur état dissous. Même la nanofiltration est une barrière inefficace contre les matières organiques biodisponibles, causant la prolifération de microbes dans l'eau traitée. (Liikanen et al. 2003). En outre, il a été prouvé que les membranes pour OI denses éliminant 99 % du sodium ne suppriment que 42 % des matières provoquant la demande biologique en oxygène (Al-Wazzan et al. 2002).

Il n'existe pas d'exigences réglementaires sur la manière de traiter les différents composés qui peuvent agir comme des sources d'énergie ou de substances nutritives pour les bactéries. Il existe des directives « esthétiques » pour le fer et le manganèse, mais les niveaux auxquels ces composés déclenchent une croissance biologique sont beaucoup plus bas que les niveaux les plus hauts recommandés. Seuls l'arsenic et le nitrate font l'objet d'exigences réglementaires en matière de santé, alors que d'autres éléments comme l'ammonium, le phosphore et les matières organiques dissoutes ne sont soumises à aucune directive esthétique ou de santé, en tout cas pas aux concentrations préoccupantes pour la croissance microbienne.

Par conséquent, si l'eau contient des sources d'énergie ou de substances nutritives pour les microbes, ou si ces composés sont générés par le processus de traitement, on peut alors espérer que la croissance microbienne se produira à un niveau où un grand nombre de ces composés sera supprimé avant d'atteindre le robinet du consommateur. Mais, durant ce processus, les problèmes chimiques et microbiens s'aggravent, affectant la qualité de l'eau traitée. Ces composés génèrent aussi une croissance microbienne sur les membranes pour OI, provoquant un encrassement biologique. Cet encrassement biologique des membranes est un important facteur limitatif dans le traitement par OI. Il diminue en effet la qualité de l'eau produite, et augmente le besoin de nettoyer les membranes et leur risque de défaillances prématurées (Baker and Dudley 1998).

Il n'existe actuellement qu'une seule solution à cette problématique. Éliminer les composés fournissant l'énergie et les substances nutritives aux microbes avant qu'ils ne parviennent dans le système de distribution. Cette solution préconisée est plus facilement applicable dans les usines de traitement de l'eau, où il convient d'analyser avec précision les conditions favorables à la croissance microbienne, afin d'éliminer de manière optimale les composés qui la favorisent.

Dans la pratique, l'élimination, en usine, des composés apportant substances nutritives et énergie aux microbes repose sur la mise en place des bactéries qui formeront un biofilm sur un matériau d'adhérence bactérienne de grande surface, tel que le charbon actif granulaire (CAG) ou un matériau inerte d'argile expansée. Le recours au traitement biologique dans le traitement de l'eau est fréquent pour éliminer certains composés comme l'ammonium, le fer, le manganèse et les composés organiques biodisponibles. Toutefois, les sources d'eau de mauvaise qualité utilisées dans les Prairies canadiennes requièrent l'élimination biologique de nombreux composés, comme l'ammonium, l'arsenic, le COD biodisponible et le fer, dans une même usine de traitement de l'eau. Le processus développé ici est en mesure de le faire.

4.4 Traitement par osmose inverse

Le traitement par OI d'une eau contenant des taux élevés de certains composés, tels que le carbone organique dissous, était considéré autrefois comme source de trop nombreux problèmes. Les fabricants de membranes pour OI recommandaient en général de limiter les taux de COD en dessous de 3 mg/l. Ceci exclut l'utilisation du traitement par OI pour la majorité des sources d'eau brute de faible qualité. Par exemple, le taux moyen de COD dans les eaux souterraines du Saskatchewan se situe aux environs de 7 mg/l (Peterson and Sketchell 2003) et celui des eaux de surface de cette province est de 11 mg/l (Sketchell et al. 1993). Saddle Lake Cree Nation dans la province d'Alberta utilise une source d'eau contenant environ 25 mg/l de COD, à laquelle nous avons également appliqué avec succès le traitement par OI suivant le traitement biologique.

L'usine de traitement de l'eau de Yellow Quill fonctionne depuis décembre 2003 avec des taux de COD compris entre 10 et 11 mg/l, et a procédé au premier nettoyage des membranes après 18 mois de fonctionnement. L'usine de la Première nation Pasqua fonctionne depuis 20 mois avec un taux de COD de 5 mg/l, et n'a pas encore eu à procéder au nettoyage des membranes. Le COD qui cause de réels problèmes pour les membranes pour OI est biodisponible, et l'élimination de ce composé, bien que présent en faible quantité, est cruciale pour minimiser

l'encrassement. Ce processus doit être combiné à l'élimination d'autres sources de substances nutritives et d'énergie présentes dans la source d'eau saumâtre. Le prétraitement biologique, qui permet de limiter les composés sources de nutriments et d'énergie pour les bactéries dans l'eau produite après OI, est donc essentiel à un traitement par OI efficace.

4.5 Ajustement du pH de l'eau acide traitée par OI

Lorsque l'on utilise des membranes pour OI intactes pour traiter les sources d'eau brute fraîche et saumâtre, l'élimination radicale du calcium, du magnésium et de l'alcalinité génère un faible pH (<pH 6) et une eau traitée hautement corrosive. Cependant, les membranes pour OI chimiquement ou physiquement endommagées peuvent produire de l'eau dont la teneur en matières dissoutes est encore forte et les niveaux de pH sont >6,0. Toutefois, la protection microbienne offerte par les membranes pour OI est malheureusement perdue et les composés dangereux, comme l'arsenic, l'ammonium, le manganèse et les taux accrus de composés biodisponibles (s'ils ne sont pas éliminés par des moyens biologiques) risquent de ne pas être éliminés par les membranes. Des nettoyages chimiques inappropriés et un prétraitement à base d'oxydants sont généralement à blâmer pour les mauvaises performances des usines de traitement par OI dans l'Ouest canadien. L'utilisation de membranes de nanofiltration dans le traitement de sources d'eau de faible qualité donne aussi généralement des taux élevés de composés dangereux. Tandis que mélanger l'eau prétraitée à l'eau traitée par OI était auparavant recommandé, cette pratique est aujourd'hui limitée dans les communes autochtones en raison des problèmes liés aux contaminants chimiques et microbiens. On notera aussi que, si l'eau anaérobie est traitée avec des membranes par OI, l'élimination de l'arsenic trivalent (As^{3+}) peut être bien inférieure à 50 %. Ce processus de traitement par OI n'est donc pas recommandé pour les sources d'eau contenant de l'arsenic (Ning 2002).

Le mélange n'étant désormais plus acceptable pour réduire la corrosivité et stabiliser l'eau, d'autres moyens doivent être trouvés pour atteindre ces objectifs. Une pratique commune dans l'Ouest canadien consiste à ajuster le pH à l'aide d'hydroxyde de sodium ou de carbonate de sodium (bien que le carbonate de sodium le plus fréquemment utilisé n'ait pas été certifié pour une utilisation dans l'eau potable). Malheureusement, ce procédé produit une eau corrosive car elle ne contient pas de calcium. Et, bien que cette méthode permette d'obtenir un indice Langmuir positif, l'eau peut encore être corrosive et l'ajout d'inhibiteurs de corrosion peut être nécessaire (American Water Works Association 1999). Une eau corrosive risque de lessiver le cuivre et le plomb contenus dans les conduites de distribution d'eau et de raccordement aux habitations. Une augmentation des taux de sodium dans l'eau traitée n'est pas non plus souhaitable car ce composé présente, pour la santé, plus d'inconvénients que d'avantages.

Au lieu d'ajouter du sodium comme dans la méthode d'ajustement du pH décrite ci-dessus, du calcium et du magnésium sont ajoutés à Pasqua et Yellow Quill. Nous avons conçu un contacteur à minéraux comprenant des sels de carbonate de calcium et de magnésium, qui peut fonctionner 24 h/24 sans rétrolavage. Nous avons ainsi produit de l'eau non corrosive qui présente en outre des avantages pour la santé. L'OMS (2006) a souligné les problèmes médicaux associés à un apport inadéquat en calcium, susceptible de provoquer de l'ostéoporose, des calculs rénaux, des cancers colorectaux, de l'hypertension et des accidents vasculaires cérébraux, des maladies

coronariennes, une insulino-résistance et de l'obésité. Le réajustement du pH après un traitement par OI n'est donc pas sans importance et appelle des solutions précises et durables, tant d'un point de vue du traitement de l'eau que de celui de la santé humaine.

V. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

La mise au point d'un processus intégré de traitement biologique et d'OI permet désormais de traiter de manière durable des sources d'eau qui étaient auparavant impropres à la consommation humaine. Tandis que les communes des Prairies canadiennes tentaient de traiter des types d'eau similaires au moyen d'un prétraitement classique et d'un traitement direct de l'eau anaérobie, le processus mis au point a permis de surmonter les difficultés que présentaient l'encrassement et l'endommagement des membranes pour OI. La clé de ce processus nouvellement développé est de ne pas utiliser de produits chimiques pendant le prétraitement, ce qui donne ainsi une eau prétraitée de haute qualité avec de faibles niveaux de composés, sources d'énergie et de substances nutritives pour les bactéries. Les avantages de ce processus sont un faible encrassement, une meilleure intégrité et une longue durée de vie estimée des membranes. L'ajout de calcium et de magnésium par l'intermédiaire d'un contacteur avec lit minéral fonctionnant en permanence permet de produire une eau finie non corrosive et saine.

Les opérateurs intervenant sur ce processus sont moins nombreux, ce qui réduit également les coûts. Les recherches se poursuivent dans des usines grandeur nature, avec l'objectif d'améliorer encore le processus biologique et le traitement par OI. L'équipe Advanced Aboriginal Water Treatment Team a pour mission d'offrir l'eau la plus abordable et néanmoins d'excellente qualité partout, même dans les communautés autochtones reculées du Canada. Un grand nombre de ces communautés, comme les Premières nations Yellow Quill et George Gordon, distribuaient de l'eau non adaptée à la consommation humaine. Notre but ultime est que l'eau potable ne soit plus une source de maladie.

Les croyances autochtones sont centrées sur la protection de la nature, l'eau étant leur principale préoccupation. L'utilisation intense de produits chimiques dans les traitements classiques va à l'encontre de cette vision de la vie et l'utilisation de processus de filtration biologique naturelle pour traiter les contaminants a reçu la bénédiction des aînés autochtones, guides spirituels de ces communautés.

Nous espérons que les agences gouvernementales comprendront les avantages à faire appel à la science pour analyser l'eau brute et l'eau traitée afin que des stratégies de traitement efficaces soient mises au point à bas coût et que les très médiocres processus actuels de traitement de l'eau dans les communautés autochtones du Canada soient considérablement améliorés dans un futur proche. L'adoption de nouveaux processus, notamment de ceux que nous avons décrits ici, représente un défi exceptionnel tant pour les entreprises d'ingénierie que pour les agences gouvernementales. Ces entités ont poursuivi le même chemin pendant si longtemps qu'il sera certainement très difficile d'accepter un changement et de se tourner vers la production d'une eau potable vraiment saine. La fondation SDWF estime que plus de 90 % des communautés autochtones au Canada ne peuvent pas satisfaire aux directives actuelles sur la qualité de l'eau potable au Canada. C'est malheureusement le résultat d'un manque de connaissances des

communautés autochtones sur la qualité de l'eau et un manque de volonté du gouvernement fédéral de résoudre vraiment les problèmes de qualité de l'eau, qui font pourtant partie de ses obligations fiduciaires.

VI. REMERCIEMENTS

Nous remercions les équipes de projet œuvrant pour une eau de qualité, les responsables et les Conseils des Premières nations George Gordon, Pasqua et Yellow Quill pour leurs encouragements et leurs soutiens constants. Jouko Kurkiniemi et Earl Kreutzer du ministère des Affaires autochtones et du Nord Canada, ainsi que l'ingénieur en charge du projet de Yellow Quill, Dan Hogan, convaincus qu'une eau potable vraiment saine ne peut être obtenue que grâce à la science et à une bonne ingénierie, nous ont aidés à surmonter les nombreux revers que nous avons connus lors du déroulement du projet initial à Yellow Quill. De nombreux volontaires de la Safe Drinking Water Foundation nous ont également apporté aide et conseils.

VII. BIBLIOGRAPHIE

Al-Wazzan Y., Safar, M., Ebrahim, S., Burney, N. and Mesri, A. (2002) Desalting of subsurface water using spiral-wound reverse osmosis (RO) system: technical and economic assessment. *Desalination* 143:21-28.

American Water Works Association (1999) Manual of water supply practices-M46, Reverse osmosis and nanofiltration. First edition. AWWA, Denver, USA, pp173.

Baker, J.S. and Dudley, L.Y. (1998) Biofouling in membrane systems – A review. *Desalination* 118: 81-90.

Gabelich, C.J., Geringer, F.W., Franklin, J.C., Cohen, Y. and Suffet, I.H. (2006a) Reverse osmosis pretreatment: Challenges with conventional treatment. In: *Membrane Treatment for Drinking Water and Reuse Applications: A Compendium of Peer-reviewed Papers*, K. Howe (Ed.). American Water Works Association, Denver, Colorado. pp.149-168.

Gabelich, C.J., Ishida, K.P., Geringer, F.W., Evangelista, R., Kalyan, M, and Suffet, I.H. (2006b) Control of residual aluminium from conventional treatment to improve reverse osmosis performance. *Desalination* 190:147-160.

Geldreich, E. (1996) Microbial quality of water supply in distribution systems. CRC Press Inc., Boca Raton, Florida 33431, 504 pp.

Griebe, T. and Flemming, H-C. (1996) Vermeidung von Bioziden in Wasseraufbereitungs-Systemen durch Nährstoffentnahme. *Vom Wasser* 86, 217-230.

Health Canada (1996) Guidelines for Canadian Drinking Water Quality (Sixth Edition). Canada Communication Group Publishing, Ottawa, 90 pp.

Health Canada (2003) Summary of guidelines for Canadian Drinking Water Quality: New revised and reaffirmed guidelines. Web document, 10 pp.

Liikanen, R., Miettinen, I. Mi. and Laukkanen, R. (2003) Selection of NF membrane to improve quality of chemically treated surface water. *Water Research* 37:864-872.

Mouchet, P. (1992) From conventional to biological removal of iron and manganese in France. *Journal of the American Water Works Association* 84:158-167.

National Research Council (NRC) (1997) Safe drinking water from every tap. Improving water service to small communities. National Academy Press, Washington D.C. pp. 230

Ning, R.Y. (2002) Arsenic removal by reverse osmosis. *Desalination* 143:237-241.

Peterson, H.G. (2001) Rural drinking water and waterborne illness. Canadian Water and Wastewater Association. pp. 162-191.

Peterson, H.G., Milos, J., Spink, D., Hrudey, S.E. and Sketchell, J. 1993. "Trihalomethanes in finished drinking water in relation to dissolved organic carbon and treatment process for Alberta surface waters." *Environmental Technology*, 14:877-884.

Peterson, H., Pratt, R., Neapetung, R. and Sortehaug, O. (2006). "Integrated biological filtration and reverse osmosis treatment of a cold poor quality groundwater on the North American prairies. In "Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes, edited by R. Gimbel, N.J.D. Graham, and M.R. Collins, IWA Publishing, London, U.K., pp. 424-432.

Peterson, H.G. and Sketchell, J. (2003) Presence and removal of arsenic from rural water supplies in Canada. In: *Aquatic arsenic toxicity and treatment*, T. Murphy and Guo, J. (Eds.), Backhuys Publishers, pp. 89-100.

Sketchell, J., Peterson, H.G., Christofi, N. and Brandt, G. (1993) Dissolved organic carbon in surface drinking water reservoirs in Saskatchewan. In: *Disinfection Dilemma: Microbiological Control versus By-products*. Proceedings of the Fifth National Conference on Drinking Water, Winnipeg, Manitoba, Canada, September 13-15, 1992. Robertson, W., Tobin, R. and Kjartanson, K. (eds), American Water Works Association, Denver, Co., pp. 365-382.

World Health Organization (WHO) (2006) WHO meeting of experts on the possible protective effect of hard water against cardiovascular disease, Washington D.C., USA, 27-28 April 2006, Public Health and Environment, World Health Organization, Geneva 2006. pp.13.

IDA World Congress-Maspalomas, Gran Canaria –Spain October 21-26, 2007
REF: IDAWC/MP07-205IDA WC2007