

ÉLEVAGE DU SAUMON DE L'ATLANTIQUE EN CIRCUIT RECIRCULÉ: ÉVALUATION DES
OPTIONS DE GESTION DES BOUES ET DES EFFLUENTS

Par
Isabelle Gendron-Lemieux

Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement
en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Sous la direction de M. Cyr Couturier

MAÎTRISE EN ENVIRONNEMENT
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Février 2013

SOMMAIRE

Mots-clés: système d'aquaculture en circuit recirculé, saumon de l'Atlantique, traitement des effluents piscicoles, biométhanisation, compostage, marais construit

L'aquaculture du saumon de l'Atlantique pratiquée en cages à filets ouverts est une activité économique importante au Canada. La culture en système recirculé pourrait permettre de réduire certains des impacts environnementaux associés au système de culture en filets ouverts, dont les effets potentiels du rejet de déchets métaboliques dans le milieu naturel. En effet, dans un système d'aquaculture en circuit recirculé les rejets d'élevage peuvent être captés et traités.

Dans la présente étude, une revue littéraire et des entrevues menées auprès de propriétaires de système d'aquaculture en circuit recirculé ont permis d'identifier les composantes principales de ce système et les méthodes de gestion de ses rejets. L'épandage en champ agricole est la méthode la plus communément utilisée pour la gestion des boues. Bien que certaines fermes en circuit recirculé envoient leurs boues vers des plateformes de compostage et des usines de biométhanisation, ces options sont actuellement peu utilisées sur la ferme. Pour la gestion des effluents, le rejet en milieu naturel, le traitement en marais construit et le traitement par filtration et désinfection UV sont les méthodes davantage employées.

L'objectif principal de l'essai consistait à évaluer différentes méthodes de gestion des rejets applicables à un système d'aquaculture en circuit recirculé, dédié à la culture du saumon, dans le but de déterminer leur viabilité d'un point de vue économique, environnemental et social. Un système hypothétique s'appuyant sur un modèle de la littérature a été utilisé pour estimer la quantité de boues et d'effluents générés par ce type de culture. À la lumière des méthodes identifiées pour la gestion des boues et des effluents d'un système d'aquaculture en circuit recirculé et des quantités de boues et d'effluents estimées pour le système hypothétique, trois scénarios de gestion des boues (épandage, compostage et biométhanisation) et deux scénarios de gestion des effluents (filtration et désinfection UV, et traitement en marais construit) ont été élaborés.

L'analyse effectuée a révélé que la biométhanisation a des avantages environnementaux et sociaux comparativement à la gestion des boues non traitées par épandage, mais un intérêt économique moindre. Pour rendre cette technologie plus accessible, des subventions pourraient donc être accordées. Puisque l'intérêt économique et environnemental de composter les boues d'un système d'aquaculture en circuit recirculé varie selon l'effort mis dans le compostage, des recherches effectuées sur le terrain seraient utiles pour déterminer le niveau d'effort optimal à déployer pour le compostage des boues et identifier si ce niveau d'effort augmenterait la demande pour la matière produite comparativement aux boues non traitées.

REMERCIEMENTS

Mes premiers remerciements sont dédiés à mon directeur d'essai M. Cyr Couturier, directeur du programme d'aquaculture à l'Université Memorial (Terre-Neuve), qui malgré la distance s'est montré très disponible tout au long du processus pour m'écouter, me conseiller, partager son expertise et effectuer la lecture de mes différents chapitres. Merci d'avoir accepté de me superviser, j'ai grandement apprécié votre collaboration!

J'aimerais également remercier les propriétaires de systèmes d'aquaculture en circuit recirculé qui m'ont généreusement accordé de leur temps et qui m'ont autorisé à publier leurs informations dans mon essai. Merci à Normand Roy, propriétaire de la Ferme Piscicole des Bobines à East Hereford, pour une visite guidée hors pair qui m'a permis de mieux comprendre le fonctionnement d'un système d'aquaculture en circuit recirculé, une image vaut mille mots!

Je tiens également à remercier ma mère, Carole Gendron, pour sa lecture attentive et ses suggestions tout au long de la rédaction de mon essai, et mon amie et collègue Laurie Dugas pour son écoute et ses encouragements.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION.....	1
1 CONTEXTE DE L'AQUACULTURE DU SAUMON DE L'ATLANTIQUE AU CANADA.....	3
1.1 Production et répartition géographique.....	3
1.2 Description des systèmes de culture actuels.....	4
1.3 Impacts potentiels du système de culture actuel.....	5
1.3.1 Impacts sur le milieu benthique.....	5
1.3.2 Maladies et parasites.....	6
1.3.3 Évasions des saumons d'élevage.....	7
1.3.4 Pression sur les espèces marines sauvages.....	8
1.3.5 Impacts socio-économiques.....	8
1.4 Solutions proposées pour assurer la viabilité de l'industrie.....	9
1.4.1 Travaux de recherche.....	9
1.4.2 Progrès des techniques de gestion et du cadre législatif.....	10
1.4.3 Innovation des technologies de culture en cages.....	10
1.4.4 Études sur la faisabilité des systèmes clos.....	11
1.5 Sommaire.....	12
2 COMPOSANTES DU SYSTÈME D'AQUACULTURE EN CIRCUIT RECIRCULÉ.....	13
2.1 Types de SAR.....	13
2.2 Captage des MES.....	13
2.2.1 Bassin de culture.....	13
2.2.2 Décantation et filtration mécanique.....	14
2.3 Réduction des déchets dissous et ajustement des paramètres physico-chimiques.....	15
2.3.1 Biofiltration.....	16
2.3.2 Ajustement des gaz et désinfection.....	17
2.4 Gestion des biosolides captés.....	17
2.4.1 Épandage agricole et compostage.....	21
2.4.2 Valorisation énergétique.....	22

2.4.3 Marais construit	24
2.4.4 Aquaponie.....	24
2.4.5 Culture d'algues.....	25
2.5 Sommaire.....	27
3 PRODUCTION ET GESTION DES REJETS DANS LES SAR EXISTANTS	28
3.1 Saumon de l'Atlantique	28
3.1.1 Source d'eau et taux de recirculation	29
3.1.2 Paramètres de production	30
3.1.3 Technologies pour le traitement de l'eau recirculée.....	31
3.1.4 Composition et gestion des biosolides captés	32
3.1.5 Gestion des autres effluents.....	32
3.2 Autres salmonidés	33
3.2.1 Source d'eau et taux de recirculation	33
3.2.2 Paramètres de production	34
3.2.3 Technologies pour le traitement de l'eau recirculée.....	34
3.2.4 Composition et gestion des biosolides captés	35
3.2.5 Gestion des autres effluents.....	35
3.3 Systèmes marins.....	36
3.3.1 Source d'eau et taux de recirculation	36
3.3.2 Paramètres de production	36
3.3.3 Technologies pour le traitement de l'eau recirculée.....	37
3.3.4 Composition et gestion des biosolides captés	37
3.3.5 Gestion des autres effluents.....	38
3.4 Sommaire.....	38
4 ÉTUDE DE CAS : SCÉNARIOS DE GESTION DES BOUES ET DES EFFLUENTS.....	39
4.1 Description du SAR hypothétique étudié	39
4.1.1 Emplacement.....	39
4.1.2 Paramètres de production	39

4.1.3	Quantité de nourriture donnée aux poissons	40
4.2	Système de traitement de l'eau recirculée et caractérisation des rejets du SAR	40
4.2.2	Quantité et composition des boues et du surnageant	42
4.2.4	Quantité et composition du trop-plein.....	43
4.3	Élaboration des trois scénarios de gestion des boues	43
4.3.1	Scénario 1 - Épandage des boues	43
4.3.2	Scénario 2 - Compostage des boues	44
4.3.3	Scénario 3 - Valorisation énergétique des boues.....	45
4.4	Élaboration des deux scénarios de gestion du surnageant et du trop-plein.....	46
4.4.1	Scénario 1 – Traitement des effluents par filtration et désinfection UV	46
4.4.2	Scénario 2 – Traitement des effluents dans un marais construit	47
4.5	Méthode d'analyse	48
4.5.1	Critères économiques.....	48
4.5.2	Critères environnementaux	49
4.5.3	Critères sociaux	50
4.5.4	Système de cotation	52
5	RÉSULTATS DE L'ANALYSE DES SCÉNARIOS	53
5.1	Critères économiques	53
5.1.1	Coûts d'investissement pour la gestion des boues	53
5.1.2	Coûts d'investissement pour la gestion des effluents	58
5.1.3	Frais d'exploitation pour la gestion des boues	61
5.1.4	Frais d'exploitation pour la gestion des effluents	65
5.2	Critères environnementaux.....	65
5.2.1	Émissions de GES liées à la gestion des boues.....	67
5.2.2	Émissions de GES liées à la gestion des effluents	68
5.2.3	Valeur fertilisante liée aux MRF de la gestion des boues	69
5.2.4	Potentiel d'eutrophisation relié aux effluents	70
5.3	Critères sociaux	70

5.3.1 Nuisances olfactives reliées aux MRF de la gestion des boues	70
5.3.2 Création d'emplois reliée à la gestion des boues	71
5.3.3 Création d'emplois reliée à la gestion des effluents	71
5.4 Attribution des cotes	71
5.4.1 Scénarios de gestion des boues	71
5.4.2 Scénarios de gestion des effluents.....	72
6 DISCUSSION DES RÉSULTATS D'ANALYSE ET RECOMMANDATIONS	74
6.1 Variation des hypothèses pour les scénarios de gestion des boues.....	74
6.1.1 Hypothèses pour le calcul des coûts	74
6.1.2 Hypothèses pour l'estimation des critères environnementaux.....	75
6.1.3 Hypothèses pour l'estimation des critères sociaux	76
6.2 Variation des hypothèses pour les scénarios de gestion des effluents	77
6.2.1 Hypothèses pour le calcul des coûts	77
6.2.1 Hypothèses pour les critères environnementaux	77
6.3 Limites de la méthodologie	78
6.3.1 Critères	78
6.3.2 Système de cotation	79
6.4 Recommandations	79
CONCLUSIONS	81
RÉFÉRENCES	83
ANNEXE 1 – TABLEAUX RÉCAPITULATIFS DU CHAPITRE 3.....	97
ANNEXE 2 - CARTE DE L'EMPLACEMENT DU SAR À L'ÉTUDE.....	100
ANNEXE 3 - VALEURS UTILISÉES POUR LE CALCUL DES COÛTS ET DES ÉMISSIONS DE GES DES SCÉNARIOS	102

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Cages (90 m de circonférence) d'un site d'aquaculture du saumon de l'Atlantique à Terre-Neuve.	5
Figure 2.1 Photo d'un filtre à tambour (gauche) et illustration de son fonctionnement (droite).	15
Figure 2.2 Filtre à bande (gauche) et illustration de son fonctionnement (droite).	18
Figure 2.3 Sac géotextile.....	19
Figure 2.4 Étapes du traitement de l'eau en SAR (les flèches bleues représentent de l'eau et les flèches brunes des boues, une lignée pointillée est utilisée pour désigner que l'épaississement des boues n'est pas toujours effectué précédant le stockage en bassin).	19
Figure 2.5 Options de gestion des boues et effluents d'un SAR.	20
Figure 4.1 Composantes du système de traitement de l'eau du SAR à l'étude et caractérisation des boues, du surnageant et du trop-plein en terme de quantité produite quotidiennement, salinité et concentration en MES.....	41

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 4.1 Caractérisation du trop-plein, du surnageant et de la combinaison de ces deux effluents dans le SAR à l'étude.....	46
Tableau 4.2 Critères économiques, environnementaux et sociaux retenus pour l'évaluation des scénarios de gestion des boues et des effluents du SAR.	48
Tableau 4.3 Échelle pour la classification des MRF sur la base de leurs émissions odorantes.	51
Tableau 5.1 Coûts d'investissement pour le scénario d'épandage des boues.....	55
Tableau 5.2 Coûts d'investissement pour le scénario de compostage des boues.	56
Tableau 5.3 Coûts d'investissement pour le scénario de biométhanisation des boues.	57
Tableau 5.4 Coûts d'investissement pour le scénario de traitement par filtration et désinfection UV des effluents.....	59
Tableau 5.5 Coûts d'investissement pour le scénario de traitement par marais construit.....	60
Tableau 5.6 Frais d'exploitation pour le scénario d'épandage des boues.	62
Tableau 5.7 Frais d'exploitation pour le scénario de compostage des boues.	63
Tableau 5.8 Frais d'exploitation pour le scénario de biométhanisation des boues.	64
Tableau 5.9 Frais d'exploitation pour le scénario de traitement des effluents du SAR à l'étude par filtration et désinfection UV.	66
Tableau 5.10 Émissions de GES des scénarios de gestion des boues du SAR à l'étude.	67
Tableau 5.11 Émissions de GES des scénarios de gestion des effluents du SAR à l'étude.	68
Tableau 5.12 Résultats et cotes attribuées aux scénarios de gestion des boues.	72
Tableau 5.13 Résultats et cotes attribuées aux scénarios de gestion des effluents.	73

LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

ArdCorp	British Columbia Agricultural Research and Development Corporation
BRM	Bioréacteur à membrane
C	Carbone
C.-B.	Colombie-Britannique
CH ₄	Méthane
CO ₂	Dioxyde de carbone
CSTR	Réacteur agité à alimentation continue
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
GES	Gaz à effet de serre
ha	Hectare
LHRA	Lagunage à haut rendement algal
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MES	Matière en suspension
MPO	Pêches et Océans Canada
MRF	Matière résiduelle fertilisante
N	Azote
N.-B.	Nouveau-Brunswick
N.-B. MAAP	Ministère de l'Agriculture, de l'Aquaculture et des Pêches du Nouveau-Brunswick
NCWMAC	National Cold Water Marine Aquaculture Center
N.-É.	Nouvelle-Écosse
NH ₃	Ammoniac
N ₂ O	Oxyde nitreux
NO ₂ ⁻	Nitrite
NO ₃ ⁻	Nitrate
O ₂	Oxygène
PE-HD	Polyéthylène à haute densité
SAR	Système d'aquaculture en circuit recirculé
TCA	Taux de conversion alimentaire
UASB	Digesteur anaérobie à flux ascendant
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UV	Ultraviolet
\$ CAN	Dollar canadien
\$ É.-U.	Dollar américain

INTRODUCTION

Il est estimé que si la population mondiale atteint le seuil des 9 milliards d'habitants au cours du 21^e siècle, 160 millions de tonnes de poissons, soit le double des prises mondiales enregistrées en 2008, seront nécessaires pour répondre à la demande du marché et aux besoins alimentaires de la population (Olsen et autres, 2008). Toutefois, les captures mondiales de poissons sont en déclin depuis le milieu des années 90 et environ 53 % des stocks sont complètement exploités (Worm and Branch, sous presse). Dans ce contexte, l'aquaculture apparaît comme une solution potentielle au problème d'approvisionnement en produits de la mer (Young and Matthews, 2010).

Avec une production de 60 millions de tonnes en 2010, soit 7,5 % de plus que l'année précédente (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 2012), l'aquaculture est le secteur de production alimentaire connaissant la plus importante croissance au monde (Pêches et Océans Canada (MPO), 2011). Cette croissance est particulièrement élevée pour l'aquaculture du saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*) qui depuis l'an 2000 a une production qui dépasse celle du secteur de la pêche (Bocking, 2012). Le saumon de l'Atlantique est l'espèce aquatique la plus cultivée au Canada (Statistique Canada, 2011). En effet, en 2010, la salmoniculture pratiquée dans des cages à filets représentait 69 % de la production aquacole totale en volume (MPO, 2011).

L'aquaculture du saumon compte parmi les industries canadiennes les plus prometteuses, mais les plus controversées. En effet, depuis les années 1980, le développement de cette industrie, particulièrement en Colombie-Britannique (C.-B.), est source de conflits entre les promoteurs et d'autres groupes d'intérêts. Alors que les promoteurs soutiennent que ce secteur d'activités participe à l'essor des communautés côtières, d'autres groupes d'intérêts, dont des groupes environnementaux et certaines nations autochtones, s'opposent au développement de cette industrie et stipulent, entre autres, que cette dernière pollue les écosystèmes côtiers par ses rejets et menace la survie des saumons sauvages par la propagation de parasites (Bocking, 2012). Cette opposition a été particulièrement médiatisée au cours de la Commission d'enquête fédérale sur le déclin des populations de saumon rouge (*Oncorhynchus nerka*) dans le fleuve Fraser conclue en octobre 2012. Selon le commissaire Cohen, la prolifération de parasites des sites d'aquaculture ne peut pas à elle seule expliquer le déclin des populations sauvages (Cohen, 2012).

Les technologies d'élevage en système clos, en établissant une barrière entre les saumons d'élevage et les écosystèmes environnants, pourraient permettre de réduire certains des impacts environnementaux locaux associés aux systèmes de salmoniculture en cages, dont les interactions potentielles entre les saumons d'élevage et les saumons sauvages (Ayer and Tyedmers, 2009). Le système d'aquaculture en circuit recirculé (SAR) pratiqué en milieu terrestre compte parmi les systèmes clos actuellement étudiés par le MPO et par des chercheurs universitaires en C.-B. et

dans l'est du Canada. Contrairement au système de culture traditionnel en cages à filets ouverts, les rejets de culture d'un SAR peuvent être captés et traités (Schipp and Gore, 2006). Cependant, le captage et la gestion des effluents d'élevage représentent des coûts supplémentaires. Selon Martins et autres (2010), une des aires de recherche prioritaires pour parvenir à une amélioration de la viabilité des SAR est l'efficacité de la gestion des rejets de culture.

L'objectif principal de cet essai consiste à évaluer différentes méthodes de gestion des rejets applicables à un SAR, dédié à la culture du saumon de l'Atlantique en eau saumâtre, dans le but de déterminer leur viabilité d'un point de vue économique, environnemental et social. Pour parvenir à l'atteinte de cet objectif principal, les quatre objectifs spécifiques suivants sont proposés: présenter une synthèse du contexte de l'aquaculture du saumon au Canada, expliquer le fonctionnement d'un SAR et les différentes méthodes de gestion des rejets de culture, élaborer des scénarios de gestion des rejets, et développer des critères d'évaluation tenant compte des aspects environnementaux et socio-économiques propres à la gestion des rejets en aquaculture.

Pour obtenir des informations sur le contexte de l'aquaculture au Canada ainsi que sur le fonctionnement des SAR et pour choisir les critères d'analyse, des manuels de référence en aquaculture, des publications scientifiques et des sites gouvernementaux ont été consultés. De plus, des entrevues téléphoniques ont été réalisées auprès de propriétaires de SAR au Canada, aux États-Unis et en Europe, pour dresser un portrait de la situation actuelle des méthodes de gestion des rejets de culture en SAR. Afin d'assurer la validité des sources retenues, les recherches d'informations ont été effectuées dans des périodiques spécialisés et la réputation de la maison d'édition des livres utilisés a été vérifiée. De plus, la qualité du support a été évaluée en déterminant si l'information contenue est révisée par des experts dans le domaine. En ce qui a trait aux faits et connaissances scientifiques provenant d'Internet, seuls les sites officiels, dont les différents paliers gouvernementaux, les organismes reconnus dans le domaine et les universités ont été retenus. Afin de rédiger une étude critique et d'actualité, des sources diversifiées, en nombre suffisant et dont l'année de parution est la plus récente possible ont été utilisées.

Le premier chapitre traite du contexte actuel de la culture du saumon de l'Atlantique au Canada. Par la suite, dans le Chapitre 2, le fonctionnement des SAR avec une emphase particulière sur le captage et la gestion des déchets captés est présenté. Cette revue littéraire est par la suite soutenue par des exemples de systèmes existants détaillés dans le Chapitre 3. À la lumière de la revue littéraire et de la gestion des déchets dans les systèmes existants, des scénarios de gestion des boues et des effluents sont élaborés dans le Chapitre 4. La méthode utilisée pour l'évaluation de ces scénarios est également exposée dans ce chapitre. Finalement, les résultats de l'analyse et une discussion de ces résultats sont présentés respectivement dans les Chapitres 5 et 6.

1 CONTEXTE DE L'AQUACULTURE DU SAUMON DE L'ATLANTIQUE AU CANADA

Dans ce chapitre, l'importance de l'aquaculture du saumon dans les différentes provinces de l'Est et en C.-B., les méthodes de production utilisées, les impacts potentiels reliés à ces cultures et les solutions actuellement étudiées pour atténuer ces impacts sont abordés.

1.1 Production et répartition géographique

Le Canada est classé 4^e au monde pour sa production de saumon de l'Atlantique après la Norvège, le Chili et le Royaume-Uni (MPO, 2011). Les États-Unis sont le principal marché d'exportation pour les produits aquacoles du Canada (Masser and Bridger, 2009).

La culture du saumon en C.-B. a commencé en 1972 avec le saumon Coho (*Oncorhynchus kisutch*). Au cours des années 80, les restrictions contre l'importation des oeufs de saumon de l'Atlantique ont été abolies et ce saumon exotique est devenu l'espèce de culture principale (Masser and Bridger, 2009; Cohen Commission Counsel, 2011). En effet, en 2010, l'aquaculture du saumon représentait respectivement 86 et 94 % de la production aquacole en tonnage et en valeur (Statistique Canada, 2011). Entre 1988 et 2011, le nombre de compagnies est passé de 101 à quatre compagnies gérant 130 sites d'élevage du saumon qui ne sont toutefois pas tous actifs durant une même année. La C.-B. est le principal producteur de saumon de l'Atlantique au Canada avec 70 % de la production canadienne (Statistique Canada, 2011). Il y a eu une augmentation de plus de 50 % de la valeur et de 13 % du tonnage depuis 2004. La production actuelle de saumon de l'Atlantique rapporte 500 millions \$ en C.-B. (Statistique Canada, 2011).

Au Nouveau-Brunswick (N.-B.), l'élevage du saumon de l'Atlantique a débuté dans les années 70 (Masser and Bridger, 2009). La culture du saumon au N.-B. se concentre principalement dans le sud-ouest de la baie de Fundy. En 2010, elle représentait 25 % de la production canadienne de saumon de l'Atlantique et 96 % de la production aquacole au N.-B. (Statistique Canada, 2011). Cette production est répartie entre huit compagnies dont deux qui possèdent 66 % des 90 sites côtiers (Cormier Management Consulting, 2009). Les plus récentes statistiques démontrent, depuis 2007, une augmentation générale du tonnage, mais une diminution de 11 % de la valeur (162 millions \$). Cette baisse est liée à la crise économique et à la perte de la valeur du dollar canadien (\$ CAN) par rapport au dollar américain (\$ É.-U.).

En Nouvelle-Écosse (N.-É.), en 2007, la production se chiffrait à environ 39 millions \$ pour 6 936 tonnes de production (Statistique Canada, 2011). Les statistiques récentes démontrent une baisse d'environ 25 % du tonnage comparativement aux données de 2007. En 2010, ce secteur représentait 61 % du tonnage de l'aquaculture et 71 % des ventes (Statistique Canada, 2011).

L'aquaculture du saumon est également pratiquée à Terre-Neuve et au Labrador où elle s'est développée au cours des années 80 (Masser and Bridger, 2009). La production de salmonidés (saumon et truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*)) se chiffrait à 14 262 tonnes en 2011 avec une valeur de plus de 110 millions \$, soit environ le triple du tonnage de 2005 (Newfoundland and Labrador Department of Fisheries and Aquaculture, 2006; 2011).

1.2 Description des systèmes de culture actuels

En Amérique du Nord, les cages ou enclos à filets ouverts sont les systèmes les plus communément utilisés pour le grossissement des saumoneaux jusqu'à la taille marchande (Masser and Bridger, 2009). Elles sont généralement localisées dans des baies où la circulation d'eau permet une oxygénation du milieu de culture, une élimination des déchets métaboliques et une protection contre les intempéries (MPO, 2010a; Masser, 2012).

Le type de cage utilisé en C.-B. et dans les provinces de l'est diffère. Dans ces dernières, une bague en polyéthylène à haute densité (PE-HD) qui se conforme davantage aux mouvements des vagues est la structure principale (Olsen et autres, 2008; Masser and Bridger, 2009; House, 2012). Un filet retenant les saumons d'élevage est suspendu dans la colonne d'eau à partir de la cage (Liu and Sumaila, 2007; Masser and Bridger, 2009). À titre d'exemple, les cages d'un site d'aquaculture du saumon à Terre-Neuve sont illustrées à la Figure 1.1. Selon les conditions physico-chimiques du site d'élevage, la taille des cages est d'environ 30 x 30 x 15 m en C.-B. (Liu and Sumaila, 2007; MPO, 2010a), alors que la circonférence est de 70 à 150 m (moyenne : 100 m) et la profondeur est de 6 à 15 m dans l'est (Masser and Bridger, 2009; House, 2012). Un site comprend entre six et 16 cages (moyenne: 12) en C.-B. (Liu and Sumaila, 2007; MPO, 2010a) et entre sept et 33 cages (moyenne: 15) dans les provinces de l'est (House, 2012).

Les saumoneaux sont transférés dans les cages ou enclos en mer à partir des écloséries en milieux d'eau douce (MPO, 2010a; House, 2012; Masser, 2012). En C.-B., suivant les standards de l'industrie, la densité de stockage est d'au maximum 15 kg/m³ dans les cages d'aquaculture (MPO, 2010a). Au N.-B., suivant la législation, la densité ne doit pas dépasser 18 kg/m³ et la quantité de poissons sur un site varie entre 200 000 et un million (moyenne : 500 000) (House, 2012). La période de grossissement dans les cages en mer varie entre 16 et 24 mois et à la récolte le saumon pèse de 4 à 6 kg (MPO, 2010a; House, 2012; Masser, 2012). La production annuelle sur un site varie de 1 000 à 4 000 tonnes à la fin de la période de croissance (Thorstad et autres, 2008; MPO, 2010a).



Figure 1.1 Cages (90 m de circonférence) d'un site d'aquaculture du saumon de l'Atlantique à Terre-Neuve (Reproduction autorisée par Cyr Couturier le 17 janvier 2013).

1.3 Impacts potentiels du système de culture actuel

Plusieurs impacts potentiels autant négatifs que positifs sont associés au système d'élevage du saumon de l'Atlantique. Dans le cadre du Salmon Aquaculture Dialogue initié par le World Wildlife Fund des comités de spécialistes se sont penchés sur les principaux impacts liés à la culture du saumon. Dans la présente section, une revue de ces impacts potentiels, soit les impacts sur les milieux benthiques (fond de l'océan), les parasites et les maladies, les évasions de saumons d'élevage, la pression sur les espèces marines sauvages et les impacts socio-économiques est effectuée.

1.3.1 Impacts sur le milieu benthique

Une des préoccupations principales reliées à la culture du saumon de l'Atlantique est le rejet de déchets métaboliques et les effets potentiels de cette charge en nutriments sur le milieu aquatique (Cubitt et autres, 2008; Wang et autres, 2012). Les déchets produits par la culture du saumon peuvent être séparés en deux catégories, soit les déchets solides organiques décantables formés des selles du poisson et, dans un pourcentage moindre, de nourriture gaspillée, et les déchets solubles inorganiques issus du métabolisme des nutriments (Buschmann et autres, 2007). Black et

autres (2008) ont estimé que le pourcentage de nourriture non consommé est actuellement d'environ 5 %.

Une portion de ces déchets solides organiques peut s'accumuler dans les sédiments à proximité des cages où ils sont consommés par les détritivores et décomposés en mode aérobie (en présence d'oxygène (O₂)) (Wang et autres, 2012). La décomposition utilise l'O₂ présente dans les eaux interstitielles des sédiments ce qui peut entraîner progressivement une baisse de la concentration d'O₂ dans les sédiments et une augmentation de la décomposition en mode anaérobie (en absence d'O₂) (Black et autres, 2008; Tett, 2008). Le développement de conditions anoxiques peut avoir des conséquences néfastes sur la structure des communautés benthiques en diminuant la diversité des espèces. Les effets de cette perturbation à l'échelle de l'écosystème marin sont peu connus (Black et autres, 2008). La quantité de déchets qui s'accumule dans les sédiments, l'ampleur des impacts de cette charge sur le milieu benthique et le taux de rétablissement des communautés benthiques varient selon le milieu de culture (Buschmann et autres, 2007; Tett, 2008; Bureau and Hua, 2010). Pour réduire au minimum les impacts sur le milieu benthique, suivant les normes établies par le MPO, les titulaires de permis d'élevage doivent effectuer une surveillance des fonds marins autour de leur site. De plus, les sites doivent être mis en jachère périodiquement pour permettre une assimilation des déchets organiques (MPO, 2012).

1.3.2 Maladies et parasites

Selon Hutchings et autres (2012), la plus grande préoccupation concernant les impacts sur la biodiversité de l'aquaculture du saumon est associée aux effets des poux de poisson sur les populations de saumons sauvages. Au Canada, les poux de mer étant des parasites communs dans le milieu marin, ils affectent autant les poissons sauvages que ceux élevés en cage. Le nombre de poux nécessaire au déclenchement d'une infection varie en fonction de la taille et du stade de développement du poisson-hôte (Revie et autres, 2009). Des dommages à l'épiderme peuvent être observés lorsque le poisson est infecté par une abondance modérée de poux. Le poisson peut également souffrir de stress physiologique et de problèmes d'osmorégulation et devenir plus vulnérable aux infections bactériennes ou virales (Revie et autres, 2009).

En 2002, des recherches intensives sur le pou ont été amorcées dans l'Archipel Broughton en réponse au très faible retour des saumons roses (*Oncorhynchus gorbuscha*) (Brooks and Jones, 2008). Dans cette région, durant leur migration les saumons sauvages passent par des baies étroites contenant des fermes d'élevage avec de potentiels hôtes de poux. Une abondance plus élevée de poux a été observée sur des saumons roses juvéniles à proximité des élevages de saumons (Morton et autres 2008). Une série d'articles publiés par Krkosek et autres (2008; Krkosek

and Hillborn, 2011) soutient que les élevages de saumons sont la source des infections de poux sur les saumons roses et la cause principale du déclin des populations dans l'Archipel. Selon d'autres chercheurs, ces études ne tiennent pas compte des autres facteurs potentiels de mortalité et des autres sources de poux dans le milieu (Brooks and Jones, 2008; Riddell et autres, 2008; Marty et autres, 2010). Bien qu'il soit impossible de tirer une conclusion à portée globale sur les impacts négatifs des poux de mer sur les saumons sauvages il reste que, dans certains endroits et pour certaines espèces-hôtes, les poux venant de fermes d'élevage peuvent représenter une menace (Revie et autres, 2009). Toutefois, la contribution de cette menace sur l'abondance des populations adultes n'a pas été démontrée (Hutchings et autres, 2012), mais ne serait pas significative selon une étude récente entreprise par Jackson et autres (sous presse)

Le contrôle des maladies et parasites sur les fermes d'élevage a également des implications environnementales (Revie et autres, 2009). Puisqu'un seul produit est actuellement approuvé pour le contrôle des épidémies de poux au Canada, SLICE (substance active : emamectin benzoate), le développement de résistance est une préoccupation grandissante (Revie et autres, 2009; Hutchings et autres, 2012). En 2009, dans certains endroits au N.-B., SLICE a cessé d'être efficace pour combattre les épidémies et d'autres produits antiparasitaires tels AlphaMax (deltaméthrin), le peroxyde d'hydrogène et Salmosan (organophosphate azaméthiphos) ont commencé à être approuvés d'urgence. Ces parasitocides ne ciblent pas uniquement le pou de mer et pourraient affecter d'autres crustacés particulièrement lorsque ces produits ne sont pas utilisés suivant les recommandations du vétérinaire (Tett, 2008; Burrige et autres, 2010).

1.3.3 Évasions des saumons d'élevage

Des évasions de saumons peuvent survenir lors des opérations quotidiennes ou lors du bris d'un filet par un prédateur, un bateau ou une tempête. Ces évasions sont actuellement très rares, mais ont le potentiel d'avoir des impacts négatifs sur les populations de saumons sauvages. Des saumons d'élevage ont été recensés dans des rivières au N.-B. et en C.-B. ce qui prouve la capacité du saumon évadé à migrer vers les rivières (Naylor et autres, 2005; Ferguson et autres, 2007; Thorstad et autres, 2008). Toutefois, pour s'établir dans le milieu, le saumon d'élevage doit parvenir à survivre, remonter la rivière et se reproduire. Puisque la diversité génétique des saumons d'élevage est réduite comparativement à celle des populations sauvages, la reproduction croisée peut avoir des répercussions sur la viabilité des populations sauvages (Naylor et autres, 2005; Ferguson et autres, 2007; Thorstad et autres, 2008). Bien que l'accouplement entre les saumons d'élevage et les saumons sauvages ait été observé dans l'est du Canada, surtout lors d'études en laboratoire, le succès de reproduction des saumons d'élevage est faible en milieu naturel (Naylor et autres, 2005; Ferguson et autres, 2007). Cependant, selon les résultats

d'expériences en laboratoire, dans son domaine de répartition d'origine le saumon d'élevage peut influencer le succès du saumon sauvage en détruisant les frayères ou en rentrant en concurrence pour l'habitat et la nourriture. En C.-B. aucune reproduction viable entre les saumons d'élevage qui sont des espèces exotiques et les saumons sauvages n'a été observée (Thorstad et autres, 2008).

1.3.4 Pression sur les espèces marines sauvages

L'augmentation de l'élevage d'espèces carnivores est à l'origine de l'utilisation accrue de farines et d'huiles de poisson en aquaculture au cours de la dernière décennie (FAO, 2012). Cette dépendance aux ressources marines qui exerce une pression sur les stocks sauvages et sur la chaîne trophique est grandement controversée (Sarker et autres, sous presse). Environ 10 et 38 % de la production mondiale de farines et d'huiles de poisson, respectivement, servent à l'alimentation du saumon d'élevage (Tacon and Metian, 2008). Toutefois, leur proportion dans la moulée donnée aux saumons est en constante diminution depuis 2006 (FAO, 2012). En effet, le pourcentage d'huiles et de farines de poisson dans l'alimentation du saumon d'élevage est passé de 60 à 35 % entre 1995 et 2005 (Tacon, 2005). Selon Sarker et autres (sous presse), la nourriture d'appoint utilisée par l'industrie canadienne contient 15-18 % de farines de poisson et environ 12-13 % d'huiles de poisson. En 2005, le Canada avait le plus haut taux de substitution des protéines marines dans sa nourriture d'appoint parmi les pays producteurs de saumons (Tacon, 2005). Toutefois, malgré des avancées considérables, l'élevage du saumon continue de dépendre des ressources marines pour la fabrication de nourriture d'appoint (Gillund and Myhr, 2010).

1.3.5 Impacts socio-économiques

Avec la baisse des stocks de pêches et des opportunités commerciales dans ce domaine, l'aquaculture du saumon a participé au maintien et au développement de l'économie locale dans certaines communautés côtières du Canada par la génération de revenus et la création d'emplois (Cormier Management Consulting, 2009; MPO, 2010b). Dans le comté Charlotte au N.-B., la croissance de l'industrie d'aquaculture du saumon a permis de diminuer le taux de chômage. En 2007, environ 10 % des emplois dans la région étaient directement reliés à l'aquaculture du saumon de l'Atlantique. Dans l'ensemble du N.-B., cette industrie emploie 2 400 personnes de façon directe et indirecte (MPO, 2010b). En C.-B., le domaine génère 5 900 emplois (MPO, 2010b) dont 2 200 sont des emplois à temps plein directement reliés à l'industrie. Il est estimé que le secteur de l'aquaculture du saumon et les infrastructures qui y sont reliées rapportent 800 millions \$ à la C.-B. (MPO, 2010b).

La culture du saumon en cages peut également avoir des répercussions socio-économiques négatives. Ces dernières découlent, entre autres, des différentes préoccupations

environnementales associées à la culture du saumon. Par exemple, lors d'évasions importantes de saumons d'élevage il y a une perte du capital investi dans ces stocks (Naylor et autres, 2005). Le pou de mer est le parasite qui cause le plus de dommages financiers à l'industrie du saumon de l'Atlantique en Amérique. Au Canada, il a été estimé qu'en 2006 entre 4 et 6 % de la valeur de production des saumons a été déboursée pour le contrôle des poux de mer (Costello, 2009). La perception du public a également des répercussions économiques sur l'industrie (Naylor et autres, 2005; Costello, 2009; Arengo et autres, 2010).

1.4 Solutions proposées pour assurer la viabilité de l'industrie

Dans cette section, les principales solutions proposées pour tenter de réduire ou d'éliminer certains des impacts environnementaux reliés à l'aquaculture du saumon en cages à filets ouverts décrits dans la section précédente sont abordées. Les travaux de recherche et de développement sont tout d'abord présentés, suivis des avancées dans la gestion et la législation, pour finir avec les innovations au niveau des technologies de culture en cages et des systèmes clos.

1.4.1 Travaux de recherche

Les ressources marines disponibles pour la fabrication de nourriture d'appoint étant limitées, les instituts de recherche et les fabricants d'aliments aquacoles développent et évaluent différentes matières pouvant servir de substituts aux farines et huiles de poisson dans la nourriture d'appoint (Masser and Bridger, 2009). Des farines et des huiles peuvent être fabriquées à partir d'espèces marines de bas niveau trophique, tels le phytoplancton ou le zooplancton herbivore, de prises accessoires ou encore de produits de la mer transformés non comestibles (Gillund and Myhr, 2010; Sarker et autres, sous presse). De plus, une plus grande portion de l'huile peut provenir de plantes terrestres, dont la plante de canola. Le soja est également grandement étudié comme potentielle source de protéines dans la nourriture d'appoint (Olsen et autres, 2008; Sarker et autres, sous presse). La substitution de 20 à 40 % de la farine de poisson par des protéines dérivées d'une plante terrestre ne réduit pas la croissance et la viabilité du saumon d'élevage (Sarker et autres, sous presse). Bien que les résultats soient mitigés, la réduction du pourcentage d'huiles de poisson dans la nourriture d'appoint n'a pas d'effet néfaste sur la santé du poisson et diminue la concentration de contaminants tels les dioxines et les biphényles polychlorés dans la moulée. Elle peut cependant entraîner une réduction des bénéfices associés aux acides gras polyinsaturés Oméga-3 (Sarker et autres, sous presse). Toutefois, des modifications génétiques peuvent permettre aux plantes de produire ces acides gras (Gillund and Myhr, 2010; FAO, 2012).

Parallèlement à ces recherches, des études se penchent sur les besoins nutritionnels du poisson dans le but de diminuer davantage la quantité de protéines dans la nourriture d'appoint

(Buschmann et autres, 2007), d'améliorer le taux de conversion alimentaire (TCA) et ultimement de réduire la charge de déchets provenant du site de culture (Bureau and Hua, 2010; FAO, 2012). Au Canada, en 2008, le TCA, soit le ratio entre la quantité de nourriture fournie et le tonnage de poisson obtenu, était en moyenne de 1,25 (Tacon and Metian, 2008), la moitié du taux observé dans les années 70 (Sarker et autres, sous presse).

1.4.2 Progrès des techniques de gestion et du cadre législatif

Au cours des dernières décennies, il y a eu des améliorations considérables apportées au cadre réglementaire et aux techniques de gestion en aquaculture au Canada. Celles-ci tiennent davantage compte de la capacité d'assimilation du milieu et permettent une meilleure prévention et gestion des épidémies. Une évaluation des caractéristiques physicochimiques et biologiques doit être effectuée pour déterminer la grosseur de production permise sur un site particulier (House, 2012). De plus, des techniques de modélisation sont fréquemment employées pour déterminer le devenir des rejets de culture sur un site et modifier les paramètres de production selon les résultats (Buschmann et autres, 2007). La modélisation est également utilisée pour mieux comprendre les patrons de dispersion et la colonisation des larves de poux de mer et déterminer la localisation optimale pour les fermes qui permettra de réduire les interactions potentielles avec les populations sauvages. Suivant une étude de modélisation (Archipelago-wide hydrographic modeling) en C.-B. en 2003 des fermes ont été déplacées en dehors de certains couloirs de migration de saumons sauvages dans l'Archipel Broughton (Revie et autres, 2009). Le système de zone de gestion des baies (Bay Management Area approach) instauré au N.-B. en 2000 et remanié en 2006 aide à la prévention et au contrôle des épidémies de virus et parasites (Masser and Bridge, 2009; Cormier Management Consulting, 2009; Revie et autres, 2009). Dans ce système l'aire de salmoniculture est séparée en trois zones qui sont respectivementensemencées de saumoneaux à chaque trois ans. Chaque zone contient uniquement une classe de saumons ce qui évite le transfert de parasites entre saumons adultes et saumoneaux. De plus, chaque année une zone est mise en jachère ce qui permet d'atténuer les impacts sur le milieu benthique (Chang et autres, 2007).

1.4.3 Innovation des technologies de culture en cages

Le développement de technologies reliées à l'alimentation, telles les caméras sous-marines qui permettent d'arrêter la distribution de nourriture dès l'apparition de moulée excédentaire et les systèmes d'alimentation contrôlés par ordinateur ont permis d'améliorer le TCA et de réduire le gaspillage de nourriture (Buschmann et autres, 2007; Olsen et autres, 2008). De plus, des techniques de transformation des ingrédients intégrés à la nourriture d'appoint ont augmenté la digestibilité des nutriments et diminué la quantité de déchets (Bureau and Hua, 2010).

Une autre innovation qui peut être arrimée au système de culture actuel et permettre une meilleure gestion des nutriments est l'aquaculture multitrophique intégrée, une approche écosystémique où d'autres organismes sont cultivés à proximité des cages de poissons pour tenter d'extraire les rejets organiques et inorganiques de la culture du saumon (Chopin et autres, 2004; Buschmann et autres, 2007; Martinez-Porchas and Martinez-Cordova, 2012). Au N.-B., le modèle exploré utilise le varech (une algue) pour l'extraction des nutriments inorganiques et les moules bleues (*Mytilus edulis*) pour assimiler les particules organiques (Molloy et autres, 2011).

1.4.4 Études sur la faisabilité des systèmes clos

L'aquaculture en circuit fermé, qui établit une barrière entre les saumons d'élevage et l'environnement marin, pourrait permettre de réduire certains des impacts environnementaux associés au système en filets ouverts, telles les échappées de saumons et les épidémies de poux de mer (Summerfelt and Vinci, 2008; Ayer and Tyedmers, 2009; Revie et autres, 2009). Ayer et Tyedmers (2009) soutiennent que la culture du saumon en circuit fermé réduirait les impacts environnementaux locaux associés à l'aquaculture du saumon, mais que cette atténuation des impacts locaux se ferait, selon les résultats de leur analyse de cycle de vie, au détriment d'une augmentation des impacts environnementaux globaux.

Il existe quatre types de système en circuit fermé dont deux conçus pour le milieu aquatique et deux pour le milieu terrestre. Dans le système d'élevage en circuit fermé à parois souple, inventé en C.-B. par Future Sustained Environment Aquaculture Technologies, le filet du système ouvert traditionnel est remplacé par un sac imperméable souple. L'eau est pompée dans le sac et il y a possibilité de ramasser les déchets dans une trappe au bas du sac (MPO, 2008). Le deuxième système conçu pour la culture en milieu côtier est le AgriMarine System développé en C.-B. et qui consiste en une cage à parois rigide (AgriMarine, 2012). Des problèmes identifiés au niveau de la stabilité des structures due aux vagues ainsi que des complications reliées à la gestion des déchets ont nui à la mise en place de ces systèmes (MPO, 2008).

Quant aux deux systèmes terrestres à circuit fermé, ils diffèrent au niveau de la quantité d'eau recyclée dans le système. Dans le système terrestre à circulation d'eau continue, l'eau est pompée dans le bassin, utilisée pour la culture et rejetée dans un milieu propice avec ou sans traitement. Dans un SAR, l'eau provenant des bassins de culture est traitée pour retirer les déchets organiques et inorganiques avant de pouvoir être réutilisée dans le système (Ayer and Tyedmers, 2009). L'élevage en SAR, contrairement au système à circulation d'eau continue, génère une masse de déchets solides plus concentrée qui peut être traitée (Olsen et autres, 2008). Toutefois, les

technologies pour le traitement des déchets sont coûteuses et davantage de recherche est nécessaire pour déterminer leurs coûts et bénéfices (Cubitt et autres, 2008).

Une évaluation financière des différentes technologies en circuit fermé a été effectuée par le MPO en 2010. Selon cette analyse uniquement le SAR et le système traditionnel en circuit ouvert obtiennent un rendement positif. Toutefois, le rendement positif estimé pour le système terrestre dépend de plusieurs conditions et est significativement moins élevé que pour le système ouvert (MPO, 2010a). En effet, le coût d'investissement initial pour le SAR est considérablement plus élevé et les coûts de production ne sont présentement pas compétitifs avec les systèmes ouverts. Toutefois, le SAR pourrait être situé près des villes ce qui réduirait les coûts de transport et les impacts environnementaux qui y sont associés (Summerfelt and Vinci, 2008). De plus, ce système permet d'optimiser la température de croissance et la photopériode, ce qui peut accélérer la croissance du poisson et améliorer le TCA. De plus, les poissons pourraient être cultivés à des densités de stockage plus élevées ce qui pourrait permettre une diminution des coûts de production. La faisabilité biologique de cette hypothèse doit toutefois être validée (Summerfelt and Waldrop, 2012).

1.5 Sommaire

L'aquaculture du saumon est une activité économique importante au Canada, particulièrement au N.-B., en C.-B et à Terre-Neuve où elle génère respectivement 162 millions, 500 millions, et plus de 120 millions \$, et participe au développement de communautés côtières par la création d'emplois et d'infrastructures. Lorsqu'aucune mesure de mitigation n'est appliquée et que de mauvaises techniques de gestion sont pratiquées, la charge en nutriments provenant des salmonicultures peut avoir des conséquences néfastes sur la structure des communautés benthiques. De plus, certains virus et parasites qui circulent entre le milieu naturel et les sites de culture, ainsi que les évasions de saumons d'élevage peuvent représenter une menace pour les saumons sauvages ou d'autres espèces marines. Des solutions ont été mises en place ou sont actuellement à l'étude pour tenter d'atténuer les impacts potentiels reliés à la culture du saumon en circuit ouvert. L'élevage du saumon en SAR permettrait de réduire certains des impacts environnementaux locaux associés à la culture du saumon. Comparativement au système de culture en circuit ouvert, l'élevage en SAR est effectué en milieu terrestre et requiert donc une gestion de la masse de déchets produite. Les composantes du SAR et les différentes méthodes de gestion des déchets sont détaillées dans le chapitre suivant.

2 COMPOSANTES DU SYSTÈME D'AQUACULTURE EN CIRCUIT RECIRCULÉ

Ce chapitre fournit un aperçu de l'utilisation des SAR pour l'élevage de poissons. En Amérique du Nord, ces systèmes sont actuellement utilisés principalement pour la culture d'espèces de poissons d'eau douce. Les SAR marins sont majoritairement des écloséries qui élèvent le poisson jusqu'au stade de grossissement qui est pour sa part poursuivi en mer (Blancheton et autres, 2007). Un des principaux avantages d'un SAR est la possibilité de capter et traiter tous les déchets produits (Schipp and Gore, 2006). Dans le présent chapitre, les composantes du système sont donc décrites en insistant sur les différentes technologies utilisées pour le traitement de l'eau et la gestion des déchets. Les types de SAR sont tout d'abord décrits. Les principales technologies utilisées pour le captage et l'épaississement de la matière en suspension (MES) et le traitement de l'eau sont par la suite présentées. Finalement, une description des options de gestion des biosolides (ou boues) récupérés et des eaux usées (ou effluents) est effectuée.

2.1 Types de SAR

Il existe deux catégories de SAR qui varient selon le degré de réutilisation de l'eau dans le système : la ferme en recirculation partielle et celle en recirculation complète (Timmons and Ebeling, 2007). Le degré de recirculation utilisé dépend de l'espèce de poisson cultivée et des composantes employées pour le traitement de l'eau (Blancheton et autres, 2007). Dans un système complètement recirculé, la quantité d'eau recyclée est maximisée par l'utilisation d'un système de traitement de l'eau intégrant davantage de composantes que celui en recirculation partielle (Timmons and Ebeling, 2007; N.-B. Ministère de l'Agriculture, de l'Aquaculture et des Pêches (N.-B. MAAP), 2010). Un SAR complètement recirculé offre un taux de recirculation du débit d'eau dans le système de 95 à 99,9 % (Bergheim et autres, 2009; N.-B. MAAP, 2010). L'eau qui n'est pas recirculée, le trop-plein, devient un rejet du SAR et est remplacée par de l'eau propre.

2.2 Captage des MES

Dans cette section, les différentes techniques utilisées en SAR pour le captage des MES sont décrites. Comme mentionné précédemment, le nombre de composantes incluses dans le traitement dépend du niveau de recirculation de l'eau et de la qualité de l'eau recherchée. Dans la présente section, les composantes de captage des MES intégrées au bassin de culture sont tout d'abord présentées, suivies des options de décantation et de filtration.

2.2.1 Bassin de culture

Afin d'éviter que les MES, principalement les fèces du poisson et en quantité moindre la nourriture non consommée (Mirzoyan et autres, 2010), se détériorent et affectent la qualité de l'eau, elles

doivent être soutirées du bassin le plus rapidement possible (Davidson and Summerfelt, 2005; Timmons and Ebeling, 2007). Le bassin de culture circulaire est fréquemment muni d'un système de drain double (Schipp and Gore, 2006). Ce système comprend un drain situé dans le fond et un autre près de la surface de l'eau (Summerfelt et autres, 2004; Ebeling and Timmons, 2012). Entre 10 et 20 % du débit d'eau qui contient la majorité des MES est acheminé vers le drain de fond (Schipp and Gore, 2006; Ebeling and Timmons, 2012). Le reste de l'eau qui a une concentration faible en MES est captée par le deuxième drain (Ebeling and Timmons, 2012). Que le bassin soit muni d'un système à drain double ou d'un seul drain, la première étape du traitement de l'eau est le captage des MES.

2.2.2 Décantation et filtration mécanique

Différentes technologies sont utilisées selon la taille des particules à capter : la décantation par gravité ou par force centrifuge et la filtration par microtamis ou matériaux granulaire/poreux. Pour les bassins munis d'un système à drain double, une combinaison de ces systèmes est fréquemment utilisée en débutant par la décantation (Acierno et autres, 2006; Ebeling and Timmons, 2012).

Le flux qui quitte le bassin par le drain central est tout d'abord dirigé vers un système de décantation pour capter les MES de plus de 100 μm , tels les cônes de sédimentation (N.-B. MAAP, 2010; Ebeling and Timmons, 2012). Cette technologie permet une agglomération des MES par gravité. Un séparateur à vortex (hydrocyclone) ou un clarificateur de débit radial peuvent également être employés pour la décantation des MES d'un système à drain double (Schipp and Gore, 2006; Couturier et autres, 2009; Ebeling and Timmons, 2012). Selon une étude menée par Davidson et Summerfelt (2005) comparant ces deux systèmes, le clarificateur de débit radial est environ deux fois plus efficace pour retirer les particules solides que l'hydrocyclone. Ces bassins de décantation sont tous deux de forme cylindrique et munis d'une base en forme de cône qui permet de concentrer les biosolides. Toutefois, la dynamique des fluides à l'intérieur des cylindres diffère (Davidson and Summerfelt, 2005). Malgré leur différence, ces décanteurs permettent tous deux de réduire la taille du système de filtration requis par la suite (Blancheton et autres, 2007).

Le débit sortant des bassins de décantation (effluents traités) est par la suite acheminé avec le reste de l'eau qui a quitté le bassin par le drain de surface vers un système de filtration mécanique qui permet de soutirer les MES entre 40 et 100 μm (Summerfelt and Vinci, 2008). Ces dernières diffèrent des matières solides décantables et doivent être captées pour éviter la création d'ammoniac (NH_3) qui est nocif pour le poisson (Ebeling and Timmons, 2012). Deux types de filtration mécanique sont communément utilisés en aquaculture, soit le microtamisage qui

fonctionne par gravité et la filtration sur lit granulaire qui opère par pression (Acierno et autres, 2006; Crab et autres, 2007). Les filtres communément utilisés pour le microtamisage sont le filtre à tambour rotatif, le filtre à disque rotatif et le filtre à bande inclinée (Acierno et autres, 2006; Summerfelt and Vinci, 2008). Le filtre à tambour, illustré à la Figure 2.1, est la forme de tamisage la plus efficace et la plus fréquemment employée en aquaculture (Acierno et autres, 2006). Dans la filtration sur lit granulaire, l'eau percole à travers du sable, du gravier ou des billes de plastiques où se déposent les MES. Les MES captées dans ces systèmes sont par la suite récupérées au moyen d'un contre lavage (Summerfelt and Vinci, 2008; Mirzoyan et autres, 2010). Les effluents du contre lavage ont une concentration en solides variant entre 0,1 et 2 %. Une injection d'ozone ou un écumeur qui capte les particules à l'aide d'une mousse montante peuvent être utilisés de façon complémentaire aux méthodes susmentionnées afin de soutirer les particules fines de moins de 40 μm qui incluent les bactéries rassemblées en films (Crab et autres, 2007; Summerfelt and Vinci, 2008; Ebeling and Timmons, 2012).

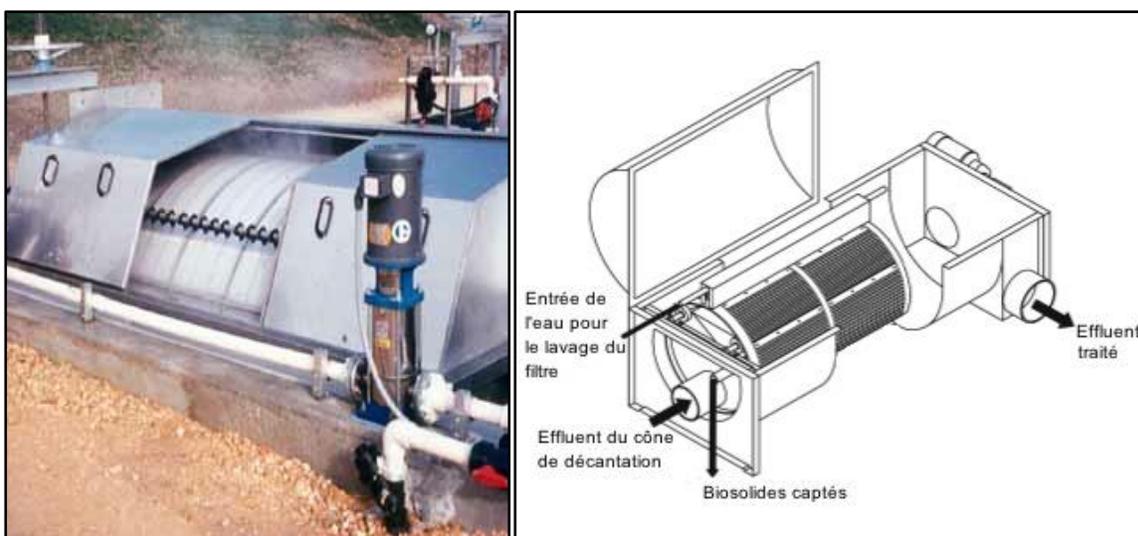


Figure 2.1 Photo d'un filtre à tambour (gauche) (Tiré de : Acierno et autres, 2006, p. 38) (Reproduction autorisée par Raffaele Acierno le 21 décembre 2012) et illustration de son fonctionnement (droite) (Traduction libre de : Summerfelt and Vinci, 2008, p. 403) (Reproduction autorisée par Steven Summerfelt le 20 décembre 2012).

2.3 Réduction des déchets dissous et ajustement des paramètres physico-chimiques

Avant d'être recirculée dans le système les paramètres de qualité de l'eau doivent être contrôlés pour assurer la croissance adéquate du poisson. Les caractéristiques de l'eau qui ont une importance individuelle et synergique sur la santé et le taux de croissance du poisson sont la concentration en MES, en NH_3 , en nitrite (NO_2^-), en O_2 , et en dioxyde de carbone (CO_2), ainsi que la température, le pH et l'alcalinité (Timmons and Ebeling, 2007). Dans les sections qui suivent, les

technologies utilisées dans les SAR pour réduire les déchets dissous (la biofiltration), pour ajuster les paramètres physico-chimiques, et au besoin pour désinfecter l'eau sont détaillées.

2.3.1 Biofiltration

Dans le cas des SAR en recirculation complète, le flux d'eau sortant des systèmes de filtration mécanique doit être traité dans un filtre biologique afin de réduire les déchets dissous azotés (Summerfelt and Vinci, 2008). Lorsque la biofiltration n'est pas utilisée, le taux de recirculation de l'eau est moindre et le trop-plein (eau rejetée) est plus important. En effet, davantage d'eau doit être ajoutée au système afin de diluer le NH_3 accumulé (Summerfelt and Vinci, 2008). Dans les SAR le NH_3 est formé principalement par le métabolisme des protéines et excrété par les branchies du poisson (Miller and Semens, 2002). Les composés azotés dissous dans le système proviennent également de l'urine, des matières fécales et de la décomposition de la nourriture non consommée (Timmons and Ebeling, 2007). Dans les biofiltres le NH_3 est converti en NO_2^- puis en nitrate (NO_3^-) suivant le processus de nitrification par des bactéries autotrophes, soit des bactéries qui utilisent le CO_2 comme source de carbone (C) (Chadwick et autres, 2010; Ebeling and Timmons, 2012).

Le NO_3^- est toxique pour le poisson à des concentrations beaucoup plus élevées que celles du NH_3 . Le NH_3 peut pénétrer la membrane cellulaire (Timmons and Ebeling, 2007) et est le composé azoté le plus toxique pour le poisson (Summerfelt and Vinci, 2008). Le NO_2^- pour sa part est le composé intermédiaire de la nitrification et est rapidement changé en NO_3^- dans un biofiltre adéquat. Toutefois, sa concentration dans le système doit être surveillée, car au-delà d'une certaine concentration, le transport de l' O_2 dans le sang peut être affecté (Timmons and Ebeling, 2007).

Les bactéries nitrifiantes croissent sur un médium humide, submergé ou suspendu dans la colonne d'eau (Summerfelt and Sharrer, 2004; Rakocy et autres, 2006). La capacité de traitement du biofiltre est très étroitement reliée à la superficie totale du médium où se dépose le film de bactéries (Graber and Junge, 2009; Ebeling and Timmons, 2012). Il existe en général deux types de biofiltre à film fixe, d'une part les biofiltres immergés qui permettent à la fois la nitrification, l'oxygénation des effluents et le dégazage du CO_2 (Graber and Junge, 2009) et les biofiltres submergés qui regroupent, entre autres, les filtres à sable sur lit fluidisé et les filtres à billes qui ne permettent pas l'oxygénation et le dégazage des effluents (Summerfelt and Sharrer, 2004). Dans le filtre à billes, des billes en polystyrène où se dépose le film de bactéries nitrifiantes flottent dans la colonne d'eau et les effluents sont déversés dans un débit descendant (Ebeling and Timmons, 2012). Dans les filtres sur lit fluidisé, le sable est le médium sur lequel croissent les bactéries et les effluents sont pompés de façon ascendante à travers ce médium pour la nitrification (Ebeling and Timmons, 2012). Ces filtres sur lits fluidisés maintiennent l'élimination de NH_3 élevée et des concentrations

basses de NO_2^- (Wolters et autres, 2009) et sont communément utilisés pour la culture de salmonidés dans les systèmes nord-américains à grande échelle (Ebeling and Timmons, 2012). Selon Crab et autres (2007), ce sont les biofiltres les moins dispendieux.

Si très peu d'eau est ajoutée quotidiennement au SAR la concentration de NO_3^- dans le système devient trop élevée et doit être réduite en N au moyen de la dénitrification (Timmons and Ebeling, 2007). Toutefois, bien que cette technologie permette de diminuer les effluents d'un SAR, elle est plus coûteuse que la gestion de ces effluents et est donc actuellement peu utilisée (Summerfelt and Vinci, 2008).

2.3.2 Ajustement des gaz et désinfection

Après son passage par le décanteur, par le filtre mécanique et par le biofiltre, l'eau doit être oxygénée et le CO_2 doit être retiré avant que cette eau retourne au bassin de culture (Summerfelt and Vinci, 2008). Lorsque des densités de stockage de plus de 60 kg/m^3 sont utilisées, soit dans des SAR commerciaux, un système d'oxygénation est employé pour permettre une sursaturation du débit d'eau afin d'offrir une eau suffisamment oxygénée (Ebeling and Timmons, 2012). Si les concentrations de CO_2 dans le bassin dépassent une certaine limite propre à l'espèce de poisson, des effets négatifs sur la santé du poisson peuvent survenir (Timmons and Ebeling, 2007). La concentration en CO_2 peut être ajustée au moyen d'une unité de dégazage ou encore en ajustant l'alcalinité du système par addition d'une base, tel le bicarbonate de soude (Timmons and Ebeling, 2007). La température de l'eau qui peut être contrôlée au moyen d'un système de chauffage/refroidissement est également un paramètre important. Elle doit être conservée à un niveau optimal pour la croissance du poisson (Timmons and Ebeling, 2007).

Finalement, avant la recirculation de l'eau dans le bassin de culture, il est possible, au besoin, de désinfecter l'eau au moyen d'un système ultraviolet (UV) ou encore par addition d'ozone (Ebeling and Timmons, 2012).

2.4 Gestion des biosolides captés

Afin de concentrer davantage les biosolides (ou boues) issus du système de décantation et du contre lavage des filtres, une seconde composante de décantation ou de filtration peut être utilisée. Le bassin de sédimentation est un système fréquemment employé pour concentrer et entreposer les biosolides. Une concentration des biosolides plus efficace peut être cependant obtenue à l'aide d'un filtre à bande inclinée (voir Figure 2.2) (Schipp and Gore, 2006; Summerfelt and Vinci, 2008) qui produit des biosolides ayant une composition en matières sèches de 8 à 12 % (N.-B. MAAP, 2010; Sharrer et autres, 2010). Selon Acierno et autres (2006), ce filtre est efficace pour soutirer les

MES lorsque le débit d'eau est faible. Un agent de floculation, tel l'alun, peut être ajouté avant l'entrée des effluents dans le filtre pour accélérer la sédimentation des solides (Summerfelt and Vinci, 2008). Cependant, les coûts à défrayer annuellement pour l'acquisition d'agents de floculation sont élevés, pouvant représenter près de 75 % des frais d'exploitation annuels du filtre à bande (Sharrer et autres, 2010).

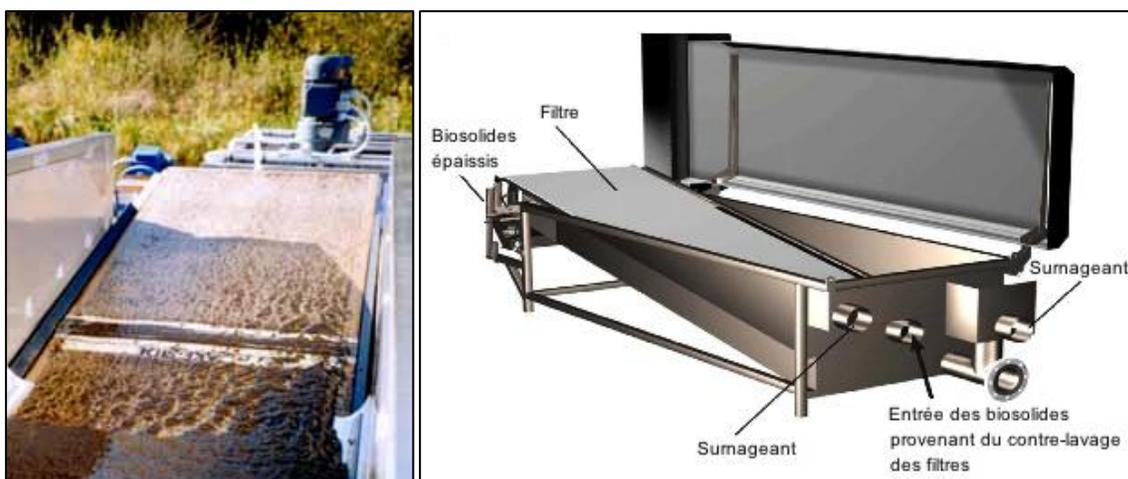


Figure 2.2 Filtre à bande (gauche) (Tiré de : Acierno et autres, 2006, p. 39) (Reproduction autorisée par Raffaele Acierno le 21 décembre 2012) et illustration de son fonctionnement (droite) (Traduction libre de : Sharrer et autres, 2010, p. 6635) (Reproduction autorisée par Steven Summerfelt le 20 décembre 2012).

Les boues issues du contre lavage des filtres peuvent également être injectées dans un bassin d'épaississement par gravité qui a un fonctionnement similaire au séparateur de débit radial (voir section 2.2.2) et qui permet d'obtenir des boues ayant une siccité de 9 %, soit similaire à celles du filtre à bande qui a toutefois un coût d'investissement deux fois plus élevé (Sharrer et autres, 2010). Une autre option pour l'épaississement des biosolides est le sac géotextile illustré à la Figure 2.3. Dans ce dernier système, l'eau draine à travers les pores du sac, alors que les matières solides demeurent à l'intérieur (Summerfelt and Vinci, 2008). Deux semaines suivant leur entrée dans le sac, la siccité des boues varie entre 18 et 22 %, leur concentration en phosphates est grandement diminuée et leur volume est réduit (Sharrer et autres, 2010). Bien que ce système permet d'obtenir des biosolides plus déshydratés que ceux du filtre à bande et du bassin d'épaississement, selon Sharrer et autres (2010), puisque les sacs doivent être régulièrement remplacés, les frais d'exploitation de ce système sont environ 14 fois plus élevés que ceux du filtre à bande et plus de 4 000 fois supérieurs aux frais d'exploitation du bassin d'épaississement par gravité. La Figure 2.4 résume les différentes étapes du traitement de l'eau en SAR, du bassin de culture à l'épaississement des biosolides captés, expliquées dans les sections 2.2 à 2.4.



Figure 2.3 Sac géotextile (Tiré de : Sharrer et autres, 2010, p. 6634) (Reproduction autorisée par Steven Summerfelt le 20 décembre 2012).

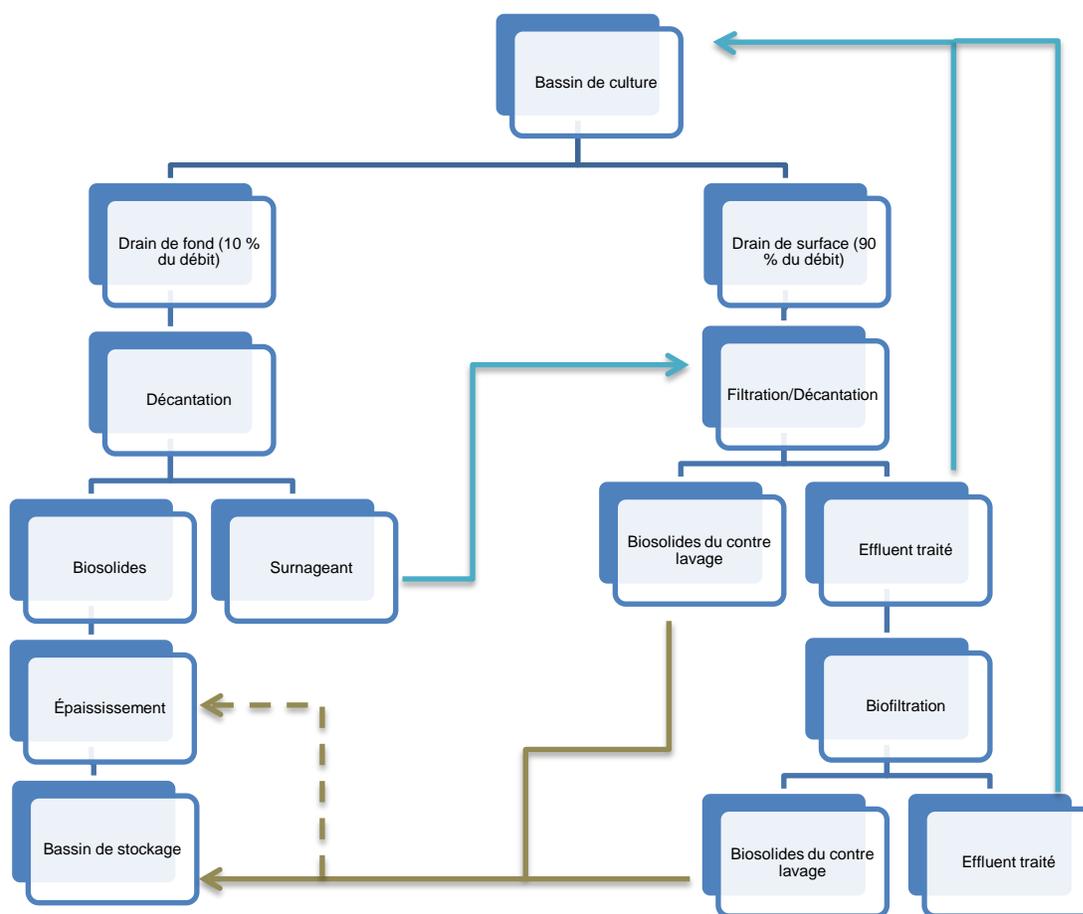


Figure 2.4 Étapes du traitement de l'eau en SAR (les flèches bleues représentent de l'eau et les flèches brunes des boues, une ligne pointillée est utilisée pour désigner que l'épauississement des boues n'est pas toujours effectué précédant le stockage en bassin).

Le système d'épaississement produit deux types de rejets, les boues épaissies et le surnageant (ou effluents traités). Il existe différentes options de gestion de ces rejets dont les principales sont résumées dans le diagramme de la Figure 2.5. Les boues peuvent être utilisées comme matière fertilisante en agriculture, soit par épandage direct dans un champ agricole ou suite à un compostage préalable (Summerfelt and Vinci, 2008; Ebeling and Timmons, 2012). Une valorisation énergétique des boues par digestion anaérobie peut également être envisagée (Acierno et autres, 2006; Mirzoyan et autres, 2010). Quant au surnageant du système d'épaississement, riche en nutriments, et au trop-plein du SAR ils doivent aussi être gérés de façon adéquate pour éviter la contamination des eaux de surface. Ces effluents peuvent être déversés dans un étang aéré ou un marais construit (Mirzoyan et autres, 2010), ou encore être épandus en champ agricole (Summerfelt and Vinci, 2008). Une culture intégrée, tels un système aquaponique ou une culture d'algues, peut également être utilisée pour traiter et valoriser les effluents d'un SAR (Rakocy et autres, 2006; Corey, 2011). Lorsque les SAR sont situés à proximité des centres urbains, il peut s'avérer plus pratique d'éliminer les effluents dans une station d'épuration locale plutôt que de les valoriser (Summerfelt and Vinci, 2008). Toutefois, puisque la composition des effluents d'un SAR diffère de celle des eaux usées municipales, le déversement dans les usines d'épuration est parfois prohibé (Mirzoyan et autres, 2010). Dans les sections suivantes, les différentes options de gestion des rejets d'un SAR sont décrites.

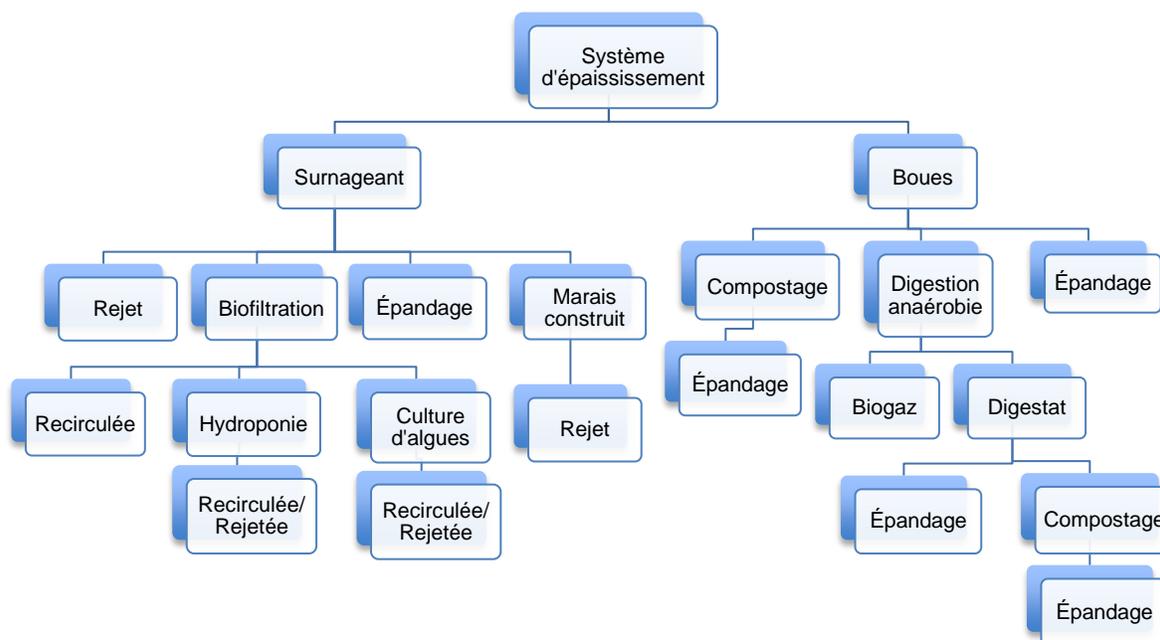


Figure 2.5 Options de gestion des boues et effluents d'un SAR.

2.4.1 Épandage agricole et compostage

L'épandage agricole est la méthode de gestion des rejets d'un système d'aquaculture la plus fréquemment employée (Adler and Sikora, 2005). Elle représente une option peu dispendieuse pour la valorisation des nutriments des rejets et permet de réduire l'usage d'engrais chimique sur les terres agricoles (Acierno et autres, 2006). Les boues d'un SAR riches en macronutriments azotés et phosphatés sont une excellente matière fertilisante. À l'exception de leur faible teneur en potassium, leur composition s'apparente à celle des fumiers d'origine agricole (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2002; Acierno et autres, 2006; Morin, 2012). La composition des boues doit être déterminée avant leur épandage. La concentration en nutriments disponibles pour les plantes doit être connue afin d'optimiser l'utilisation des boues comme matière fertilisante (Acierno et autres, 2006). Cette évaluation de la composition permet également de déceler la présence de métaux lourds ou de pathogènes qui peuvent limiter l'usage des boues comme matière fertilisante. Certains auteurs (Acierno et autres, 2006; Mirzoyan et autres, 2010) soutiennent que le potentiel d'épandage des boues issues d'un SAR dédié à l'élevage d'espèces marines est restreint puisque la salinité des boues peut affecter la structure des sols. Cependant, selon Schipp et Gore (2006), lorsque les boues sont étendues sur de grandes surfaces et mélangées à d'autres fertilisants le potentiel de salinisation du sol est grandement minimisé. De plus, si le contre lavage des filtres dans le SAR est effectué avec de l'eau douce, les boues résultantes ont une salinité moindre et leur épandage est sécuritaire (Acierno et autres, 2006). Cependant, en hiver, lorsque l'épandage n'est pas possible, les boues du SAR doivent demeurer entreposées dans le bassin de stockage. Cet entreposage en condition anaérobie réduit considérablement la teneur en nutriments des boues et donc leur valeur comme matière fertilisante (Adler and Sikora, 2005).

Le compostage des boues qui permet de stabiliser les nutriments et de réduire les pathogènes représente une autre option pour la gestion des boues d'un SAR (Adler and Sikora, 2005). Pour atteindre des températures thermophiles (entre 50 et 80°C) qui permettent la destruction des pathogènes, le taux d'humidité de la matière organique ne doit pas dépasser 60 % (Adler and Sikora, 2005). Le taux d'humidité des boues d'un SAR étant élevé, soit entre 78 et 98 % selon la technique d'épaississement utilisée, ces dernières doivent être considérablement déshydratées avant de pouvoir être compostées (Roque d'Orbcastel, 2009). Acierno et autres (2006) propose l'utilisation de sacs géotextiles pour augmenter la siccité des boues et permettre leur compostage. Cependant, cette déshydratation n'est pas toujours financièrement viable pour la ferme (Acierno et autres, 2006). De plus, pour permettre un compostage optimal, les boues doivent avoir un ratio C:N d'environ 25:1. En plus d'un taux d'humidité élevé, les boues ont un rapport C:N faible, soit d'environ 7,48 à la sortie d'un décanteur, et donc un pouvoir de fermentation peu élevé (Roque

d'Orbcastel, 2009). Un substrat carboné doit ainsi être utilisé pour augmenter la concentration en C des boues (Adler and Sikora, 2005). La paille de blé et les déchets verts dont le rapport C:N est respectivement de 90 et 35 sont de bons substrats carbonés d'appoint qui permettent également de réduire le taux d'humidité du compost (Roque d'Orbcastel, 2009). Adler et Sikora (2005) ont effectué le compostage de boues d'un SAR dédié à l'élevage de l'omble chevalier à des températures mésophiles, soit entre 10 et 40 °C sans déshydratation supplémentaire des boues. Ils ont utilisé une technique de compostage en couche alternant le dépôt de boues à l'ajout de paille de blé ou de sciure de bois pour augmenter la surface de contact et permettre une meilleure oxygénation du compost.

Le compostage en andains, où les matières à composter sont placées dans de longs tas, est le système de compostage à plus faible coût et est la méthode la plus utilisée pour le compostage sur la ferme (Criner et autres, 2001; Epstein, 2011). Adler et Sikora (2005) ont estimé qu'environ 0,4 hectare (ha) est nécessaire pour composter les boues de 446 tonnes d'omble chevalier. De plus, pour atteindre un ratio C:N de 20:1, la quantité de paille de blé utilisée (1 235 kg/ha/jour) était équivalente au taux quotidien d'application de boues, soit 1 022,5 kg de boues/ha (Adler and Sikora, 2005). Selon Roque d'Orbcastel (2009), la quantité de paille requise pour le compostage de boues liquides provenant d'un élevage d'animaux terrestres est moindre, soit environ une tonne de paille pour 12 à 14 m³ de boues (Roque d'Orbcastel, 2009). Le compostage de 1 000 kg de lisier de porc qui a une siccité et composition similaire à celle des boues d'un SAR nécessite un apport en paille de blé de 200 kg (Fleming and MacAlpine, 1999). Les systèmes de lombricompostage avec addition de carton peuvent également être employés pour traiter la matière organique ayant un taux d'humidité élevé (Marsh et autres, 2005).

2.4.2 Valorisation énergétique

La digestion anaérobie (ou biométhanisation), soit la dégradation de la matière organique en l'absence d'O₂, est une approche novatrice pour la gestion des biosolides en aquaculture. En effet, les premières utilisations expérimentales de cette technique datent des années 1990 dans le cas de l'aquaculture en eau douce et de 2004 pour ce qui est de l'aquaculture en eau saumâtre (légèrement à moyennement salée) (Mirzoyan et autres, 2010). De plus, il y a présentement peu d'exemples d'application de cette technique dans les SAR commerciaux (Van Rijn et autres, 2006). Toutefois, le traitement des effluents en condition anaérobie peut être préféré aux procédés de traitement aérobie, car il entraîne la production de biogaz (méthane (CH₄) et CO₂) et permet une valorisation énergétique des effluents, dans la mesure où le biogaz produit est récupéré (Gebauer, 2004; Mirzoyan et autres, 2010). Selon le processus de dénitrification, des bactéries anaérobies

réduisent le NO_3^- des boues en N en passant par divers composés intermédiaires et récupèrent ainsi l' O_2 pour la dégradation de la matière organique en CH_4 et CO_2 (Sharrer et autres, 2007).

Les principaux bioréacteurs utilisés en aquaculture sont le réacteur agité à alimentation continue (CSTR), le bioréacteur à membrane (BRM) et le digesteur anaérobie à flux ascendant (UASB) (Mirzoyan et autres, 2010). Dans le BRM, une filtration sur membrane permet de séparer les effluents traités des boues activées contenant les microorganismes nécessaires à la biodégradation. Dans le digesteur UASB, la couche de boues microbiennes est suspendue dans le réacteur et les effluents à traiter sont introduits vers le bas. Lorsque les effluents traités remontent à la surface, une paroi est utilisée pour conserver les boues microbiennes dans le réacteur (Sharrer et autres, 2007; Mirzoyan et autres, 2010). Contrairement aux deux autres systèmes, dans le CSTR les boues sont continuellement mélangées au moyen d'un agitateur à hélice (British Columbia Agricultural Research and Development Corporation (ArdCorp), 2011).

Tout comme dans le cas du compostage, l'ajout de sources externes de C est parfois nécessaire pour éviter une inhibition du processus de digestion (Mirzoyan et autres, 2010). De plus, selon Acierno et autres (2006), la concentration élevée en sodium des boues issues d'un SAR marin peut empêcher la production de CH_4 . Une telle inhibition du processus a été observée par Gebauer (2004) qui a testé la possibilité de traiter les effluents salés d'un SAR dans un réacteur CSTR. Sharrer et autres (2007) ont pour leur part obtenu une réduction de la matière solide et de N de plus de 90 % indépendamment de la salinité des effluents traités dans un BRM. Le bioréacteur UASB, utilisé par Tal et autres (2009) pour valoriser les boues d'un SAR ayant une salinité entre 15 et 17 ppt, est parvenu à convertir 60 % des solides en CH_4 .

Gebauer and Eikebrook (2006) ont utilisé un CSTR pour traiter les boues d'une écloserie de saumon de l'Atlantique. Leur étude a permis de conclure qu'en excluant l'énergie nécessaire au réchauffement des biosolides précédant la digestion anaérobie, le biogaz produit par le CSTR peut couvrir entre 4 et 8 % des besoins énergétiques de l'écloserie (Gebauer and Eikebrook, 2006). Dans le cas de Mirzoyan et autres (2010), la digestion anaérobie a généré assez de biogaz pour substituer 5 % de l'énergie requise au fonctionnement d'un SAR pour la culture de la dorade royale (*Sparus aurata*). Selon Acierno et autres (2006), jusqu'à 10 % de l'énergie requise à l'opération d'un SAR produisant annuellement entre 90 et 150 tonnes de truite-arc-ciel pourrait être obtenue par la digestion anaérobie des boues de la ferme. Toutefois, cette initiative requiert un investissement substantiel qui ne peut être justifié par la quantité de gaz produite à partir des effluents du SAR. Selon Acierno et autres (2006), la production de boues doit être au moins dix fois plus grande pour que cette option soit économiquement viable. Suivant la digestion, les effluents résiduels (le digestat) peuvent être utilisés comme amendement agricole (Tal et autres, 2009).

2.4.3 Marais construit

Les effluents (surnageant du bassin d'épaulement et trop-plein du SAR) d'un SAR peuvent être traités dans un marais construit (Roque d'Orbcastel, 2008; Sindilariu et autres, 2009). Les différentes composantes du marais construit, soit le substrat, les plantes et les microbes, participent à la dégradation et à l'assimilation des nutriments des effluents du SAR suivant des processus physico-chimiques, dont la décantation et la filtration, et des processus biologiques, tels que la nitrification, la dénitrification et l'absorption par les plantes (Sindilariu et autres, 2009; Idris et autres, 2012). Dans certains cas, les plantes produites peuvent être récoltées pour la valorisation énergétique (Idris et autres, 2012).

Il existe deux catégories principales de marais construit, soit le marais à écoulement en surface avec plantes émergentes qui a l'apparence d'un étang et le marais à écoulement sous la surface (Roque d'Orbcastel, 2008; Sindilariu et autres, 2009). Dans ce dernier, l'eau, qui peut être introduite horizontalement à une extrémité du marais ou verticalement sur l'ensemble de la surface du marais (Roque d'Orbcastel, 2008), est circulée à travers un substrat poreux planté (Idris et autres, 2012).

L'efficacité de traitement des effluents dans un marais construit dépend du type de marais et des plantes utilisées ainsi que des caractéristiques des effluents (Roque d'Orbcastel, 2008; Idris et autres, 2012). Toutefois, selon Sindilariu et autres (2009), l'efficacité de captage des nutriments dissous et des MES, dans un marais construit est d'environ 90 %. Miller et Semens (2002) soutiennent que des taux d'application de 30 kg de solides/m²/année entraînent une diminution de 95 % des solides totaux et une diminution de 80 à 90 % de N et du P total. Idris et autres (2012) ont observé des valeurs similaires, soit une diminution de N et du P de plus de 94 % et des MES de 67-87 %, pour leurs marais à écoulement horizontal alimentés par le surnageant du bassin de stockage d'un SAR.

En plus de leur capacité de rémédiation, les marais construits ont une valeur esthétique et peuvent fournir des habitats pour la faune (Acierno et autres, 2006). De plus, leurs frais d'exploitation et d'entretien sont bas (Mirzoyan et autres, 2012). Toutefois, leur mise en place requiert des superficies considérables qui ne sont pas toujours disponibles (Roque d'Orbcastel, 2008).

2.4.4 Aquaponie

L'aquaponie est l'intégration d'une culture de plantes suspendues dans un milieu aqueux (culture hydroponique) à un SAR pour l'élevage de poissons (Rakocy et autres, 2006; Graber and Junge, 2009). Dans ce système de culture intégrée, les eaux usées des bassins de poissons fournissent

les nutriments nécessaires à la croissance des plantes (Dediu et autres, 2012). En utilisant ces nutriments (NH_3 , NO_3^- , NO_2^- et P), les plantes traitent l'eau qui peut par la suite être recirculée dans le SAR (Endut et autres, 2010). Les rejets de l'aquaculture sont ainsi valorisés dans la production d'une seconde culture de laquelle des profits peuvent être tirés (Rakocy et autres, 2006).

Les effluents doivent être circulés dans un biofiltre pour la réduction de NH_3 en NO_3^- (les plantes ont une préférence pour ce composé) avant d'être dirigés vers le système hydroponique (Rakocy et autres, 2006). La culture de plantes en hydroponie peut être effectuée sur trois différents substrats, soit un lit de gravier/sable/agrégat, des plateaux flottants ou des films nutritifs (Nutrient Film Technique) (Diver, 2006; Rakocy et autres, 2006). Selon Lennard et Leonard (2006), la culture sur film nutritif est beaucoup moins efficace pour le captage des composés azotés que les techniques sur lit de gravier et sur plateaux flottants.

Plusieurs combinaisons de plantes et de poissons ont été testées en système aquaponique (Rakocy et autres, 2006). Le poisson le plus fréquemment élevé en aquaponie, particulièrement dans les systèmes commerciaux, est le tilapia (*Oreochromis spp.*). Toutefois, plusieurs autres poissons ont été cultivés en système aquaponique, dont la truite arc-en-ciel et l'omble chevalier (Diver, 2006; Rakocy et autres, 2006). Le choix de la culture végétale doit tenir compte de la concentration en nutriments dans les effluents des bassins de poissons et des besoins nutritionnels de la plante. Il faut également choisir une culture végétale qui permet d'obtenir un revenu considérable avec une superficie d'exploitation faible (Rakocy et autres, 2006). La laitue et les herbes culinaires croissent plus rapidement et ont une biomasse comestible plus considérable que les plantes à fruits, tels les tomates et les poivrons (Diver, 2006; Rakocy et autres, 2006). Dans un système aquaponique, la superficie de culture de poissons est habituellement moindre que celle nécessaire pour la culture des plantes. Le ratio de production de poissons comparativement à la production de plantes est de 7-8:1 (Graber and Junge, 2009; Endut et autres, 2010).

L'utilisation d'une culture hydroponique dans un SAR permet de réduire les effluents rejetés et de diminuer la consommation d'eau dans le système. En effet, les effluents des bassins hydroponiques peuvent être recirculés dans les unités de culture de poissons (Rakocy et autres, 2006; Dediu et autres, 2012). De plus, la ferme peut augmenter ses profits par la vente des plantes produites en hydroponie. Toutefois, ces systèmes nécessitent un investissement substantiel, une main-d'oeuvre qualifiée et la présence de marchés spécialisés (Rakocy et autres, 2006).

2.4.5 Culture d'algues

Dans le cas de SAR marins, la concentration en sel est trop élevée pour supporter des cultures hydroponiques et la biorémédiation des effluents peut être effectuée au moyen d'algues. Le trop-

plein du SAR ou encore le surnageant du système d'épaississement peuvent être utilisés pour la croissance d'algues (Schipf and Gore, 2006; Cahill et autres, 2010). Tout comme dans le cas de l'aquaponie, un SAR qui combine la culture de poissons et d'algues est un système intégré où les effluents provenant des bassins de poisson, riches en CO₂ et en composés azotés, sont valorisés par les algues qui assimilent ces nutriments tout en générant de l'O₂ (Acierno et autres, 2006; Metaxa et autres, 2006). Cette option pour la gestion des effluents liquides peut être intéressante dans la mesure où la biomasse d'algues produite a une valeur commerciale (Acierno et autres, 2006; Schnipp and Gore, 2006). De plus, l'algue choisie doit avoir un taux de croissance élevé, une résistance aux pathogènes (Acierno et autres, 2006), une bonne capacité d'assimilation des composés azotés et une capacité d'adaptation aux variations des conditions de culture (Schipf and Gore, 2006).

L'épuration des effluents d'un système d'aquaculture terrestre peut être effectuée par lagunage à haut rendement algal (LHRA). Dans ce type de système qui est surtout utilisé de manière expérimentale, les effluents contenant la culture d'algues sont continuellement mélangés et aérés (Acierno et autres, 2006). Comparativement à une unité de culture d'algues où l'eau est statique, le temps de rétention des effluents en lagunage est réduit et l'efficacité de captage des nutriments est considérablement augmentée. Selon Acierno et autres (2006), un système LHRA permet de récupérer en moyenne 70 % de N et 52 % du P des effluents. Toutefois, selon les saisons, d'importantes variations dans l'efficacité de traitement peuvent être observées (Acierno et autres, 2006; Corey, 2011). Dans le système expérimental de Pagand et autres (2000), entre 3 et 7 % du volume d'effluents (contre lavage des filtres et trop-plein) d'un SAR de 24 m³ était injecté dans un LHRA contenant différentes espèces d'algues vertes. Ce dernier a permis de capter en moyenne 60 % de N et du P, avec un minimum de 18 % en décembre et un maximum de 98 % en juillet (Pagand et autres, 2000). Puisque les algues ont une préférence pour le N sous forme d'ammonium ou NH₃ (Acierno et autres, 2006; Corey, 2011), elles peuvent participer à la biofiltration des effluents (Acierno et autres, 2006).

Cependant, tout comme l'aquaponie, la culture d'algues pour la biorémédiation des rejets nécessite de grandes superficies (Cahill et autres, 2010; Corey, 2011). Corey (2011), en réponse à son étude combinant la culture du petit goémon (*Palmaria palmata*) à la production de flétan de l'Atlantique du SAR de la compagnie Scotian Halibut en N.-É., a estimé qu'une superficie de culture d'algues de 20 000 à 23 000 m², soit entre 6,5 à 7,5 fois plus grande que celle utilisée pour la culture des poissons, est requise pour capter 50 % de N produite par 100 tonnes de flétan. Une augmentation de la densité de stockage des algues, à condition qu'elle ne réduise pas l'efficacité de traitement, pourrait permettre de diminuer la superficie nécessaire (Corey, 2011). Selon cet auteur, la vente des algues couvre les frais d'énergie pour l'agitation des cultures, sans toutefois rembourser les

coûts d'investissement et de main-d'œuvre. Toutefois, les bénéfices indirects associés à cette technique de biorémédiation, tels que l'augmentation du taux de recirculation de l'eau (Acierno et autres, 2006; Metaxa et autres, 2006) et la diminution des besoins de dégazage par colonne d'aération (puisque les algues captent le CO₂ dans l'eau) (Acierno et autres 2006; Corey, 2011) doivent être pris en compte. De plus, Corey (2011) soutient que si la ferme devait payer pour rejeter ses effluents, une telle technique de biorémédiation deviendrait rapidement rentable.

2.5 Sommaire

Dans un SAR, l'eau quittant les bassins de culture est tout d'abord passée dans un système de décantation et de filtration. Un cône de décantation et un filtre à tambour sont fréquemment employés pour le captage des MES. Les biosolides ainsi récupérés sont soit directement entreposés dans un bassin de stockage ou envoyés dans un système pour réduire leur volume et augmenter leur taux de siccité. Le bassin d'épaississement qui produit des boues ayant un taux de siccité de 9 % et un surnageant liquide est le système le moins coûteux. Les effluents qui quittent le système de décantation et de filtration du SAR doivent pour leur part être passés dans un filtre biologique pour la réduction du NH₃ et être oxygénés avant de pouvoir être recirculés dans le bassin de culture. Une portion de l'eau, le trop-plein, est rejetée et remplacée par de l'eau propre. Les nutriments des boues du bassin d'épaississement peuvent être valorisés par épandage ou encore par compostage avec un substrat carboné. La quantité de paille nécessaire au compostage de boues liquides est en moyenne entre une et 14 fois moindre que la quantité de boues compostée. Lors de la digestion anaérobie, une autre méthode de gestion des boues, la matière organique des boues est dégradée et entraîne la formation de biogaz qui peut être utilisé comme source d'énergie dans le SAR. En ce qui a trait au surnageant du système d'épaississement et au trop-plein du SAR, le traitement en marais construit constitue une des options de gestion. Les effluents peuvent également servir à la culture de plantes en aquaponie dans le cas d'un SAR d'eau douce ou encore à la culture d'algues lorsque l'eau du SAR est saumâtre-salée. Bien que ces systèmes permettent la production d'une seconde source de revenu, ils requièrent une superficie considérable soit environ sept fois supérieure à la culture de poissons. Dans le chapitre suivant, des exemples de SAR existants et leur méthode de gestion des rejets sont détaillés.

3 PRODUCTION ET GESTION DES REJETS DANS LES SAR EXISTANTS

Dans ce chapitre, les paramètres de production et les méthodes de gestion des déchets de différents SAR existants sont présentés. La première section traite de SAR pour la culture du saumon de l'Atlantique actuellement en opération ou en phase de construction. La deuxième section présente des SAR pour l'élevage d'autres salmonidés et la troisième partie du chapitre aborde les SAR marins. Ce chapitre permet de déterminer les méthodes de gestion des déchets d'un SAR qui sont les plus fréquemment employées.

3.1 Saumon de l'Atlantique

La culture du saumon de l'Atlantique en SAR est encore très expérimentale. Il y a en effet uniquement deux systèmes commerciaux actuellement en opération dans le monde, soit celui de BDV SAS en Normandie qui a une production annuelle autorisée de 420 tonnes et Yantai Salmon Farm gérée par Shandong Oriental Ocean Sci-Tech Co en Chine qui vise une production annuelle de 1 000 tonnes (Summerfelt, 2012a). En Amérique du Nord, bien qu'il existe plusieurs écloséries de saumon de l'Atlantique en SAR, le grossissement de cette espèce de saumon n'est présentement pas pratiqué en SAR à échelle commerciale. Toutefois, trois SAR pour l'élevage du saumon Coho sont actuellement en opération aux États-Unis (Summerfelt, 2012a). De plus, deux organismes américains, le Freshwater Institute en Virginie Occidentale et le National Cold Water Marine Aquaculture Center (NCWMAC) dans l'État du Maine, ont construit un SAR expérimental pour la culture du saumon de l'Atlantique. Dans le but d'optimiser les paramètres de croissance du saumon en SAR, le Freshwater Institute a entrepris trois essais de grossissement à petite échelle (Summerfelt and Waldrop, 2012). Le NCWMAC, fondé pour la recherche sur le saumon de l'Atlantique et autres poissons d'eau froide, désire mettre sur pied un programme de sélection pour la production de différentes lignées locales de saumon de l'Atlantique. Leur système prend donc en charge les différents stades de croissance du poisson, de l'œuf au saumon mature (Wolters et autres, 2009).

De plus, plusieurs SAR dédiés à l'élevage du saumon de l'Atlantique sont en construction ou en phase de planification au Canada, aux États-Unis, en Écosse, au Danemark et au Chili (Summerfelt, 2012a). Au Canada, la Première Nation 'N̄amgis construit actuellement un SAR au nord de l'île de Vancouver (Dinneen, 2012 ; Première Nation 'N̄amgis, 2012). Elle vise à optimiser la viabilité biologique, économique et technique d'un SAR pour la croissance du saumon de l'Atlantique et de déterminer les frais d'exploitation et les paramètres de production d'un système commercial (Première Nation 'N̄amgis, 2012). Cinq systèmes sont en phase de planification au Canada (Summerfelt, 2012a), dont Sustainable Blue en N.-É. (Roberts, 2012). Au Danemark, il y a deux fermes en construction à l'heure actuelle, celle de Danish Salmon AS qui envisage produire

2 000 tonnes annuellement et celle de la compagnie Langsand Laks AS (Holm, 2012; Summerfelt, 2012a) dont la construction a commencée en 2010. Leur système assure la croissance de l'œuf à la taille de vente sur le marché (Holm, 2012).

Une collecte d'informations a été effectuée sur six SAR dédiés à la culture du saumon de l'Atlantique en phase de grossissement. Pour ce faire, des entretiens téléphoniques ont eu lieu avec des responsables (propriétaire ou gérant de production) de ces six SAR, soit deux systèmes expérimentaux gérés respectivement par le Freshwater Institute (Summerfelt et autres, 2012) et le NCWMAC (Wolters et autres, 2009), le système de BDV SAS situé en Normandie en opération depuis six ans (Delcroix, 2012), le système de la Première Nation 'Namgis en C.-B., le SAR de la compagnie Langsand Laks AS au Danemark et le système en planification par Sustainable Blue en N.-É. (Roberts, 2012). Dans les sections qui suivent, la source d'eau et son taux de recirculation dans le système, les paramètres de production, les technologies utilisées pour le traitement de l'eau recirculé, la gestion des biosolides captés et la gestion des effluents sont respectivement abordés. Dans le cas du système planifié par Sustainable Blue, uniquement quelques paramètres de production anticipés sont mentionnés dans les sections qui suivent. Leur méthode de gestion des biosolides et des effluents est présentée dans la section 3.3 où est décrit leur SAR marin actuellement en opération pour l'élevage de dorade royale.

3.1.1 Source d'eau et taux de recirculation

Le taux de recirculation du débit d'eau des six SAR étudiés dépasse 97 % (Wolters et autres, 2009; Delcroix, 2012; Holm, 2012; Première Nation 'Namgis, 2012 ; Roberts, 2012; Summerfelt and Waldrop, 2012). Le taux de recirculation du système de BDV SAS est de 99 % (Delcroix, 2012), tandis que les deux systèmes expérimentaux et le SAR en construction par la Première Nation 'Namgis ont des taux de recirculation du débit variant entre 97,2 et 99,8 % (Wolters et autres, 2009; Première Nation 'Namgis, 2012 ; Summerfelt and Waldrop, 2012). Puisque le surnageant des bassins de décantation des biosolides du système de Sustainable Blue est recirculé suivant un traitement préalable dans un filtre biologique à sable et par ozonation, le taux de recirculation approche 100 % (Roberts, 2012). La situation est semblable pour Langsand Laks AS qui traite également le surnageant de son bassin de décantation par dénitrification et atteint ainsi un débit de recirculation d'environ 99,6 % (Holm, 2012).

La moitié des systèmes cultivent ou prévoient faire la culture du saumon en eau saumâtre, soit celui de BDV SAS qui utilise l'eau d'un aquifère côtier dont la salinité est d'environ 20 ppt (Delcroix, 2012), celui de Langsand Laks AS dont l'eau provient d'un fjord et a une salinité de 15 ppt (Holm, 2012), et celui de la Première Nation 'Namgis qui utilisera l'eau d'une nappe phréatique à 7 ppt

(Dinneen, 2012). Le Freshwater Institute a pour sa part recours à une source d'eau douce pour l'élevage du saumon dans son SAR expérimental (Summerfelt, 2012b). L'eau du système du NCWMCA provient de quatre différentes sources, soit une eau salée de la baie Tauton ainsi que différentes nappes phréatiques dont la salinité varie entre 0,3 et 18,2 ppt (Wolters et autres, 2009). Parmi les six systèmes explorés, seul Sustainable Blue envisage cultiver le saumon de l'Atlantique en eau salée. Cette eau proviendra de la baie de Fundy et aura une salinité entre 30 et 33 ppt (Roberts, 2012).

3.1.2 Paramètres de production

Le volume de culture des systèmes à l'étude varie entre 150 m³ pour le deuxième essai de croissance du Freshwater Institute (Summerfelt and Waldrop, 2012) et 5 400 m³ pour la croissance du saumoneau au saumon adulte dans le SAR de Langsand Laks AS (Holm, 2012). Le SAR de BDV SAS a pour sa part un volume de culture intermédiaire de 2 400 m³ (Delcroix, 2012), alors que le système géré par la Première Nation 'Namgis actuellement en construction aura un volume de culture similaire d'environ 2 500 m³ (Dinneen, 2012). Une fois les paramètres de production validés pour ce premier module, la construction de quatre autres modules est prévue pour atteindre un volume total de croissance d'environ 12 500 m³ (Première Nation 'Namgis, 2012). Le système du NCWMCA a un volume de culture total de 647 m³, dont environ 600 m³ sont dédiés à la culture du saumoneau jusqu'au saumon mature (Wolters et autres, 2009).

La densité de stockage maximale dans les bassins sera de 90 kg/m³ pour le système de la Première Nation 'Namgis (Dinneen, 2012) et de 100 kg/m³ dans le SAR de Langsand Laks AS (Holm, 2012). Cette valeur de stockage a été atteinte par BDV SAS et le Freshwater Institute (Delcroix, 2012; Summerfelt et autres, 2012). Cette densité est environ cinq fois supérieure à celle d'un système en filets ouverts où les poissons sontensemencés à des densités maximales de 20 kg/m³ comme mentionné dans le Chapitre 1 du présent rapport. La densité maximale dans le système du NCWMAC est de 40 kg/m³ (Wolters et autres, 2009).

Le seul système étudié actuellement en opération, BDV SAS, a une production autorisée de 240 tonnes (Delcroix, 2012). En ce qui a trait aux systèmes en phase de construction/planification, la production annuelle visée varie entre 350-450 tonnes pour Sustainable Blue (Roberts, 2012) et 1 000 tonnes pour Langsand Laks AS (Holm, 2012). La Première Nation 'Namgis envisage obtenir une production annuelle d'environ 470 tonnes pour le premier système. Lorsque les quatre autres modules seront construits et mis en opération la production totale sera de 2 000 à 2 500 tonnes par année (Première Nation 'Namgis, 2012). En ce qui a trait au système expérimental du Freshwater Institute, la production totale lors du deuxième essai était de 7 tonnes et ils envisagent récolter

entre 21 et 23 tonnes pour le troisième essai (Summerfelt et autres, 2012). Ces SAR ont des productions annuelles moindres que celles de sites d'aquaculture en cages qui varient entre 1 000 et 4 000 tonnes, tel que mentionné au Chapitre 1.

3.1.3 Technologies pour le traitement de l'eau recirculée

Le système utilisé par le NCWMCA a été conçu par le Freshwater Institute et fait donc usage des mêmes composantes pour le captage des MES et la biofiltration (Wolters et autres, 2009). Le débit d'eau quittant le bassin par le drain de fond est acheminé vers un séparateur de débit radial où la matière solide qui se ramasse à la base de la trappe à sédiments est éliminée de façon intermittente et dirigée vers un bassin d'épaississement par gravité. Le flux d'eau quittant le bassin par le drain de surface est acheminé avec le surnageant du séparateur de débit radial vers un filtre à tambour rotatif (Summerfelt, 2012b). Tous les SAR pour la culture du saumon explorés dans le cadre du présent rapport utilisent ou envisagent l'utilisation d'un filtre à tambour rotatif pour la filtration mécanique (Wolters et autres, 2009; Delcroix, 2012; Dinneen, 2012; Holm, 2012). Les composantes qui seront utilisées par Sustainable Blue n'ont pu être révélées (Roberts, 2012).

Dans les SAR du Freshwater Institute et de NCWMCA, le débit sortant du filtre à tambour est entraîné vers un filtre biologique à lit fluidisé suivi d'une unité de dégazage du CO₂ et d'un système d'oxygénation (Wolters et autres, 2009; Summerfelt and Waldrop, 2012). Dans les systèmes de BDV SAS et de la Première Nation 'N̄amgis, la biofiltration est également effectuée sur lit fluidisé (Delcroix, 2012; Dinneen, 2012), tandis que Langsand Laks AS utilise un filtre biologique submergé, mais dont le lit est statique (Holm, 2012).

Les variantes entre les différents systèmes sont surtout au niveau de l'épaississement des boues issues des décanteurs et du contre lavage des filtres. Les boues obtenues lors du contre lavage du filtre à tambour du Freshwater Institute rejoignent les solides à la base du séparateur de débit radial dans un bassin d'épaississement par gravité (similaire au cône de décantation) (Summerfelt and Waldrop, 2012). Ce système capte environ 92 % des MES (Summerfelt, 2012b). Les biosolides produits par le contre lavage des systèmes de filtration du SAR de la Première Nation 'N̄amgis seront transférés dans un cône de décantation pour l'épaississement (Dinneen, 2012) alors que le système de Langsand Laks AS utilise un décanteur suivi d'un filtre à bande pour déshydrater les biosolides avant de les transférer vers un bassin de stockage (Holm, 2012a). Le NCWMCA utilise également un filtre à bande pour déshydrater ses biosolides avant de les entreposer dans un réservoir de stockage (Wolters et autres, 2009). Des agents de floculation sont employés pour accélérer le processus de sédimentation des MES dans les systèmes de Langsand Laks AS et du NCWMCA (Wolters et autres, 2009; Holm, 2012). Le contre lavage des filtres à tambour rotatif de

BDV SAS est effectué avec de l'eau douce pour diminuer le taux de salinité dans les boues de 15-20 ppt à 2-5 ppt. Le contre lavage est directement dirigé vers le bassin de stockage sans épaulement préalable (Delcroix, 2012).

3.1.4 Composition et gestion des biosolides captés

Les boues produites par les systèmes de BDV SAS, de Langsand Laks AS et du Freshwater Institute ont une siccité maximale de 9-10 % et sont composées majoritairement de P et de N (Delcroix, 2012; Holm, 2012; Summerfelt, 2012b). Les boues de BDV SAS, du Freshwater Institute et du NCWMAC sont pompées du bassin de stockage pour être utilisées hors site comme fertilisant agricole sur des cultures en rang (Delcroix, 2012; Summerfelt, 2012b).

Les déchets solides générés par le système de la Première Nation 'Namgis seront compostés hors site dans une plateforme de compostage « sea soil » (Dinneen, 2012). Une fois leur SAR en activité, ils envisagent également d'étudier la faisabilité d'un projet de digestion anaérobie des déchets solides pour la production de biogaz (Première Nation 'Namgis, 2012). Ces deux options ont été étudiées par BDV SAS, toutefois il s'est avéré que le volume de boues n'était pas assez conséquent pour la biométhanisation et que la siccité des boues récupérées était trop faible pour le compostage (Delcroix, 2012). Langsand Laks AS est l'unique ferme étudiée qui envoie ses biosolides vers une usine de biométhanisation (Holm, 2012).

Selon le volume du système et la densité de stockage, la quantité de nourriture fournie quotidiennement varie entre 67 kg pour le SAR du NCWMA (Wolters et autres, 2009) et environ 3 200 kg pour Langsand Laks AS (Holm, 2012). BDV SAS fournit environ 1 000 kg de nourriture quotidiennement aux poissons de son SAR (Delcroix, 2012), tandis que la Première Nation 'Namgis a estimé que 1 700 kg/jour de nourriture sera nécessaire (Dinneen, 2012). Dans le système expérimental du Freshwater Institute, lors des essais de grossissement, entre 80-100 kg de nourriture par jour est donnée aux saumons (Summerfelt, 2012b). Il faut toutefois noter que ce sont des valeurs maximales qui varient au cours du cycle de production selon la taille du poisson et la température de l'eau. Selon les systèmes étudiés, entre 10 et 22 % de la nourriture donnée est récupérée en biosolides (matière sèche) (Delcroix, 2012; Summerfelt, 2012b). La quantité de biosolides produits quotidiennement par les systèmes varie entre 17 kg pour le Freshwater Institute (Summerfelt, 2012b) et environ 448 kg pour Langsand Laks AS (Holm, 2012).

3.1.5 Gestion des autres effluents

En ce qui a trait au surnageant du bassin de stockage et au trop-plein du SAR, dans le cas de BDV SAS ils sont dirigés vers un marais construit dont la végétation permet une assimilation des

nutriments. Les plantes sont récoltées à l'automne et sont envoyées vers une plateforme de compostage (Delcroix, 2012). La Première Nation 'N̄amgis envisage déverser le trop-plein de son système, 20 % de l'eau qui passe par le filtre biologique par jour, dans un bassin d'infiltration où l'eau percolera lentement dans le sol (Dinneen, 2012). Ils désirent également étudier la possibilité d'utiliser les effluents pour la culture de légumes en aquaponie (Première Nation 'N̄amgis, 2012).

Le surnageant produit par les SAR du Freshwater Institute et du NCWMAC, qui a encore un faible pourcentage de solides, et le trop-plein du système sont dirigés vers un filtre à tambour rotatif, suivi de barrières d'exclusion à poisson et d'un système UV, pour finalement être déversés dans le milieu naturel (Wolters et autres, 2009; Summerflet, 2012).

Le flux d'eau sortant du décanteur de Langsand Laks AS est traité dans un système de dénitrification. Une portion du débit du système de dénitrification est redirigée vers les bassins de culture, tandis que le reste est injecté dans un bassin où des agents de floculation accélèrent la sédimentation des MES et la déphosphorisation. Les effluents sont par la suite désinfectés à l'aide d'un système UV avant d'être déversés dans le fjord (Holm, 2012).

3.2 Autres salmonidés

Traditionnellement, les salmonidés étaient cultivés en bassin rectangulaire où l'eau était recyclée en s'écoulant d'un bassin à l'autre. Toutefois, dans la dernière décennie, afin de diminuer les besoins en eau et d'augmenter l'efficacité de la gestion des rejets, un SAR a été conçu pour la culture des salmonidés (Summerfelt et autres, 2004). En Amérique du Nord, l'élevage de l'omble chevalier et de la truite arc-en-ciel peut être pratiqué en SAR en circuit partiellement ou complètement recirculé. Les sections qui suivent présentent la source d'eau, le taux de recirculation, les paramètres de production et les particularités du système de traitement et de gestion des rejets de trois fermes cultivant des salmonidés en SAR. Un SAR destiné à la culture de la truite arc-en-ciel au Québec, soit la Ferme Piscicole des Bobines en exploitation depuis 1989 à East Hereford utilisant un système partiellement recirculé (Roy, 2012), est présenté. Les particularités de la ferme Nova Scotia Arctic Charr qui élève l'omble chevalier en circuit complètement recirculé et d'une ferme cultivant le saumon Coho pour la vente et pour la production de géniteurs, dont l'identité ne peut être dévoilée (Anonyme, 2012), sont également abordées dans les sections qui suivent.

3.2.1 Source d'eau et taux de recirculation

Les trois systèmes utilisent de l'eau douce provenant d'une nappe phréatique (Anonyme, 2012; Roy, 2012; Spencer, 2012). Le taux de recirculation du débit de la ferme cultivant le saumon Coho

est de 99 % (Anonyme, 2012), alors que celui de la ferme de Nova Scotia Arctic Charr varie entre 98,8 et 99,8 % (Spencer, 2012). Le système de traitement de la Ferme Piscicole des Bobines ne comprenant pas de composante de biofiltration, un pourcentage plus faible d'eau est recirculé dans le SAR, soit environ 87 %. Ainsi, un plus important volume d'eau doit être quotidiennement ajouté au système pour diluer les composés azotés nocifs pour le poisson (Roy, 2012).

3.2.2 Paramètres de production

Le volume de culture des systèmes étudiés varie entre 800 m³ répartis en cinq bassins pour la ferme de saumon Coho (Anonyme, 2012) et 3 050 m³ pour la Ferme Piscicole des Bobines (Roy, 2012). Ce dernier volume inclut les bassins de croissance des juvéniles (total de 250 m³), le volume de croissance pour la phase de pré-engraissement (total de 600 m³) et les bassins de grossissement (total de 2 200 m³) (Roy, 2012). Le SAR de Nova Scotia Arctic Charr compte 11 bassins de 26 à 175 m³ pour un volume total de 1 000 m³ (Spencer, 2012).

La densité de stockage est en moyenne de 65 kg/m³ dans les différents bassins de la ferme de saumon Coho et peut atteindre 85 kg/m³ (Anonyme, 2012), alors que la densité varie entre 80 et 100 kg/m³ dans le SAR des Bobines (Roy, 2012) et entre 75 et 160 kg/m³ pour Nova Scotia Arctic Charr (Spencer, 2012).

La production annuelle est de 260 tonnes pour Nova Scotia Arctic Charr (Spencer, 2012). La ferme de saumon Coho et la Ferme Piscicole des Bobines ont pour leur part des productions annuelles respectives de 182 et 210 tonnes (Anonyme, 2012; Roy, 2012).

3.2.3 Technologies pour le traitement de l'eau recirculée

Dans le SAR de la Ferme Piscicole des Bobines, les effluents quittant le drain de fond sont dirigés vers un cône de sédimentation situé à proximité des bassins. Le surnageant du cône et le reste du débit d'eau qui quitte le bassin de culture par une ouverture en surface sont injectés dans un filtre à tambour rotatif (Roy, 2012). La ferme de saumon Coho utilise également un filtre à tambour pour capter les particules solides (Anonyme, 2012). Le captage des MES dans le système de Nova Scotia Arctic Charr se fait d'abord par séparateur hydrocyclone puis dans un filtre à sable (Spencer, 2012). Dans les SAR respectifs de la ferme de saumon Coho et Nova Scotia Arctic Charr, le débit sortant des filtres est circulé dans un biofiltre pour la nitrification (Spencer, 2007; Anonyme, 2012). Le contre lavage du filtre à tambour de la Ferme Piscicole des Bobines est dirigé vers un cône de sédimentation alors que les effluents traités par le filtre à tambour sont soit recirculés dans le système sans biofiltration préalable ou rejetés (Roy, 2012).

3.2.4 Composition et gestion des biosolides captés

La quantité moyenne de nourriture donnée aux poissons sur une base quotidienne dans les différentes fermes de salmonidés étudiées est très similaire. Pour la Ferme Piscicole des Bobines, selon la saison, entre 300 et 1 000 kg de nourriture est donné aux poissons quotidiennement (Roy, 2012), alors que la quantité moyenne de nourriture utilisée dans le SAR de Nova Scotia Arctic Charr est d'environ 400 kg par jour (Spencer, 2012). Dans la ferme de saumon Coho, un total de 220 000 kg de moulée est fournie aux poissons annuellement, soit approximativement 600 kg par jour (Anonyme, 2012).

Dans la Ferme Piscicole des Bobines, les biosolides de la filtration/décantation sont dirigés vers deux autres cônes de sédimentation dans un bassin conjoint pour l'épaississement. Une conduite dans le fond du bassin et un racleur de surface récupèrent les boues qui sont alors dirigées vers une fosse en ciment pour le stockage. Les boues de la fosse sont pompées et étendues sur un champ adjacent aux bâtiments de la ferme pour la culture du foin. Une ferme bovine à proximité récupère également les boues pour la culture du foin. Selon Roy (2012), le système produit environ 400 000 L de boues annuellement dont la siccité est d'environ 20 %. La Ferme Piscicole des Bobines en collaboration avec le Ministère de l'Agriculture, Pêcheries et Alimentation du Québec a étudié la possibilité de composter les boues sur le site. Cette option requiert la mise en place de technologies additionnelles pour augmenter la siccité des boues qui pour l'instant n'est pas viable. Pour ce qui est de la valorisation énergétique, cette dernière est trop dispendieuse pour la quantité de boues générée (Roy, 2012).

Les biosolides provenant du SAR pour la culture de saumon Coho ne sont actuellement pas épaissis. La ferme qui produit environ 120 kg de matière solide (matière sèche) quotidiennement, soit 20 % de la nourriture donnée aux poissons, voudrait mettre en place des cônes de sédimentation afin d'épaissir les biosolides à 10 % (matière sèche) pour la valorisation agricole (Anonyme, 2012).

Le contre lavage des filtres à sable et les biosolides accumulés dans le séparateur hydrocyclone du système de Nova Scotia Arctic Charr ne sont pas épaissis et sont dirigés vers une serre pour la culture de plantes ou déversés dans le système d'égout municipal (Spencer, 2012).

3.2.5 Gestion des autres effluents

Dans la Ferme Piscicole des Bobines, le surnageant du bassin de stockage des boues est envoyé vers un bassin fermé comprenant un agitateur où se fait l'injection de chaux qui permet de hausser le pH à 10 et de stabiliser les phosphates. Les effluents traités sont dirigés vers un autre bassin

avant d'être évacués avec le trop-plein du système dans un cours d'eau avoisinant (Roy, 2012). Les effluents de la ferme de saumon Coho, soit le trop-plein des bassins et le contre lavage des filtres à tambour dont le pourcentage de solides est de 0,1 % sont dirigés vers une série de cinq bassins de sédimentation. Les effluents circulent d'un bassin à l'autre pour finalement être déversés dans un cours d'eau. Lorsqu'ils vont mettre en place des cônes de sédimentation pour accueillir les effluents qui sont actuellement déversés dans les cinq bassins de sédimentation, ils aimeraient utiliser un marais construit pour traiter le surnageant de ces cônes (Anonyme, 2012).

3.3 Systèmes marins

En Amérique du Nord, la majorité des SAR en eau salée sont des écloseries. Ces dernières élèvent le poisson de l'œuf au juvénile qui est par la suite ensemencé dans un site de grossissement en mer (Blacheton et autres, 2007). Dans le but d'obtenir des exemples de gestion des effluents dans un système utilisant de l'eau salée, une collecte d'information a été effectuée sur trois SAR dédiés à la culture d'espèces marines. Pour ce faire, des entretiens téléphoniques ont eu lieu avec les responsables (propriétaire ou gérant de production) de trois SAR marins, soit le SAR de Sustainable Blue dédié au grossissement de la dorade royale et deux écloseries gérées par Sable Fish Canada à Salt Spring Island en C.-B. et Scotian Halibut à Clark's Harbour en N.-É. qui font respectivement la culture de la morue charbonnière (*Anoplopoma fimbria*) et du flétan de l'Atlantique (*Hippoglossus hippoglossus*). Scotian Halibut est aussi propriétaire d'une nourricerie pour l'élevage de stocks de géniteurs à Wood's Harbour (Corey, 2012). Les sources d'eau, les paramètres de production, et les spécificités du système de traitement et de gestion des effluents de ces trois SAR sont abordés dans les sections qui suivent.

3.3.1 Source d'eau et taux de recirculation

L'eau utilisée dans les SAR pour la culture de la dorade royale et du flétan de l'Atlantique provient de baies adjacentes et à une salinité entre 30 et 33 ppt (Corey, 2012; Roberts, 2012). L'eau d'une nappe phréatique alimentée par l'eau salée du Détroit de Georgie est utilisée dans le système de Sable Fish Canada. La salinité moyenne de cette source est de 25 ppt (Schultz, 2012). Le taux de recirculation du débit d'eau dans les trois SAR est supérieur ou égal à 95 % (Corey, 2012; Roberts, 2012; Schultz, 2012).

3.3.2 Paramètres de production

Le volume de culture des systèmes marins étudiés varie entre 420 m³ pour le système de Sable Fish Canada, soit 220 m³ pour la croissance de géniteurs et 200 m³ pour la croissance de juvéniles,

et 4 000 m³ pour l'élevage du flétan chez Scotian Halibut (Corey, 2012; Schultz, 2012). Le SAR de Sustainable Blue a pour sa part un volume de 1 000 m³ (Roberts, 2012).

La densité de stockage des dorades royales dans les bassins de Sustainable Blue est d'environ 85 kg/m³ (Roberts, 2012). Cette densité est de beaucoup moindre dans les écloseries, soit d'environ 10 kg/m³ pour Sable Fish Canada (Schultz, 2012) et de 15 à 40 kg/m³ pour Scotian Halibut (Corey, 2012).

Le SAR de Sustainable Blue produit approximativement 100 tonnes de dorade royale sur une base annuelle (Roberts, 2012). Sable Fish Canada produit entre 200 000 et 600 000 de morues charbonnières pesant entre 10 et 20 g pour une production annuelle moyenne de 6 tonnes (Schultz, 2012). Le SAR de Scotian Halibut fait l'élevage de 50 000 à 100 000 poissons par année et la capacité totale de leur système en terme de biomasse est de 100 à 120 tonnes par année (Corey, 2012).

3.3.3 Technologies pour le traitement de l'eau recirculée

Les composantes du système utilisées pour capter et épaissir les biosolides, ainsi que pour traiter les MES dissous dans le SAR de Sustainable Blue ne peuvent être dévoilées (Roberts, 2012). Le débit d'eau sortant des bassins de Sable Fish Canada est filtré par deux filtres à tambour rotatif en série. Les effluents sont par la suite dirigés vers un filtre à bille pour la biofiltration et par la suite dans un écumeur pour soutirer les particules solides fines. L'eau est passée en boucle entre ces deux composantes trois fois (Schultz, 2012). Scotian Halibut utilise également un écumeur pour capter les particules fines. Toutefois, dans ce SAR les MES sont captés par un séparateur hydrocyclone plutôt qu'un filtre mécanique, et la biofiltration est effectuée au moyen d'un filtre à sable sur lit fluidisé (Corey, 2012).

3.3.4 Composition et gestion des biosolides captés

Dans les trois SAR étudiés, la quantité moyenne de nourriture fournie aux poissons varie entre 100 kg pour Sable Fish Canada (Schultz, 2012) et 200 kg dans le système de Sustainable Blue (Roberts, 2012). La quantité maximale de nourriture utilisée par Scotian Halibut est de 250 kg/jour (Corey, 2012).

Sable Fish Canada entrepose directement les biosolides issus du contre lavage de ses filtres dans un bassin de sédimentation sans épaississement préalable (Schultz, 2012). Les biosolides qui décantent dans le fond du bassin de sédimentation de Sustainable Blue sont pompés et valorisés par épandage agricole. Roberts (2012) affirme que la salinité des biosolides n'est pas un problème

pour la valorisation agricole, car les agriculteurs étendent les boues sur de grandes surfaces et les mélangent à d'autres engrais. Les biosolides de Sable Fish Canada qui ont une siccité de 10 % sont pour leur part envoyés vers une plateforme de compostage (Schultz, 2012).

3.3.5 Gestion des autres effluents

Dans la ferme de Sustainable Blue, le surnageant du bassin de sédimentation est dirigé vers un filtre biologique à sable puis traité à l'ozone pour être recirculé dans le SAR (Roberts, 2012). Le surnageant du bassin de stockage des biosolides de Sable Fish Canada est rejeté avec le trop-plein des bassins de culture suite à une filtration par filtre à tambour rotatif et une addition de peroxyde d'hydrogène pour la désinfection (Schultz, 2012). Le contre lavage des filtres et le trop-plein des bassins de Scotian Halibut sont rejetés dans une baie adjacente à la ferme. Corey (2011) a récemment effectué une étude sur la biorémédiation des effluents par la culture d'algues dans le SAR. Les conclusions de son étude ont démontré que ce n'est pas une option viable pour la ferme, car la quantité d'énergie et les superficies de culture d'algues requises pour capter 50 % des composés azotés sont trop élevées. De plus, l'évaluation régulière du site de rejet des effluents n'a révélé aucun impact négatif (Corey, 2012).

3.4 Sommaire

Le Tableau A1.1 présenté dans l'Annexe 1 résume les différents paramètres de production des SAR étudiés. Un sommaire des systèmes utilisés pour le captage et l'épaississement des biosolides de ces SAR, ainsi que des méthodes pour la gestion de ces biosolides et des autres effluents du SAR est présenté dans le Tableau A1.2 (Annexe 1). Les SAR étudiés ont tous des productions annuelles de moins de 500 tonnes, à l'exception des SAR respectifs de Langsand Laks AS et de la Première Nation 'N̄am̄gis qui visent des productions annuelles de 1 000 tonnes et plus. Dans la majorité des SAR un filtre à tambour est utilisé pour le captage des MES et plus de la moitié des SAR pour la culture de salmonidés (saumon de l'Atlantique inclus) utilisent soit un cône de sédimentation ou un filtre à bande pour l'épaississement des biosolides du SAR. Parmi les 11 SAR étudiés, la moitié valorise les boues produites par leur SAR par épandage agricole. Pour ce qui est de la gestion des effluents des SAR, trois méthodes sont communément utilisées, soit le rejet direct en milieu naturel, le traitement en marais construit ou le traitement par filtration et désinfection.

4 ÉTUDE DE CAS : SCÉNARIOS DE GESTION DES BOUES ET DES EFFLUENTS

Ce chapitre débute par la présentation du SAR proposé pour l'étude de cas sur la gestion des boues et des effluents. Les caractéristiques de ce SAR hypothétique destiné à la culture du saumon de l'Atlantique sont issues principalement du modèle proposé par Chadwick et autres (2010), basé sur le concept développé par la firme norvégienne AquaOptima, mais s'appuient également sur la revue littéraire du Chapitre 2 et sur les exemples de SAR présentés au Chapitre 3. Par la suite, le système de traitement de l'eau recirculée dans le SAR à l'étude est expliqué et le calcul de la quantité et de la composition des boues et des effluents produits est détaillé. Suivant la caractérisation des boues et des effluents du SAR, les cinq scénarios retenus pour la gestion de ces rejets sont élaborés. Finalement, les critères économiques, environnementaux et sociaux, ainsi que la méthodologie proposée pour l'analyse des différents scénarios sont présentés.

4.1 Description du SAR hypothétique étudié

Dans les sections qui suivent, les caractéristiques principales du SAR à l'étude, soit l'emplacement proposé, les paramètres de production, et la quantité de nourriture donnée, sont spécifiées.

4.1.1 Emplacement

La revue de SAR existants au Chapitre 3 a permis de constater que la majorité des SAR actuellement en opération, construction ou planification pour la culture du saumon de l'Atlantique sont situés à proximité d'une baie et utilisent une eau saumâtre provenant d'un aquifère. Le SAR proposé pour la présente étude de cas est donc situé à proximité de la baie de Fundy à Newport en N.-É. (voir Figure A2.1 dans l'Annexe 2) et puise son eau saumâtre (15 ppt) dans un aquifère. Newport est situé à environ 80 km d'Halifax dans la municipalité de West Hants où se trouve le SAR de Sustainable Blue étudié au Chapitre 3.

En 2011, selon le recensement de l'agriculture (Statistique Canada, 2012), il y avait un total de 125 fermes dans la municipalité de West Hants avec une aire de culture moyenne de 41,3 ha chacune. La majorité de l'agriculture dans cette municipalité est concentrée autour de Windsor, soit environ 15 km de l'emplacement proposé pour l'étude de cas (N.-É. Agriculture, 2010).

4.1.2 Paramètres de production

Les paramètres de production du SAR s'appuient sur ceux proposés par Chadwick et autres (2010) pour la culture du saumon de l'Atlantique en SAR. La majorité des SAR en activité voués à la culture de salmonidés présentés au Chapitre 3 ont une production annuelle variant entre 200 et 400 tonnes. Toutefois, les SAR pour la culture du saumon de l'Atlantique actuellement en stade de

construction ou de planification visent une production similaire à celle des élevages en système ouvert, soit environ 2 500 tonnes sur un cycle de 2 ans pour une production annuelle de 1 250 tonnes (Chadwick et autres, 2010). Bien que la viabilité de ces SAR à échelle commerciale ne soit pas démontrée, la production annuelle du SAR à l'étude est basée sur celle du modèle de Chadwick et autres (2010), soit une production de 1 250 tonnes/année.

S'appuyant sur les données de Chadwick et autres (2010), le volume de culture du SAR à l'étude est de 10 500 m³ séparé en 21 bassins de 500 m³ (superficie de 13 200 m², chaque bassin a un diamètre de 15,36 m et une profondeur de 3 m). Le taux de recirculation de l'eau dans le SAR est pour sa part d'environ 98 %. Puisque le débit total dans chaque bassin est de 19 873 L/min, le débit recirculé est de 19 456 L/min par bassin et de 408 576 L/min dans le SAR (21 bassins) et le débit d'eau ajouté au SAR est de 8 750 L/min. Il est à noter que bien que les données de Chadwick et autres (2010) sont utilisées dans la présente étude de cas, leur faisabilité technique n'est pas démontrée. En effet, il n'est pas certain que le débit d'eau de recharge respecte le taux de prélèvement maximal de l'aquifère.

4.1.3 Quantité de nourriture donnée aux poissons

La quantité de nourriture donnée aux poissons dans le SAR à l'étude est en moyenne de 3 833 kg par jour. Dans leur modèle, Chadwick et autres (2010) ont estimé la quantité de nourriture utilisée mensuellement selon la biomasse présente dans le système. La ration mensuelle de nourriture est d'environ 115 000 kg, soit 3 833 kg par jour. Cet estimé s'apparente à la quantité utilisée par le SAR de Landsang Laks AS présenté au Chapitre 3 (3 200 kg pour une production annuelle de 1 000 tonnes).

4.2 Système de traitement de l'eau recirculée et caractérisation des rejets du SAR

Les composantes du système de traitement pour le SAR à l'étude sont celles habituellement utilisées dans un SAR pour la culture de salmonidés (voir Chapitres 2 et 3) et celles proposées par Chadwick et autres (2010). Les effluents quittant par le drain de fond d'un des bassins de culture du SAR à l'étude sont acheminés vers un cône de sédimentation (il y a un cône par bassin, soit un total de 21). Le débit quittant le cône est par la suite dirigé vers un filtre à tambour rotatif (il y a un filtre pour trois bassins, soit un total de sept) qui traite également le débit quittant le drain de surface. Les effluents traités du filtre à tambour sont pour leur part acheminés vers un biofiltre. Environ 98 % des effluents traités par le biofiltre retournent vers les bassins de culture alors que 2 % sont rejetés (le trop-plein). Les boues accumulées dans les cônes de sédimentation et le contre lavage des filtres sont envoyés vers des bassins d'épaississement par gravité, l'option la

plus économique pour augmenter le taux de siccité des boues (Sharrer et autres, 2010). Le bassin d'épaississement produit deux types de rejet, soit des boues et un effluent liquide, le surnageant.

Dans les sections qui suivent, la quantité des différents rejets du SAR à l'étude, soit les boues et le surnageant du bassin d'épaississement et le trop-plein du SAR, est estimée. La salinité et la composition en MES des différents rejets sont également détaillées. La Figure 4.1 illustre les différentes composantes du SAR à l'étude.

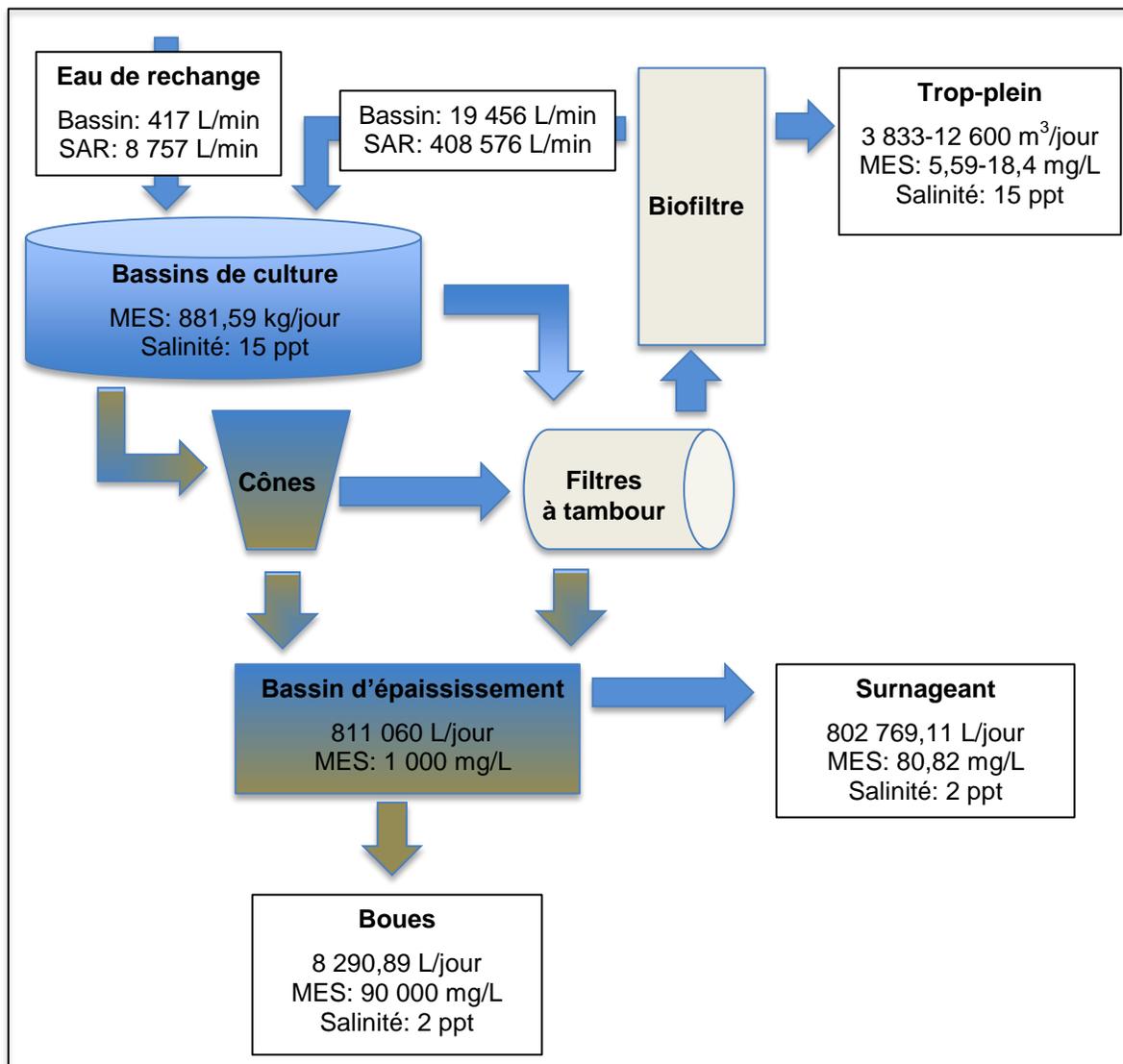


Figure 4.1 Composantes du système de traitement de l'eau du SAR à l'étude et caractérisation des boues, du surnageant et du trop-plein en terme de quantité produite quotidiennement, salinité et concentration en MES.

4.2.2 Quantité et composition des boues et du surnageant

Il est estimé qu'environ 8 290,89 kg de boues (volume de 8 290,89 L) avec une concentration en MES de 90 000 mg/L sont produits par jour, soit environ 3 026,17 tonnes de boues par année.

En effet, dans le SAR à l'étude environ 811,06 kg de MES dans un débit de 811 060 L (concentration de 1 000 mg/L) sont acheminés quotidiennement vers le bassin d'épaississement. La quantité de MES produite dans un SAR voué à la culture de salmonidés varie entre 21,6-22,7 % (Davidson and Summerfelt, 2005) et 26,0-34,8 % (Chen et autres, 1997). Selon Chadwick et autres (2010), la quantité de MES produite dans un SAR correspond à 23 % de la nourriture fournie, soit environ 881,59 kg dans le cas du SAR à l'étude. L'efficacité de captage des MES varie entre 42,0-53,0 % (Davidson and Summerfelt, 2005) et 65,6 % (Pfeiffer et autres, 2008) dans un cône de sédimentation, et entre 22 % (Couturier et autres, 2009) et 50-70 % (Bergheim et autres, 1998) pour un filtre à tambour (maille de 90 µm). Selon Timmons et Ebeling (2007) et Chadwick et autres (2010), dans un SAR qui utilise un cône de décantation et un filtre à tambour pour le captage des MES, l'efficacité de captage est d'environ 92 %, soit environ 811,06 kg de MES par jour dans le cas présent. Selon Sharrer et autres (2010), dans un SAR qui capte les rejets solides au moyen d'un cône de sédimentation et d'un filtre à tambour, la concentration en MES du débit acheminé vers le bassin d'épaississement est de 0,001 à 0,002 kg/L (0,1 à 0,2 % de MES). Le volume envoyé quotidiennement dans le bassin d'épaississement est donc d'environ 811 060 L (811,06 kg de MES).

Selon Sharrer et autres (2010), l'efficacité de captage des MES dans un bassin d'épaississement est d'environ 92 % et la concentration en MES est approximativement de 90 000 mg/L (siccité de 9 %). Ainsi, dans le SAR à l'étude environ 746,18 kg de MES par jour sont captés dans un volume de 8 290,89 L. Puisque la masse volumique de boues dont la siccité est inférieure à 10 % est similaire à celle de l'eau (1 kg/L) (Seydoux et autres, 2008), la quantité de boues produites quotidiennement est de 8 290,89 kg.

Le volume de surnageant produit par les bassins d'épaississement du SAR à l'étude est pour sa part estimé à 802 769,11 L par jour avec une concentration en MES de 80,82 mg/L. Afin d'obtenir ces valeurs, le volume de boues et la quantité de MES des boues ont été soustraits au volume d'effluents et à la quantité de MES acheminés vers les bassins d'épaississement.

La salinité des boues et du surnageant du bassin d'épaississement est estimée à 2 ppt. En effet, le contre lavage des filtres à tambour est effectué à l'aide d'eau douce afin de réduire la salinité des boues. Tel que mentionné dans le Chapitre 3, selon Delcroix (2012) le contre lavage à l'eau douce permet de diminuer la concentration en sel des boues de 15 ppt à 2 ppt.

4.2.4 Quantité et composition du trop-plein

La quantité de trop-plein produite quotidiennement par le SAR à l'étude varie entre 3 833 000 et 12 600 000 L. En effet, comme mentionné plus haut, environ 2 % du débit d'eau dans le SAR est rejeté, soit environ 8 750 L/min ou 12 600 000 L par jour. Selon Martins et autres (2010), dans un SAR le volume d'eau de recharge varie entre 100 et 1 000 L par kg de nourriture utilisée. Si le volume de trop-plein est de 1 000 L/kg de nourriture, la quantité de trop-plein du SAR à l'étude est d'environ 3 833 000 L/jour.

La concentration en MES dans le trop-plein du SAR à l'étude est estimée à 5,59-18,40 mg/L. En effet, des 881,59 kg de MES produits quotidiennement dans le SAR, environ 811,06 kg sont captés ce qui laisse 70,53 kg de MES dans le SAR. Il est estimé que l'ensemble de cette quantité se retrouve dans le trop-plein du SAR.

4.3 Élaboration des trois scénarios de gestion des boues

Suivant la revue littéraire effectuée au Chapitre 2, l'épandage agricole, le compostage et la valorisation énergétique sont les trois principales options de gestion des boues d'un SAR. Toutefois, selon les exemples présentés au Chapitre 3, l'épandage agricole est la méthode de gestion des boues la plus fréquemment employée. Bien que certaines fermes envoient leurs boues vers des plateformes de compostage et des usines de biométhanisation, ces options ne semblent actuellement pas être utilisées pour la gestion des boues sur le site d'un SAR. Pour le SAR hypothétique à l'étude dont la production est de 1 250 tonnes/année comment la viabilité des scénarios de compostage et de valorisation énergétique se basant sur les recherches en cours présentées au Chapitre 2 se compare à celle de la méthode de gestion actuellement employée? Les trois scénarios pour la gestion des boues sont détaillés dans les sections qui suivent en tenant compte des paramètres de production du SAR décrits plus haut.

4.3.1 Scénario 1 - Épandage des boues

Dans ce premier scénario, les boues des bassins d'épaississement du SAR sont entreposées dans des bassins pour par la suite être acheminées vers une ferme où elles sont épandues sur les cultures. Puisque la majorité des fermes sont situées à 15 km de l'emplacement du SAR à l'étude, il est présumé que les boues doivent être transportées sur une distance de 15 km précédant leur épandage et que l'ensemble des boues peut être épandu dans les champs agricoles avoisinants.

Le volume des bassins de stockage et la superficie de terrain nécessaire pour ce scénario sont respectivement estimés à 1 000 m³ et 0,04 ha. Selon le Guide de gestion des fumiers de la N.-É., l'épandage n'est pas recommandé entre le 1^{er} décembre et le 1^{er} avril en N.-É., ainsi les bassins de

stockage doivent pouvoir contenir les boues pendant au moins quatre mois (N.-É. Agriculture, 2006). En présumant que le temps de rétention des boues dans les bassins d'épaississement du SAR est d'environ 21 jours, les bassins de stockage des boues doivent avoir une capacité d'au moins 829 089 L, soit l'équivalent de deux des bassins de culture du SAR à l'étude ($2 \times 500 \text{ m}^3$). La superficie requise pour les bassins de stockage est de $407,7 \text{ m}^2$ (diamètre de 15,36 m par bassin et marge de 10 % pour la circulation autour des bassins), soit environ 0,04 ha. Le scénario inclut également un bâtiment pour abriter les bassins de stockage.

4.3.2 Scénario 2 - Compostage des boues

Dans ce scénario, les boues des bassins d'épaississement sont compostées sur le site du SAR et le compost produit est récupéré par les agriculteurs des environs. Ce scénario se base sur l'étude d'Adler et Sikora (2005) mentionnée au Chapitre 2. Selon la méthode utilisée par ces auteurs les boues sont ajoutées au tas de compost en alternance avec une couche de substrat carboné suivant la technique du compostage en andains.

Adler et Sikora (2005) ont estimé qu'une superficie de 0,4 ha est nécessaire pour le compostage des boues d'un système de culture d'omble chevalier ayant une production annuelle de 446 tonnes. Suivant cette estimation, la superficie approximative de terrain pour le compostage des boues du SAR à l'étude dont la production annuelle est de 1 250 tonnes est d'environ 0,74 ha.

Comme mentionné au Chapitre 2, la quantité de paille nécessaire pour le compostage est entre une et 14 fois moindres que la quantité de boues compostée. Dans le scénario de compostage du SAR à l'étude il est donc présumé que la quantité de paille requise annuellement pour le compostage est de 605,23 tonnes, soit cinq fois moindres que la quantité de boues produite annuellement dans le SAR. La quantité totale de matières compostées est donc de 3 631,40 tonnes par année. La paille de blé provient d'une ferme à une distance d'environ 15 km.

La réduction de masse lors du compostage varie entre 50 et 80 % (Rynk et autres, 1992; Christian et autres, 2009), soit en moyenne de 65 % et dépend du substrat carboné utilisé et de la siccité des boues. Pour le scénario la production annuelle de compost est donc estimée à 1 270,99 tonnes.

Ce scénario comprend également deux bâtiments dont un pour la maturation du compost et un pour l'entreposage de la paille (C.-B. Agriculture, 1996). Le processus de compostage génère un effluent riche en matières organiques, le lixiviat, qui doit être géré pour éviter la contamination du sol et de sources d'eau souterraine. Dans le présent scénario, le compostage est donc effectué sur une plateforme en béton pour capter le lixiviat (Wei et autres, 2001). Finalement, un tracteur avec

chargeur frontal est utilisé pour la formation et le retournement des andains (McCartney and Eftoda, 2005; Christian et autres, 2009) qui sont retournés environ quatre fois par année.

4.3.3 Scénario 3 - Valorisation énergétique des boues

Dans le troisième scénario, les boues générées dans le SAR à l'étude sont employées pour la production de biogaz dans un digesteur anaérobie. Le biogaz généré est utilisé comme énergie thermique pour le réchauffement de l'eau dans le SAR tel que proposé par Tal et autres (2009). L'effluent produit par le digesteur anaérobie, le digestat, est pour sa part entreposé dans un bassin de stockage pour être par la suite acheminé vers une ferme pour l'épandage en champ agricole.

Tel que présenté dans le Chapitre 2, le réacteur utilisé par Tal et autres (2009) pour la valorisation des boues d'un SAR ayant une salinité entre 15 et 17 ppt est de type UASB. Toutefois, selon ArdCorp (2011) la digestion anaérobie sur les fermes agricoles au Canada est surtout effectuée à l'aide d'un CSTR qui peut accueillir une composition d'intrants similaire à celle du réacteur UASB.

Pour le présent scénario, il est présumé que la production de biogaz à partir des boues du SAR à l'étude est de 16 m³/tonne de boues, soit 48 418,72 m³ par année. En effet, selon Ricard et autres (2010) la production de biogaz est de 13-32 m³/tonne de matière fraîche pour le lisier de bovin avec un pourcentage de matière sèche de 8 % et de 16-23 m³/tonne pour un lisier de porc ayant un taux de siccité de 6 %. Si environ 80 % de la quantité de biogaz produite est disponible après soustraction des pertes en efficacité et de la quantité utilisée pour le chauffage des digesteurs (Brodeur et autres, 2008), la quantité de biogaz disponible annuellement pour la valorisation énergétique dans le SAR à l'étude est de 38 735,98 m³. Il est estimé que la biométhanisation des boues du SAR permet de générer 255 263,49 kWh d'énergie thermique (6,59 kWh/m³ de biogaz). En effet, la concentration en CH₄ du biogaz varie entre 60 et 70 % selon le ratio C:N du mélange (Brodeur et autres, 2008; ArdCorp, 2011; Dykes, 2012). Un biogaz formé de 70 % de CH₄ a un pouvoir calorifique de 6,59 kWh/m³, l'équivalent d'un litre d'essence (Brodeur et autres, 2008).

Il est estimé que la quantité et le volume de digestat produit lors de la biométhanisation des boues du SAR à l'étude sont similaires à ceux des boues non traitées (Brodeur et autres, 2008). Des bassins de stockage de volume similaire à ceux du scénario 1, soit de 1 000 m³, et un bâtiment pour abriter les bassins sont donc nécessaires pour l'entreposage du digestat produit.

La superficie de terrain requise pour le présent scénario est estimée à 0,073 ha. En effet, tel que dans le scénario 1 une aire de 0,04 ha est nécessaire pour l'entreposage du digestat produit. Dans l'étude de Meyer (2003) un digesteur anaérobie d'une capacité d'environ 1 000 m³ occupe une superficie de 0,03 ha.

4.4 Élaboration des deux scénarios de gestion du surnageant et du trop-plein

Le trop-plein du SAR et le surnageant des bassins d'épaississement constituent les effluents du SAR. Dans les deux scénarios retenus, ces effluents sont traités conjointement. La caractérisation du trop-plein, du surnageant et de la combinaison des deux est présentée au Tableau 4.1.

Tableau 4.1 Caractérisation du trop-plein, du surnageant et de la combinaison de ces deux effluents dans le SAR à l'étude.

Paramètre	Trop-plein		Surnageant	Combinaison	
Débit (L/jour)	3 833 000,00	12 600 000,00	802 769,11	4 635 769,11	13 402 769,11
Salinité (ppt)	15,00	15,00	2,00	12,75	14,22
MES (mg/L)	18,40	5,59	80,82	29,21	10,10

Selon les exemples de SAR présentés au Chapitre 3, la méthode de gestion des effluents la plus fréquemment employée (indépendamment de la salinité de ces derniers) est la filtration et la désinfection du débit suivies de son rejet dans le milieu naturel. Le traitement naturel en marais construit est également employé. Contrairement au traitement mécanique (filtration) et par marais construit, le traitement des effluents au moyen d'une culture intégrée permet d'obtenir un revenu par la vente des plantes ou des algues produites. La salinité des effluents du SAR à l'étude, particulièrement le trop-plein, ne permet pas de cultiver des plantes en hydroponie. Toutefois, la culture d'algues qui peuvent croître dans une eau saumâtre, soit *Ulva sp.*, est possible. Bien que le potentiel de ce type de biorémédiation est intéressant, puisque cette option de gestion n'est actuellement pas adaptée à la gestion des effluents de SAR commerciaux avec une production annuelle de poissons élevée, cette méthode n'est pas incluse dans les scénarios de gestion des effluents détaillés dans les sections qui suivent. Pour le SAR à l'étude comment la viabilité d'un scénario de traitement des effluents en marais construit se compare à celle d'un scénario de traitement par filtration et désinfection UV? Ces deux scénarios sont détaillés dans les sections qui suivent en tenant compte des caractéristiques des effluents présentées dans le Tableau 4.1.

4.4.1 Scénario 1 – Traitement des effluents par filtration et désinfection UV

Ce scénario de gestion des effluents s'appuie sur les pratiques du Freshwater Institute, du NCWMAC et de Sustainable Blue présentées au Chapitre 3. Les effluents générés par le SAR étudié sont dirigés vers un filtre à tambour et désinfectés par la suite dans un système UV avant d'être rejetés dans la baie de Fundy. Il est présumé que les composantes de ce scénario peuvent être installées dans un bâtiment existant.

Ce scénario inclut l'acquisition d'un filtre à tambour, d'une pompe pour le contre lavage du filtre et d'un système UV. Il est estimé que la pompe et le moteur du filtre à tambour pour le traitement des effluents ont des puissances respectives de 1 119,00 W et de 248,67 W, tels qu'estimés par Chadwick et autres (2010) pour un filtre à tambour traitant un débit de 5 559 L/min. Pour ce qui est du système UV, il est estimé que 17 lampes UV sont nécessaires pour traiter le débit de 3 219,28 L/min et 47 lampes pour la désinfection du débit maximal de 9 307,48 L/min, et que chaque lampe a une puissance de 200 W (Sharrer et autres, 2005). En effet, le système UV du Freshwater Institute qui traite un débit de 4 800 L/min comprend 24 lampes (Sharrer et autres, 2005).

4.4.2 Scénario 2 – Traitement des effluents dans un marais construit

Dans ce deuxième scénario, les effluents du SAR sont traités dans un marais construit à écoulement en surface avant d'être rejetés dans la baie de Fundy. Cette méthode est utilisée par la compagnie BDV SAS (se référer au Chapitre 3). Dans le présent scénario, le marais construit est composé de deux zones de végétation et d'une zone ouverte (USEPA, 2000).

La superficie et le volume estimés pour le marais construit sont respectivement de 4,35 ha et 34 770,59 m³ pour le traitement du débit minimal, et de 12,57 ha et 97 286,43 m³ pour le traitement du plus fort débit d'effluents du SAR. Selon le USEPA (2000), la superficie requise pour un marais construit peut être estimée par le débit de chargement maximal en MES par ha. Dans un marais à trois zones, le débit de chargement maximal en MES est de 50 kg/ha/jour (USEPA, 2000). Selon les données du Tableau 4.1, puisque 135,41 kg de MES sont générées quotidiennement, la superficie nécessaire pour le marais construit est d'environ 2,71 ha. Toutefois, le temps de rétention nécessaire au traitement des effluents doit également être considéré dans l'évaluation de la taille optimale pour le marais construit. Selon le USEPA (2000), le temps de rétention devrait être d'au moins deux jours par zone. La porosité et la profondeur varient selon les zones du marais, mais pour un traitement optimal des effluents ces valeurs devraient être en moyenne de 0,8 et de 0,8 m respectivement (USEPA, 2000). L'équation suivante tirée de USEPA (2000) a été utilisée pour déterminer la superficie nécessaire (A) selon le débit d'effluents (Q, minimal ou maximal du SAR), le temps de rétention requis (t), la profondeur du marais (h) et la porosité (ϵ) :

$$A = \frac{t \times Q}{h \times \epsilon}$$

Dans le présent scénario, il est estimé que les zones de végétation du marais construit occupent les deux tiers de la superficie du marais. Un total de 69 150 plantes tolérant des niveaux de salinité modérés sont incluses dans le marais construit traitant le débit minimal d'effluents du SAR et

199 821 plantes dans le cas du débit maximal. En effet, selon le USEPA (2000) les zones de végétation d'un marais construit comprennent en moyenne 23 845 plantes/ha.

4.5 Méthode d'analyse

Dans la méthode d'analyse proposée, les cinq scénarios de gestion des boues et des effluents du SAR hypothétique sont tout d'abord évalués selon des critères économiques, environnementaux et sociaux. Par la suite, les résultats obtenus pour les scénarios de compostage et de biométhanisation sont comparés aux résultats du scénario d'épandage (scénario de base pour la gestion des boues), et les résultats obtenus pour le scénario de traitement en marais construit sont comparés aux résultats du scénario de traitement par filtration et désinfection UV (scénario de base pour la gestion des effluents) au moyen d'un système de cotation. Finalement, l'incidence de certaines données utilisées lors de la formulation et de l'évaluation des scénarios sur les résultats obtenus est abordée dans la discussion. Les critères retenus pour l'analyse (Tableau 4.2), et le système de cotation sont détaillés dans les sections qui suivent.

Tableau 4.2 Critères économiques, environnementaux et sociaux retenus pour l'évaluation des scénarios de gestion des boues et des effluents du SAR.

Critères économiques	Type de scénario
Coûts d'investissement (\$)	Boues et effluents
Frais d'exploitation (\$)	Boues et effluents
Critères environnementaux	
Émissions de GES (tonnes équivalent CO ₂)	Boues et effluents
Valeur fertilisante (disponibilité du N)	Boues
Potentiel d'eutrophisation (% N)	Effluents
Critères sociaux	
Nuisances olfactives (échelle)	Boues
Création d'emplois (nombre)	Boues et effluents

4.5.1 Critères économiques

Dans le cadre de l'analyse des scénarios de gestion des boues et des effluents du SAR, les deux critères économiques retenus sont les coûts d'investissement et les frais d'exploitation. Ces derniers sont des critères fréquemment employés pour analyser des techniques de gestion de matières résiduelles (Martineau et Chayer, 2007; Ricard et autres, 2010; Nzila et autres, 2012).

Dans le cadre de la présente analyse, les coûts d'investissement regroupent les frais pour l'acquisition du terrain, les coûts en infrastructures et les frais de main-d'oeuvre. Lorsqu'il n'est pas

possible d'obtenir des données pour chaque composante du coût d'investissement, une estimation globale des coûts se basant sur un système existant est effectuée. Pour ce qui est des frais d'exploitation, ils comprennent les coûts en énergie pour le fonctionnement du scénario, les frais d'acquisition et de transport des intrants (par exemple la paille de blé pour le compostage), les coûts pour le transport des boues ou du digestat, ainsi que les frais pour l'opération quotidienne et l'entretien des composantes du scénario. Les frais épargnés par l'utilisation du biogaz dans le SAR et par la vente du compost sont également inclus dans le bilan des frais d'exploitation.

4.5.2 Critères environnementaux

L'empreinte environnementale des scénarios de gestion des boues a été évaluée au moyen de deux critères, soit l'émission de gaz à effet de serre (GES) et la valeur fertilisante des matières résiduelles fertilisantes (MRF) produites par les différents scénarios, soit les boues, le compost et le digestat. En ce qui a trait à l'analyse environnementale des scénarios de gestion des effluents, les critères retenus sont les émissions de GES et le potentiel d'eutrophisation des rejets.

Le bilan des émissions de GES est communément employé pour comparer l'impact environnemental de différents scénarios de gestion de matières résiduelles (Martineau et Chayer, 2007; Marquis et autres, 2009; Nzila et autres, 2012). L'émission des principaux GES (CO_2 , le CH_4 et l'oxyde nitreux (N_2O)) est comptabilisée en tonnes équivalent CO_2 où une tonne de CH_4 équivaut à 21 tonnes équivalent CO_2 et une tonne de N_2O équivaut à 310 tonnes équivalent CO_2 . Les boues piscicoles d'un SAR contiennent du N sous forme inorganique, du C et de l'eau, soit trois éléments reliés à la production de GES (Chadwick et autres, 2011). Les GES émis lors de l'entreposage, du traitement, du transport et de l'épandage sont inclus dans le calcul du bilan des GES des scénarios de gestion des boues du SAR à l'étude. Plus spécifiquement pour le scénario d'épandage, les GES émis directement lors de l'entreposage et ceux émis par combustion de diesel lors du transport et de l'épandage des boues sont pris en compte. Pour le scénario de compostage, les GES provenant directement de la matière compostée ainsi que ceux reliés à la combustion du diesel lors de la formation et du retournement des andains, du transport de la paille et du transport du compost sont inclus dans le calcul du bilan. Finalement, pour le scénario de biométhanisation les GES émis directement par le digestat lors de son entreposage, le CH_4 émis lors de l'opération du digesteur anaérobie, les GES émis par la combustion du biogaz dans le SAR et ceux reliés à la combustion de diesel lors du transport et de l'épandage du digestat sont comptabilisés suivant la méthode proposée par Moller et autres (2009). La quantité de GES évitée par l'utilisation de biogaz dans le SAR est soustraite à la quantité produite par l'opération du scénario. Les données utilisées pour le calcul des GES sont présentées dans le Tableau A3.1, Annexe 3.

Pour ce qui est des émissions de GES associées aux scénarios de gestion des effluents, dans le cas du traitement par filtration et désinfection UV il a été estimé que les émissions proviennent majoritairement de l'utilisation d'énergie électrique pour l'opération du moteur du filtre à tambour, de la pompe pour le contre lavage et du système UV. La puissance électrique des différentes composantes a donc été multipliée par le nombre d'heures d'utilisation par année puis finalement par le facteur d'émission de GES relié à l'utilisation d'électricité en N.-É. Les données utilisées pour ce calcul sont présentées dans le Tableau A3.2, Annexe 3. Pour le marais construit, la quantité de GES captée par les plantes et la quantité émise sous la forme de CH₄ et de N₂O dans différents marais construits sont utilisées pour estimer le bilan de GES du marais.

En ce qui a trait au critère de valeur fertilisante qui s'applique aux trois scénarios de gestion des boues, il est évalué en déterminant la disponibilité du N pour les plantes (% du N) dans les boues, le compost et le digestat. Ce critère donne une appréciation de la valeur fertilisante des boues, du compost et du digestat, et indirectement des impacts environnementaux reliés à l'épandage de ces MRF (del Campo et autres, 2010). En effet, la disponibilité du N peut être modifiée lors de l'entreposage et du traitement des boues. Si la disponibilité du N augmente, il y a une réduction des risques de lessivage du N qui est assimilé plus facilement par les plantes et l'apport en fertilisants chimique peut être diminué (Marquis et autres, 2009).

Pour ce qui est des scénarios de gestion des effluents, le potentiel de contamination des effluents rejetés dans la baie de Fundy dépend de l'efficacité du traitement. Le potentiel d'eutrophisation, déterminé par la quantité de N ou de P rejetée dans le milieu, est un critère habituellement employé dans les analyses de cycle de vie (Pelletier et autres, 2009). Contrairement aux écosystèmes d'eau douce qui sont limités en P, dans les écosystèmes marins (baie de Fundy) le nutriment limitatif est le N (Conseil canadien des ministres en environnement, 2007). Une augmentation de l'apport en N dans un milieu marin peut entraîner une eutrophisation de ce milieu, soit une prolifération de phytoplancton et de plantes aquatiques qui entraînent une diminution de l'O₂ lors de leur décomposition. Dans le cadre de la présente analyse, le potentiel d'eutrophisation est obtenu en déterminant l'efficacité de traitement du N (% de captage) dans le scénario.

4.5.3 Critères sociaux

Les critères sociaux retenus pour l'évaluation des différents scénarios de gestion des boues sont l'ampleur des nuisances olfactives et le potentiel de création d'emplois. Dans le cas des scénarios de gestion des effluents, seul le critère de création d'emplois a été retenu.

L'acceptabilité sociale qui peut avoir un impact sur la mise en place d'un scénario de gestion de MR est fréquemment intégrée aux outils d'évaluation (Martineau et Chayer, 2007; Marquis et autres, 2009). Dans le cas de la gestion des boues, les nuisances olfactives lors de l'entreposage, du traitement et de l'épandage (Martineau et Chayer, 2007; Muga and Mihelcic, 2008; Marquis et autres, 2009) peuvent diminuer l'acceptabilité du scénario. Des plaintes répétitives en lien avec les odeurs émises lors de l'épandage des MRF peuvent entraîner la mise en place de restrictions reliées à la valorisation de ces MRF. Dans le cadre de la présente analyse, les nuisances olfactives sont uniquement évaluées pour la phase d'épandage des différentes MRF générées par les trois scénarios de gestion des boues. En effet, puisque dans l'ensemble des scénarios l'entreposage des boues est effectué dans des bassins fermés, les nuisances olfactives à cette étape peuvent être jugées comme étant presque nulles. En ce qui a trait à la biométhanisation, puisque le processus de biométhanisation est effectué dans un récipient hermétique pour permettre une récupération du biogaz, ce dernier n'est pas rejeté dans l'atmosphère durant le processus de traitement et les nuisances olfactives ne sont donc pas considérables. En ce qui a trait au compostage, si le tas de compost est régulièrement retourné pour y laisser pénétrer l'O₂ il y a une dégradation en mode aérobie de la matière organique ce qui limite l'émission d'odeurs propres à la dégradation anaérobie (Ville de Montréal, 2004). Il peut donc être estimé que l'épandage est l'étape des scénarios durant laquelle les nuisances olfactives pour la population avoisinante sont les plus considérables. Le Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec (MDDEFP, 2004) a développé une échelle composée de quatre catégories pour la classification des MRF sur la base de leurs émissions odorantes. Cette échelle présentée dans le Tableau 4.3 est utilisée pour classer les MRF générées par les différents scénarios de gestion des boues du SAR selon leurs nuisances olfactives.

Tableau 4.3 Échelle pour la classification des MRF sur la base de leurs émissions odorantes (Tiré de: MDDEFP, 2004).

Catégorie	Type de MRF
O1	Moins malodorantes que le fumier solide de bovins laitiers
O2	Analogues au fumier solide de bovin laitier
O3	Cote d'odeur égale ou inférieure au lisier de porc
Hors catégorie	Cote d'odeur supérieure au lisier de porc

Pour le critère de potentiel d'emplois, une plus grande acceptabilité sociale peut être associée à un scénario amenant la création de nouveaux emplois dans la communauté. La création d'emplois, un critère social régulièrement employé dans les analyses multicritères (Martineau et Chayer, 2007;

Muga and Mihelcic, 2008) est utilisé dans l'analyse des scénarios de gestion des boues et des effluents du SAR.

4.5.4 Système de cotation

En ce qui a trait au système de cotation, une cote de 1 à 3 est attribuée à chacun des scénarios pour chacun des critères décrits plus haut. Une cote de 3 est supérieure à une cote de 1, car elle signifie que le scénario étudié répond de façon plus adéquate au critère que le scénario de base. Le scénario obtient une cote de 1 si son résultat au critère est moins favorable que le scénario de base et une cote de 2 s'il est équivalent au scénario de base. Il est à noter que pour l'ensemble des critères (économiques, environnementaux et sociaux) une cote de 2 est automatiquement assignée aux scénarios de base, soit le scénario d'épandage dans le cas de la gestion des boues et le scénario de traitement par filtration et désinfection UV dans le cas de la gestion des effluents.

Une cote de 1 est attribuée à un scénario donné si ses coûts d'investissement sont supérieurs aux coûts d'investissement du scénario de base, une cote de 2 si les coûts sont similaires et une cote de 3 si les coûts sont inférieurs. La méthode de cotation est la même pour les critères de frais d'exploitation, d'émissions de GES et de nuisances olfactives.

En ce qui a trait au critère de valeur fertilisante, une cote de 1 est attribuée au scénario si la disponibilité du N est inférieure, une cote de 2 si elle est similaire et une cote de 3 si cette valeur est supérieure. La méthode de cotation est la même pour les critères de potentiel d'eutrophisation (efficacité du traitement du N) et potentiel de création d'emplois.

La cote globale d'un scénario est déterminée en additionnant les cotes obtenues pour chaque critère.

5 RÉSULTATS DE L'ANALYSE DES SCÉNARIOS

Dans ce chapitre, les résultats de l'analyse des scénarios de gestion des boues et des effluents selon les critères décrits au Chapitre 4 sont détaillés en débutant par les critères économiques, soit les coûts d'investissement et les frais d'exploitation. Les résultats pour les critères environnementaux, soit l'émission de GES, la valeur fertilisante des MRF produites et le potentiel d'eutrophisation des effluents sont par la suite présentés suivis des résultats obtenus pour les critères sociaux de nuisances olfactives et de création d'emplois. Les données utilisées pour calculer les coûts et les émissions de GES pour les scénarios de gestion des boues et pour les scénarios de gestion des effluents sont respectivement présentées dans les Tableaux A3.1 et A3.2 en Annexe 3. Finalement, les résultats de l'attribution des cotes sont détaillés.

5.1 Critères économiques

Dans les sections qui suivent, les résultats concernant le critère des coûts d'investissement pour les scénarios de gestion des boues sont tout d'abord présentés, suivis des coûts d'investissement pour les scénarios de gestion des effluents. Par la suite, le critère de frais d'exploitation est abordé.

5.1.1 Coûts d'investissement pour la gestion des boues

Pour chaque scénario, les coûts d'investissement comprennent le terrain et les infrastructures. Le prix des différentes infrastructures inclut les frais d'installation ou de construction. Pour ce qui est du coût du terrain, le prix de la terre varie énormément dans une même province. Afin d'obtenir une idée générale du coût à déboursier pour un terrain en N.-É., le prix des terrains agricoles pour la vallée de l'Annapolis (N.-É.) a été utilisé (2 470-4 940 \$ CAN/ha) (RE/MAX, 2012). La valeur d'un terrain agricole en N.-É. calculée par Scott (2008) (1 377,27 \$ CAN/ha) a également été utilisée pour estimer le coût du terrain des scénarios. Les coûts d'investissement pour chaque scénario ont été calculés en effectuant la moyenne des valeurs obtenues dans la littérature pour les différentes composantes du scénario. Le total minimum et le total maximum ont également été calculés en additionnant respectivement les valeurs minimales et maximales pour chaque composante.

En ce qui concerne le scénario d'épandage, les coûts estimés pour les différentes composantes, soit le terrain, les bassins de stockage des boues et le bâtiment qui abrite les bassins, sont présentés dans le Tableau 5.1. Les coûts d'investissement moyens estimés pour le scénario d'épandage sont de 134 375,82 \$ avec un minimum de 68 720,64 \$ et un maximum de 206 195,00 \$. L'investissement principal du scénario est l'acquisition et l'installation des bassins de stockage. Les valeurs estimées s'appuient entre autres sur les données provenant de Fulhage et Hoehne (2001) et de Harrison et Smith (2004) pour des bassins de 1 892,71 m³ servant au

stockage de lisier ou de fumier. Elles sont basées également sur le coût de bassins en béton pour la culture de poissons de l'analyse de faisabilité du MPO (2010a). Les frais reliés à l'acquisition des matériaux et à la construction du bâtiment pour abriter les bassins de stockage ont, entre autres, été estimés à partir du coût pour la construction d'un bâtiment de 13 928 m² (MPO, 2010a).

Pour ce qui est du scénario de compostage, les coûts estimés pour les différentes composantes, soit le terrain, l'équipement pour la formation et le retournement des andains, la surface en béton pour le captage du lixiviat et les bâtiments, sont présentés dans le Tableau 5.2. Les coûts d'investissement moyens estimés pour le scénario de compostage sont de 219 251,06 \$, avec un minimum de 178 282,21 \$ et un maximum de 262 318,03 \$. Les frais pour la construction de deux bâtiments et d'une plateforme en béton pour la gestion du lixiviat ont respectivement été estimés à partir des coûts de l'étude de C.-B. Agriculture (1996) et de Wei et autres (2001). Le coût d'une surface en béton pour le compostage en andains d'une superficie de 3 475 m² (7,45 \$ É.-U./m²) est de 25 000 \$ É.-U. et de 52 700 \$ É.-U. pour une aire de 7 070 m² (7,45 \$ É.-U./m²) (Wei et autres, 2001). Pour le compostage en andains, l'achat d'équipement tel un tracteur pour la formation et le retournement des andains doit également être inclus dans les coûts d'investissement (Christian et autres, 2009).

Quant au scénario de valorisation énergétique des boues, les coûts estimés pour les différentes composantes, soit le terrain, le digesteur anaérobie, le bâtiment pour la fournaise adaptée à la combustion de biogaz, le système de contrôle automatique du digesteur, le système de distribution électrique basse tension qui alimente le digesteur, les bassins pour le digestat et le bâtiment abritant les bassins sont présentés dans le Tableau 5.3. Les coûts d'investissement sont estimés à environ 630 784,45 \$ avec un minimum de 564 817,78 \$ et un maximum de 702 931,63 \$. Dans l'étude de ArdCorp (2011) le plus petit digesteur a une capacité de 500 m³ et peut accueillir environ 6 800 m³ de matières, soit environ le double du volume de boues produites par le SAR à l'étude. Toutefois, le coût de ce digesteur est similaire à celui de Yiridoe et autres (2009) qui peut accueillir 9 047 L de fumier par jour ce qui est similaire à la quantité de boues produites quotidiennement par le SAR à l'étude. Les coûts des autres composantes incluses dans l'évaluation des coûts d'investissement s'appuient sur les données de ArdCorp (2011) pour un digesteur de type CSTR de 500 m³ qui sont représentatifs des coûts à déboursés pour d'autres types de réacteur. Dans leur étude, les coûts d'investissement comprennent une usine de cogénération pour la production d'électricité et la connexion au système d'électricité haute tension pour la distribution de l'électricité produite. Ces composantes ne sont toutefois pas incluses dans la présente étude puisque le biogaz produit est utilisé sur place pour la génération d'énergie thermique. En plus des composantes du système de biométhanisation, des frais doivent être déboursés pour l'installation de bassins de stockage pour le digestat ainsi qu'un bâtiment pour abriter ces bassins.

Tableau 5.1 Coûts d'investissement pour le scénario d'épandage des boues.

Composante	Valeur estimée (\$)	Donnée	Devise et année	Donnée (CAN 2012)	Unités	Référence	Note
Terrain	98,80	2 470,00	CAN 2012	2 470,00	\$/ha	RE/MAX, 2012	
	197,60	4 940,00	CAN 2012	4 940,00	\$/ha	RE/MAX, 2012	
	60,01	1 377,27	CAN 2007	1 500,35	\$/ha	Scott, 2008	
Bassins	77 180,00	74,39	CAN 2010	77,18	\$/m ³	MPO, 2010a	Béton
	96 750,00	50,00	É.-U. 1999	96,75	\$/m ³	FAO, 1999	Béton
	45 090,00	23,22	É.-U. 2001	45,09	\$/m ³	Fulhage and Hoehne, 2001	Béton
	79 280,00	52,77	É.-U. 2004	79,28	\$/m ³	Harrison and Smith, 2004	Béton
	72 250,00	37,20	É.-U. 2001	72,25	\$/m ³	Fulhage and Hoehne, 2001	Hors sol en béton préfabriqué
	89 200,00	59,37	É.-U. 2004	89,20	\$/m ³	Harrison and Smith, 2004	Hors sol en béton préfabriqué
	83 510,00	43,01	É.-U. 2001	83,51	\$/m ³	Fulhage and Hoehne, 2001	Hors sol en béton coulé sur place
	99 100,00	65,96	É.-U. 2004	99,10	\$/m ³	Harrison and Smith, 2004	Hors sol en béton coulé sur place
	101 450,00	52,24	É.-U. 2001	101,45	\$/m ³	Fulhage and Hoehne, 2001	Hors sol en acier
137 270,00	125,00	CAN 2009	137,27	\$/m ³	CRAAQ, 2009	Béton	
Bâtiment	68 727,40	162,50	CAN 2010	168,59	\$/m ²	MPO, 2010a	Bâtiment en béton isolé
	23 570,63	16 687,00	CAN 1993	23 570,63	\$	C.-B. Agriculture, 1996	Bâtiment sur pôle
Moyenne	134 375,82						
Minimum	68 720,64						
Maximum	206 195,00						

Tableau 5.2 Coûts d'investissement pour le scénario de compostage des boues.

Composante	Valeur estimée (\$)	Donnée	Devise et année	Donnée (CAN 2012)	Unités	Référence
Terrain	1 827,80	2 470,00	CAN 2012	2 470,00	\$/ha	RE/MAX, 2012
	3 655,60	4 940,00	CAN 2012	4 940,00	\$/ha	RE/MAX, 2012
	1 110,26	1 377,27	CAN 2007	1 500,35	\$/ha	Scott, 2008
Équipement pour le retournement des andains	29 002,04	24 000,00	É.-U. 2009	29 002,04	\$	Christian et autres, 2009
	49 545,15	41 000,00	É.-U. 2009	49 545,15	\$	Christian et autres, 2009
	70 625,72	50 000,00	CAN 1993	70 625,72	\$	C.-B. Agriculture, 1996
	110 492,52	56 900,00	É.-U. 2001	110 492,52	\$	Wei et autres, 2001
	84 750,87	60 000,00	CAN 1993	84 750,87	\$	C.-B. Agriculture, 1996
Surface en béton pour captage du lixiviat	106 575,60	7,45	É.-U. 2001	14,47	\$/m ²	Wei et autres, 2001
Bâtiment pour le compost mature	23 570,63	16 687,00	CAN 1993	23 570,63	\$	C.-B. Agriculture, 1996
Bâtiment pour le stockage	18 023,68	12 760,00	CAN 1993	18 023,68	\$	C.-B. Agriculture, 1996
Moyenne	219 251,06					
Minimum	178 282,21					
Maximum	262 318,03					

Tableau 5.3 Coûts d'investissement pour le scénario de biométhanisation des boues.

Composante	Valeur estimée (\$)	Donnée	Devise et année	Donnée (CAN 2012)	Unités	Référence
Terrain	180,31	2 470,00	CAN 2012	2 470,00	\$/ha	RE/MAX, 2012
	360,62	4 940,00	CAN 2012	4 940,00	\$/ha	RE/MAX, 2012
	109,53	1 377,27	CAN 2007	1 500,35	\$/ha	Scott, 2008
Digesteur anaérobie	302 481,39	300 000,00	CAN 2011	302 481,39	\$	ArdCorp, 2011
	301 955,40	285 359,00	CAN 2009	301 955,40	\$	Yiridoe et autres, 2009
Bâtiment pour la fournaise	69 066,58	68 500,00	CAN 2011	69 066,58	\$	ArdCorp, 2011
Système de contrôle automatique	39 322,58	39 000,00	CAN 2011	39 322,58	\$	ArdCorp, 2011
Système de connexion basse tension	85 703,06	85 000,00	CAN 2011	85 703,06	\$	ArdCorp, 2011
Bassins pour le digestat	77 180,00	74,39	CAN 2010	77,18	\$/m ³	MPO, 2010a
	96 750,00	50,00	É.-U. 1999	96,75	\$/m ³	FAO, 1999
	45 090,00	23,22	É.-U. 2001	45,09	\$/m ³	Fulhage and Hoehne, 2001
	79 280,00	52,77	É.-U. 2004	79,28	\$/m ³	Harrison and Smith, 2004
	72 250,00	37,20	É.-U. 2001	72,25	\$/m ³	Fulhage and Hoehne, 2001
	89 200,00	59,37	É.-U. 2004	89,20	\$/m ³	Harrison and Smith, 2004
	83 510,00	43,01	É.-U. 2001	83,51	\$/m ³	Fulhage and Hoehne, 2001
	99 100,00	65,96	É.-U. 2004	99,10	\$/m ³	Harrison and Smith, 2004
	101 450,00	52,24	É.-U. 2001	101,45	\$/m ³	Fulhage and Hoehne, 2001
	137 270,00	125,00	CAN 2009	137,27	\$/m ³	CRAAQ, 2009
Bâtiment pour le bassin	68 727,40	162,50	CAN 2010	168,59	\$/m ²	MPO, 2010a
	23 570,63	16 687,00	CAN 1993	23 570,63	\$	C.-B. Agriculture, 1996
Moyenne	630 784,45					
Minimum	564 817,78					
Maximum	702 931,63					

5.1.2 Coûts d'investissement pour la gestion des effluents

Pour le scénario de gestion des effluents combinant la filtration mécanique et la désinfection UV, les coûts des différentes composantes, soit le filtre à tambour, le support du filtre, la pompe pour le contre lavage du filtre et le système UV sont présentés dans le Tableau 5.4. Les coûts d'investissement moyens de ce scénario ont été évalués à 92 046,80 \$ pour le débit d'effluents minimum (minimum de 51 212,92 \$ et maximum de 132 880,67 \$) et à 168 347,41 \$ pour le débit d'effluents maximum (minimum de 66 219,74 \$ et maximum de 270 475,07 \$). Les coûts pour les lampes UV ont été inclus dans les frais d'exploitation du scénario (présentés dans la section 5.1.4) plutôt que dans les coûts d'investissement puisque les lampes UV doivent être remplacées à tous les 15 mois (USEPA, 1999; Sharrer et autres, 2005). Pour une concentration en MES de 25 mg/L, le coût d'un filtre à tambour qui traite un débit de 950 L/min est d'environ 9 000 \$ É.-U. Lorsque le débit à traiter est doublé, le coût du filtre à tambour augmente de 50 % (Losordo et autres, 1999). Suivant cette logique le coût du filtre à tambour pour traiter le plus faible débit d'effluents est de 41 760,17 \$ CAN. Selon Race (2012) de PRAqua en C.-B., firme spécialisée dans la vente d'équipement de traitement pour l'aquaculture, un filtre à tambour pour traiter un débit de 3 219,28 L/min avec une concentration en MES de 29,21 mg/L coûte environ 32 000 \$ CAN. En ce qui a trait au débit d'effluents maximal, le prix estimé pour le filtre à tambour est similaire puisque bien que le débit d'effluents soit plus élevé sa concentration en MES est plus faible (Race, 2012).

En ce qui concerne les deux marais construits, l'un traitant le débit minimal d'effluents et l'autre traitant le débit maximal, les coûts estimés pour les différentes composantes, soit le terrain, l'évaluation géotechnique, le défrichage, l'excavation, le revêtement géotextile, la terre pour recouvrir la membrane, les plantes et les structures d'entrée et de sortie sont présentés dans le Tableau 5.5. Les coûts d'investissement moyens estimés pour le marais de 4,35 ha (débit minimum) sont de 825 276,98 \$ avec un minimum de 568 260,92 \$ et un maximum 1 129 064,75 \$. Pour ce qui est du marais de 12,57 ha les coûts d'investissement moyens sont estimés à 2 364 445,61 \$ avec un minimum de 1 631 785,14 \$ et un maximum de 3 232 260,17 \$. Les données utilisées pour l'estimation des coûts proviennent du document de référence de Kadlec et Wallace (2009) sur les marais construits et du manuel du USEPA (2000). Selon Kadlec et Wallace (2009) les coûts peuvent être évalués en utilisant l'équation suivante:

$$\text{Coût (milliers de \$ É.-U.)} = 194 \times \text{superficie du marais (ha)}^{0,690}$$

Pour le marais avec la plus petite superficie, le coût estimé à l'aide de l'équation est de 535 006,82 \$ É.-U. (677 316,62 \$ CAN) et de 1 112 610,29 \$ É.-U. (1 408 560,45 \$ CAN) dans le cas du plus grand marais. Ces coûts sont équivalents aux coûts minimaux présentés plus haut.

Tableau 5.4 Coûts d'investissement pour le scénario de traitement par filtration et désinfection UV des effluents.

Composante	Estimé minimum (\$)	Estimé maximum (\$)	Donnée	Devise et année	Donnée (CAN 2012)	Unités	Référence
Filtre à tambour	41 761,17	41 761,17	21 581,64	É.-U. 1999	41 761,17	\$	Losordo et autres, 1999
	32 000,00	32 000,00	32 000,00	CAN 2012	32 000,00	\$	Race, 2012
Installation du filtre	10 440,29	10 440,29	25		25	% coût du filtre	
	8 000,00	8 000,00	25		25	% coût du filtre	
Support du filtre à tambour	1 548,03	1 548,03	800,00	É.-U. 1999	1 548,03	\$	Summerfelt et autres, 2004
Pompe du filtre à tambour	1 161,02	1 161,02	600,00	É.-U. 1999	1 161,02	\$	Summerfelt et autres, 2004
Installation du système UV	8 503,87	23 510,69	75		75	% coût lampes	USEPA, 1999
	77 970,16	215 564,56	200		200	% coût lampes	USEPA, 1999
Moyenne	92 046,80	168 347,41					
Minimum	51 212,92	66 219,74					
Maximum	132 880,67	270 475,07					

Tableau 5.5 Coûts d'investissement pour le scénario de traitement par marais construit.

Composante	Estimé minimum (\$)	Estimé maximum (\$)	Donnée	Devise et année	Donnée (CAN 2012)	Unités	Référence	Note
Terrain	10 744,50	31 047,90	2 470,00	CAN 2012	2 470,00	\$/ha	RE/MAX, 2012	
	21 489,00	62 095,80	4 940,00	CAN 2012	4 940,00	\$/ha	RE/MAX, 2012	
	6 526,52	18 859,40	1 377,27	CAN 2007	1 500,35	\$/ha	Scott, 2008	
Évaluation de site	11 061,57	31 964,12	2 000,01	É.-U. 2006	2 542,89	\$/ha	Kadlec and Wallace, 2009	
	22 069,10	63 772,08	2 717,00	É.-U. 1997	5 073,36	\$/ha	USEPA, 2000	
Défrichage	44 246,17	127 856,18	8 000,01	É.-U. 2006	10 171,53	\$/ha	Kadlec and Wallace, 2009	
	40 125,55	115 949,00	4 940,00	É.-U. 1997	9 224,26	\$/ha	USEPA, 2000	
Excavation	334 145,67	966 035,66	7,56	É.-U. 2006	9,61	\$/m3	Kadlec and Wallace, 2009	
	176 287,05	509 656,69	2,62	É.-U. 1999	5,07	\$/m3	USEPA, 2000	
Revêtement	226 112,09	653 385,98	40 882,60	É.-U. 2006	51 979,79	\$/ha	Kadlec and Wallace, 2009	PVC
	261 494,05	755 627,65	47 279,88	É.-U. 2006	60 113,58	\$/ha	Kadlec and Wallace, 2009	PE-HD
Couche de terre	165 725,47	479 122,53	10,00	É.-U. 2006	12,71	\$/m3	Kadlec and Wallace, 2009	
	31 684,73	91 602,50	1,30	É.-U. 1997	2,43	\$/m3	USEPA, 2000	
Plantes	70 861,62	204 765,66	12 350,00	É.-U. 1998	24 435,04	\$/ha planté	USEPA, 2000	Coût des plantes et plantation
	100 268,23	289 740,60	0,75	É.-U. 1999	1,45	\$/plante	USEPA, 2000	
	263 463,41	761 318,39	3,00	É.-U. 2006	3,81	\$/plante	Kadlec and Wallace, 2009	
Structures (entrée et sortie du marais)	5 601,78	5 601,78	1 500,00	É.-U. 1997	2 800,89	\$/structure	USEPA, 2000	
	16 431,88	16 431,88	4 400,00	É.-U. 1997	8 215,94	\$/structure	USEPA, 2000	
Moyenne	825 276,98	2 364 445,61						
Minimum	568 260,92	1 631 785,14						
Maximum	1 129 064,75	3 232 260,17						

5.1.3 Frais d'exploitation pour la gestion des boues

Les coûts pour l'opération du scénario d'épandage présentés dans le Tableau 5.6 se limitent au transport des boues vers le champ agricole. Les frais d'exploitation annuels estimés pour le scénario sont de 20 473,81 \$, mais varient entre 7 979,26 et 31 593,21 \$. Ces coûts comprennent les frais fixes pour le transport qui ne tiennent pas compte de la distance à parcourir et les frais variables qui diffèrent selon la distance à parcourir pour le transport des boues vers le champ agricole (Ribaud et autres, 2003; Ghafoori et autres, 2007).

Les frais d'exploitation pour un système de compostage en andains sont difficiles à estimer, car ils varient beaucoup selon l'effort investi dans l'opération de compostage, notamment le nombre de retournements des andains (Christian et autres, 2009; Epstein, 2011). Les composantes incluses dans le Tableau 5.7 pour l'évaluation des frais d'exploitation du scénario sont le transport de la paille (charge fixe et charge variable) (Rynk, 2001; Christian et autres, 2009), la formation des andains de compostage, le retournement des andains et le revenu pour le compost. La qualité du compost produit et la demande pour cette matière dans la région va influencer son prix de vente (Rynk, 2001). Selon Martineau et Chayer (2007), le prix de vente du compost varie entre 0 et 10 \$ CAN par tonne. Dans le présent scénario, si un prix de vente de 5 \$ CAN/tonne de compost peut être obtenu le revenu annuel est de 6 926,90 \$ et la moyenne des frais d'exploitation est donc de 77 413,35 \$ avec un minimum de 60 568,70 \$ et un maximum de 94 019,94 \$.

Les frais d'exploitation pour le scénario de biométhanisation des boues sont présentés dans le Tableau 5.8 et incluent l'entretien et l'opération du digesteur, le transport du digestat, et les coûts épargnés par l'énergie produite à partir du biogaz. Les frais d'exploitation minimaux estimés pour le scénario de biométhanisation sont de -4 727,02 \$ (indiquant un revenu) et d'un maximum de 25 205,97 \$ avec une moyenne de 9 993,25 \$. Les coûts pour l'entretien et pour l'opération du digesteur ont respectivement été estimés à partir de la quantité de biogaz produite par année (ArdCorp, 2011) et de la quantité d'énergie thermique générée annuellement à partir du biogaz (Alberta Agriculture, 2008; Baylis and Paulson, 2011). Selon ArdCorp (2011) et Brodeur et autres (2008), environ une heure de main d'œuvre est requise quotidiennement pour l'opération du SAR ce qui correspond à 50 \$ CAN par jour. En ce qui a trait aux frais reliés au transport du digestat, ils sont estimés en utilisant les mêmes données que pour le scénario d'épandage. Finalement, les frais épargnés par l'utilisation de l'énergie thermique produite par la quantité excédentaire de biogaz (calculée dans le Chapitre 4) sont estimés en tenant compte du coût de l'électricité en N.-É. (0,099 \$ CAN/kWh) (Nova Scotia Power, 2012).

Tableau 5.6 Frais d'exploitation pour le scénario d'épandage des boues.

Composante	Valeur estimée (\$)	Donnée	Devise et année	Donnée (CAN 2012)	Unités	Référence
Transport des boues (charge fixe)	16 613,67	4,00	É.-U. 2005	5,49	\$/tonne	Ghafoori et autres, 2007
	9 139,03	2,20	É.-U. 2005	3,02	\$/tonne	Ghafoori et autres, 2007
	10 410,02	2,08	É.-U. 2003	3,44	\$/m ³	Ribaldo et autres, 2003
Transport des boues (charge variable)	4 539,26	0,08	É.-U. 2005	0,10	\$/tonne*km	Ghafoori et autres, 2007
	12 709,91	0,21	É.-U. 2005	0,28	\$/tonne*km	Ghafoori et autres, 2007
	14 979,54	0,20	É.-U. 2003	0,33	\$/m ³ *km	Ribaldo et autres, 2003
Moyenne	22 797,14					
Minimum	13 678,29					
Maximum	31 593,22					

Tableau 5.7 Frais d'exploitation pour le scénario de compostage des boues.

Composante	Valeur estimée (\$)	Donnée	Devise et année	Donnée (CAN 2012)	Unités	Référence
Formation des andains	6 318,64	1,00	É.-U. 1992	1,74	\$/tonne	Rynk et autres, 1992
	37 948,13	6,00	É.-U. 1992	10,45	\$/tonne	Rynk et autres, 1992
Coût pour retourner les andains 4 fois	56 795,10	2,25	É.-U. 1992	3,91	\$/tonne	Rynk et autres, 1992
Transport de la paille (charge variable)	1 270,98	0,12	É.-U. 2007	0,14	\$/tonne*km	Ghafoori et autres, 2007
	1 714,91	0,14	É.-U. 2005	0,19	\$/tonne*km	Ghafoori et autres, 2007
Transport de la paille (charge fixe)	4 151,88	5,00	É.-U. 2005	6,86	\$/tonne	Ghafoori et autres, 2007
	4 478,70	5,40	É.-U. 2005	7,40	\$/tonne	Ghafoori et autres, 2007
	3 110,88	4,39	É.-U. 2007	5,14	\$/tonne	Searcy et autres, 2007
Revenu pour le compost produit	6 926,90	5,00	CAN 2007	5,45	\$/tonne	Martineau et Chayer, 2007
Moyenne	84 340,24					
Minimum	67 495,60					
Maximum	100 946,83					
Moyenne (avec \$ compost)	77 413,35					
Minimum (avec \$ compost)	60 568,70					
Maximum (avec \$ compost)	94 019,94					

Tableau 5.8 Frais d'exploitation pour le scénario de biométhanisation des boues.

Composante	Valeur estimée (\$)	Donnée	Devise et année	Donnée (CAN 2012)	Unités	Référence
Entretien du digesteur	484,19	0,01	CAN 2011	0,01	\$/m ³ de biogaz produit	ArdCorp, 2011
Opération du digesteur	6 381,59	0,02	CAN 2008	0,02	\$/kWh produit	Alberta Agriculture, 2008
	11 167,78	0,035	É.-U. 2011	0,035	\$/kWh produit	Baylis and Paulson, 2011
	18 399,65	50,00	CAN 2011	50,41	\$/jour	ArdCorp, 2011
Transport du digestat (charge fixe)	16 613,67	4,00	É.-U. 2005	5,49	\$/tonne	Ghafoori et autres, 2007
	9 139,03	2,20	É.-U. 2005	3,02	\$/tonne	Ghafoori et autres, 2007
	10 410,02	2,08	É.-U. 2003	3,44	\$/m ³	Ribaudo et autres, 2003
Transport du digestat (charge variable)	4 539,26	0,08	É.-U. 2005	0,10	\$/tonne*km	Ghafoori et autres, 2007
	12 709,91	0,21	É.-U. 2005	0,28	\$/tonne*km	Ghafoori et autres, 2007
	14 979,54	0,20	É.-U. 2003	0,33	\$/m ³ *km	Ribaudo et autres, 2003
Coûts sauvés pour l'énergie produite	25 271,09					
Moyenne	35 264,34					
Minimum	20 544,06					
Maximum	50 477,05					
Moyenne (avec coûts sauvés)	9 993,25					
Minimum (avec coûts sauvés)	-4 727,02					
Maximum (avec coûts sauvés)	25 205,97					

5.1.4 Frais d'exploitation pour la gestion des effluents

En ce qui a trait au scénario de traitement par filtration et désinfection UV des effluents, les frais d'exploitation sont présentés dans le Tableau 5.9 et incluent le remplacement des lampes UV, l'énergie d'opération du moteur du filtre à tambour, de la pompe du contre lavage et du système UV ainsi que l'entretien du filtre à tambour et du système UV. Les frais d'exploitation moyens du scénario de traitement mécanique du plus faible débit d'effluents sont de 30 576,37 \$ avec un minimum de 16 338,37 \$ et un maximum de 44 814,36 \$. En ce qui a trait au plus fort débit, les coûts moyens sont de 81 515,06 \$ avec un minimum de 42 151,19 \$ et un maximum de 120 878,92 \$. Pour estimer les coûts en énergie, la puissance des différentes composantes a été multipliée au temps annuel d'opération de chaque composante et au prix de l'électricité (0,099 \$ CAN/kWh). Il a été estimé que les frais devant être déboursés annuellement pour l'entretien du filtre à tambour et du système UV sont de 3 % des coûts d'investissement pour ces systèmes (Acierno et autres, 2006).

Les frais d'exploitation d'un marais construit sont normalement faibles, car ce dernier est un système de traitement naturel (USEPA, 2000; Kadlec and Wallace, 2009). Les frais d'exploitation d'un marais construit incluent habituellement les frais pour l'entretien des zones de traitement du marais, l'observation du niveau d'eau dans le marais et le nettoyage des grillages (structures) d'entrée et de sortie (USEPA, 2000; Kadlec and Wallace, 2009). La végétation va mourir naturellement, mais devrait être récoltée afin d'aider à soutirer des composés azotés et pour contrôler la répartition des zones de végétation dans le marais (USEPA, 2000). La récolte et l'entretien des plantes dans le marais peuvent coûter cher et ces éléments sont parfois délaissés (Kadlec and Wallace, 2009). Selon le USEPA (2000), les frais d'exploitation annuels d'un marais de 0,89 ha sont environ de 4 035,98 \$ É.-U. par ha (7 536,22 \$ CAN par ha) et de 1 205,36 \$ É.-U. par ha (2 250,74 \$ CAN par ha) dans le cas d'un marais de 3 ha (USEPA, 2000). Pour le présent scénario cela correspond à un minimum de 9 790,71 \$ par année pour le marais de 4,35 ha et de 28 291,78 \$ par année pour le marais de 12,57 ha et un maximum de 32 782,54 \$ et 94 730,25 \$ par année pour le marais de 4,35 et de 12,57 ha respectivement.

5.2 Critères environnementaux

Dans les sections qui suivent, les résultats pour le critère d'émissions de GES sont tout d'abord présentés pour les scénarios de gestion des boues et pour les scénarios de gestion des effluents du SAR à l'étude. Les résultats pour le critère de valeur fertilisante utilisé pour l'évaluation des scénarios de gestion des boues sont par la suite détaillés suivis des résultats pour le critère de potentiel d'eutrophisation des scénarios de gestion des effluents.

Tableau 5.9 Frais d'exploitation pour le scénario de traitement des effluents du SAR à l'étude par filtration et désinfection UV.

Composante	Estimé minimum (\$)	Estimé maximum (\$)	Donnée	Devise et année	Donnée (CAN 2012)	Unités	Référence
Énergie pour la pompe	242,61	242,61					
Énergie pour le moteur du filtre	215,66	215,66					
Énergie pour le système UV	2 948,62	8 152,06					
Entretien du filtre à tambour	1 252,84	1 252,84	3		3	% coût du filtre	Acierno et autres, 2006
Entretien du système UV	340,15	940,43	3		3	% coût des lampes	Acierno et autres, 2006
	1 169,55	3 233,47	3		3	% coût des lampes	Acierno et autres, 2006
Lampes pour le système UV	11 338,49	31 347,59	397,00	É.-U. 1993	666,97	\$/lampe	USEPA, 1999
	38 985,08	107 782,28	1 365,00	É.-U. 1993	2 293,24	\$/lampe	USEPA, 1999
Moyenne	30 576,37	81 515,06					
Minimum	16 338,37	42 151,19					
Maximum	44 814,36	120 878,92					

5.2.1 Émissions de GES reliées à la gestion des boues

Les émissions de GES pour les trois scénarios de gestion des boues peuvent être séparées en quatre catégories, soit l'entreposage, le traitement, le transport et l'épandage. Les résultats pour le critère d'émission de GES sont présentés dans le Tableau 5.10.

Tableau 5.10 Émissions de GES des scénarios de gestion des boues du SAR à l'étude.

	Épandage	Compostage	Digesteur anaérobie
Composante	Valeur estimée (tonnes équivalent CO ₂)		
Entreposage des MRF	140,57	50,11	93,05
	167,45	132,18	
Retournement et formation des andains		3,92	
		58,83	
Fuite de CH ₄ du digesteur anaérobie			14,28
Combustion du biogaz produit			104,00
Quantité d'émissions évitées			-216,97
Transport de la paille		0,74	
Transport des MRF	3,68	1,54	3,68
Épandage des MRF	5,88		5,88
Moyenne	163,57	124,80	3,92
Minimum	150,13	56,31	
Maximum	177,01	193,29	

Dans le scénario d'épandage, il n'y a pas de traitement des boues, ces dernières sont entreposées, transportées et épandues. Pour ce scénario les émissions de GES estimées varient entre 150,13 et 177,01 tonnes équivalent CO₂ par année avec une moyenne de 163,57 tonnes équivalent CO₂ par année. Il a été estimé que les émissions de GES reliées au stockage de boues de poissons sont similaires à celles émises durant le stockage de fumier liquide d'animaux terrestres. Le stockage de fumier liquide de bétail sur une période de 100 jours en hiver génère entre 142,0 et 164,3 g CH₄/m³ et entre 2 999,0 et 3 591,2 g CH₄/m³ pour une période de stockage de 140 jours en été. L'émission de N₂O est pour sa part entre 38,2 et 44,0 g/m³ en hiver et entre 48,7 et 58,6 g/m³ pour le stockage en été (Clemens et autres, 2006). Les émissions sont donc de 14,82 à 17,09 kg équivalent CO₂/m³ en hiver et de 78,08 à 93,58 kg équivalent CO₂/m³ en été. Pour calculer les émissions totales du scénario, une moyenne a été effectuée entre les émissions en été et en hiver ce qui donne des émissions variant entre 46,45 et 55,34 kg équivalent CO₂/m³. Selon Armlinger et autres (2008), les

émissions de GES du stockage de fumier sur une période de 77 jours sont en moyenne entre 38,6 à 60,9 kg équivalent CO₂/tonne.

Les émissions de GES liées au processus de compostage en andains proviennent de l'utilisation de combustible fossile pour le retournement et la formation des andains, et pour le transport des intrants et du compost, ainsi que directement de la matière compostée (Brown et autres, 2008). Les émissions totales estimées varient entre 56,31 et 193,29 tonnes équivalent CO₂ par année avec une moyenne de 124,80 tonnes équivalent CO₂ par année. En ce qui a trait aux émissions directes de la matière lors du processus de compostage, la majorité des émissions de GES surviennent durant les 30 premiers jours du processus de compostage lorsque le mélange est encore humide (Brown et autres, 2008). Pour le compostage d'un fumier sur une période de 77 jours, la quantité d'émissions de GES varie entre 13,8 et 36,4 kg équivalent CO₂/tonne (Armlinger et autres, 2008).

Dans le scénario de biométhanisation des boues, les émissions sont estimées à 3,92 tonnes équivalent CO₂ par année. Une fournaise Danoise pour la combustion du biogaz émet 300,96 g CO₂, 1,16 g CH₄ et 0,5 g N₂O par kWh d'énergie thermique utilisé ce qui correspond à un total de 325,95 g équivalent CO₂/kWh. Les fuites de CH₄ lors du processus de digestion anaérobie correspondent à environ 3 % de la quantité de CH₄ produite (Moller et autres, 2009; Flesh et autres, 2011). Les émissions de GES liées au stockage du digestat produit par la biométhanisation de fumier liquide de vache sont de 14.8 kg équivalent CO₂/m³ en hiver et de 46.7 kg équivalent CO₂/m³ en été (Clemens et autres, 2006). La quantité est moindre que pour le stockage des boues non traitées, car du CH₄ a été capté lors de la digestion anaérobie (Brown et autres, 2008). Une moyenne entre les émissions en été et en hiver a été effectuée. Puisque le biogaz produit est utilisé comme énergie thermique, il faut tenir compte des émissions évitées (Moller et autres, 2009).

5.2.2 Émissions de GES liées à la gestion des effluents

Les résultats pour le critère d'émission de GES pour les scénarios de gestion des effluents du SAR à l'étude sont présentés dans le Tableau 5.11.

Pour le traitement du débit minimal d'effluents par filtration et désinfection UV les émissions de GES estimées sont de 29,25 tonnes équivalent CO₂ et de 73,93 tonnes équivalent CO₂ dans le cas du traitement du plus fort débit. En tenant compte de la superficie des marais de la présente étude et du captage du CO₂ par les plantes, les émissions de GES minimales sont estimées à -36,71 et à -106,14 tonnes équivalent CO₂ par année pour le marais de 4,35 et de 12,57 ha respectivement. Pour ce qui est des émissions maximales, elles sont estimées à 274,84 et à 794,58 tonnes équivalent CO₂ par année. Ces dernières valeurs sont supérieures à l'émission de GES liée au stockage des boues ce qui n'est pas réaliste puisque les effluents sont moins concentrés en

nutriments que les boues. Dans un marais construit les plantes participent au captage de GES sous la forme de CO₂, soit environ 1 500 g CO₂/m²*année (Kadlec and Wallace, 2009). Puisque la végétation couvre 67 % du marais, la quantité de CO₂ captée annuellement est donc respectivement de 43,46 et de 125,65 tonnes pour le petit et le gros marais. Selon le calcul de l'émission de GES sous la forme de CH₄ et de N₂O pour différents marais construits à écoulement en surface dans le monde, les émissions de CH₄ varient entre 6,94 et 127,75 g/m²*année et les émissions de N₂O sont entre 0,03 et 14,97 g/m²*année (Kadlec and Wallace, 2009), pour un minimum et maximum respectif de 0,16 et de 7,47 kg équivalent CO₂/m²*année.

Tableau 5.11 Émissions de GES des scénarios de gestion des effluents du SAR à l'étude.

	Marais (minimum)	Marais (maximum)	Filtre et UV (minimum)	Filtre et UV (maximum)
Composante	Valeur estimée (tonnes équivalent CO₂)			
Marais construit (captage)	43,46	125,65		
Marais construit (émission)	6,74	19,48		
	318,30	920,23		
Opération de la pompe du filtre			2,08	2,08
Opération du moteur du filtre			1,85	1,85
Opération du système UV			25,32	69,99
Moyenne	119,06	344,21	29,25	73,93
Minimum	-36,72	-106,17		
Maximum	274,84	794,58		

5.2.3 Valeur fertilisante reliée aux MRF de la gestion des boues

Dans le cas du scénario d'épandage, les boues piscicoles sont épandues en champ agricole sans traitement préalable. Il peut être estimé que la disponibilité du N pour les plantes des boues du SAR varie entre 10 et 58 % (moyenne de 34 %). En effet, selon Salazar et Saldana (2007), la disponibilité du N de boues piscicoles varie entre 10 et 50 % du N. Cette valeur s'apparente à la disponibilité du N mesurée par Gale et autres (2006) (18-58 %) et par Muñoz et Kelling (2008) (22-30 %) pour un fumier de poulet. En ce qui a trait au scénario de compostage des boues, il peut être estimé que la disponibilité du N pour les plantes du compost produit varie entre 1 et 9 % avec une moyenne de 4,5 %. En effet, le processus de compostage entraîne une perte de 20 à 50 % du N contenue dans le lisier de porc brut (Pigeon, 2010). La disponibilité du N pour les plantes se situe entre 1 et 9 % pour un compost de fumier de poulet (Gale et autres, 2006) et entre 4 et 7 % dans le cas d'un fumier de vache (Muñoz and Kelling, 2008). Pour ce qui est du scénario de valorisation

énergétique, il peut être estimé que la disponibilité du N du digestat produit est supérieure à celle estimée pour les boues du scénario d'épandage. En effet, le N d'un digestat est sous une forme plus assimilable par les plantes que le lisier ou fumier non digéré, car le processus de digestion anaérobie participe à la minéralisation du N organique (Pigeon, 2010; Ricard et autres, 2010; Goberna et autres, 2011). Dans l'étude de Goberna et autres (2011), la disponibilité du N pour les plantes d'un digestat issu de la biométhanisation d'un fumier de vache est de 57,8 %, soit de 12 % supérieure au fumier non digéré dont la disponibilité du N est de 6,8 %.

5.2.4 Potentiel d'eutrophisation relié aux effluents

Dans le cas du traitement des effluents par filtration mécanique et désinfection UV, l'efficacité de captage du N total varie entre 10 et 30 %, et est en moyenne de 20 %. En effet, selon Chadwick et autres (2010) un filtre à tambour de 90 µm capte moins de 10 % du N total. Selon Acierno et autres (2006) l'efficacité de captage du N total dans un filtre à tambour de 90 µm se situe entre 15 et 30 %. Le système UV sert quant à lui à la réduction des pathogènes et ne participe pas substantiellement au captage des nutriments. En ce qui a trait au marais construit, son efficacité de captage du N varie de 67,4 à 98,0 % (moyenne de 82,7 %). En effet, selon Acierno et autres (2006) le captage du N inorganique en marais construit est de 95-98 %. Des valeurs identiques ont été obtenues par Lin et autres (2002) pour un marais construit en Taiwan traitant des rejets piscicoles. Des valeurs inférieures, soit de 67,4-76,5 % de N inorganique, ont toutefois été obtenues pour le traitement d'effluents municipaux (Buhmann and Papenbrock, sous presse).

5.3 Critères sociaux

Dans les sections qui suivent, les résultats pour le critère de nuisances olfactives des scénarios de gestion des boues du SAR à l'étude sont tout d'abord présentés suivis des résultats de l'analyse selon le critère de création d'emplois pour les scénarios de gestion des boues et des effluents.

5.3.1 Nuisances olfactives reliées aux MRF de la gestion des boues

En ce qui a trait au premier critère social, les plus fortes nuisances olfactives sont reliées au scénario où les boues non traitées sont épandues dans le champ agricole. Une cote entre O2 (égal au bovin laitier) et O3 (inférieur au lisier de porc) sur l'échelle élaborée par le MDDEFPP est attribuée au scénario d'épandage. Pour le compostage des boues, une cote de O1 sur l'échelle du MDDEFPP est assignée à ce scénario. En effet, les odeurs dégagées par le compost produit dépendent du stade de maturité atteint, mais le compost est généralement peu odorant (Fleming and MacAlpine, 1999; Rynk, 2001; Pigeon, 2010). Finalement, une cote de O1 a également été assignée au

scénario de gestion par biométhanisation. La digestion anaérobie réduit les odeurs du fumier de près de 99 % et permet une amélioration du contrôle des odeurs lors du stockage (ArdCorp, 2011).

5.3.2 Création d'emplois reliée à la gestion des boues

Pour le scénario de gestion des boues par épandage il est estimé qu'aucun nouvel emploi n'est créé sur le site du SAR pour l'opération de ce scénario, mais qu'il y a utilisation de contractuels pour le transport des boues. En effet, dans ce scénario les tâches se limitent au transport des boues vers le champ agricole. En ce qui a trait au scénario de compostage, les tâches principales reliées à l'opération du scénario, la formation et le retournement des andains, peuvent être assumées par un employé du SAR cumulant d'autres tâches ou encore par l'embauche d'un nouvel employé à temps partiel. Un système de compostage en andains aux É.-U. qui produit 3 800 m³ de compost par année emploie une personne à temps plein (Christian et autres, 2009). Puisque cette production est environ le double de celle du scénario, il peut être estimé qu'un emploi à temps partiel est créé pour l'exploitation du système. Pour le scénario de biométhanisation, son opération requiert l'embauche d'un employé à temps partiel ou encore la formation d'un employé existant. Cette estimation est basée sur l'étude de Brodeur et autres (2008) et de ArdCorp (2011) qui soutiennent que l'opération d'un digesteur anaérobie sur une ferme requiert environ une heure de main-d'œuvre par jour (365 h par année). Vu la particularité de cette technologie, tout employé chargé de l'opération d'un système de biométhanisation doit avoir une formation préalable et obtenir une rémunération qui tient compte du niveau de difficulté technique des tâches à accomplir.

5.3.3 Création d'emplois reliée à la gestion des effluents

Pour ce qui est du scénario de gestion des effluents par filtration et désinfection UV il est estimé que les tâches peuvent être cumulées par un employé existant du SAR. En effet, ces dernières se limitent à un entretien sporadique du filtre à tambour et du système UV. Quant au marais construit, il requiert peu de main-d'œuvre et son entretien peut être effectué par un employé existant du SAR. En effet, un marais de 3 ha nécessite environ 122 heures de travail par année (USEPA, 2000).

5.4 Attribution des cotes

Dans le but de comparer les résultats obtenus pour les différents scénarios, les cotes attribuées aux scénarios de gestion des boues sont détaillées suivies de celles pour la gestion des effluents.

5.4.1 Scénarios de gestion des boues

Le Tableau 5.12 présente les cotes attribuées à chaque scénario de gestion des boues pour chaque critère selon les résultats obtenus pour ces critères. Il est à noter que pour obtenir une cote

différente de celle du scénario de base (épandage) pour un critère donné, le minimum et le maximum obtenu pour ce critère ne doivent pas recouper le minimum et le maximum estimé pour le scénario d'épandage. Suivant la compilation des cotes le scénario de biométhanisation obtient une cote totale de 15, alors que le scénario de compostage obtient une cote globale identique à celle du scénario d'épandage, soit de 12.

Tableau 5.12 Résultats et cotes attribuées aux scénarios de gestion des boues.

Critère	Scénario	Cote	Moyenne	Minimum	Maximum
Coûts d'investissement (\$)	Épandage	2	134 375,82	68 720,64	206 195,00
	Compostage	2	219 258,06	178 282,21	262 318,03
	Biométhanisation	1	630 784,45	564 817,78	702 931,63
Frais d'exploitation (\$)	Épandage	2	22 797,14	13 678,29	31 593,22
	Compostage	1	77 413,35	60 568,70	94 019,94
	Biométhanisation	2	9 993,25	-4 727,02	25 205,97
Émission de GES (tonnes équivalent CO ₂)	Épandage	2	163,57	150,13	177,01
	Compostage	2	124,80	56,31	193,29
	Biométhanisation	3	3,92		
Disponibilité de N (%)	Épandage	2	34,00	10,00	58,00
	Compostage	1	4,50	1,00	9,00
	Biométhanisation	3	Supérieur aux boues		
Nuisances olfactives	Épandage	2	O2-O3		
	Compostage	3	O1		
	Biométhanisation	3	O1		
Création d'emplois (nombre)	Épandage	2	0		
	Compostage	3	1		
	Biométhanisation	3	1		
Total	Épandage	12			
	Compostage	12			
	Biométhanisation	15			

5.4.2 Scénarios de gestion des effluents

Le Tableau 5.13 présente les cotes attribuées à chaque scénario de gestion des effluents pour chaque critère selon les résultats obtenus pour ces critères. Suivant la compilation des cotes le

scénario de traitement en marais construit obtient une cote globale de 10, égale à celle du scénario de base de filtration et désinfection UV.

Tableau 5.13 Résultats et cotes attribuées aux scénarios de gestion des effluents.

Critère	Scénario	Cote	Valeur	Minimum	Maximum
Coûts d'investissement (\$)	Filtration et UV	2	92 046,80	51 212,92	132 880,67
	Marais construit	1	825 276,98	568 260,92	1 129 064,75
Frais d'exploitation (\$)	Filtration et UV	2	30 576,37	16 338,37	44 814,36
	Marais construit	2	21 286,63	9 790,71	32 782,54
Émission de GES (tonnes équivalent CO ₂)	Filtration et UV	2	29,25		
	Marais construit	2	119,06	-36,72	274,84
Eutrophisation (% captage N)	Filtration et UV	2	20,00	10,00	30,00
	Marais construit	3	82,70	67,40	98,00
Création d'emplois (nombre)	Filtration et UV	2	0		
	Marais construit	2	0		
Total	Filtration et UV	10			
	Marais construit	10			

6 DISCUSSION DES RÉSULTATS D'ANALYSE ET RECOMMANDATIONS

Dans ce chapitre, les résultats ainsi que leur sensibilité aux données et hypothèses utilisées dans l'analyse sont tout d'abord discutés en commençant par les scénarios de gestion des boues pour ensuite aborder ceux de gestion des effluents. Par la suite, les limites de la méthodologie utilisée sont détaillées. Finalement, à la lumière des résultats et de la discussion, des recommandations sont suggérées.

6.1 Variation des hypothèses pour les scénarios de gestion des boues

Suivant les résultats obtenus pour l'attribution des cotes à la section 5.4.1 du Chapitre 5, lorsque l'ensemble des critères est pris en compte et qu'un poids identique est donné à chaque critère, le scénario de biométhanisation obtient une cote supérieure aux scénarios d'épandage et de compostage qui ont pour leur part une cote identique. Dans les sections qui suivent, les résultats obtenus pour chaque catégorie de critères, économique, environnementale et sociale, sont discutés séparément. La sensibilité de ces résultats aux données et hypothèses utilisées est également abordée.

6.1.1 Hypothèses pour le calcul des coûts

D'après les résultats du Chapitre 4, le scénario d'épandage apparaît comme l'option la plus intéressante d'un point de vue économique avec une cote totale de 4 pour ce volet. En effet, les scénarios de compostage et de biométhanisation ont pour leur part obtenu des cotes de 3 pour l'aspect économique. Dans la présente analyse, les coûts d'investissement du scénario d'épandage sont similaires à ceux du scénario de compostage, mais ses frais d'exploitation sont inférieurs. Toutefois, les frais d'exploitation d'un système de compostage en andains peuvent varier en fonction de l'effort déployé dans le processus de compostage. En effet, les frais d'exploitation du scénario de compostage peuvent diminuer considérablement si le retournement des andains est effectué à une fréquence moindre que celle estimée lors de l'élaboration du scénario. Dans la présente étude de cas, il a également été estimé que le compost est vendu sur le site de la ferme évitant ainsi au propriétaire du SAR le transport de cette matière. Cependant, la qualité du compost obtenu et la demande pour cette matière dans la région peuvent faire varier cette hypothèse et par ce fait même les frais d'exploitation du scénario. Dans le cas où la distance entre le SAR et les fermes agricoles serait plus grande que celle estimée dans la présente étude de cas, le scénario de compostage pourrait être favorisé puisque le substrat carboné utilisé pour le compostage pourrait provenir d'une source autre qu'agricole, par exemple les déchets verts du secteur municipal.

Selon l'analyse effectuée au Chapitre 4, le scénario d'épandage constitue également une option plus intéressante que le scénario de biométhanisation d'un point de vue économique. En effet, les coûts d'investissement pour ce dernier scénario sont de beaucoup supérieurs à ceux du scénario d'épandage. Il a cependant été estimé qu'en incluant les coûts épargnés pour l'énergie produite par le scénario de biométhanisation les frais d'exploitation des deux scénarios sont similaires. Selon le MPO (2010a), la quantité d'énergie requise pour l'opération d'un SAR produisant 2 500 tonnes de saumons sur un cycle de 2 ans serait d'environ 7 260 205 kWh. Dans la présente étude de cas, la production d'énergie thermique par la digestion anaérobie des boues du SAR (255 263,49 kWh par année) permettrait donc de couvrir environ 7 % des besoins énergétiques du SAR, soit similaires aux valeurs estimées par Mirzoyan et autres (2010), Acierno et autres (2006) et Gebauer and Eikebrook (2006) (Chapitre 2) qui varient entre 4 et 10 %. La quantité de biogaz nécessaire pour l'opération du digesteur anaérobie et la valeur calorifique des boues du SAR sont deux facteurs qui ont une incidence sur la quantité de biogaz produite lors de la digestion anaérobie des boues et donc sur les frais d'exploitation de ce scénario. Pour la présente analyse, ces valeurs ont été estimées à partir des données disponibles, soit celles de la digestion anaérobie de fumier ou de lisier d'animaux terrestres. Puisque la biométhanisation des boues piscicoles est encore au stade expérimental, il n'est pas démontré que les rendements seraient équivalents à ceux obtenus par les fermes agricoles.

Un autre facteur, soit l'addition d'un substrat carboné, pourrait influencer le rendement de la digestion anaérobie et ainsi les frais d'exploitation de ce scénario. En effet, pour augmenter la valeur calorifique dans le digesteur anaérobie et donc la quantité de biogaz produite par tonne d'intrants, un substrat carboné à haute valeur énergétique peut être utilisé (Brodeur et autres, 2008; Ricard et autres, 2010; Dykes, 2012). Par exemple, la production de biogaz à partir de paille provenant d'une ferme agricole est d'environ 162 m³/tonne de paille (Ricard et autres, 2010), soit dix fois plus élevée que celle estimée pour les boues du SAR.

6.1.2 Hypothèses pour l'estimation des critères environnementaux

D'un point de vue environnemental, le scénario de biométhanisation apparaît comme l'option la plus intéressante pour la gestion des boues avec une cote globale de 6, soit supérieure à celles obtenues par les scénarios d'épandage et de compostage qui sont respectivement de 4 et de 3.

En effet, dans la présente analyse, les émissions de GES liées à ce scénario sont plus basses que celles estimées pour le scénario d'épandage. Lors de la digestion anaérobie, le CH₄ qui est habituellement émis des bassins de stockage est capté et utilisé comme source d'énergie. Par

conséquent, les émissions qui sont générées par l'utilisation d'énergie électrique sont donc évitées (Moller et autres, 2009).

Le compostage des boues permet également de réduire les émissions de CH₄ comparativement à un stockage des boues en bassin (Brown et autres, 2008). Dans la présente analyse, le scénario de compostage a toutefois obtenu une cote égale au scénario d'épandage pour ce critère. En effet, comme indiqué dans le Chapitre 5 la formation et le retournement des andains requièrent entre 0,4 et 6,0 L de diesel/tonne de matières compostées (Boldrin et autres., 2009) en fonction de l'effort investi dans le compostage. Si l'effort investi est minimal, l'utilisation de carburant sera réduite et les émissions estimées dans la présente analyse seront moindres que celles pour le scénario d'épandage. En effet, selon Brown et autres (2008), la quantité de GES émise par la combustion de diesel lors des activités de compostage est minimale comparativement aux émissions qui sont évitées si un processus de compostage est utilisé plutôt qu'un stockage des boues non traitées en bassin. De plus, dans la présente analyse les GES émis ou captés par la matière une fois épandue en champ agricole ne sont pas comptabilisés et pourraient avoir une incidence sur le bilan des GES des différents scénarios évalués. Par exemple, selon Brown et autres (2008), le compost une fois épandu en champ agricole permettrait une séquestration du CO₂.

En ce qui a trait au critère de valeur fertilisante, le scénario de biométhanisation a obtenu la cote la plus élevée suivi du scénario d'épandage et finalement du scénario de compostage, car la disponibilité du N dans le digestat est supérieure à celle des boues non traitées et du compost. L'épandage du digestat pourrait donc permettre de réduire l'utilisation de fertilisants chimique à court terme de façon plus significative que l'épandage de compost ou de boues non traitées. Cependant, lors du processus de compostage il y a formation de composés humiques qui une fois épandus en champs agricoles amènent une amélioration à long terme de la qualité des sols (Pigeon, 2010). Cette valeur amendante (apport de matière organique) du compost peut entraîner, au cours des années, une réduction de l'apport en fertilisants chimique. Il peut donc s'avérer important de connaître les besoins en nutriments des agriculteurs à proximité du SAR.

6.1.3 Hypothèses pour l'estimation des critères sociaux

Les scénarios de biométhanisation et de compostage ont obtenu des cotes plus élevées que le scénario d'épandage pour l'aspect social de l'analyse. Cependant, en ce qui a trait au critère de nuisances olfactives, uniquement la phase d'épandage a été tenue en compte dans l'analyse. Il a été présumé que les odeurs lors du processus de compostage seraient minimales puisque ce dernier se ferait en mode aérobie. Toutefois, l'effort déployé lors du compostage est important à

considérer puisqu'il peut faire varier l'oxygénation de la matière et conséquemment les nuisances olfactives.

6.2 Variation des hypothèses pour les scénarios de gestion des effluents

Lorsque l'ensemble des critères est pris en compte et qu'un poids identique est donné à chaque critère, le scénario de traitement des effluents par filtration et désinfection UV, et le scénario de traitement par marais construit obtiennent une cote totale identique. Dans les sections qui suivent, les résultats pour les critères économiques et environnementaux sont discutés séparément. La sensibilité de ces résultats aux hypothèses utilisées est également abordée.

6.2.1 Hypothèses pour le calcul des coûts

D'après les résultats obtenus dans le Chapitre 4 le scénario de traitement mécanique apparaît comme l'option la plus intéressante d'un point de vue économique. En effet, les coûts d'investissement du marais construit sont significativement plus élevés que ceux du scénario de traitement par filtration et désinfection UV. Cependant, si le temps de rétention des effluents dans le marais construit est réduit, la taille du marais nécessaire pour le traitement des effluents diminuera ce qui entraînera à son tour une réduction des coûts d'investissement pour ce scénario. Dans la présente analyse, il a été estimé que les effluents doivent demeurer dans le marais six jours pour assurer un traitement adéquat. Cependant, selon Bastviken (2006), un temps de rétention de deux jours serait suffisant pour permettre une sequestration du NO_3^- .

De plus, la différence entre les coûts d'investissement des deux scénarios pourrait varier si la durée de vie des systèmes était prise en compte ainsi que les coûts à défrayer pour l'achat d'un terrain. En effet, un marais construit a une durée de vie d'environ 20 ans (USEPA, 2000), soit de deux fois supérieure à la durée de vie d'un filtre à tambour (MPO, 2010a). Cependant, la mise en place d'un marais construit nécessite l'acquisition d'une superficie considérable de terrain comparativement au scénario de traitement mécanique dont les composantes peuvent être installées dans un bâtiment existant du SAR. Si un de ces deux systèmes devait être sélectionné en C.-B., où les coûts de terrain peuvent être jusqu'à dix fois plus élevés que dans les maritimes, le traitement mécanique serait potentiellement favorisé.

6.2.1 Hypothèses pour les critères environnementaux

En ce qui a trait au volet environnemental de l'analyse, le scénario de traitement en marais construit qui a obtenu une cote totale plus élevée que le scénario de traitement par filtration et désinfection UV semble être une option plus intéressante.

Pour le critère d'émissions de GES, puisque la marge des émissions estimées pour le scénario de traitement en marais construit recoupe celle du scénario de filtration des effluents, une cote similaire a été attribuée aux deux scénarios pour ce critère. Cependant, il est à noter que l'émission de GES maximale estimée pour le traitement en marais construit pourrait être réduite. En effet, les GES émis par le traitement en marais construit des effluents du SAR sont basés sur les émissions enregistrées pour différents marais construits existants. La concentration en nutriments des effluents traités dans ces marais varie et pourrait, dans certains cas, être plus élevée que la concentration dans les effluents de la présente étude de cas ce qui entraînerait des émissions de GES supérieures.

En ce qui a trait au critère de potentiel d'eutrophisation, le traitement en marais construit qui permet de réduire davantage les composés azotés que le traitement par filtration et désinfection a obtenu une cote plus élevée pour ce critère. Cependant, il est à noter que l'évaluation n'a pu tenir compte des limites de rejets imposées pour la concentration en composés azotés, car ces dernières dépendent du milieu récepteur. Dans certains cas, la réduction des composés azotés par la filtration mécanique pourrait possiblement répondre aux limites établies et, sur ce plan, s'avérer équivalente au marais construit.

6.3 Limites de la méthodologie

L'utilisation d'un modèle hypothétique a ses limites puisqu'il fournit uniquement une estimation de la quantité de rejets générée par le SAR. Toutefois, puisque l'élevage du saumon de l'Atlantique en SAR de taille commerciale est actuellement peu pratiqué, l'obtention de ce type de données est difficile. Le modèle hypothétique utilisé a cependant une production annuelle similaire à celle visée par les SAR actuellement en construction.

Les principales limites de la méthodologie utilisée en ce qui a trait aux critères et au système de cotation sont discutées dans les sections qui suivent.

6.3.1 Critères

Concernant les critères économiques, la disponibilité de la technologie dans la région n'a pas pu être tenue en compte, mais pourrait grandement influencer le coût d'investissement d'un scénario. En effet, si la technologie n'est pas disponible dans la région, des frais de transport et de main-d'oeuvre additionnels s'ajouteront aux coûts d'investissement. Par exemple, la digestion anaérobie requiert un équipement plus spécialisé et probablement moins accessible que celui des scénarios de compostage et d'épandage. De plus, l'évaluation des coûts pour les différents scénarios ne tient pas compte des frais de conception.

Pour l'évaluation des impacts environnementaux, l'émission de GES a été privilégiée. Cependant, l'opération des différents scénarios peut engendrer l'émission d'autres gaz, tels le NH₃ et le dioxyde de soufre, qui ont un potentiel d'acidification. Si un scénario qui permet de réduire les GES augmente l'émission de NH₃, il pourrait engendrer un déplacement de l'impact environnemental.

Finalement, l'analyse des scénarios ne tient pas compte des contraintes techniques, tels les délais d'obtention de permis de construction ainsi que la flexibilité de la technologie à une variation dans la quantité de matières à traiter qui peuvent varier entre les différents scénarios et influencer le choix du scénario à mettre en place. Par exemple, dans le cas de la digestion anaérobie l'obtention d'un permis peut prendre jusqu'à deux ans (Meyer, 2003; ArdCorp, 2011). De plus, un digesteur anaérobie est conçu pour une certaine recette d'intrants, ainsi une augmentation ou une diminution de la charge de matières peut compromettre la quantité de biogaz produite et la santé du digesteur (ArdCorp, 2011).

6.3.2 Système de cotation

Le système de cotation établie visait à comparer les scénarios entre eux et à identifier les avantages et les inconvénients de chaque scénario d'un point de vue économique, environnemental et social. Pour ce faire, un poids identique a été attribué à chacun des critères d'analyse. Ce système ne permet pas de déterminer si un scénario qui a une cote élevée pour le volet environnemental, mais faible pour le volet économique, par exemple la biométhanisation, est supérieur à un scénario qui a une cote élevée pour le volet économique, mais faible pour le volet environnemental, tel l'épandage. Du point de vue du propriétaire du SAR, le coût d'investissement pourrait être plus important que l'aspect environnemental ce qui favoriserait la mise en place du scénario d'épandage, alors que le contraire pourrait être attendu d'un législateur dans le domaine de l'environnement.

6.4 Recommandations

Suivant l'analyse effectuée, la biométhanisation a des avantages environnementaux et sociaux comparativement à la gestion des boues non traitées par épandage. Cependant, les coûts à déboursier pour la mise en place d'un tel système sont significativement plus élevés que pour une gestion par épandage. Pour pallier cet inconvénient et rendre cette technologie plus accessible aux propriétaires de SAR, des subventions pourraient être accordées comme dans le cas des fermes agricoles. En effet, celles-ci ont accès à des subventions provinciales et fédérales pour la mise en place de cette technologie.

De plus, l'établissement d'un partenariat entre un SAR et une ferme agricole pour permettre un échange de déchets entre ces types de production pourrait augmenter le rendement énergétique de la biométhanisation des boues et ainsi compenser les coûts d'investissement de cette technologie. En effet, la ferme agricole a des rejets qui ont un potentiel énergétique élevé telle la paille, alors que la ferme piscicole a des rejets qui ont une valeur fertilisante intéressante pour la ferme agricole. La ferme agricole pourrait payer pour le transport de ses rejets de paille vers le SAR et en retour recevoir gratuitement le digestat produit par le SAR. Ceci permettrait au SAR d'obtenir un plus grand rendement énergétique sans avoir à déboursier davantage.

À la lumière des résultats obtenus pour le scénario de compostage et des points discutés dans les sections 6.1.1 et 6.1.2, l'intérêt économique et environnemental de composter les boues d'un SAR plutôt que d'épandre directement ces boues en champ agricole peut varier grandement selon l'effort mis dans le compostage. Si l'effort déployé pour le compostage est minimal, l'intérêt économique et environnemental augmente, mais la qualité du compost produit et donc son potentiel de vente sur le site du SAR peut être compromise. Des recherches effectuées sur le terrain seraient utiles pour déterminer le niveau d'effort optimal à déployer pour le compostage des boues du SAR et identifier si ce niveau d'effort augmenterait la demande pour la matière produite comparativement aux boues non traitées. Le propriétaire du SAR devrait également connaître le type de matière fertilisante recherché dans sa région.

D'après les résultats obtenus, le marais construit comporte des avantages environnementaux comparativement à la mise en place d'un système de filtration pour le traitement des effluents du SAR, toutefois il requiert un investissement considérable. Pour déterminer si cet investissement supplémentaire est justifié, il serait intéressant que des recherches comparent les impacts du rejet des effluents du traitement par filtration et désinfection UV à ceux obtenus suivant un traitement en marais construit qui permet de séquestrer davantage de composés azotés.

CONCLUSION

Dans le présent essai une synthèse du contexte de l'aquaculture du saumon de l'Atlantique au Canada a tout d'abord été effectuée pour expliquer la place occupée par les SAR dans cette industrie. L'élevage du saumon de l'Atlantique pratiqué en cages à filets ouverts est une activité économique importante en C.-B. et dans l'est du Canada. En effet, ce secteur d'activité participe à l'essor des communautés côtières par la création d'emplois. Toutefois, des impacts environnementaux locaux sont associés à ce type d'élevage. La culture en SAR, qui est pratiquée en milieu terrestre, établit une barrière entre les saumons d'élevage et l'environnement marin et pourrait ainsi permettre de réduire certains des impacts environnementaux associés au système de culture en filets ouverts. L'élevage du saumon en SAR pourrait, entre autres, adresser une des préoccupations principales reliées à la culture du saumon en cages, soit le rejet de déchets métaboliques et les effets potentiels de cette charge en nutriments sur le milieu aquatique. En effet, dans un SAR l'ensemble des rejets de culture peut être capté et traité.

Afin de répondre au second objectif spécifique de l'étude, une revue littéraire et des entrevues menées auprès de propriétaires de SAR existants ont été effectuées et ont permis d'identifier les composantes principales utilisées pour le traitement du débit d'eau recirculé dans un SAR ainsi que les différents types de rejets produits par ce système de culture. Dans un SAR, l'eau quittant les bassins de culture est tout d'abord passée dans un système de décantation et de filtration pour capter les MES. Les effluents qui quittent le système de décantation et de filtration du SAR sont pour leur part acheminés vers un filtre biologique pour la réduction du NH_3 avant d'être redirigés vers les bassins de culture. Une portion de l'eau dans le système, le trop-plein, est rejetée et remplacée par de l'eau propre. Les boues accumulées dans les cônes de sédimentation et le contre lavage des filtres sont, pour leurs parts, envoyés vers un système d'épaississement qui produit deux types de rejet, soit des boues et un surnageant.

Les entrevues menées auprès de propriétaires de SAR ont également permis de déterminer les méthodes les plus communément utilisées pour gérer les différents types de rejets du SAR. L'épandage en champ agricole constitue l'option la plus fréquemment employée pour la valorisation des boues d'un SAR. En effet, parmi les 11 SAR étudiés dans l'essai, la moitié effectuait une valorisation agricole de leurs boues. Bien que certaines fermes envoient leurs boues vers des plateformes de compostage et des usines de biométhanisation, ces options sont au stade expérimental et ne semblent actuellement pas être utilisées pour la gestion des boues sur le site d'un SAR. Pour ce qui est de la gestion des effluents, soit le surnageant du système d'épaississement et le trop-plein du SAR, la revue littéraire et les entrevues ont permis d'identifier trois méthodes communément utilisées, soit le rejet direct en milieu naturel, le traitement en marais

construit et le traitement par filtration et désinfection UV. La revue des SAR existants a également révélé que la majorité des SAR voués à la culture de salmonidés ont une production annuelle de poissons variant entre 200 et 400 tonnes. Toutefois, les SAR pour la culture du saumon actuellement en stade de construction visent une production d'environ 1 250 tonnes/année. Pour estimer la quantité de boues et d'effluents générés par une telle production, un SAR hypothétique s'appuyant sur un modèle de la littérature a été utilisé.

Pour répondre à l'objectif principal de l'essai qui consistait à évaluer différentes méthodes de gestion des rejets applicables à un SAR, des scénarios de gestion des rejets ont été élaborés et des critères ont été choisis. À la lumière des méthodes identifiées pour la gestion des boues et des effluents d'un SAR et des quantités de boues et d'effluents estimées pour le SAR hypothétique, trois scénarios de gestion des boues (épandage, compostage et biométhanisation) et deux scénarios de gestion des effluents (filtration et désinfection UV, et traitement en marais construit) ont été détaillés. De plus, des critères ont été choisis pour évaluer la viabilité économique (coûts d'investissement et frais d'exploitation), environnementale (émissions de GES, valeur fertilisante et potentiel d'eutrophisation) et sociale (nuisance olfactive et création d'emplois) de ces scénarios. De plus, un système de cotation a été utilisé dans le but de comparer les résultats obtenus pour les différents scénarios.

L'analyse effectuée a révélé que la biométhanisation a des avantages environnementaux et sociaux comparativement à la gestion des boues non traitées par épandage. Cependant, son intérêt économique est moindre que celui du scénario d'épandage. Pour pallier cet inconvénient et rendre cette technologie plus accessible aux propriétaires de SAR, il a donc été suggéré que des subventions devraient être accordées comme dans le cas des fermes agricoles. De plus, l'établissement d'un partenariat entre un SAR et une ferme agricole pour permettre un échange de déchets entre ces types de production pourrait augmenter le rendement énergétique de la biométhanisation des boues et ainsi compenser les coûts d'investissement de cette technologie. L'intérêt économique et environnemental de composter les boues d'un SAR plutôt que d'épandre directement ces boues en champ agricole peut varier grandement selon l'effort mis dans le compostage. Des recherches effectuées sur le terrain seraient utiles pour déterminer le niveau d'effort optimal à déployer pour le compostage des boues du SAR et identifier si ce niveau d'effort augmenterait la demande pour la matière produite comparativement aux boues non traitées. En ce qui a trait à l'analyse des scénarios de gestion des effluents, le scénario de traitement par filtration et désinfection UV est plus intéressant d'un point de vue économique que le scénario de traitement par marais construit qui a des coûts d'investissement considérables dû à la taille de marais nécessaire pour traiter l'ensemble du débit d'effluents. Cependant, le marais construit comporte des avantages environnementaux comparativement au système de filtration.

RÉFÉRENCES

- Acierno, R., Blancheton, J.-P., Bressani, G., Ceruti, L., Chadwick, D., Roque d'Orbcastel, E., Claricoates, J. and Donaldson, G. (2006). Manual on Effluent Treatment in Aquaculture: Science and Practice. *In Archimer. Archive institutionnelle de l'Ifremer.* <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/6496/> (Page consultée le 29 octobre 2012).
- Adler, P.R. and Sikora, L.J. (2005). Mesophilic composting of Arctic char manure. *Compost Science & Utilization*, vol. 13, n° 1, p. 34-42.
- AgriMarine (2012). The Design. *In AgriMarine. Technology.* <http://agrimarine.com/technology/solid-wall> (Page consultée le 26 septembre 2012).
- Alberta. Agriculture (2008). Economic Feasibility of Anaerobic Digesters. *In Alberta Agriculture and Rural Development. Information.* [http://www1.agric.gov.ab.ca/\\$department/deptdocs.nsf/all/agdex12280](http://www1.agric.gov.ab.ca/$department/deptdocs.nsf/all/agdex12280) (Page consultée le 20 décembre 2012).
- Anonyme, (2012). Discussion au sujet du RAS voué à la culture du saumon Coho. *Correspondance Internet menée par Isabelle Gendron-Lemieux avec le directeur du service technique de la ferme de saumon Coho*, 30 octobre 2012, Sherbrooke. (À noter que le directeur ne désire pas que la compagnie soit identifiée)
- ArdCorp (2011). British Columbia On-Farm Anaerobic Digestion Benchmark Study. *In Anaerobic Digestion Initiative Advisory Committee of BC. AD Benchmarking Study.* <http://www.bcfarmbiogas.ca/events/view/48> (Page consultée le 20 décembre 2012).
- Arengo, E., Ridler, N. and Hersoug, B. (2010). Salmon Aquaculture Dialogue: A report by the Technical Working Group of the Salmon Aquaculture Dialogue. *In WWF. Salmon Aquaculture Dialogue "State of Information" Reports.* <http://wwf.worldwildlife.org/site/PageNavigator/SalmonSOIForm> (Page consultée le 11 septembre 2012).
- Armlinger, F., Peyr, S. and Cuhls, C. (2008). Greenhouse gas emissions from composting and mechanical biological treatment. *Waste Management and Research*, vol. 26, p. 47-60.
- Ayer, N.W. and Tyedmers, P.H. (2009). Assessing alternative aquaculture technologies: Life cycle assessment of salmonid culture systems in Canada. *Journal of Cleaner Production*, vol. 17, p. 362-373.
- Bastviken, S. (2006). *Nitrogen removal in treatment wetlands – Factors influencing spatial and temporal variations.* Thèse de Doctorat, Linköping University, Linköping, Suède, 45 p.
- Baylis, K. and Paulson, N.D. (2011). Potential for carbon offsets from anaerobic digesters in livestock production. *Animal Feed Science and Technology*, vol. 166-167, p. 446-456.
- Beecher, N. (2009). Estimating greenhouse gas emissions of biosolids management. *BioCycle*, vol. 50, n° 3, p. 26-33.
- Bergheim, A., Cripps, S.J. and Liltved, H. (1998). A system for the treatment of sludge from land-based fish farms. *Aquatic Living Resources*, vol. 11, n° 4, p. 279-287.

- Bergheim, A., Drengstig, A., Ulgenes, Y. and Fivelstad, S. (2009). Production of Atlantic salmon smolts in Europe – Current characteristics and future trends. *Aquaculture Engineering*, vol. 41, p. 46-52.
- Black, K.D., Hansen, P.K. and Holmer, M. (2008). Salmon Aquaculture Dialogue: Working Group Report on Benthic Impacts and Farm Siting. In WWF. *Salmon Aquaculture Dialogue “State of Information” Reports*. <http://wwf.worldwildlife.org/site/PageNavigator/SalmonSOIForm> (Page consultée le 11 septembre 2012).
- Blancheton, J.P., Piedrahita, R., Eding, E.H., Roque d’Orbcastel, D.E., Lemarié, J., Bergheim, A. and Fivelstad, S. (2007). Intensification of landbased aquaculture production in a single pass and reuse system. In Bergheim, A., *Aquacultural Engineering and Environment* (chap. 2, p. 21-47). Kerala, Research Signpost.
- Bocking, S. (2012). Science, salmon, and sea lice: Constructing practice and place in an environmental controversy. *Journal of the History of Biology*, vol. 45, p. 681-716.
- Boldrin, A., Andersen, J.K., Moller, J., Christensen, T.H. and Favoino, E. (2009). Composting and compost utilization: Accounting of greenhouse gases and global warming contributions. *Waste Management and Research*, vol. 27, p. 800-812.
- Brodeur, C., Croley, D., Desmeules, X., Pigeon, S. et St-Arnaud, R.-M. (2008). La biométhanisation à la ferme. In CRAAQ. *Publications: Énergie*. <http://www.craaq.qc.ca/Publications-du-CRAAQ/energie/t/32> (Page consultée le 20 novembre 2012).
- Brooks, K.M. and Jones, S.R. (2008). Perspectives on pink salmon and sea lice: Scientific Evidence fails to support the extinction hypothesis. *Reviews in Fisheries Science*, vol. 16, n° 4, p. 403-412.
- Brown, S., Kruger, C. and Subler, S. (2008). Greenhouse gas balance for composting operations. *Journal of Environmental Quality*, vol. 37, p. 1396-1410.
- Buhmann, A. and Papenbrock, J. (sous presse). Biofiltering of aquaculture effluents by halophytic plants: Basic principles, current uses and future perspectives. *Environmental and Experimental Botany*.
- Bureau, D.P. and Hua, K. (2010). Towards effective nutritional management of waste outputs in aquaculture with particular reference to salmonid aquaculture operations. *Aquaculture Research*, vol. 41, p. 777-792.
- Burridge, L., Weis, J.S., Cabello, F., Pizarro, J. and Bostick, K. (2010). Chemical use in salmon aquaculture: A review of current practices and possible environmental effects. *Aquaculture*, vol. 306, p. 7-23.
- Buschmann, A., Costa-Pierce, B.A., Cross, S., Iriarte, J.L., Olsen, Y. and Reid, G. (2007). Final report: Nutrient impacts of farmed Atlantic salmon (*Salmo salar*) on pelagic ecosystems and implications for carrying capacity: Report of the Technical Working Group on Nutrients and Carrying Capacity of the Salmon Aquaculture Dialogue. In WWF. *Salmon Aquaculture Dialogue “State of Information” Reports*. <http://wwf.worldwildlife.org/site/PageNavigator/SalmonSOIForm> (Page consultée le 11 septembre 2012).

- Cahill, P.L., Hurd, C.L. and Lokman, M. (2010). Keeping the water clean – Seaweed biofiltration outperforms traditional bacterial biofilms in recirculating aquaculture. *Aquaculture*, vol. 306, p. 153-159.
- C.-B. Agriculture (1996). Agricultural Composting Handbook: Economics of Composting. In C.-B. Agriculture. *Publications and Conceptual Plans: Composting*. http://www.al.gov.bc.ca/resmgmt/publist/Waste_Mgmt.htm (Page consultée le 20 décembre 2012).
- Chadwick, E.M.P., Parsons, G.J. and Sayavong, B. (2010). *Evaluation of Closed-Containment Technologies for Saltwater Salmon Aquaculture*. Ottawa, NRC Research Press, 160 p.
- Chadwick, D., Sommer, S., Thorman, R., Fanguero, D., Cardenas, L., Amon, B. and Misselbrook, T. (2011). Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology*, vol. 166-167, p. 514-531.
- Chang, B.D., Page, F.H., Losier, R.J., Lawton, P., Singh, R. and Greenberg, D.A. (2007). Evaluation of bay management area scenarios for the southwestern New Brunswick salmon aquaculture industry: Aquaculture Collaborative Research and Development Program final project report. In MPO. *Rapports scientifiques du MPO: Rapports techniques canadiens des sciences halieutiques et aquatiques*. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/libraries-bibliotheques/tech-fra.htm> (Page consultée le 24 septembre 2012).
- Chen, S., Coffin, D.E. and Malone, R.F. (1997). Sludge production and management for recirculating aquacultural systems. *Journal of the World Aquaculture Society*, vol. 28, n° 4, p. 303-315.
- Chopin, T., Robinson, S., Sawhney, M., Nastarache, S., Belyea, E., Shea, R., Armstrong, W., Stewart, I. and Fitzgerald, P. (2004). The AquaNet Integrated Multi-Trophic Aquaculture Project: Rationale of the project and development of kelp cultivation as the inorganic extractive component of the system. *Bulletin of the Aquaculture Association of Canada*, vol. 104. p. 11-18.
- Christian, A.H., Evanylo, G.K. and Pease, J.W. (2009). On farm composting: A guide to principals, planning and operations. In Virginia Tech Cooperative Extension. *Publications and Resources*. <http://pubs.ext.vt.edu/452/452-232/452-232.html> (Page consultée le 15 décembre 2012).
- Clemens, J., Trimborn, M., Weiland, P. and Amon, B. (2006). Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 112, p. 171-177.
- Cohen (2012). Volume 2 – Causes du déclin. In Cohen Commission. *Rapport final*. <http://www.cohencommission.ca/fr/RapportFinal/> (Page consultée le 2 février 2013).
- Cohen Commission Counsel (2011). Aquaculture Regulation in British Columbia. In Cohen Commission. *Policy and Practice Reports*. <http://www.cohencommission.ca/en/PolicyAndPracticeReports.php> (Page consultée le 17 septembre 2012).
- Conseil canadien des ministres en environnement (2007). Cadre canadien d'orientation pour la gestion des réseaux marins en milieu littoral – nutriments. In Conseil canadien des ministres en environnement: Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux: protection de la vie aquatique.

- Feuillets d'information: Nutriments.* <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/?lang=fr> (Page consultée le 1er décembre 2012).
- Corey, P.E. (2011). *Nutrient removal by *Palmaria palmata* and *Chondrus crispus* in bioremediation of aquaculture effluent.* Mémoire de Maîtrise, Dalhousie University, Halifax, N.-É., 120 p.
- Corey, P.E. (2012). Discussion au sujet du SAR de Scotian Halibut en N.-É. Communication orale. *Entrevue téléphonique menée par Isabelle Gendron-Lemieux avec Peter Corey, directeur des opérations de Scotian Halibut*, 30 octobre 2012, Sherbrooke.
- Cormier Management Consulting (2009). The New Brunswick Salmon Aquaculture Industry: Industry Update and Economic Assessment. In Département de l'Agriculture, Aquaculture et Pêches du N.-B. *Activities*. http://www.gnb.ca/0027/Aqu/rd_activities-e.asp (Page consultée le 17 septembre 2012).
- Costello, M.J. (2009). The global economic cost of sea lice to the salmonid farming industry. *Journal of Fish Diseases*, vol. 32, p. 115-118.
- Couturier, M., Trofimencoff, T., Buil, J.U. and Conroy, J. (2009). Solids removal at a recirculating salmon-smolt farm. *Aquacultural Engineering*, vol. 41, p. 71-77.
- CRAAQ (2009). Structure d'entreposage de fumier et lisier: Coûts de construction. In CRAAQ. *Publications*. http://www.craaq.qc.ca/Publications-du-CRAAQ/structure-d_entreposage-de-fumier-et-lisier-coûts-de-construction-septembre-2009/p/PREF0305 (Page consultée le 20 décembre 2012).
- Crab, R., Avnimelech, Y., Defoirdt, T., Bossier, P. and Verstraete, W. (2007). Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. *Aquaculture*, vol. 270, p. 1-14.
- Criner, G.K., Allen, T.G. and Schatzer, R.J. (2001). Compost Economics: Production and Utilization in Agriculture. In Stoffella, P.J. and Kahn, B.A. *Compost Utilization in Horticultural Cropping Systems* (Chap. 11, p. 241-262). Floride, CRC Press.
- Cubitt, F., Butterworth, K. and McKinley, S. (2008). A Synopsis of Environmental Issues Associated with Salmon Aquaculture in Canada. In Culver, K. and Castle, D., *Aquaculture, Innovation and Social Transformation* (chap. 9, p. 123-162). Berlin, Springer Science. (Collection The International Library of Environmental, Agricultural and Food Ethics).
- Davidson, J. and Summerfelt, S.T. (2005). Solids removal from a coldwater recirculating system – comparison of a swirl separator and a radial-flow settler. *Aquacultural Engineering*, vol. 33, p. 47-61.
- Dediu, L., Cristea, V. and Xiaoshuan, Z. (2012). Waste production and valorization in an integrated aquaponic system with baster and lettuce. *African Journal of Biotechnology*, vol. 11, n° 9, p. 2349-2358.
- Del Campo, L.M., Ibarra, P., Gutiérrez, X. and Takle, H. (2010). Utilization of sludge from recirculation aquaculture systems. In Nofima: the food research institute. *Publications*. http://www.nofima.no/en/publications/@_@dispatcherview.html?category=Rapporter&from=2010&author=&until=2010&optionaltext=&published=&query=&page=2 (Page consultée le 15 novembre 2012).

- Delcroix, E. (2012). Discussion au sujet du SAR de BDV SAS. Communication orale.
Correspondance Internet menée par Isabelle Gendron-Lemieux avec Emmanuel Delcroix, responsable en recherche et développement chez BDV SAS, 23 octobre 2012, Sherbrooke.
- Dinneen, C. (2012). Discussion au sujet du projet de SAR de la Première Nation 'Namgis.
Correspondance Internet menée par Isabelle Gendron-Lemieux avec Jackie Hildering, K'udas Project Community Liaison and Communications et Cathal Dinneen, Gestionnaire des opérations, 27 septembre 2012, Sherbrooke.
- Diver, S. (2006). Aquaponics – Integration of Hydroponics with Aquaculture. In National Sustainable Agriculture Information Service. *Horticultural Crops*. <https://attra.ncat.org/attra-pub/summaries/summary.php?pub=56> (Page consultée le 10 août 2012).
- Dykes, A. (2012). Turning sludge into energy. *Aquaculture North America*, vol. 3, no 6, p. 9-11.
- Ebeling, J.M. and Timmons, M.B. (2012). Recirculating Aquaculture Systems. In Tidwell, J., *Aquaculture Production Systems* (chap. 11, p. 245-270). Iowa, John Wiley & Sons Inc.
- Endut, A., Jusoh, A., Ali, N., Wan Nik, W.B. and Hassan, A. (2010). A study on the optimal hydraulic loading rate and plant ratios in recirculating aquaponic system. *Bioresource Technology*, vol. 101, p. 1511-1517.
- Environnement Canada (2009). Tableaux sur l'intensité des émissions du secteur de l'électricité. In Environnement Canada. *Changements climatiques: Orientation sur la quantification des émissions de GES*. <http://www.ec.gc.ca/ges-ghg/default.asp?lang=Fr&n=EAF0E96A-1> (Page consultée le 15 novembre 2012).
- Epstein, E. (2011). Economics. In Epstein, E. *Industrial Composting: Environmental and Facilities Management* (chap. 8, p. 127-139). Floride, CRC Press.
- FAO (1999). Improved manure storage. In FAO. *Livestock and Environment Toolbox*. <http://www.fao.org/ag/againfo/programmes/en/lead/toolbox/Tech/21Mansto.htm> - cost (Page consultée le 20 décembre).
- FAO (2012). La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture. In FAO. *Pêches et Aquaculture*. <http://www.fao.org/fishery/sofia/fr> (Page consultée le 5 septembre 2012).
- Ferguson, A., Fleming, I.A., Hindar, K., Skaala, P., McGinnity, P., Cross, T. and Prodöhl, P. (2007). Farm escapes. In Verspoor, E., Stradmeyer, L. and Nielsen, J.L., *The Atlantic Salmon : Genetics, Conservation and Management* (chap. 12, p. 357-398). Oxford, Blackwell Publishing Ltd.
- Fleming, R. and MacAlpine, M. (1999). Development of a Farm-Scale System to Compost Liquid Pig Manure. In University of Guelph. *Research Reports: Reports of Composting*. http://www.ridgetownc.uoguelph.ca/research/research_reports_topic.cfm?ref=COMPOSTING (Page consultée le 20 novembre 2012).
- Flesh, T.K., Desjardins, R.L. and Worth, D. (2011). Fugitive methane emissions from an agricultural biodigester. *Biomass and Bioenergy*, vol. 35, p. 3927-3935.
- Fulhage, C and Hoehne, J. (2001). Considerations in Planning and Managing Manure Storage Facilities. In Umass Extension: Centre for Agriculture. *Animal Manure Management: Planning and Evaluation of Manure Storage*. <http://www.extension.org/pages/14856/lesson-20-planning-and-evaluation-of-manure-storage> (Page consultée le 20 décembre 2012).

- Gale, E.S., Sullivan, D.M., Cogger, C.G., Bary, A.I., Hemphill, D.D. and Myhre, A. (2006). Estimating plant-available nitrogen release from manures, composts, and specialty products. *Journal of Environmental Quality*, vol. 35, n° 6, p. 2321-2332.
- Gebauer, R. (2004). Mesophilic anaerobic treatment of sludge from saline fish farm effluents with biogas production. *Bioresource Technology*, vol. 93, p. 155-167.
- Gebauer, R. and Eikebrokk, B. (2006). Mesophilic anaerobic treatment of sludge from salmon smolt hatching. *Bioresource Technology*, vol. 97, p. 2389-2401.
- Ghafoori, E., Flynn, P.C. and Feddes, J.J. (2007). Pipeline vs. truck transport of beef cattle manure. *Biomass and Bioenergy*, vol. 31, p. 168-175.
- Gillund, F. and Myhr, A.I. (2010). Perspectives on salmon feed: A deliberative assessment of several alternative feed resources. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, vol. 23, p. 527-550.
- Goberna, M., Podmirseg, S.M., Waldhuber, S., Knapp, B.A., Garcia, C. and Insam, H. (2011). Pathogenic bacteria and mineral N in soils following the land spreading of biogas digestates and fresh manure. *Applied Soil Ecology*, vol. 49, p.18-25.
- Graber, A. and Junge, R. (2009). Aquaponic systems: Nutrient recycling from fish wastewater by vegetable production. *Desalination*, vol. 246, p. 147-156.
- Harrison, J.D. and Smith, D.R. (2004). Manure Storage Selection: Process Improvement for Animal Feeding Operations. In Utah State University Cooperative Extension. <http://extension.usu.edu/files/factsheets/AG-AWM-01-3.pdf> (Page consultée le 20 décembre 2012).
- Holm, T. (2012). Discussion au sujet du SAR de Langsand Laks AS au Danemark. Communication orale. *Entrevue téléphonique menée par Isabelle Gendron-Lemieux avec Thue Holm, concepteur du projet Langsand Laks AS*, 28 septembre 2012, Sherbrooke.
- House, B. (2012). Discussion au sujet des sites d'aquaculture dans les provinces Atlantiques. *Entrevue téléphonique menée par Isabelle Gendron-Lemieux avec Betty House, Coordonnatrice en recherche et développement au Atlantic Canada Fish Farmers Association*, 1er octobre 2012, Sherbrooke.
- Hutchings, J.A., Côté, I.M., Dodson, J.J., Fleming, I.A., Jennings, S., Mantua, N.J., Peterman, R.M., Riddell, B.E., Weaver, A.J., and D.L. VanderZwaag (2012). Le maintien de la biodiversité marine au Canada: Relever les défis posés par les changements climatiques, les pêches et l'aquaculture. In Société royale du Canada. *Groupes d'experts: Rapports de la SCR*. <http://rsc-src.ca/fr/groups-dexperts/rapports-de-la-src> (Page consultée le 2 août 2012).
- Idris, S.M., Jones, P.L., Salzman, S.A., Croatto, G. and Allinson, G. (2012). Evaluation of the giant reed (*Arundo donax*) in horizontal subsurface flow wetlands for the treatment of recirculating aquaculture system effluent. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 19, p. 1159-1170.
- Jackson, D., Cotter, D., Newell, J., McEvoy, S., O'Donohoe, P., Kane, F., McDermott, T., Kelly, S. and Drumm, A. (sous presse). Impact of *Lepeophtheirus salmonis* infestations on migrating Atlantic salmon, *Salmo salar* L., smolts at eight locations in Ireland with an analysis of lice-induced marine mortality. *Journal of Fish Disease*.

- Kadlec, R.H. and Wallace, S.D. (2009). *Treatment Wetlands: Theory and Implementation*. 2e édition, Floride, CRC Press, 1016 p.
- Krkosek, M., Ford, J.S., Morton, A., Lele, S., Myers, R.A. and Lewis, M.A. (2008). Declining wild salmon populations in relation to parasites from farm salmon. *Science*, vol. 318, p. 1772-1775.
- Krkosek, M. and Hilborn, R. (2011). Sea lice (*Lepeophtheirus salmonis*) infestations and the productivity of pink salmon (*Oncorhynchus gorbuscha*) in the Broughton Archipelago, British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 68, p. 17-29.
- Lennard, W.A. and Leonard, B.V. (2006). A comparison of three different hydroponic sub-systems (gravel bed, floating and nutrient film technique) in an aquaponic test system. *Aquaculture International*, vol. 14, p. 539-550.
- Lin, Y.-F., Jing, S.-R., Lee, D.-Y and Wang, T.-W. (2002). Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, vol. 209, p. 169-184.
- Liu, Y. and Sumaila, U.R. (2007). Economic analysis of netcage versus sea-bag production systems for salmon aquaculture in British Columbia. In University of British Columbia Fisheries Centre. *Working papers – 2007*. <http://www.fisheries.ubc.ca/publications/working-papers-workingpapers> (Page consultée le 24 septembre 2012).
- Losordo, T.M., Masser, M.P. and Rakocy, J.E. (1999). Recirculating Aquaculture Tank Production Systems: A Review of Component Options. In Mississippi State University – Southern Regional Aquaculture Centre. *Publications: Fact Sheets: Recirculating Systems*. <https://srac.tamu.edu/index.cfm/event/CategoryDetails/whichcategory/24/> (Page consultée le 26 octobre 2012).
- Marquis, A., Boutin, F., Bernier, D., Côté, D., Naud, D., Rochette, P., Vallée, P., Beaudet, R., Proulx, S., Pouliot, F., Pigeon, S., Quessy, S. et Leclair, J. (2009). Rapport d'évaluation des technologies de gestion et de traitement du lisier de porc. In AgriRéseau. *Agroenvironnement*. [http://www.agrireseau.qc.ca/agroenvironnement/navigation.aspx?r=Rapport d'évaluation des technologies de gestion et de traitement du lisier de porc](http://www.agrireseau.qc.ca/agroenvironnement/navigation.aspx?r=Rapport+d%27evaluation+des+technologies+de+gestion+et+de+traitement+du+lisier+de+porc) (Page consultée le 16 novembre 2012).
- Marsh, L., Subler, S., Mishra, S. and Marini, M. (2005). Suitability of aquaculture effluent mixed with cardboard as a feedstock for vermicomposting. *Bioresource Technology*, vol. 96, p. 413-418.
- Martineau, G. et Chayer, J.-A. (2007). Rapport final: Développement et application d'un outil d'évaluation des scénarios de gestion des matières résiduelles. In Québec. Bureau d'audiences publiques sur l'environnement. *Mandats: LET Lachenaie: Documentation déposée: DB14 Section 3*. http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/LET-Lachenaie/documents/liste_doc-DA-DB-DC.htm - DB (Page consultée le 20 novembre 2012).
- Martinez-Porchas, M. and Martinez-Cordova, L.R. (2012). World aquaculture: Environmental impacts and troubleshooting alternatives. *The Scientific World Journal*, vol. 2012, p. 1-9.
- Martins, C.I.M., Eding, E.H., Verdegem, M.C.J., Heinsbroek, L.T.N., Schneider, O., Blancheton, J.P., Roque d'Orbcastel, E. and Verreth, J.A.J. (2010). New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability. *Aquacultural Engineering*, vol. 43, n° 3, p. 83-93.

- Marty, G.D., Saksida, S.M. and Quinn II, T.J. (2010). Relationship of farm salmon, sea lice, and wild salmon populations. *Proceedings of the National Academy of Science*, vol. 107, n° 52, p. 22599-22604.
- Masser, M.P. and Bridger, C.J. (2009). Étude sur l'aquaculture en cage: l'Amérique du Nord. In FAO. *Document technique sur les pêches No. 498: Aquaculture en cage – Études régionales et aperçu mondial*. <http://www.fao.org/docrep/012/a1290f/a1290f00.htm> (Page consultée le 11 septembre 2012).
- Masser, M.P. (2012). Cage culture in freshwater and protected marine areas. In Tidwell, P., *Aquaculture Production Systems* (chap. 6, p. 119-134). Iowa, John Wiley & Sons, Inc.
- McCartney, D. and Eftoda, G. (2005). Windrow composting of municipal biosolids in cold climate. *Journal of Environmental Engineering and Science*, vol. 4, p. 341-352.
- MDDEFP (2004). Odeurs des MRF et des fumiers: Catégories d'odeurs. In MDDEFP. *Matières résiduelles*. http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/Article/article.htm - categories (Page consultée le 1^{er} décembre 2012).
- Metaxa, E., Deviller, G., Pagand, P., Alliaume, C., Casellas, C. and Blancheton, J.P. (2006). High rate algal pond treatment for water reuse in a marine fish recirculation system: Water purification and fish health. *Aquaculture*, vol. 252, p. 92-101.
- Meyer, D. (2003). Digesters on the farm: Making electricity from manure. *BioCycle*, vol. 44, n° 1, p. 52-55.
- Miller, D. and Semmens, K. (2002). Waste Management in Aquaculture. In West Virginia University Extension Service. *Aquaculture: Fact Sheets: Aquaculture Information Series*. http://aquaculture.ext.wvu.edu/farming_fish/fact_sheets (Page consultée le 15 octobre 2012).
- Mirzoyan, N., Tal, Y. and Gross, A. (2010). Anaerobic digestion of sludge from intensive recirculating aquaculture systems: Review. *Aquaculture*, vol. 306, p. 1-6.
- Mirzoyan, N., McDonald, R.C. and Gross, A. (2012). Anaerobic treatment of brackishwater aquaculture sludge: An alternative to waste stabilization ponds. *Journal of the World Aquaculture Society*, vol. 43, n° 2, p. 238-248.
- Moller, J., Boldrin, A. and Christensen, T.H. (2009). Anaerobic digestion and digestate use: Accounting of greenhouse gases and global warming contribution. *Waste Management and Research*, vol. 27, p. 813-824.
- Molloy, S.D., Pietrak, M.R., Bouchard, D.A. and Bricknell, I. (2011). Ingestion of *Lepeophtheirus salmonis* by the blue mussel *Mytilus edulis*. *Aquaculture*, vol. 311, p. 61-64.
- Morin, R. (2012). Discussion au sujet des SAR au Québec. Communication orale. *Entrevue téléphonique menée par Isabelle Gendron-Lemieux avec Richard Morin, biologiste à la Direction de l'aquaculture et du développement durable (MAPAQ), 22 octobre 2012, Sherbrooke*.
- Morton, A. Routledge, R. and Krkosek, M. (2008). Sea louse infestation in wild juvenile salmon and Pacific Herring associated with fish farms off the East-Central coast of Vancouver Island, British Columbia. *North American Journal of Fisheries Management*, vol. 28, n° 2, p. 523-532.

- MPO (2008). Évaluation des techniques potentielles de salmoniculture en circuit fermé et en eau de mer. In Pêches et Océans Canada. *Publications: Avis Scientifique 2008/001*. http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/Publications/SAR-AS/2008/2008_001-fra.htm (Page consultée le 31 juillet 2012).
- MPO (2010a). Feasibility Study of Closed-Containment Options for the British Columbia Aquaculture Industry. In Pêches et Océans Canada. *National Aquaculture Strategic Action Plan Initiative*, [En ligne]. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/aquaculture/lib-bib/nasapi-inpasa/BC-aquaculture-CB-eng.htm> (Page consultée le 31 juillet 2012).
- MPO (2010b). Effet socio-économique de l'aquaculture au Canada. In Pêches et Océans Canada. *Aquaculture: Rapports et Publications*, [En ligne]. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/aquaculture/ref/aqua-es2009-fra.htm> (Page consultée le 12 septembre 2012).
- MPO (2011). L'aquaculture au Canada: Faits et chiffres. In MPO. *Aquaculture: Rapports et Publications*. <http://www.dfo-mpo.gc.ca/aquaculture/ref/stats/aqua-ff-fc-2009-fra.htm> (Page consultée le 11 septembre 2012).
- MPO (2012). Incidences benthiques des sites aquacoles. In MPO. *Pacifique: Aquaculture: Rapports publics*. <http://www.pac.dfo-mpo.gc.ca/aquaculture/reporting-rapports/benth-fra.htm> (Page consultée le 5 février 2013).
- Muga, H.E. and Mihelcic, J.R. (2008). Sustainability of wastewater treatment technologies. *Journal of Environmental Management*, vol. 88, p. 437-447.
- Muñoz, G.R., Kelling, K.A., Rylant, K.E. and Zhu, J. (2008). Field evaluation of nitrogen availability from fresh and composted manure. *Journal of Environmental Quality*, vol. 37, p. 944-955.
- Naylor, R., Hindar, K., Fleming, I.A., Goldberg, R., Williams, S., Whoriskey, F., Eagle, J., Kelso, D. and Mangel, M. (2005). Fugitive salmon: Assessing the risks of escaped fish from net-pen aquaculture. *BioScience*, vol. 55, n° 5, p. 427-437.
- N.-B. MAAP (2010). Étude de faisabilité de l'élevage en eau douce de l'Ombre chevalier et de la Truite arc-en-ciel au N.-B. In N.-B. MAAP. *Aquaculture - Recherche et développement: Activités*. http://www.gnb.ca/0027/Aqu/rd_activities-f.asp (Page consultée le 15 septembre 2012).
- N.-É. Agriculture (2006). Manure Management Guidelines. In N.-É. Agriculture. *Environmental Management: Publications*. <http://www.gov.ns.ca/agri/rs/envman/pub.shtml> (Page consultée le 15 novembre 2012).
- N.-É. Agriculture (2010). Appendix F – Agricultural Profiles: Hants County. In N.-É. Agriculture. *Stats and Publications: Preservation of Agricultural Land in Nova Scotia*. <http://www.gov.ns.ca/agri/elibrary/nsalrc/> (Page consultée le 20 novembre 2012).
- Newfoundland and Labrador. Department of Fisheries and Aquaculture (2006). Newfoundland and Labrador Aquaculture Industry Highlights 2005 (Revised) and 2006 (Preliminary). In Newfoundland Labrador Fisheries and Aquaculture. *Statistics: Aquaculture*. <http://www.fishaq.gov.nl.ca/stats/index.html> (Page consultée le 5 septembre 2012).
- Newfoundland and Labrador. Department of Fisheries and Aquaculture (2011). Newfoundland and Labrador Aquaculture Industry Highlights 2010 (Revised) and 2011 (Preliminary). In Newfoundland Labrador Fisheries and Aquaculture. *Statistics: Aquaculture*. <http://www.fishaq.gov.nl.ca/stats/index.html> (Page consultée le 5 septembre 2012).

- Nova Scotia Power (2012). Energy Charge. *In* Nova Scotia Power. *General Tariff*. <http://www.nspower.ca/en/home/aboutnspower/ratesandregulations/electricityrates/generaltariff.aspx> (Page consultée le 20 décembre 2012).
- Nzila, C., Dewulf, J., Spanjers, H., Tuigong, D., Kiriamiti, H. and van Langenhove, H. (2012). Multi-criteria sustainability assessment of biogas production in Kenya. *Applied Energy*, vol. 93, p. 496-506.
- Olsen, Y., Otterstad, O. and Duarte, C.M. (2008). Status and Future Perspectives of Marine Aquaculture. *In* Holmer, M., Black, K., Duarte, C.M., Marbà, N. and Karakassis, I., *Aquaculture in the Ecosystem* (chap. 10, p. 293-319). Berlin, Springer Science.
- Pagand, P., Blancheton, J.P., Lemoalle, J. and Casellas, C. (2000). The use of high rate algal ponds for the treatment of marine effluent from a recirculating fish rearing system. *Aquaculture Research*, vol. 31, p. 729-736.
- Pelletier, N., Tyedmers, P., Sonesson, U., Scholz, A., Ziegler, F., Flysjo, A., Kruse, S., Cancino, B. and Silverman, H. (2009). Not all salmon are created equal: Life Cycle Assessment (LCA) of global salmon farming systems. *Environmental Science and Technology*, vol. 43, n° 23 p. 8730-8736.
- Pfeiffer, T.J., Osborn, A. and Davis, M. (2008). Particle sieve analysis for determining solids removal efficiency of water treatment components in a recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering*, vol. 39, p. 24-29.
- Pigeon, S. (2010). Guide des technologies de traitement de lisier de porcs: rapport final. *In* AgriRéseau. *Secteur porcin*. [http://www.agrireseau.qc.ca/porc/navigation.aspx?r=guide des technologies](http://www.agrireseau.qc.ca/porc/navigation.aspx?r=guide%20des%20technologies) (Page consultée le 20 novembre 2012).
- Première Nation 'Namgis (2012). 'Namgis Closed Containment Farm: Project Backgrounder. *In* 'Namgis First Nation. *Closed Containment Project*. <http://www.namgis.bc.ca/CCP/Pages/default.aspx> (Page consultée le 2 août 2012).
- Race, I. (2012). Discussion au sujet du prix d'un filtre à tambour. *Correspondance Internet menée par Isabelle Gendron-Lemieux avec Ian Race, responsable du marketing de la firme d'ingénieurs PRAqua*, 30 décembre 2012, Sherbrooke.
- Rakocy, J.E., Masser, M.P. and Losordo, T.M. (2006). Recirculating Aquaculture Tank Production Systems: Aquaponics – Integrating Fish and Plant Culture. *In* Mississippi State University – Southern Regional Aquaculture Centre. *Publications: Fact Sheets: Recirculating Systems*. <https://srac.tamu.edu/index.cfm/event/CategoryDetails/whichcategory/24/> (Page consultée le 26 octobre 2012).
- RE/MAX (2012). RE/MAX Market Trends Farm Edition 2012: Canadian Farmland – Price per acre by market. *In* RE/MAX of Western Canada. *Newsroom: RE/MAX Market Trends Report, Farm Edition 2012*. <http://www.remax-western.ca/news/remax-market-trends-report-farm-edition-2012> (Page consultée le 30 décembre 2012).
- Revie, C., Dill, L., Finstad, B., and Todd, C.D. (2009). Salmon Aquaculture Dialogue Working Group Report on Sea Lice. *In* WWF. *Salmon Aquaculture Dialogue "State of Information" Reports*. <http://wwf.worldwildlife.org/site/PageNavigator/SalmonSOIForm> (Page consultée le 11 septembre 2012).

- Ribaudo, M., Gollehon, N., Aillery, M., Kaplan, J., Johansson, R., Agapoff, J., Christensen, L., Breneman, V. and Peters, M. (2003). Manure management for water quality: Costs to animal feeding operations of applying manure nutrients to land. *In* United States Department of Agriculture Economic Research Service. *Agricultural Economic Report*. <http://www.ers.usda.gov/publications/aer-agricultural-economic-report/aer824.aspx> (Page consultée le 17 décembre 2012).
- Ricard, M.-A., Drolet, V., Coulibaly, A., Laflamme, C.B., Charest, C., Forcier, F., Lachance, M.-P., Pelletier, F., Levasseur, P., Pouliot, F., Godbout, S. et Lemay, S. (2010). Rapport final: Développer un cadre d'analyse et identifier l'intérêt technico-économique de produire du biogaz à la ferme dans un contexte québécois. *In* Agri Réseau. *Sujets: Énergie: Production énergétique*. <http://www.agrireseau.qc.ca/navigation.aspx?sid=1548&pid=0&r=biogaz> (Page consultée le 15 novembre 2012).
- Riddell, B.E., Beamish, R.J., Richards, L.J. and candy, J.R. (2008). Comment on "Declining wild salmon populations in relation to parasites from farm salmon". *Science*, vol. 322, p. 1790b.
- Roberts, D. (2012). Discussion au sujet du SAR pour l'élevage de dorade royale de Sustainable Blue en N.-É. Communication orale. *Entrevue téléphonique menée par Isabelle Gendron-Lemieux avec David Roberts, directeur de BlueTech Ltd. et concepteur des SAR de Sustainable Blue*, 19 octobre 2012, Sherbrooke.
- Roque d'Orbcastel, E. (2008). *Optimisation de deux systèmes de production piscicole: Biotransformation des nutriments et gestion des rejets*. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse, France, 144 p.
- Roque d'Orbcastel, E. (2009). Pilote de valorisation des boues de pisciculture – Phase II. *In* Association pour le développement de l'aquaculture et de la pêche en Rhône-Alpes. *Informations techniques*. <http://www.adapra.org/Vous-recherchez-/Informations-techniques.html> (Page consultée le 15 octobre 2012).
- Roy, N. (2012). Discussion au sujet du système d'aquaculture de la Ferme Piscicole des Bobines à East Hereford au Québec. Communication orale. *Entrevue menée par Isabelle Gendron-Lemieux avec Normand Roy, propriétaire de la Ferme Piscicole des Bobines*, 23 octobre 2012, East Hereford.
- Rynk, R., van de Kamp, M., Willson, G.B., Singley, M.E., Richard, T.L., Kolega, J.J., Gouin, F.R., Laliberty, L., Kay, D, Murphy, D.W., Hoitink, H.A.J. and Brinton, W.F. (1992). On-Farm Composting Handbook. *In* Best Management Practices for the conservation of Texas watersheds. *BMP Index : Land Use: Agriculture: Composting*. http://watershedbmps.com/?page_id=982 (Page consultée le 15 décembre 2012).
- Rynk, R. (2001). Exploring the economics of on-farm composting. *BioCycle*, vol. 42, n° 4, p. 61-66.
- Salazar, F.J. and Saldana, R.C. (2007). Characterization of manures from fish cage farming in Chile. *Bioresource Technology*, vol. 98, p. 3322-3327.
- Sarker, P.K., Bureau, D.P., Hua, K., Drew, M.D., Forster, I., Were, K., Hicks, B. and Vandenberg, G.W. (sous presse). Sustainability issues related to feeding salmonids: A Canadian perspective. *Aquaculture Reviews*.
- Schipp, G. and Gore, D. (2006). Recirculating Marine Aquaculture Systems: Report on an ISS Institute/DEST Overseas Travel Fellowship. *In* Northern Territory Government Australia: Department of Primary Industry and Fisheries. *Useful links : Recirculating Marine*

Aquaculture Systems. [http://www.nt.gov.au/d/Fisheries/index.cfm?Header=Research and Development](http://www.nt.gov.au/d/Fisheries/index.cfm?Header=Research%20and%20Development) (Page consultée le 2 octobre 2012).

- Schultz, T. (2012). Discussion au sujet du SAR de Sable Fish Canada en C.-B. Communication orale. *Entrevue téléphonique menée par Isabelle Gendron-Lemieux avec Tom Schultz, technicien en chef de Sable Fish Canada*, 30 octobre 2012, Sherbrooke.
- Scott, J. (2008). Nova Scotia GPI Soils and Agriculture Accounts – Part 2: Resource Capacity and Use – Section 3: Land Capacity. *In Genuine Progress Index for Atlantic Canada. Publications: Natural Capital*. <http://gpiatlantic.org/publications/naturalcapital.htm> (Page consultée le 25 décembre 2012).
- Searcy, E., Flynn, P., Ghafoori, E. and Kumar, A. (2007). The relative cost of biomass energy transport. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, vol. 136, p. 639-652.
- Seydoux, S., Côté, D and Gasser, M.-O. (2008). Caractérisation des lisiers de porcs – I. Volumes, teneurs et charges fertilisantes. *Agrosolutions*, vol. 19, n° 1, p. 39-48.
- Sharrer, M.J., Summerfelt, S.T., Bullock, G.L., Gleason, L.E. and Taeuber, J. (2005). Inactivation of bacteria using ultraviolet irradiation in a recirculating salmonid culture system. *Aquacultural Engineering*, vol. 33, n° 2, p. 135-149.
- Sharrer, M.J., Tal, Y., Ferrier, D., Hankins, J.A. and Summerfelt, S.T. (2007). Membrane biological reactor treatment of a saline backwash from a recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering*, vol. 36, p. 159-176.
- Sharrer, M., Rishel, K., Taylor, A., Vinci, B.J. and Summerfelt, S.T. (2010). The cost and effectiveness of solids thickening technologies for treating backwash and recovering nutrients from intensive aquaculture systems. *Bioresource Technology*, vol. 101, p. 6630-6641.
- Sindilariu, P.-D., Brinker, A. and Reiter, R. (2009). Factors influencing the efficiency of constructed wetlands used for the treatment of intensive trout farm effluent. *Ecological Engineering*, vol. 35, p. 711-722.
- Spencer, M. (2007). Discussion au sujet du SAR de Nova Scotia Arctic Charr à Truro en N.-É. Communication orale. *Entrevue menée par Isabelle Gendron-Lemieux avec Mike Spencer, gérant de Nova Scotia Arctic Charr dans le cadre du cours d'aquaculture à Dalhousie University*, 30 septembre 2007, Truro, N.-É.
- Spencer, M. (2012). Discussion au sujet du SAR de Nova Scotia Arctic Charr à Truro en N.-É. *Correspondence Internet menée par Isabelle Gendron-Lemieux avec Mike Spencer, gérant de Nova Scotia Arctic Charr*, 31 octobre 2012, Sherbrooke.
- Statistique Canada (2011). Statistiques d'aquaculture 2010. *In Statistique Canada. Publications: Statistiques d'aquaculture – Index chronologique*. <http://www5.statcan.gc.ca/bsolc/olc-cel/olc-cel?catno=23-222-X&CHROPG=1&lang=fra> (Page consultée le 5 septembre 2012).
- Statistique Canada (2012). Données sur les exploitations et les exploitants agricoles. *In Statistique Canada. Recensement de l'agriculture de 2011*. <http://www29.statcan.gc.ca/ceag-web/fra/transpose-var-transposer.action?geold=120208000&selectedVarIds=97,96,94,34,27,30,32,41,31,106,105,104,103,99,102,100>, (Page consultée le 20 novembre 2012).

- Summerfelt, S.T., Davidson, J.W., Waldrop, T.B., Tsukuda, S.M. and Bebak-Williams, J. (2004). A partial-reuse system for coldwater aquaculture. *Aquacultural Engineering*, vol. 31, p. 157-181.
- Summerfelt, S.T. and Sharrer, M.J. (2004). Design implication of carbon dioxide production within biofilters contained in recirculating salmonid culture systems. *Aquacultural Engineering*, vol. 32, p. 171-182.
- Summerfelt, S.T. and Vinci, B.J. (2008). Better Management Practices for Recirculating Aquaculture Systems. In Tucker, C.S. and Hargreaves, J.A., *Environmental Best Management Practices for Aquaculture* (chap. 10, p. 389-426). Oxford, Blackwell Publishing.
- Summerfelt, S.T. (2012a). Updates on Land-Based Closed-Containment Systems for Salmon. In Tides Canada. *Workshops and Reports: Aquaculture Innovation Workshop No. 3 (15-16 mai, Seattle): Presentations*. <http://tidescanada.org/salmon/aquaculture-innovation-workshops-and-reports/> (Page consultée le 3 octobre 2012).
- Summerfelt, S.T. (2012b). Discussion au sujet du SAR du Freshwater Institute. Communication orale. *Entrevue téléphonique menée par Isabelle Gendron-Lemieux avec Steven Summerfelt, directeur de recherche au Freshwater Institute*, 29 octobre 2012, Sherbrooke.
- Summerfelt, S.T. and Waldrop, T. (2012). Progress Update on Two Atlantic Salmon Grow-out Trials in Freshwater Closed Containment Systems. In Tides Canada. *Workshops and Reports. Aquaculture Innovation Workshop No. 3 (15-16 mai, Seattle). Presentations*. <http://tidescanada.org/salmon/aquaculture-innovation-workshops-and-reports/> (Page consultée le 3 octobre 2012).
- Summerfelt, S.T., Waldrop, T., Davidson, J., Good, C., Kenney, P.B., Terjesen, B.F. and Wolters, W (2012). Atlantic Salmon Growout Trials in Freshwater Closed-Containment Systems at the Conservation Fund Freshwater Institute. In Fédération du Saumon Atlantique. *Landbased Aquaculture. Halifax Session (13 octobre 2012). Halifax Workshop Presentations*. <http://www.asf.ca/halifax-land-based-workshop.html> (Page consultée le 26 octobre 2012).
- Tacon, A.G.J. (2005). State of Information on Salmon Aquaculture Feed and the Environment. In WWF. *Salmon Aquaculture Dialogue "State of Information" Reports: Feed*. <http://wwf.worldwildlife.org/site/PageNavigator/SalmonSOIForm> (Page consultée le 12 septembre 2012).
- Tacon, A.G.J. and Metian, M. (2008). Global overview on the use of fish meal and fish oil in industrially compounded aquafeeds: Trends and future prospects. *Aquaculture*, vol. 285, p. 146-158.
- Tal, Y., Schreier, H.J., Sowers, K.R., Stubblefield, J.D., Place, A.R. and Zohar, Y. (2009). Environmentally sustainable land-based marine aquaculture. *Aquaculture*, vol. 286, p. 28-35.
- Tett, P. (2008). Fish farm wastes in the ecosystem. In Holmer, M., Black, K., Duarte, C.M., Marbà, N. and Karakassis, I., *Aquaculture in the Ecosystem* (chap. 1, p. 1-46). Berlin, Springer Science.
- Thorstad, E.B., Fleming, I.A., McGinnity, P., Soto, D., Wennevik, V. and Whoriskey, F. (2008). Incidence and impacts of escaped farmed Atlantic salmon *Salmo salar* in nature. In WWF. *Salmon Aquaculture Dialogue "State of Information" Reports: Escapes report*. <http://wwf.worldwildlife.org/site/PageNavigator/SalmonSOIForm> (Page consultée le 12 septembre 2012).

- Timmons, M.B. and Ebeling, J.M. (2007). *Recirculating Aquaculture*. 2e édition, Ithaca, Cayuga Aqua Ventures, 975 p.
- USEPA (1999). Wastewater Technology Fact Sheet: Ultraviolet Disinfection. In USEPA. *Wastewater Technology: Technology Fact Sheets: Disinfection*. <http://water.epa.gov/scitech/wastetech/mtbfact.cfm> (Page consultée le 30 décembre 2012).
- USEPA (2000). Design Manual: Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. In USEPA. *Water: Our Waters: Wetlands: Restoration: Constructed Wetlands*. <http://water.epa.gov/type/wetlands/restore/cwetlands.cfm> (Page consultée le 15 novembre 2012).
- USEPA (2002). Development Document for Proposed Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Concentrated Aquatic Animal Production Industry Point Source Category. In USEPA. *Wastewater Technology: Industry Effluent Guidelines: Aquaculture*. <http://water.epa.gov/scitech/wastetech/guide/aquaculture/tdd.cfm> (Page consultée le 5 décembre 2012).
- Van Rijn, J., Tal, Y. and Schreier, H.J. (2006). Denitrification in recirculating systems: Theory and applications. *Aquacultural Engineering*, vol. 34, p. 364-376.
- Ville de Montréal (2004). Partie E: Détection en temps réel des odeurs comme outil de prévention et de contrôle des odeurs. In Recyc-Québec. *Centre de documentation*. <http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/client/fr/rubriques/documentation.asp?idTypeLib=21> (Page consultée le 15 novembre 2012).
- Wang, X., Olsen, L.M., Reitan, K.I. and Olsen, Y. (2012). Discharge of nutrient wastes from salmon farms: Environmental effects and potential for Integrated Multi-Trophic Aquaculture. *Aquaculture Environment Interactions*, vol. 2, p. 267-283.
- Wei, Y.-S., Fan, Y.-B. and Wang, M.-J. (2001). A cost analysis of sewage sludge composting for small and mid-scale municipal wastewater treatment plants. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 33, p. 203-216.
- Wolters, W., Masters, A., Vinci, B. and Summerfelt, S. (2009). Design, loading, and water quality in recirculating systems for Atlantic Salmon (*Salmo salar*) at the USDA ARS National Cold Water Marine Aquaculture Center (Franklin, Maine). *Aquacultural Engineering*, vol. 41, p. 60-70.
- Worm, B. and Branch, T.A. (sous presse). The future of fish. *Trends in Ecology and Evolution*, p. 1-6.
- Yiridoe, E.K., Gordon, R. and Brown, B.B. (2009). Nonmarket cobenefits and economic feasibility of on-farm biogas energy production. *Energy Policy*, vol. 37, p. 1170-1179.
- Young, M. and Matthews, R. (2010). *The Aquaculture Controversy in Canada*. Vancouver, UBC Press, 46 p.

ANNEXE 1 – TABLEAUX RÉCAPITULATIFS DU CHAPITRE 3

Tableau A1.1 Salinité (ppt), taux de recirculation (%), volume de culture (m³), densité de stockage (kg/m³) et production annuelle (tonnes) des différents SAR étudiés.

Compagnie/Organisme	Location	Espèce cultivée	Salinité (ppt)	Taux de recirculation (%)	Volume de culture (m ³)	Densité de stockage (kg/m ³)	Production annuelle (tonnes)
Freshwater Institute	États-Unis	Saumon de l'Atlantique	0	97,2-99,8	150	100	7-23
NCWMAC	États-Unis	Saumon de l'Atlantique	0,3-18,2	97,5	600	40	n.d.
BDV SAS	France	Saumon de l'Atlantique	20,0	99,0	2 400	100	240
Première Nation 'Namgis	Canada	Saumon de l'Atlantique	7,0	> 98,0	2 500	90	470
Langsand Laks AS	Danemark	Saumon de l'Atlantique	15,0	99,6	5 400	100	1 000
Ferme Piscicole des Bobines	Canada	Truite arc-en-ciel	0	87,0	2 200	80-100	210
Nova Scotia Arctic Charr	Canada	Ombre chevalier	0	98,8-99,8	1 000	75-160	260
Anonyme	n.d.	Saumon Coho	0	99,0	800	65-85	182
Sustainable Blue	Canada	Dorade royale	30,0-33,0	99,9	1 000	85	100
Sable Fish Canada	Canada	Morue charbonnière	25,0	95,0	420	10	6
Scotian Halibut	Canada	Flétan de l'Atlantique	30,0-33,0	96,0	4 000	15-40	100-120

n.d.: non disponible

Tableau A1.2 Système de captage des MES, système d'épaississement des biosolides et méthode utilisée pour la gestion des biosolides et des autres effluents (surnageant des bassins de stockage et trop-plein du SAR) des différents SAR étudiés.

Compagnie	Système de captage	Système d'épaississement	Gestion des biosolides	Gestion des effluents
Freshwater Institute	Séparateur de débit radial; Filtre à tambour	Bassin d'épaississement; Bassin de stockage	Épandage agricole	Rejet suite à une filtration et désinfection
NCWMAC	Séparateur de débit radial; Filtre à tambour	Filtre à bande; Bassin de stockage	Épandage agricole	Rejet suite à une filtration et désinfection
BDV SAS	Filtre à tambour	Bassin de stockage	Épandage agricole	Marais construit; Compostage des plantes
Première Nation 'Namgis	Filtre à tambour	Cône de sédimentation; Bassin de stockage	Compostage	Bassin d'infiltration
Langsand Laks AS	Filtre à tambour	Décanteur; Filtre à bande; Bassin de stockage	Digestion anaérobie	Recirculé suite à une dénitrification; Rejet suite à une décantation et désinfection
Ferme des Bobines	Cône de sédimentation; Filtre à tambour	Cône de sédimentation	Épandage agricole	Rejeté suite à l'addition de chaux dans un bassin
Nova Scotia Arctic Charr	Hydrocyclone; Filtre à sable	Aucun	NA	Culture en serre et partiellement rejeté à l'égout
Anonyme	Filtre à tambour	Aucun	NA	Rejet suite à une décantation
Sustainable Blue	n.d.	n.d.; Bassin de stockage	Épandage agricole	Recirculé suite à une biofiltration et désinfection
Sable Fish Canada	Filtre à tambour; Écumeur	Bassin de stockage	Compostage	Rejet suite à une filtration et désinfection
Scotian Halibut	Hydrocyclone; Écumeur	Aucun	NA	Rejet

n.d.: non disponible; NA: non applicable

ANNEXE 2 - CARTE DE L'EMPLACEMENT DU SAR À L'ÉTUDE

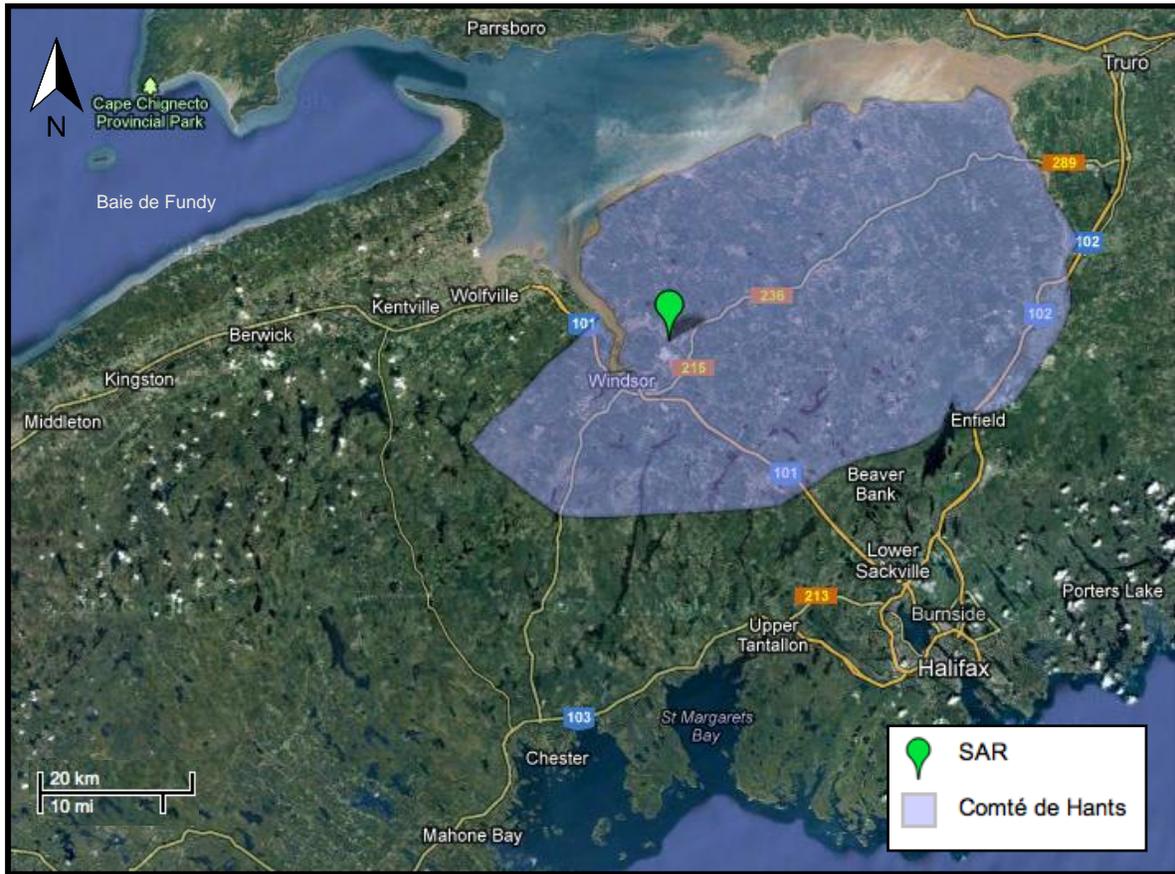


Figure A2.1 Emplacement du SAR à l'étude en N.-É.

**ANNEXE 3 - VALEURS UTILISÉES POUR LE CALCUL DES COÛTS ET DES ÉMISSIONS DE
GES DES SCÉNARIOS**

Tableau A3.1 Valeurs utilisées pour le calcul des coûts et des émissions de GES des scénarios de gestion des boues du SAR.

Paramètre	Valeur	Unités	Référence
Général			
Volume de boues produites	3026,17	m ³ /année	Présente étude
Quantité de boues produites	3026,17	tonnes/année	Présente étude
Distance entre le SAR et la ferme	15,00	km	Présente étude
Coût de l'électricité	0,099	\$/kWh	Nova Scotia Power, 2012
GES énergie électrique en N.-É.	850,00	g équivalent CO ₂ /kWh	Environnement Canada, 2009
GES pour la combustion de diesel	2,70	kg équivalent CO ₂ /L	Moller et autres, 2009
Consommation de diesel d'un camion	0,03	L/tonne*km	Moller et autres, 2009
Consommation de diesel pour l'épandage	0,72	L/tonne	Moller et autres, 2009
Scénario d'épandage			
Superficie requise	0,04	ha	Présente étude
Volume total des bassins de stockage	1 000,00	m ³	Présente étude
Scénario de compostage			
Superficie requise	0,74	ha	Présente étude
Quantité de paille requise	605,23	tonnes/année	Présente étude
Quantité de matière compostée	3 631,40	tonnes/année	Présente étude
Réduction de masse lors du compostage	65,00	%	Christian et autres, 2009
Quantité de compost final	1 270,99	tonnes/année	Présente étude
Diesel pour le compostage en andains	0,40-6,00	L/tonne	Boldrin et autres, 2009
Scénario de biométhanisation			
Superficie requise	0,073	ha	Meyer, 2003
Production de biogaz par tonne de boues	16,00	m ³ /tonne	Présente étude
Quantité de biogaz produit	48 418,72	m ³ /année	Présente étude
Quantité de biogaz disponible	80,00	% biogaz produit	Brodeur et autres, 2008
Quantité de biogaz disponible pour SAR	38 735,98	m ³ /année	Présente étude
Fuite de CH ₄ du digesteur	3,00	% CH ₄ produit	Présente étude
Pourcentage de CH ₄ dans le biogaz	65,00	%	Moller et autres, 2009
Énergie thermique du biogaz	6,59	kWh/m ³ biogaz	Brodeur et autres, 2008
Énergie thermique produite	319 079,36	kWh/année	Présente étude
Énergie thermique disponible	255 263,49	kWh/année	Présente étude
Quantité de digestat produite	1 513,09	tonnes/année	Présente étude
Volume total des bassins de stockage	1 000,00	m ³	Présente étude
Masse volumique du CH ₄	0,72	kg/m ³	Moller et autres, 2009

Tableau A3.2 Valeurs utilisées pour le calcul des coûts et des émissions de GES des scénarios de gestion des effluents du SAR.

Paramètre	Valeur	Unités	Référence
Général			
Volume d'effluents produits (min)	4 635,77	m ³ /année	Présente étude
Volume d'effluents produits (max)	13 402,77	m ³ /année	Présente étude
Scénario de traitement en marais			
Superficie du marais (min)	4,35	ha	Présente étude
Superficie du marais (max)	12,57	ha	Présente étude
Volume du marais (min)	34 770,62	m ³	Présente étude
Volume du marais (max)	97 286,43	m ³	Présente étude
Superficie de la végétation (min)	2,90	ha	Présente étude
Superficie de la végétation (max)	8,38	ha	Présente étude
Nombres de plantes	23 845,00	plantes/ha	USEPA, 2000
Nombre de plantes dans le marais (min)	69 150,00	plantes	Présente étude
Nombre de plantes dans le marais (max)	199 821,00	plantes	Présente étude
Épaisseur de terre dans le fond du marais	0,30	m	USEPA, 2000
Volume de terre requis (min)	13 038,98	m ³	Présente étude
Volume de terre requis (max)	37 696,50	m ³	Présente étude
Scénario de filtration et désinfection UV			
Coût de l'électricité	0,099	\$/kWh	Nova Scotia Power, 2012
Utilisation d'énergie électrique en N.-É.	850,00	g équivalent CO ₂ /kWh	Environnement Canada, 2009
Débit des effluents (min)	3 219,28	L/min	Présente étude
Débit des effluents (max)	9 307,48	L/min	Présente étude
Temps d'opération du filtre et lampes UV	8 760,00	h/année	Présente étude
Opération de la pompe de contre lavage	25,00	% du temps	MPO, 2010a
Temps d'opération de la pompe	2 190,00	h/année	Présente étude
Puissance du moteur du filtre	248,67	W	Chadwick et autres, 2010
Puissance de la pompe	1 119,00	W	Chadwick et autres, 2010
Nombre de lampes du système UV (min)	17,00	lampes	Présente étude
Nombre de lampes du système UV (max)	47,00	lampes	Présente étude
Puissance électrique d'une lampe UV	200,00	W	Sharrer et autres, 2005