

GESTION ENVIRONNEMENTALE DES EAUX DE LAVAGE EN AGRICULTURE

VOLET MARAÎCHER

REVUE DE LITTÉRATURE

Date : mise à jour - février 2025



Responsable scientifique : Stéphane Godbout, ing., agr., Ph. D.,
Chercheur en ingénierie agroenvironnemental



À l'IRDA, on **collabore**, on se **questionne**, on **explore** et on **progresses** ensemble dans la même direction : celle d'une agriculture saine, dynamique et performante.

Nous sommes des **scientifiques**, mais aussi des **gens de terrain** qui **collaborent** avec l'ensemble du milieu agricole.

Notre mission consiste à innover en agroenvironnement pour créer ensemble la production agricole de demain. Consulter le www.irda.qc.ca pour en connaître davantage sur l'Institut et ses activités.

Question ou commentaire

Stéphane Godbout, ing., agr, Ph. D.,
Chercheur en génie agroenvironnemental
Responsable scientifique et auteur principal

stephane.godbout@irda.qc.ca

Auteurs du rapport

Stéphane Godbout, ing., agr,
Ph. D.,
Chercheur en génie
agroenvironnemental

Équipe de réalisation

Joahnn Palacios, ing., M. Sc.,
professionnel de recherche, IRDA

Patrick Brassard, ing., Ph. D.

Camille Cosnard-Gaudreau, CPI

Marie-Michelle Corbeil,
professionnelle de recherche, IRDA
(section 4.3)

Heidi Pascagaza, professionnelle
de recherche, IRDA

Collaborateurs

Ministère de l'agriculture, de
l'alimentation et des
pêcheries du Québec
(MAPAQ);

Ministère de l'environnement,
de la lutte contre les
changements climatiques, de
la faune et des parcs
(MELCCFP);

Institut National de la
Recherche Scientifique (INRS)

Ce rapport peut être cité comme suit :

Godbout, S., Cosnard-Gaudreau C., Palacios J., Brassard P., Corbeil., M-M et Pascagaza-Rubio. H.D. 2025. Gestion environnementale des eaux de lavage en agriculture- Volet maraîcher. Revue de littérature. IRDA.

© INSTITUT DE RECHERCHE ET DE DÉVELOPPEMENT EN AGROENVIRONNEMENT INC. (IRDA)

TABLE DES MATIÈRES

1. Introduction	6
1.1 Contexte	6
1.1.1 <i>Problématique environnementale</i>	6
1.1.2 <i>Règlementation</i>	6
1.2 Objectifs	7
1.3 Méthodologie	7
2. Caractérisation des eaux de lavage	8
3. Technologies de traitement des eaux de lavage de légumes	10
3.1 Les différents types de systèmes de traitement des eaux de lavage maraîchères ..	10
3.2 Conditionnement des légumes avant le lavage	12
3.3 Technologies de traitement pour l'enlèvement des matières insolubles	14
3.3.1 <i>Tamissage</i>	14
3.3.2 <i>Décantation</i>	14
3.3.3 <i>Flottation à air dissous</i>	18
3.3.4 <i>Centrifugation et hydrocyclone</i>	20
3.4 Technologies de traitement pour l'enlèvement des matières solubles ou non-décantables	21
3.4.1 <i>Précipitation, coagulation et floculation</i>	21
3.4.2 <i>Électrocoagulation</i>	23
3.4.3 <i>Traitement biologique</i>	25
3.4.4 <i>Filtration</i>	27
3.4.5 <i>Infiltration</i>	28
3.4.6 <i>Biochar</i>	28
3.4.7 <i>Microfiltration</i>	30
3.4.8 <i>Ozonation</i>	31
3.5 Outil d'aide à la décision	33
4. alternatives de rejet, de réduction des eaux de lavage et de gestion des boues	35
4.1 Alternatives de Rejet	35
4.2 Réduction des volumes d'eaux de lavage	36
4.3 Traitement subséquent et valorisation agricole des boues de traitement des eaux de lavage	36
4.3.1 <i>Épaississement et déshydratation</i>	37
4.3.2 <i>Alcalinisation</i>	37
4.3.3 <i>Compostage</i>	37
4.3.4 <i>Digestion anaérobique</i>	38
4.3.5 <i>Valorisation agricole</i>	39
5. Discussion	40
6. Sommaire et Conclusion	41
7. Références	51
Annexe 1 – Principales composantes et schéma type d'une installation d'un système de flottation à air dissous (FAD) (H2Flow Equipment Inc, 2021).....	56

LISTE DES FIGURES

<i>Figure 1. Schéma de d'aide à la décision pour le choix d'une technologie de traitement des eaux usées (adapté de Visser et al., 2017)</i>	11
<i>Figure 2. Schéma des principales étapes de la chaîne de préparation des légumes (Gautshi et al., 2017)</i>	12
<i>Figure 3. Comparaison de la consommation d'eau de lavage nécessaire après différentes techniques d'enlèvement à sec de la terre (Visser et al., 2017)</i>	13
<i>Figure 4. Schéma conceptuel d'un dessableur à sec équipé de doigts étoilés en caoutchouc A) longueur du dessableur, B) largeur du dessableur et C) hauteur varient en fonction de la chaîne de lavage et de ses composants (Pelletier et al., 2015).</i>	14
<i>Figure 5. Éléments influençant l'efficacité de décantation des particules solides (Adaptée de Samson-Dô, 2015)</i>	15
<i>Figure 6. Schéma conceptuel d'un bassin de décantation classique (Visser et al., 2017)</i>	16
<i>Figure 7. Schéma conceptuel d'un bassin de décantation cylindro-conique (Hamoudi, 2019)</i>	16
<i>Figure 8. Schéma conceptuel d'un bassin de décantation lamellaire (Hamoudi, 2019)</i>	17
<i>Figure 9. Schéma conceptuel d'une unité de flottation à air dissous (Hamoudi, 2019)</i>	19
<i>Figure 10. Efficacité du traitement de coagulation sur les eaux de lavage de légumes-racines (Visser et al., 2017)</i>	22
<i>Figure 11. Types de microfiltration à base de membranes en fonction de la taille des contaminants (Anis et al., 2019).</i>	31
<i>Figure 12. Technologies et étapes du traitement des eaux usées de lavage</i>	42

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Concentration des principaux paramètres de la qualité de l'eau selon le type de culture (adapté de Visser et al., 2017)	9
Tableau 2. Temps de décantation des particules de sol (MAPAQ, 2013)	16
Tableau 3. Avantages et inconvénients des bassins de décantation	18
Tableau 4. Avantages et inconvénients de la technologie de flottation à air dissous (FAD)	19
Tableau 5. Avantages et inconvénients des centrifugeuses et des hydrocyclones	20
Tableau 6. Conditions d'opération et caractéristiques des eaux soumises à l'électrocoagulation (Khajvand, 2021)	24
Tableau 7. Avantages et inconvénients de l'électrocoagulation	25
Tableau 8. Avantages et inconvénients du traitement biologique	26
Tableau 9. Avantages et inconvénients de la filtration	28
Tableau 10. Avantages et inconvénients du biochar	30
Tableau 11. Avantages et inconvénients de la microfiltration	31
Tableau 12. Avantages et inconvénients de l'ozonation	33
Tableau 13. Matrice décisionnelle pour l'élimination des solides des eaux de lavage (sans épluchage) (Adapté de Zytner et al., 2016)	34
Tableau 14. Matrice décisionnelle pour la réduction de la DCO (sans épluchage) (Adapté de Zytner et al., 2016)	34
Tableau 15. Matrice décisionnelle pour la réduction de la DCO (sans épluchage) (Adapté de Zytner et al., 2016)	35
Tableau 16. Paramètres et concentrations maximales respectives des critères de qualité d'eau d'irrigation (Couture, 2004)	36
Tableau 17. Caractéristiques de l'eau de lavage et de l'opération de lavage à considérer pour l'évaluation d'un traitement de l'eau	41
Tableau 18. Technologies de traitement pour l'enlèvement des matières insolubles et solubles des eaux de lavage (Visser et al., 2016)	43

1. INTRODUCTION

1.1 CONTEXTE

1.1.1 *Problématique environnementale*

Les activités de lavage des fruits et légumes nécessitent une grande quantité d'eau potable quotidiennement. L'eau est notamment nécessaire afin d'éliminer les résidus de matière végétale, de matière minérale et de ses contaminants potentiels. Ces éléments résiduels peuvent, selon leur nature et leur concentration, représenter des sources de contamination et des risques de dégradation de la qualité des eaux de surface et des eaux souterraines. Par ailleurs, des volumes quotidiens évalués jusqu'à 100 m³ d'eau potable sont requis pour le lavage des légumes avant leur mise en marché (Mundi et al., 2017). Par conséquent, dans une perspective de développement durable, la consommation en eau devrait être limitée afin de préserver cette ressource. Toutefois, les effluents d'eaux de lavage devraient être préalablement traités dans le but de réduire les risques de contamination dans les milieux récepteurs pouvant porter atteinte à la vie aquatique.

L'élaboration et le développement de protocoles d'autosurveillance comprenant l'analyse des effluents à différents points d'échantillonnage tout au long de la chaîne de lavage permettront de créer une base de données pour le suivi et le contrôle de la qualité de l'eau. L'analyse des résultats de la caractérisation de l'eau permettra d'établir l'efficacité de la réduction des polluants ciblés. L'évaluation des performances fournira des outils de prise de décision concernant les modifications ou ajustements potentiels du système de traitement des eaux de lavage. Bref, la gestion de l'eau s'articulant autour de l'industrie maraîchère et fruitière doit simultanément respecter les normes de salubrité des aliments et celles encadrant son rejet à l'environnement.

1.1.2 *Règlementation*

La modernisation de la loi sur la qualité de l'environnement (LQE) en mars 2018 a engendré la modification de certains règlements de même que l'édiction du règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement (REAFIE) qui vise à préciser l'encadrement des activités soumises à une autorisation ministérielle. Le REAFIE, entrée en vigueur le 31 décembre 2020, établit notamment avec plus de précision l'encadrement entourant les rejets d'eaux usées des entreprises maraîchères, serricoles, acéricoles et fruitières. De manière générale, les exploitations dont la superficie cumulative en fruits et légumes lavés est égale ou supérieure à cinq hectares et inférieure à 20 hectares sont admissibles à une déclaration de conformité pour toute installation, modification ou exploitation d'un système de lavage de fruits et de légumes dans la mesure où les conditions suivantes sont respectées :

- Les eaux usées de lavage présentent une concentration en matières en suspension (MES) inférieure ou égale à 50 mg/L;
- Les eaux usées de lavage ne sont pas rejetées dans le littoral, dans une rive ou dans un milieu humide.

Les exploitations dont la superficie cumulative en fruits et légumes lavés est inférieure à cinq hectares sont exemptées sous condition que les eaux usées de lavage ne soient pas rejetées dans le littoral, dans une rive ou dans un milieu humide.

Dans les autres cas, ou dans le cas où l'une des conditions liées à l'exemption ou à la déclaration de conformité ne serait pas respectée, la réalisation de l'activité sera visée par une autorisation ministérielle.

Pour des informations et des détails sur les activités nécessitant une autorisation ministérielle, celles admissibles à une déclaration de conformité ou exemptées, veuillez-vous référer au [guide de référence](#) du règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement (REAFIE) du MELCCFP, Partie II- Chapitre XIII, relatif au lavage des fruits et légumes.

1.2 OBJECTIFS

Les objectifs de cette revue de littérature sont :

- 1- Identifier les principales caractéristiques des eaux de lavage des légumes et les contaminants potentiels des milieux récepteurs;
- 2- Identifier les technologies de traitement des eaux usées de lavage adaptés pour le secteur maraîcher;
- 3- Présenter les avantages et inconvénients de chaque technologie ainsi que les éléments de cout associés à leur implantation;
- 4- Identifier les meilleures solutions de traitement et de rejet des eaux de lavage.

1.3 MÉTHODOLOGIE

Les principaux mots-clés listés ci-dessous ont été utilisés dans les moteurs de recherche *ScienceDirect*, Google et de l'école d'ingénierie de l'Université de Guelph :

- Traitement des effluents de lavage de légumes;
- Rejet/Traitement eaux de lavage de légumes;
- *Treatment of vegetables wash water*;
- Rejet des eaux de lavage;
- *Agro industrial wastewater*.

Les recherches ont été concentrées vers les études se situant entre 2010 et 2024 afin de cibler des renseignements s'adaptant à la fois à la réalité actuelle des agriculteurs et de types de cultures (tels que les légumes-feuilles, les légumes-racines, les légumes-bulbes et la pomme de terre), ainsi que pour les technologies existantes. Divers guides produits par des organismes gouvernementaux tels la Direction générale de l'environnement de Suisse et le ministère de l'Agriculture, de l'alimentation et des affaires rurales de l'Ontario (MAAARO) ont permis de dégager plusieurs articles scientifiques sur le sujet. Des rapports d'étude antécédents réalisés par le ministère de l'Agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec (MAPAQ) auprès de producteurs régionaux ont également permis de présenter le bilan massique des eaux de lavage et leurs caractéristiques suivant échantillonnage.

2. CARACTÉRISATION DES EAUX DE LAVAGE

Les paramètres physiques (turbidité, matières en suspension (MES), température), chimiques (demande chimique en oxygène (DCO), demande biologique en oxygène (DBO₅), pH, azote total, nitrites, phosphore total) et bactériologiques (*E. coli*) permettent d'évaluer la qualité des eaux de lavage des légumes à différentes étapes du processus de lavage jusqu'au rejet des eaux à l'environnement. Ces paramètres permettent également d'apprécier l'efficacité ou de recommander un système de traitement des eaux adapté aux eaux de lavage afin de respecter les critères environnementaux prescrits. Les caractéristiques des eaux de lavage de légumes dépendent principalement du type de sol, de la superficie, du type de légume lavé, des conditions de sols à la récolte et du délai entre la récolte et le lavage. Les opérations de lavage doivent également tenir compte : du type de sol, du débit d'eau (maximum, minimum et moyen), du nombre d'heures de lavage (par jour, par semaine, par mois), de la quantité de légumes lavées (par unité de temps). Ces caractéristiques opératoires vont également influencer la caractérisation des eaux de lavage.

De manière générale, les eaux de lavage de légumes se caractérisent par la présence importante de solides dissous, de MES, de matière organique résultant du tri et du parage des légumes, de nutriments tels l'azote et le phosphore ainsi que de bactéries pathogènes, en plus de présenter des concentrations en DBO₅ et DCO. Les éléments nutritifs proviennent entre autres du sol de culture, des particules ou du jus (sucres) de fruits ou de légumes rompus. Les légumes-racines, les tubercules ou les cultures sur sol minéral engendrent de plus grandes teneurs en MES dans les eaux de lavage que les légumes-feuilles. Par ailleurs, le lavage des légumes récoltés en sols argileux entraîne une plus grande concentration en MES que le lavage des légumes cultivés en sols sableux

Les fruits et les légumes qui sont lavés après la récolte peuvent être répartis en trois groupes :

1. Les plantes racines : cultivées dans le sol, elles transportent plus de MES (ex., carottes ou panais);
2. Les cultures cultivées sur le sol : moins de MES (poussières transportées par le vent ou d'éclaboussures de terre causées par la pluie)(ex., poivrons, tomates, choux, légumes-feuilles, melons, petits bulbes (poireaux ou bottes de radis) ;
3. Les cultures arboricoles et de cucurbitacées : peu de MES, mais ajoutent des tiges, des feuilles, de la poussière et du duvet à l'eau de lavage (ex., pommes, pêches)(Visser et al.2017).

Des résultats d'analyses d'une campagne d'échantillonnage pour une gamme d'installation de lavage réalisée lors d'un projet de la *Holland Marsh Growers' Association* (HGMA) (Visser et al., 2017) permettent de comparer les charges contenues dans les eaux de lavage de légumes-racines et de légumes-feuilles (Tableau 1). Les résultats sont rapportés comme le 25^e percentile, la moyenne et le 75^e percentile.

La coloration des eaux de lavage, provenant du lavage des betteraves par exemple, doit également être étudiée. Bien qu'à première vue il s'agisse d'une caractéristique esthétique, cette coloration est associée à une concentration élevée en matières organiques et minérales dissoutes. La

coloration peut influencer la transmission de la lumière et les processus de photosynthèse de la faune aquatique (Bernard et al., 2018).

Finalement, d'autres données telles que le débit de l'eau de lavage, les volumes quotidiens, et le temps consacré au lavage par saison complètent la caractérisation des eaux de lavage et permettent de calculer les charges rejetées au milieu récepteur et d'établir les bilans massiques. Les volumes de lavage varient en fonction du type de légumes et de la quantité qui sera lavé, le type de sol de la culture, des stratégies de réduction des matières solides à sec et du système de lavage. L'outil de décision EstimEau développé par l'IRDA permet d'estimer les volumes de lavage nécessaires en tenant compte de ces paramètres (Boivin et al., 2024). Le bilan massique, en tant qu'outil de quantification des matières solides et de la charge polluante, fournit des informations de base pour l'évaluation de l'efficacité des stratégies de réduction à la source et des opérations. L'IRDA a effectué plusieurs bilans massiques dans des fermes maraîchères afin de quantifier les masses de résidus de conditionnement et de lavage de légumes. Les résultats ont montré que les unités de dessablage à sec pouvaient réduire jusqu'à 15 % du poids total entrant dans le système (Généreux et al., 2013), ou jusqu'à 72 % du sol avant le lavage, ce qui peut diminuer les concentrations de polluants comme la DBO₅, les MES, le N total et le P total jusqu'à 50 % dans les eaux (Pelletier et al., 2015). La réduction des charges polluantes et des volumes d'eaux usées permettrait de diminuer la taille des unités de traitement (Brassard et al., 2014).

Tableau 1. Concentration des principaux paramètres de la qualité de l'eau selon le type de culture (adapté de Visser et al., 2017)

Type de culture	MES (mg/L)			P (mg/L)			N total (mg/L)			DBO ₅ (mg/L)		
	25 ^e	Moy.	75 ^e	25 ^e	Moy.	75 ^e	25 ^e	Mo y.	75 ^e	25 ^e	Moy.	75 ^e
Légumes-feuilles	35	185	340	0,3	1	1,4	1,7	2,7	2,9	6	20	27
Pomme de terre	630	22 031	21 500	14	29	48	49	162	249	134	6 033	4 490
Légumes-racines	188	1 074	1 040	1,1	4,6	6,2	3	24	33	32	261	450
Eau de toit/pluie	2,8	3,6	4,4	0,07	0,08	0,09	1,0	1,2	1,4	2,2	3,6	4,5

MES : Matières en suspension; P : Phosphore total; N total : Azote total Kjeldahl; DBO₅ : Demande biologique en oxygène après cinq jours

Brassard et al. (2014) ont caractérisé les eaux de lavage de différents légumes ainsi que les sols sur lesquels ils ont été récoltés. Les concentrations de MES varient selon le type de sol et la culture. pour les navets en sols limoneux le MES sont comprises entre 134 et 216 mg/L, pour les carottes en sols organiques entre 307 et 420 mg/L et pour les carottes et navets en sols limoneux argileux entre 375 et 2 818 mg/L.

Le nombre d'études sur les eaux de lavage des fruits reste limité. Cependant, l'étude de Mundi et al. (2017) rapporte des concentrations de MES comprises entre 43 et 140 mg/L, de phosphore total entre 10 et 180 mg/L, d'azote total entre 2 et 35 mg/L, et une DBO₅ variant de 10 à 2 280 mg/L

pour les eaux de lavage des pommes. Ardley et al., (2019) ont analysé des échantillons d'eaux usées provenant du lavage des bleuets. Les résultats ont montré des variations significatives, influencées par les conditions environnementales lors de la collecte. L'analyse a révélé des concentrations moyennes de MES de 289 ± 100 mg/L, une turbidité de 124 ± 91 NTU, une DBO₅ de 900 ± 238 mg/L et une DCO de 2038 ± 211 mg/L. Les valeurs élevées de DBO et de DCO s'expliquent par le processus de transformation des bleuets, qui entraîne l'incorporation de graines, de pelures et de jus dans les eaux usées.

Par ailleurs, l'importante variation de la concentration des divers paramètres de qualité de l'eau entre les entreprises agricoles maraîchères révèle qu'une technologie de traitement ne peut répondre à tous les scénarios. En effet, la taille de l'entreprise, la superficie cultivée et conditionnée, le type de légumes, les techniques de lavage et les sources d'eau disponibles justifient l'ampleur et l'hétérogénéité des technologies utilisées. Bref, en fortes concentrations, tous les paramètres de qualité de l'eau peuvent représenter des sources de contamination pouvant excéder les limites réglementaires émises par le ministère de l'Environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCCFP) et ainsi nuire directement aux écosystèmes récepteurs.

3. TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT DES EAUX DE LAVAGE DE LÉGUMES

3.1 LES DIFFÉRENTS TYPES DE SYSTÈMES DE TRAITEMENT DES EAUX DE LAVAGE MARAÎCHÈRES

Le choix de systèmes de traitement des eaux de lavage maraîchères repose sur de multiples facteurs et tiendra compte des objectifs de qualité d'eau en vue de respecter les normes réglementaires environnementales. Entre autres, le producteur devra tenir compte de l'investissement initial des installations (experts-conseils, matériaux, modifications aux bâtiments existants, entretien, etc.). La taille de l'entreprise, la superficie lavée par type de culture, la saison de production et de lavage et le temps consacré aux processus de lavage influenceront directement les coûts d'exploitation des systèmes de traitement. Le choix des technologies peut donc rapidement s'avérer complexe. Le diagramme de sélection des technologies (Figure 1) permet d'orienter la prise de décision des méthodes de traitement adaptées selon les contaminants à traiter.

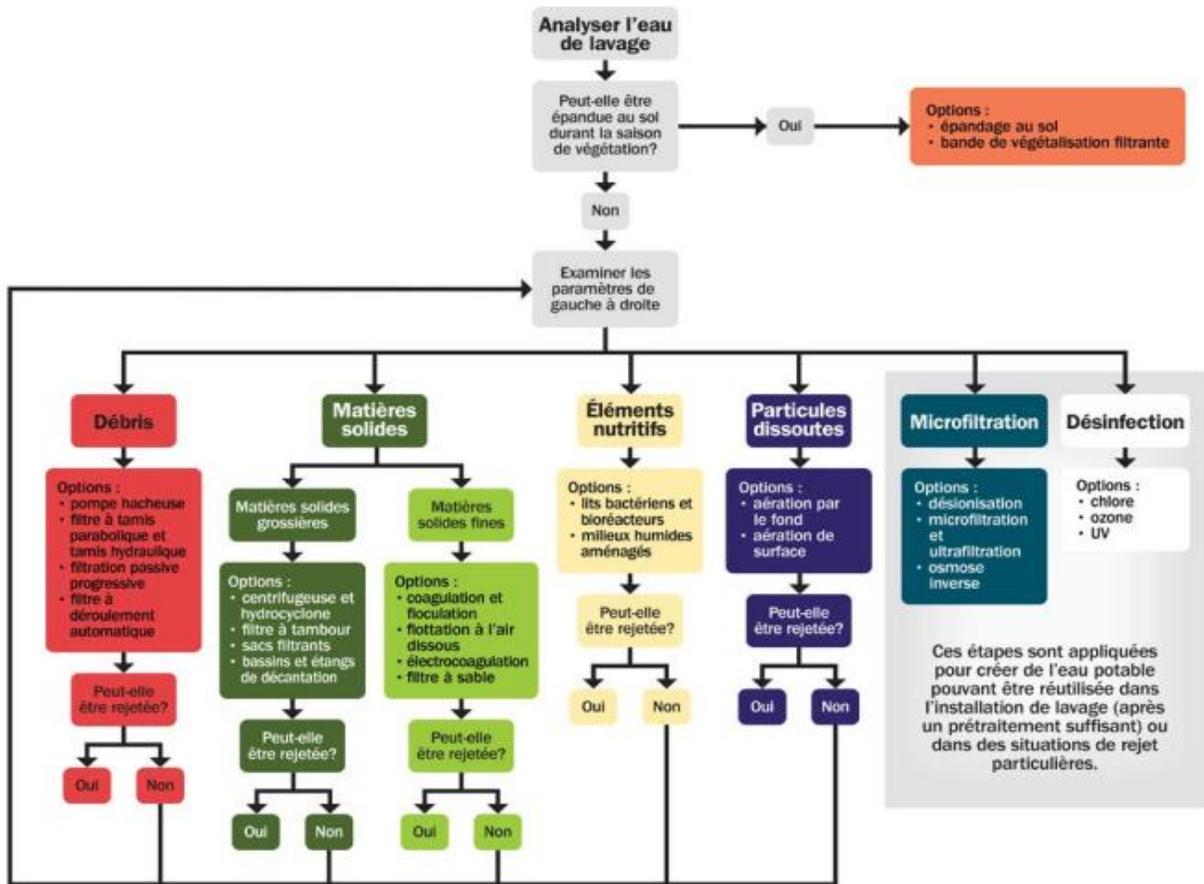


Figure 1. Schéma de d'aide à la décision pour le choix d'une technologie de traitement des eaux usées (adapté de Visser et al., 2017)

Les systèmes de traitements des eaux usées maraîchères combinent des méthodes de traitement physiques, chimiques et biologiques. Les traitements physiques regroupent les traitements visant essentiellement la séparation liquide-solide et reposent sur les propriétés physiques des contaminants à éliminer. Les traitements chimiques impliquent l'utilisation d'agents chimiques dans le but d'accélérer d'autres traitements (p. ex. : coagulation, précipitation, etc.) ou encore favoriser le bris de liaisons moléculaires. Finalement, les traitements biologiques s'appuient sur les conditions privilégiant la propagation ou la dégradation de bactéries participant aux diverses réactions biologiques à l'intérieur même de l'effluent à traiter.

Les traitements appropriés des eaux usées de lavage de fruits et de légumes peuvent également se classer d'après la nature des contaminants contenus dans les eaux de lavage (minérale, biologique, bactériologique) ou selon leur solubilité (insoluble, soluble).

Les particules non solubles, comme les sols minéraux, ont des densités élevées (entre 2000 et 3000 kg/m³) qui leur permettent, dans certaines conditions, de se déposer rapidement sous l'action de la gravité (Crittenden et al., 2012). Les éléments pouvant être maintenus en suspension comprennent de petites particules très fines dont les dimensions peuvent atteindre 100 micromètres, composées d'éléments inorganiques et organiques. Ces particules comprennent des argiles, des minéraux et des résidus organiques résultant de la décomposition de morceaux de légumes. Le comportement des particules colloïdales argileuses dans l'eau est fortement influencé

par leur charge électrocinétique. Les forces répulsives entre les particules l'emportent sur les forces attractives, ce qui fait qu'elles restent dispersées et en suspension dans l'eau (Teh et al., 2016).

3.2 CONDITIONNEMENT DES LÉGUMES AVANT LE LAVAGE

À travers la chaîne de conditionnement (figure 2), l'étape de lavage des légumes constitue l'étape la plus exigeante en eau (Gautshi et al., 2017). Le retrait de la terre et des matières végétales à sec suivant la récolte permet non seulement de réduire la consommation en eau lors du lavage, mais également la taille des installations et les frais relatifs au traitement des eaux de lavage. Plusieurs équipements existent, notamment les dessableurs à sec pour l'enlèvement de la terre et les défaneuses pour l'enlèvement des matières végétales (feuilles, tiges, racines). Les étapes de conditionnement qui suivent le lavage dépendent de la présentation finale du produit destiné à la vente (Gautshi et al., 2017). L'épluchage consiste à retirer la peau des légumes. Cette opération peut être réalisée à l'aide de divers équipements, tels que des éplucheuses à brosses rotatives, des éplucheuses mécaniques à lames, des éplucheuses à tambour rotatif, entre autres. La découpe, quant à elle, désigne la préparation ou le conditionnement de produits frais, prêts à l'emploi, sous différentes formes (des tranches, des juliennes, des morceaux, des cubes).

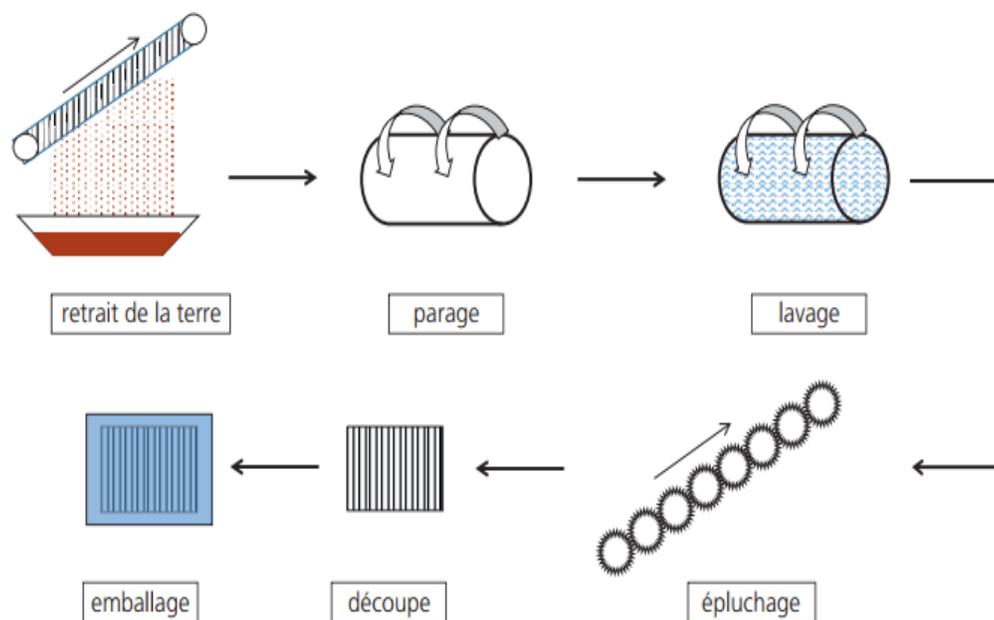


Figure 2. Schéma des principales étapes de la chaîne de préparation des légumes (Gautshi et al., 2017)

Installés au début de la chaîne de traitement, les dessableurs à sec sont essentiellement des convoyeurs horizontaux utilisant majoritairement des doigts étoilés en caoutchouc. Le transport des légumes sur ces convoyeurs permet de retirer les particules minérales collées sur les légumes.

L'enlèvement de la terre sur les légumes récoltés sans contact avec l'eau permet de réduire la quantité d'éléments nutritifs associés aux particules minérales dans les eaux de lavage. De plus, le

retrait de ces résidus permet ultérieurement d'empêcher l'obstruction de certains équipements de lavage.

Les caractéristiques du dessableur varient principalement d'après le type de légumes (légume-feuilles ou légume-racines), la quantité de légumes à traiter, le type de sol, les conditions de sols à la récolte, ainsi que le délai entre la récolte et le lavage. La performance de ces équipements sera optimale lorsque la granulométrie des particules est majoritairement grossière et lorsque les résidus sont secs. Inversement, les particules minérales auront davantage tendance à rester collées sur les légumes et seront plus difficiles à extraire si les récoltes ont été effectuées lorsque le sol n'est pas suffisamment ressuyé ou entreposées dans des conditions humides. Les dessableurs à sec et les défaneuses peuvent également être accompagnés d'air comprimé afin d'accélérer le processus en asséchant la terre et favorisant son détachement. La terre extraite est récupérée sous le dessableur et peut être retournée au champ. Certains équipements de dessablage peuvent être ajoutés aux équipements de récolte afin de permettre le retour de la terre directement au champ.

Généraux et al, (2013) rapportent des efficacités par dessablage à sec allant jusqu'à 88% de réduction des particules solides de sols minéraux, tandis que Brassard et al., (2014) des efficacités de réduction de MES allant jusqu'à 45% dans des carottes cultivées sur des sols organiques. Il est recommandé de privilégier le dessablage à sec pour faciliter la manipulation des solides, de réduire la quantité d'eau nécessaire au lavage ainsi que la taille des unités de traitement.

Une étude menée par le MAAARO en 2015 (Visser et al., 2017) étudiant l'efficacité d'un dessableur à doigts sur des carottes a permis de constater des résultats intéressants :

- Réduction des solides en suspension de 23 à 46 % dans les eaux de lavage;
- Réduction de 26 à 54 % du phosphore total;
- Réduction de la quantité d'eau nécessaire au lavage de 19 à 44 %. (Figure 3; Visser et al., 2017).

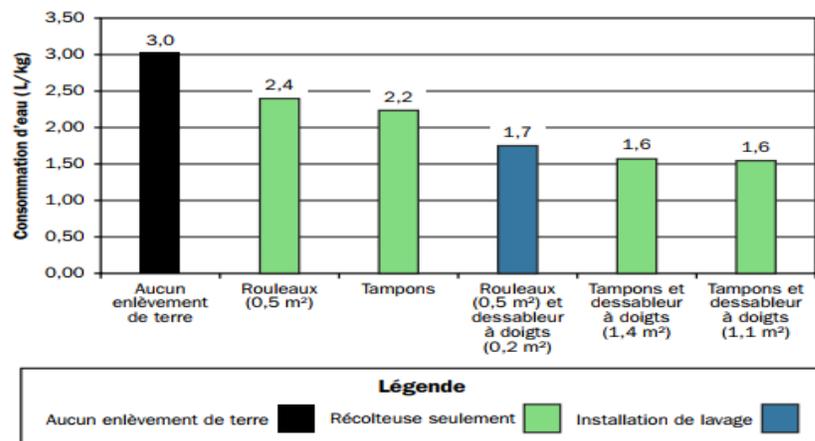


Figure 3. Comparaison de la consommation d'eau de lavage nécessaire après différentes techniques d'enlèvement à sec de la terre (Visser et al., 2017)

Le feuillet technique *Gestion des eaux de lavage des légumes-racines : Dessableur à sec avant le lavage* (Pelletier et al., 2015) présente les performances des dessableurs en amont de la chaîne de lavage ainsi que les différents éléments de conception. Le dessableur à sec illustré à la figure 4 et testé dans cette étude a permis de réduire d'environ 57 % la concentration en MES dans l'eau de lavage.

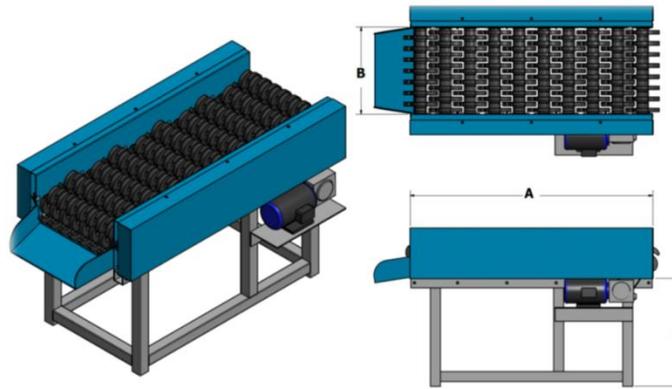


Figure 4. Schéma conceptuel d'un dessableur à sec équipé de doigts étoilés en caoutchouc A) longueur du dessableur, B) largeur du dessableur et C) hauteur variant en fonction de la chaîne de lavage et de ses composants (Pelletier et al., 2015).

3.3 TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT POUR L'ENLÈVEMENT DES MATIÈRES INSOLUBLES

3.3.1 Tamisage

Installé en amont des autres systèmes de traitement des eaux de lavage, le tamisage constitue un prétraitement permettant de retirer les matières pouvant endommager ou compromettre l'efficacité des traitements ultérieurs. L'effluent est filtré à l'aide de toiles, de treillis ou de feuilles métalliques perforées telles des passoirs. La dimension des mailles varie selon la taille des particules à retirer de l'effluent. Le macro-tamisage concerne particules supérieures à 200 μm , comme le sable moyen à grossier (0,2 mm à 0,5 mm) et le micro-tamisage de particules inférieures à 200 μm comme le sable fin à moyen (0,1 mm à 0,2 mm). Un test de sédimentation ou une granulométrie sommaire sont souvent requis pour dimensionner convenablement la taille des mailles. Les tamis peuvent prendre plusieurs formes (rotatifs, mécaniques, statiques, centrifuges, paraboliques, etc.).

3.3.2 Décantation

Principe de fonctionnement

Le procédé de décantation consiste à éliminer les résidus de matières minérales en suspension grâce au principe de sédimentation gravitaire. Il permet la séparation des phases solide-liquide en

solution. Les particules décantables correspondent aux particules de diamètre supérieur à 1 μm , plus particulièrement les sables et les limons. Les particules non décantables correspondent à la fraction colloïdale (particules de diamètre compris entre 10^{-3} et 1 μm) équivalent aux argiles, les graisses et les bactéries. L'efficacité d'enlèvement des particules solides repose à la fois sur les caractéristiques des sédiments de l'affluent et sur les caractéristiques hydrauliques liées à la conception des bassins (figure 5).

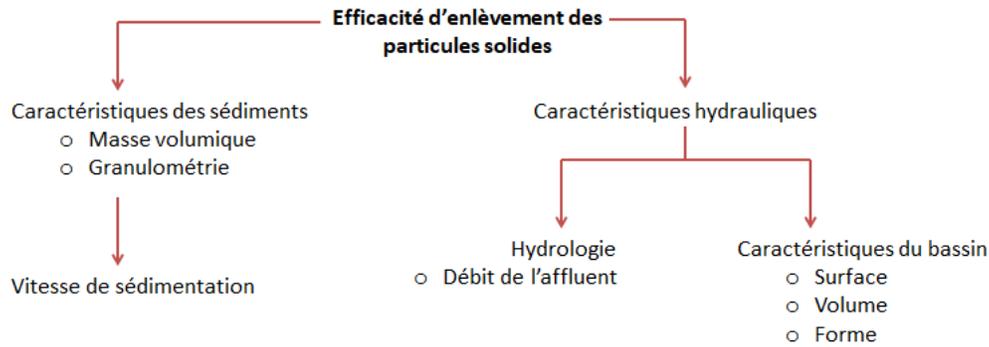


Figure 5. Éléments influençant l'efficacité de décantation des particules solides (Adaptée de Samson-Dô, 2015)

La vitesse de chute (v_p) de particules sphériques dans un liquide en écoulement laminaire est régie par la Loi de Stokes (équation 1) (Ferguson et al., 2004) :

$$v_p = \frac{g \cdot (\rho_p - \rho_l) \cdot d^2}{18 \cdot \eta} \quad \text{Équation 1}$$

où g est l'accélération gravitationnelle ($9,81 \text{ m/s}^2$), ρ_p est la masse volumique des particules (kg/m^3), ρ_l est la masse volumique de l'eau (1000 kg/m^3), d est le diamètre des particules de sol (m), η est la viscosité du liquide ($0,0016 \text{ Pa}\cdot\text{s}$ à $4 \text{ }^\circ\text{C}$). Comme la vitesse de sédimentation est directement proportionnelle à la taille et à la masse volumique des particules présentes dans l'affluent, les délais de traitement (temps de rétention hydraulique) peuvent varier en fonction du type d'effluent et la taille des particules (Tableau 2). Ainsi, des particules de sable et de limon nécessiteront entre quelques secondes et quelques heures pour précipiter alors que les particules d'argile mettront quelques jours, voire quelques semaines pour décanter. Le temps de décantation des particules de terre noire est beaucoup plus long, pouvant atteindre plusieurs mois, étant donné la masse volumique similaire de la terre noire à celle de l'eau. La température, tout comme la granulométrie des particules présentes dans l'effluent, constitue également un paramètre d'opération influençant la vitesse de chute des particules. En effet, la température détermine la viscosité du liquide. En règle générale, une augmentation de température engendrera une diminution de la viscosité et par conséquent, une augmentation de la vitesse de sédimentation.

Tableau 2. Temps de décantation des particules de sol (MAPAQ, 2013)

Type de sol	Diamètre moyen des particules (mm)	Temps de décantation pour une hauteur d'eau d'un mètre
Sable grossier	0,50	17 secondes
Sable moyen	0,20	50 secondes
Sable fin	0,10	2 minutes
Limon grossier	0,05	9 minutes
Limon moyen	0,02	57 minutes
Limon fin	0,01	3,8 heures
Limon très fin	0,005	15,4 heures
Argile et colloïdes	$\leq 0,002$	$\geq 6,4$ jours

Configuration d'un bassin de décantation

De manière générale, l'effluent et l'effluent traité entrent et quittent le bassin de décantation par le haut alors que les boues décantées peuvent être raclées à l'aide d'une pelle mécanique (figure 6) ou retirées par le fond du bassin dans le cas de bassin cylindro-conique (figure 7). Certains types de bassins compacts de décantation utilisent des vis sans fin pour retirer les boues.



Figure 6. Schéma conceptuel d'un bassin de décantation classique (Visser et al., 2017)

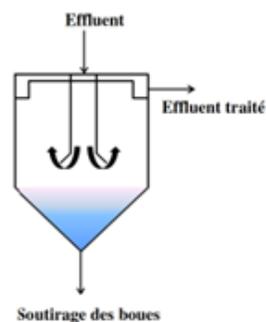


Figure 7. Schéma conceptuel d'un bassin de décantation cylindro-conique (Hamoudi, 2019)

L'ajout de lamelles installées en angle contribue à augmenter la surface de décantation, et donc à l'efficacité du procédé (figure 8).

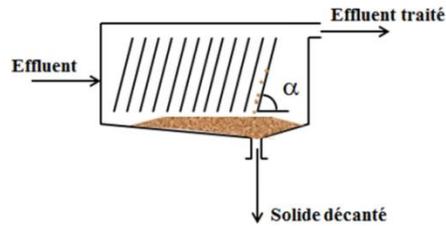


Figure 8. Schéma conceptuel d'un bassin de décantation lamellaire (Hamoudi, 2019)

Les bassins de décantation peuvent être reliés en série ou en parallèle. Lorsque reliés en série, les premiers bassins permettent l'enlèvement des particules plus grossières alors que les derniers bassins permettent la décantation des particules plus fines. L'eau passe consécutivement d'un bassin à l'autre. Lorsque reliés en parallèle, les bassins fonctionnent simultanément. Cette dernière configuration permet la vidange d'un bassin sans influencer le fonctionnement des autres bassins.

Le dimensionnement d'un bassin de décantation dépend essentiellement de la charge en MES décantables et du débit de l'effluent. Des analyses de sol en laboratoire permettent de déterminer la granulométrie du sol de culture et d'évaluer la faisabilité et l'efficacité d'un traitement de décantation. Au cours de la décantation, les couches de différentes textures de sol peuvent être mesurées et leur hauteur respective renseigne sur la proportion de sable, limon et argile contenue dans le sol de culture. La profondeur de bassin doit considérer une zone de décantation et une zone d'accumulation des particules solides (figure 6).

Le temps de rétention hydraulique (TRH) est calculé selon l'équation 2 en divisant le volume du bassin (V) par le débit d'alimentation du bassin (Q). Le TRH exigé pour une décantation adéquate dépendra de la granulométrie du sol de culture (Visser et al., 2017). Naturellement, un bassin de plus grandes dimensions aura un TRH plus important qu'un bassin de moindres dimensions pour le même volume d'eau traité.

$$TRH = \frac{V}{Q} \quad \text{Équation 2}$$

La surface minimale du bassin de décantation s'obtient en divisant le débit d'alimentation du bassin (Q) par la vitesse de chute des particules (v_p) (équation 3) (Guillou, 2013). Dans le cas de bassins de décantation installés à l'extérieur et non-couverts, le débit d'alimentation du bassin doit également considérer le volume des eaux pluviales. En présence de turbulences importantes dans le bassin, le débit d'alimentation doit être multiplié par un facteur de 1,2 ou 1,5.

$$\text{Surface du bassin} = \frac{Q}{v_p} \quad \text{Équation 3}$$

L'efficacité d'enlèvement des particules solides (%) peut être calculée d'après l'équation 4 (Samson-Dô, 2015), alors que la charge (g/s) est calculée en multipliant de débit (L/s) par la teneur en MES (g/L) (équation 5).

$$\text{Efficacité}_{\text{enlèvement}} = \frac{\text{Charge}_{\text{amont}} - \text{Charge}_{\text{aval}}}{\text{Charge}_{\text{amont}}} \cdot 100 \quad \text{Équation 4}$$

$$Charge_x = \text{débit} \cdot MES$$

Équation 5

La mise en place d'un bassin de décantation implique des coûts d'immobilisation (construction du bassin, système de pompe, système de dosage) (Visser et al., 2017). De plus, la consultation d'un professionnel est nécessaire afin de déterminer les caractéristiques hydrauliques du bassin, ainsi que la pertinence des matériaux de revêtement tels que des membranes semi-perméables ou les constructions en béton, ainsi que la consolidation et le compactage des couches de sol imperméables.

Il y a également des coûts d'exploitation liés à l'opération d'un bassin de décantation, dont l'entretien, qui consiste essentiellement en l'enlèvement régulier de matières solides accumulées au fond du bassin. L'ajout d'agents coagulants accélérant le procédé de décantation et garantissant une meilleure performance implique également des coûts supplémentaires. Enfin, la consommation d'électricité en cas de pompage doit être considérée.

L'avantage du traitement des eaux usées par décantation est qu'il s'agit d'un procédé simple, qui implique peu d'équipement et nécessite peu d'entretien. Cependant, le bassin de décantation peut être volumineux et les temps de sédimentation peuvent être relativement importants selon les propriétés du sol de culture (Tableau 3).

Tableau 3. Avantages et inconvénients des bassins de décantation

Avantages	Inconvénients
Procédé simple	Installation volumineuse
Nécessite peu d'entretien	Temps de sédimentation relativement important selon les propriétés du sol de culture
Implique peu d'équipements	

3.3.3 Flottation à air dissous

Principe de fonctionnement

Le procédé de flottation à air dissous (FAD) est une technologie utilisée dans plusieurs secteurs industriels, notamment dans l'industrie agroalimentaire, minière, papetière et municipale. Aussi appelé aéroflottation, ce procédé constitue une technique de traitement de séparation solide-liquide correspondant à une décantation inversée. En effet, les boues s'accumulent à la surface du bassin alors que l'effluent traité sera récupéré au pied du bassin contrairement au principe de sédimentation gravitaire. L'effluent est acheminé à l'intérieur d'un bassin au fond duquel sont injectées de fines bulles d'air ($\approx 50 \mu\text{m}$) via des buses sous pression. Les particules s'agglomèrent aux bulles d'air et sont entraînées vers le haut du bassin où elles sont récupérées par raclage, écumage, débordement ou autre méthode mécanique (figure 9). L'objectif consiste à créer des agglomérats de densité inférieure à celle de l'eau afin qu'ils flottent à la surface. Sommairement, plus la taille des bulles d'air est faible, plus la surface de contact entre les microbulles et les particules est appréciable et plus le traitement est efficace. La flottation à l'air s'adresse aux effluents chargés en matières minérales décantables fines ($10 \mu\text{m} < \text{diamètre} < 100 \mu\text{m}$) (MELCC,

2019) et autres particules dont la densité est similaire à celle de l'eau (bactéries, graisses et huiles, fibres de cellulose résultant du pelage des légumes, etc.). Par conséquent, lorsque le temps requis à la sédimentation est important, la flottation à air dissous constitue un recours intéressant.

Les principaux avantages de cette technique de traitement (Tableau 4) réfèrent à des installations plus compactes que celles des bassins de décantation étant donné leur capacité d'opération à des charges hydrauliques superficielles. Le temps d'ascension des particules davantage rapide engendre un TRH très court. Par conséquent, l'effluent est plus rapidement traité qu'en bassin de décantation. Toutefois, ces systèmes de traitement peuvent impliquer des coûts d'investissement et d'opération modérément importants selon la taille de l'exploitation maraîchère et l'usage d'agents floculants-coagulants. Lorsqu'utilisé conjointement avec des agents coagulants ou floculants, le procédé de flottation à air dissous a démontré de très bons résultats d'enlèvement de particules minérales en suspension, de la DBO, des huiles et des graisses jusqu'à 95 % (H2Flow Equipment, 2021). Les principales composantes d'un procédé de flottation à air dissous sont présentées à l'annexe 1 (H2Flow Equipment, 2021).

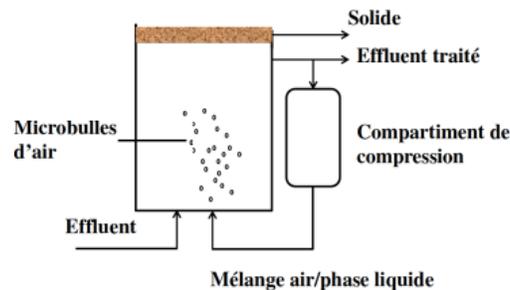


Figure 9. Schéma conceptuel d'une unité de flottation à air dissous (Hamoudi, 2019)

Tableau 4. Avantages et inconvénients de la technologie de flottation à air dissous (FAD)

Avantages	Inconvénients
Installation plus compacte (charges hydrauliques superficielles)	Coût d'investissement élevé (MELCC, 2019)
Temps d'ascension des particules rapide (≈ 5 m/s)	Consommation énergétique élevée (pression d'opération et pompage) (MELCC, 2019)
Permet le traitement de particules plus fines ($10 \mu\text{m} < \text{diamètre} < 100 \mu\text{m}$) de faible densité et difficilement décantables	Ajout d'agents coagulants/floculants
Épaississement des boues non-nécessaires avant le séchage (concentration élevée des boues 30-40 g/L)	

3.3.4 Centrifugation et hydrocyclone

Principe de fonctionnement

Ces deux technologies reposent sur la force centrifuge pour séparer les matières indésirables de l'effluent. La force centrifuge met à profit la différence de densité des éléments et celle de l'eau présents dans l'effluent afin de les dissocier. Dans le cas des centrifugeuses, l'effluent tourne à haute vitesse à l'intérieur d'un réservoir cylindrique permettant d'isoler les particules minérales sur les parois du réservoir. La présence d'un moteur entraînant l'eau de lavage dans les centrifugeuses crée une séparation solide-liquide supérieure à celle des hydrocyclones. Dans le cas de ces derniers, l'effluent est pompé à l'intérieur d'une chambre cylindro-conique et suit un mouvement circulaire décrit par les caractéristiques de l'équipement.

Ces deux technologies sont presque exclusivement adaptées pour les effluents présentant des concentrations élevées en particules grossières telles le sable et le gravier. Elles ne ciblent donc pas les particules très fines, comme certaines argiles et la terre noire, ce qui constitue un désavantage de ces technologies (tableau 5). Les hydrocyclones représentent une alternative aux bassins de décantation pour retirer les particules grossières, puisqu'ils sont plus compacts et nécessitent moins d'espace. Ils sont efficaces pour séparer l'amidon des protéines floculantes insolubles et des fibres fines, ce qui améliore la décantation et optimise le rendement du processus. Ces équipements offrent une alternative pour extraire l'amidon des eaux de lavage des pommes de terre ainsi que pour séparer l'amidon des protéines dans la farine de pois chiche (Emami et al., 2007). En plus d'améliorer la récupération de cette macromolécule, ils contribuent également à réduire la pollution des eaux de lavage. Lors du lavage des pommes de terre, l'utilisation de l'hydrocyclone permet de diminuer la DBO et la concentration de MES de 62 % et 89 % respectivement, en réduisant la présence d'amidon dans les eaux de lavage (MELCCFP, 1997). La charge hydraulique et la charge en matières solides permettent de déterminer la dimension de ces équipements et guident par la suite le coût d'immobilisation envisagé. Les centrifugeuses, capables de traiter des effluents davantage concentrés en MES, présentent des coûts d'immobilisation supérieurs à ceux des hydrocyclones, technologie dont la conception est relativement simple. Par exemple, les centrifugeuses pouvant traiter entre 100 000 et 150 000 litres d'effluent par jour peuvent atteindre des coûts d'immobilisation de 100 000 \$. Ces deux technologies sont facilement accessibles sur le marché. Les coûts d'exploitation de ces technologies sont liés à l'enlèvement des matières solides et à la consommation énergétique (Visser et al., 2017).

Tableau 5. Avantages et inconvénients des centrifugeuses et des hydrocyclones

Avantages	Inconvénients
Faible coût d'immobilisation (hydrocyclone)	Coût d'immobilisation modéré selon la capacité de traitement (centrifugeuses)
Installation plus compacte (hydrocyclone)	Non adaptées pour les particules fines (argile/terre noire)
Cible les particules grossières (sable/gravier)	Consommation énergétique

3.4 TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT POUR L'ENLÈVEMENT DES MATIÈRES SOLUBLES OU NON-DÉCANTABLES

3.4.1 Précipitation, coagulation et floculation

Le traitement de la pollution soluble ou non-décantable par précipitation, coagulation et floculation repose sur les réactions chimiques entre les agents précipitants, coagulants ou flocculants et les particules dont on veut débarrasser l'effluent.

Le procédé de précipitation permet la transformation des particules solubles (non-décantables) en particules décantables via l'ajout d'un réactif soluble (agent précipitant) dans l'effluent qui interagira par combinaison ou substitution avec les ions indésirables. Ces réactions chimiques résulteront en un composé insoluble (précipité) qui sédimentera et qui permettra de retirer les substances polluantes auparavant solubles de l'effluent. L'efficacité du traitement par précipitation dépend des conditions physicochimiques de l'effluent (pH, température) et de la nature des contaminants à éliminer (nature des ions, force ionique). Dans l'industrie agroalimentaire, la précipitation est surtout mise à profit pour les effluents ayant une haute teneur en phosphore afin de minimiser les risques de détérioration environnementale des milieux récepteurs. Dans l'effluent, le phosphore se retrouve majoritairement à l'état dissous ou adsorbé sur les colloïdes. À l'état dissous, les composés phosphatés sont davantage simples à retirer de l'effluent à l'aide d'un agent précipitant. En revanche, lorsque retrouvés adsorbés sur d'autres particules, le recours à d'autres méthodes de traitement comme la coagulation et la floculation permet d'accélérer le processus. Selon la solubilité des groupes phosphates présents dans l'effluent, divers agents précipitants peuvent être exploités, notamment les sels de calcium (chaux ($\text{Ca}(\text{OH})_2$)), les sels d'aluminium (sulfate d'ammonium/Alun : $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) et les sels de fer (chlorure ferrique : FeCl_3 et sulfate ferreux (FeSO_4)).

En suspension dans l'effluent, les colloïdes se repoussent entre eux grâce à des charges électriques négatives. À l'ajout d'un agent coagulant, ces forces répulsives sont neutralisées et les particules colloïdales s'agglomèrent pour former un agglomérat compact. Bref, la coagulation permet l'agglomération des particules dans le but d'accélérer leur décantation. Les principaux agents coagulants sont la chaux, les sels d'aluminium et les sels de fer. Le type et la dose de l'agent coagulant dépendent de la nature de l'effluent, de ses contaminants et du pH. Une analyse de l'effluent permet de déterminer la nature et les doses optimales d'agents coagulants à ajouter pour assurer l'efficacité du traitement. Le choix des agents prioritaires doit également tenir compte de l'utilisation de l'eau après le traitement. Dans l'alternative où l'eau est recirculée dans la chaîne de lavage ou réutilisée lors des diverses étapes de conditionnement des légumes, les agents coagulants doivent absolument satisfaire les recommandations sur la salubrité des aliments. Dans le même ordre d'idées, les agents coagulants ne doivent pas causer des dommages à l'environnement lors de leur rejet en milieu hydrique ou terrestre.

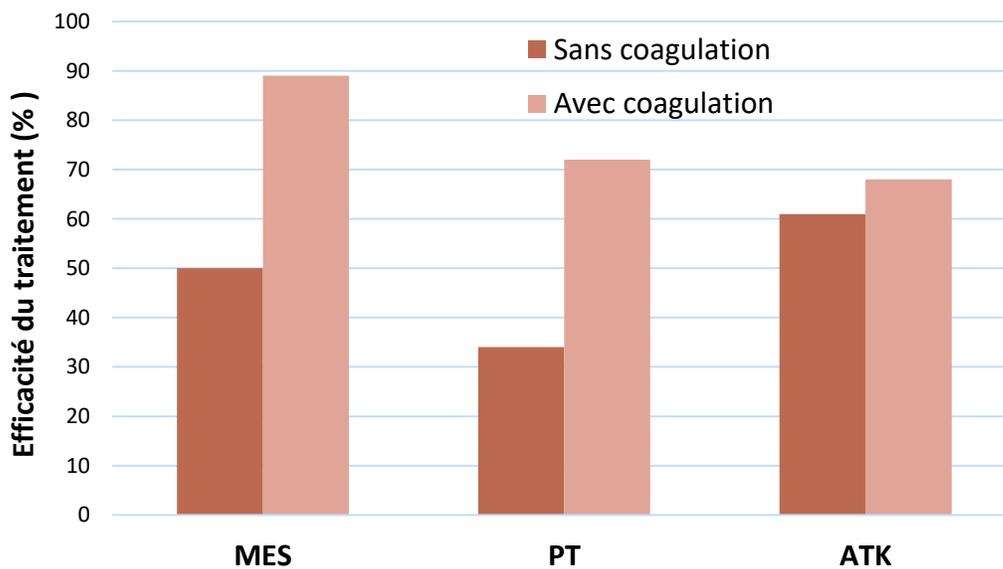
La floculation s'attaque également à la fraction colloïdale de l'effluent et consiste à agglomérer les particules sous forme de flocons. La floculation suit généralement les étapes de précipitation et/ou de coagulation dans le but de former des agglomérats coagulés plus volumineux et, ainsi, accélérer le retrait des particules. Ce procédé dépend de la température, de la nature de l'effluent et de

l'usage d'agents flocculants. Les principaux agents flocculants sont les polyélectrolytes (Hamoudi, 2019) :

- Polymères minéraux (ex. : silice activée (SiO₂));
- Polymères naturels (ex. : amidon, alginate);
- Polymères synthétiques.

Les agents flocculants interagissent avec les ions en solution afin de former des floccs plus ou moins denses selon la force de cohésion entre ces derniers. De manière générale, une température élevée permet l'agglomération de floccs davantage important en volume. Toutefois, certaines réactions sont privilégiées à température plus basse. La vitesse d'agitation de l'effluent influence également la réussite du procédé. En effet, une vitesse d'agitation trop élevée brisera par cisaillement mécanique les floccs.

Des résultats intéressants ont prouvé l'efficacité de la coagulation et de la floculation pour le traitement des eaux de lavage de légumes racines à travers une étude menée par *Holland Marsh Growers' Association* (figure 10) (Visser et al., 2017). Cette étude a démontré qu'il était possible de retirer jusqu'à 89 % de MES avec l'ajout d'un agent coagulant comparativement à 50 % sans coagulation. De même, 72 % du phosphore total a pu être éliminé grâce aux agents coagulants (Visser et al., A., 2017).



MES : Matières en suspension; PT : Phosphore total; ATK : Azote total Kjeldahl

Figure 10. Efficacité du traitement de coagulation sur les eaux de lavage de légumes-racines (Visser et al., 2017)

Outre les agents coagulants inorganiques, certains agents coagulants d'origine naturelle font tranquillement leur preuve sur le marché. Par exemple, le *Tanfloc*, un coagulant naturel organique fabriqué à partir d'extraits de tanin, permet la réduction de plus de 80 % de la demande chimique en oxygène (DCO) et près de la totalité de la charge en matières en suspension (MES) en considérant une dose de 40 mg/L (Aouba, 2017).

Ces performances avoisinent de très près celles de l'alun (agent coagulant inorganique) pour une même dose de coagulant. Cependant, l'efficacité du *Tanfloc* est supérieure à celle de l'alun sur une base massique. De plus, l'utilisation d'un agent coagulant naturel tel le *Tanfloc* est d'autant plus avantageuse que celle d'un coagulant inorganique tel l'alun, puisqu'elle n'altère pas l'alcalinité des eaux traitées. Toutefois, le *Tanfloc* est moins efficace pour la réduction du phosphore total contrairement au pouvoir de l'alun pour une même dose de coagulant. En effet, il permet un abattement inférieur du phosphore total (20 %) contrairement à 70 % pour l'alun. Dans le même sens, l'alun, comme le *Tanfloc*, ne permet pas l'élimination de l'azote total de manière efficace (< 10 %). Par ailleurs, les mécanismes d'hydrolyse mis en place par l'utilisation de l'alun favorisent l'augmentation du volume des boues. De plus, l'aluminium contenu dans les précipités résiduels d'un traitement via l'alun freine certaines avenues de valorisation des boues. Les boues issues de traitement de coagulation via un agent coagulant d'origine naturelle peuvent quant à elles être valorisées via épandage ou biométhanisation. Bref, pour ces raisons, le *Tanfloc* constitue une alternative intéressante à l'utilisation d'agents coagulants inorganiques comme traitement primaire (Aouba, 2017).

Les réservoirs de stockage, les systèmes de dosage et la tuyauterie rassemblent les coûts relatifs à l'achat et l'utilisation de ces produits chimiques. L'automatisation du dosage nécessaire pour traiter l'effluent peut également augmenter rapidement les coûts d'immobilisation. Toutefois, cette stratégie permet d'optimiser la quantité de produits chimiques et d'éviter les excès.

3.4.2 *Électrocoagulation*

À l'inverse des technologies de coagulation et de floculation, l'électrocoagulation n'utilise pas de produits chimiques, mais une charge électrique pour favoriser l'agglomération des différents composés dans l'effluent. Par conséquent, les eaux traitées peuvent être plus facilement valorisées. À partir d'anodes et de cathodes de fer ou d'aluminium, un champ électrique est appliqué à l'eau de lavage afin d'éliminer les forces de répulsion entre les composés de l'effluent. Les électrodes génèrent plus spécifiquement des ions d'hydroxyde de fer ou d'aluminium ($\text{Al}(\text{OH})_3$) en solution, charge électrique permettant la création de floccs stables pouvant ensuite être retirés de l'effluent (Mundi et al., 2017).

Cette technologie a fait ses preuves à travers de nombreuses expérimentations pour l'enlèvement des solides en suspension, des particules colloïdales et des substances humiques (Khajvand, 2021). À travers ces expériences, plusieurs paramètres opératoires ont été testés : les conditions d'opérations, soit le voltage et le temps de résidence, les caractéristiques des eaux à traiter (pH, conductivité) et l'anatomie du réacteur et de ses composantes (dimensions, disposition des anodes/cathodes, type d'électrodes, etc.). Une étude menée à l'échelle du laboratoire par Khajvand (2021) à l'Institut national de la recherche scientifique (INRS) a permis d'identifier la combinaison optimale des paramètres traduisant les meilleures performances de cette technologie sur des eaux usées issues de lavage de légumes (tableau 6).

Les résultats des différentes expérimentations ont démontré une élévation de la turbidité causée par l'apparition de corrosion sur les électrodes de fer. Néanmoins, les temps de résidence de 20 et

de 45 minutes à un courant de 0,5 ampères ont démontré les meilleurs résultats avec ces mêmes électrodes, correspondant à une réduction de près de 33 % de la turbidité, 48 % de la DCO et 62 % de la charge en MES. D'après les résultats des tests EC5 à EC8, les résultats les plus probants ont été obtenus avec des temps de résidence de 20 et 30 minutes à un courant de 0,5 ampères, résultant en une réduction entre 92 et 94 % de la turbidité et entre 68 et 81 % de la charge en MES, alors que la charge en DCO a été réduite d'au moins 56 % pour ces tests (Khajvand, 2021).

Tableau 6. Conditions d'opération et caractéristiques des eaux soumises à l'électrocoagulation (Khajvand, 2021)

	Type d'électrode	# test	Temps de traitement (min)	Courant (A)	Densité de courant (A/m ³)	pH _f	Conductivité (μS/cm)	Turbidité (NTU)	DCO (mg/L)	MES (mg/L)
Eaux usées						6,5 - 7,0	630-760	27,8-38,7	184-220	47-71
Eaux usées : traitement par EC	Fe/Fe	EC1	10	0,5	45,4	7,1	645	34,83	111	27
		EC2	20	0,5	45,4	7,6	498	18,61	96	18
		EC3	45	0,5	45,4	8,1	399	22,62	81	24
		EC4	45	0,8	72,7	7,4	285	24,91	93	27
	Al/Al	EC5	10	0,5	45,4	6,9	562	6,22	< 80	24
		EC6	20	0,5	45,4	7,3	466	1,66	< 80	9
		EC7	30	0,5	45,4	7,5	443	2,29	< 80	15
		EC8	30	1	90,9	8,2	333	8,59	< 80	68

DCO : Demande chimique en oxygène ; MES : Matières en suspension

Les coûts d'immobilisation d'une unité d'électrocoagulation incluent l'achat de l'unité elle-même et le système de pompage avec la tuyauterie connexe. Des coûts d'exploitation s'ajoutent, incluant les coûts énergétiques, le coût de remplacement des anodes/cathodes et le coût d'entretien (Vesser et al., 2017), ce qui constitue le principal inconvénient de la technologie (tableau 7).

Les électrodes utilisées pour l'électrocoagulation sont appelées *sacrificielles*, puisqu'elles ont une durée de vie limitée. Le courant électrique et la création d'ions hydroxyde sont responsables de la corrosion à la surface des électrodes provoquant une diminution de leur performance. Par conséquent, les électrodes doivent être régulièrement polies et nécessitent un entretien constant afin d'optimiser leur performance. À défaut d'entretenir adéquatement la surface des électrodes, la corrosion crée non seulement une résistance réduisant ainsi l'efficacité du procédé, mais engendre également des coûts énergétiques plus importants (Khajvand, 2021).

Cette technologie émergente dans le traitement des eaux usées du milieu agroalimentaire présente plusieurs avantages (tableau 7), notamment l'absence de produits chimiques, l'élimination des odeurs et des couleurs, un court temps de résidence et la réduction de la charge en microorganismes (Mundi et al., 2017). Pour optimiser son rendement, l'électrocoagulation doit souvent être jumelée à d'autres technologies de séparation solide-liquide et s'applique davantage comme traitement final ou polissage des eaux usées.

Tableau 7. Avantages et inconvénients de l'électrocoagulation

Avantages	Inconvénients
N'implique aucun produit chimique	Unité d'électrocoagulation et matériel connexe volumineux
Relativement indépendant du pH et de la nature de l'effluent	Consommation énergétique élevée (Courant triphasé nécessaire dans certains cas)
Facilité d'automatisation	Entretien (remplacement régulier des électrodes)
Temps de résidence court	
Élimination appréciable des odeurs et des couleurs	
Réduction de la charge en microorganismes	

3.4.3 Traitement biologique

Le traitement secondaire par des procédés biologiques permet de convertir les polluants colloïdaux dissous, en suspension et organiques en solides plus stables par les actions des microorganismes (Grady et al., 2011). Ces organismes vivants, qui sont principalement composés de carbone, d'hydrogène, d'oxygène et d'azote, ont besoin de ces substances pour leur croissance et leur développement. Dans les processus biologiques, les microorganismes se développent dans des conditions adéquates de pH, de température et en présence de nutriments (de matière organique et des éléments nutritifs) (Dionisi., 2017).

Les traitements biologiques peuvent être classés entre les processus aérobies et anaérobies. Le traitement aérobie permet une décomposition des polluants en présence d'oxygène (avec une source d'aération) produisant du dioxyde de carbone, des solides stables et davantage de microorganismes. En revanche, le traitement anaérobie se déroule en absence d'oxygène, ne nécessite pas de source d'aération et génère du méthane tout en nécessitant de grands réservoirs. Ce dernier est privilégié lorsque l'eau a une charge élevée en DBO et DCO (Dionisi. 2017). Certains avantages et inconvénients du traitement biologique sont présentés dans le tableau 8.

Traitement aérobie

Les processus biologiques aérobies se classifient en deux grandes catégories correspondant aux systèmes de croissance à film fixe et aux systèmes de croissance en suspension.

Dans les systèmes à film fixe, la croissance des microorganismes a lieu dans un support solide qui offre une grande surface et une aération suffisante pour créer un biofilm. Les eaux usées traversent le milieu au contact des microorganismes responsables de l'oxydation des composants organiques des eaux usées (Grady et al., 2011). Ces systèmes comprennent les filtres à ruissellement, les contacteurs biologiques rotatifs, les lits bactériens sur différents types de matériaux (ex. : milieu de roches volcaniques, de copeaux de bois ou synthétique), les bioréacteurs à membrane et les bioréacteurs à lit mobile (Visser et al., 2017).

Dans les systèmes de croissance en suspension, le mélange des eaux usées permet la croissance de microorganismes. Il s'agit de variantes du procédé des boues activées. Ces systèmes comprennent un réservoir aéré suivi d'un système de sédimentation et de systèmes de récupération des organismes biologiques. Pour obtenir des rendements adéquats de ce système, il est requis un équilibre entre la quantité de nourriture ou de matière organique disponible, la population d'organismes et l'oxygène. La sédimentation secondaire est recommandée après le système de traitement secondaire par des systèmes de type aérobie (Grady et al., 2011).

Traitement anaérobie

Les systèmes de traitement anaérobie ont été utilisés pour traiter les eaux usées présentant des concentrations élevées de DBO et de DCO. Le traitement permet la dégradation de la matière organique, en suspension ou en solution, en générant des sous-produits tels que le méthane et le dioxyde de carbone. Ce type de traitement est le résultat des réactions hydrolytiques, acidogènes et méthanogènes. Dans un premier temps, les polluants sont transformés en matière organique soluble par hydrolyse des composés organiques complexes en composés plus simples qui sont à leur tour consommés par des bactéries acidogènes qui les transforment en acides gras volatils, ainsi qu'en dioxyde de carbone et en hydrogène. L'étape finale est la conversion de l'acide acétique en méthane et en dioxyde de carbone par les méthanogènes. Ce n'est qu'après cette dernière étape que la DBO sera réduite de manière significative. Les types de réacteurs anaérobies comprennent le réacteur à lit de boues anaérobie flux ascendant (UASB) et le lit de boues granulaires expansées (EGSB) (Lawrence., et al 2004).

Bosak et al. (2016) ont évalué une chaîne de prétraitement pour les eaux de lavage des pommes de terre dans une ferme de l'Ontario, au Canada, intégrant une unité de sédimentation ainsi que des unités aérobie et anaérobies. Le système a été suivi et évalué tout au long de l'année, bien que les aérateurs n'aient été actifs que pendant le printemps et l'été. Lors de la première année, une unité de sédimentation de 174 m³, un système d'aération de 245 m³ et un système anaérobie de 263 m³ ont été évalués. Les efficacités indiquent une réduction de 88 % de la DBO, de 98 % de MES, de 42 % de l'azote total, de 69 % de l'azote ammoniacal et de 77 % du phosphore total. Face aux concentrations élevées des paramètres des eaux de lavage lors de la deuxième année de l'étude, une augmentation du volume des unités de traitement a été privilégiée afin d'augmenter les temps de rétention, soit une unité de sédimentation de 411 m³, et deux unités d'aération de 316 m³ et 651 m³. Des efficacités de réduction de 99% de MES, de 60% de la DBO, de 44% de l'azote total, de 6% de l'azote ammoniacal et de 91% du phosphore total ont été rapportées.

Tableau 8. Avantages et inconvénients du traitement biologique

Avantages	Inconvénients
Une large gamme d'espèces peut être utilisée pour la biodégradation des polluants	Nécessite un environnement favorable au développement des micro-organismes
Efficace dans la biodégradation de la matière organique, de la DBO ₅ , du NH ₃ , du NH ₄ et du fer	Interactions microbiologiques complexes qui requièrent des connaissances
	Processus à cinétique lente

3.4.4 Filtration

La filtration est un procédé de traitement visant à séparer les matières solides des fluides en faisant passer l'eau à travers un milieu filtrant. Cette technologie permet de réduire la concentration des matières en suspension et la turbidité, ainsi que d'autres polluants tels que les micro-organismes totaux, la DBO₅, la DCO, l'azote ammoniacal et le phosphore (Zheng et al., 2009). Plusieurs mécanismes contribuent à l'élimination des polluants, tels que le tamisage, la sédimentation, l'interception, l'adhésion, l'adsorption chimique et physique et l'activité biologique par la croissance de micro-organismes dans le lit filtrant (Tchobanoglous et al., 2007). Certains avantages et inconvénients de cette technique sont présentés dans le tableau 9.

Les méthodes de filtration couramment utilisées dans le traitement de l'eau sont les filtres à sable rapides et les filtres à sable lents. La principale différence entre ces deux techniques réside dans les mécanismes d'élimination des polluants. La filtration rapide repose essentiellement sur des procédés physiques, tandis que dans la filtration lente, le processus biologique contribue au traitement (Sarbatly, 2020). Les types de filtres peuvent être classés en fonction de leurs caractéristiques, telles que la profondeur du lit filtrant (filtration en profondeur et filtration en surface), le débit de l'eau (flux descendant, flux ascendant) et le type de média filtrant (mono, double et multi-média). Les filtres conventionnels, tels que les filtres mono ou multi-média, sont généralement constitués de sable et/ou d'antracite (Tchobanoglous et al., 2007). Différents types de médias filtrants avec différentes tailles de pores sont disponibles sur le marché.

La filtration lente sur sable (FSS) est l'un des premiers exemples connus de traitement de l'eau à grande échelle, utilisant un lit de sable comme filtre et un taux de filtration lente (p. ex. 0,1-0,3 m/h) (Chia et al., 2019, Gottinger, 2011). La FSS est un processus de traitement des eaux usées durable et rentable, puisque les besoins en énergie, en produits chimiques et en main-d'œuvre qualifiée sont faibles (Verma et al., 2017). Différents types de sable sont utilisés dans la filtration lente sur sable, tels que le sable grossier, le sable de quartz/silice ou le sable accusand silice. Le sable d'accusand élimine les virus, tandis que le sable siliceux élimine plus de 70 % de la matière organique et plus de 90 % de la DCO et 99 % des matières en suspension (Verma et al., 2017). L'élimination physico-chimique et biologique des polluants est plus efficace lorsqu'il existe déjà un dépôt des particules sur le lit de sable, dû à la maturité de l'activité biologique et les mécanismes de contrainte et d'adsorption développés (Gottinger, 2011).

L'efficacité de l'opération de filtration est caractérisée par la qualité de l'eau filtrée et la perte de charge. La sélection et la conception d'un système de filtration doivent prendre en compte des aspects tels que la nature et la taille des particules du média filtrant, ainsi que la profondeur du média et sa porosité, la vitesse de filtration, l'entretien et la nature et la concentration des particules en suspension dans l'effluent à traiter. Selon le système de filtration, d'autres dynamiques influencent le processus, par exemple pour le SSF, la croissance biologique dépend de plusieurs facteurs tels que la température, le pH, le taux de filtration, le temps de rétention hydraulique, la disponibilité de nutriments et la surface de la croissance du biofilm (Tchobanoglous et al., 2007).

Les technologies conventionnelles pour le traitement des eaux usées d'origine domestique incluent des filtres à sable et à gravier, adaptés pour le traitement secondaire des effluents. Lors de l'utilisation de ces technologies, plusieurs facteurs doivent être pris en compte, notamment les débits et les caractéristiques de l'eau, le prétraitement de l'eau, les propriétés du média filtrant, les taux de charge hydraulique et organique appliqués, ainsi que les méthodes d'application et de collecte de l'effluent.

Tableau 9. Avantages et inconvénients de la filtration

Avantages	Inconvénients
Faible consommation d'énergie	Nécessite un prétraitement de l'effluent à traiter
Fonctionnement par gravité ou par pression forcée	Sélection du média filtrant et conception appropriées
Besoin réduit en produits chimiques et en main-d'œuvre spécialisée	Nécessite une maintenance en cas de perte d'efficacité ou de perte de charge
Entretien simple, telles que le rinçage périodique ou le remplacement du matériel	En fonction du taux de charge hydraulique (TCH), une grande surface de filtration est nécessaire

3.4.5 Infiltration

En outre, le traitement des eaux par infiltration est une technologie de traitement des eaux usées d'origine domestique (MELCCFP, 2023). Cette technologie pourrait constituer une alternative viable si une surface adéquate est disponible, remplissant les conditions nécessaires telles que le type d'utilisation des terres et les caractéristiques du sol, notamment la conductivité hydraulique, la perméabilité, la nappe phréatique et le gradient hydraulique (MELCCFP, 2023; ALTECH, 2005). Un prétraitement des eaux usées est essentiel pour réduire la charge en DBO et en MES avant l'infiltration, accompagné de pratiques d'entretien pour minimiser les risques d'odeurs, de contamination des eaux de surface et souterraines, ainsi que le colmatage du matériau filtrant (ALTECH, 2005). Lorsque les eaux usées contiennent des sols fins comme des limons et des argiles, ces particules peuvent colmater le média filtrant, nécessitant des pratiques de reconditionnement pour éliminer les dépôts et garantir une filtration efficace de l'eau de lavage (RIDEM, 2019).

3.4.6 Biochar

Le biochar (BC) est un matériau solide obtenu par décomposition thermo-chimique de la biomasse à des températures comprises entre 250 et 700 °C, dans des conditions de faible ou d'absence d'oxygène (Tsang et al., 2023, Xiang et al., 2020). Ce matériau est caractérisé par ses propriétés physico-chimiques telles que la surface spécifique, la taille, la distribution des pores, ainsi que les groupes fonctionnels de surface comme les carboxyles, les phénols et les hydroxyles (Kamali et al., 2021). Ces caractéristiques confèrent au BC un potentiel élevé en tant qu'adsorbant pour diverses applications environnementales. Des études expérimentales récentes ont évalué l'efficacité du BC pour réduire les polluants organiques et inorganiques dans divers types d'eaux usées, y compris celles issues des secteurs industriels, agricoles, municipales et pluviales (Xiang et al., 2020).

Diverses matières organiques peuvent être utilisées pour produire du BC, telles que les résidus agricoles et forestiers, les copeaux de bois, les algues, les boues d'épuration, le fumier et les déchets organiques municipaux. Les méthodes de production comprennent la pyrolyse, la carbonisation hydrothermale, la gazéification, la torréfaction et le chauffage par micro-ondes; ces méthodes peuvent accepter différentes températures et durées thermochimiques. Les propriétés du BC dépendent de la nature de la biomasse utilisée ainsi que des conditions de production, telles que la température, le pH, le prétraitement et les caractéristiques physico-chimiques du produit final, comme la surface spécifique, les groupes fonctionnels, la porosité et la morphologie.

Pour le traitement des eaux usées, les propriétés essentielles recherchées dans les biochars sont une surface spécifique élevée pour favoriser l'adsorption des polluants et une taille de particule adéquate pour la filtration. Les biochars dérivés de biomasse ligneuse tendent à présenter une porosité et une surface spécifique plus élevées, caractéristiques qui augmentent avec la température de synthèse. En conséquence, ces biochars sont souvent considérés comme les plus adaptés (Chen et al., 2020) que ceux issus de la biomasse non ligneuse, qui présentent généralement une faible quantité de groupes aromatiques, une teneur élevée en cendres et une concentration importante en nutriments (Subedi, 2016). Certains avantages et inconvénients potentiels du biochar sont présentés dans le tableau 10.

Les traitements visant à améliorer les propriétés des biochars peuvent être réalisés avant, pendant ou après le processus de synthèse. Ces méthodes de modification incluent l'imprégnation avec des métaux ou des oxydes métalliques, tels que l'oxyde de fer (Fe_2O_3), l'aluminium oxyhydroxyde (AlOOH), l'oxyde de calcium (CaO) et l'oxyde de magnésium (MgO) (Xiang et al., 2020). En outre, des modifications chimiques peuvent être appliquées pour modifier les groupes fonctionnels et améliorer la structure poreuse, tandis que des modifications physiques peuvent également être appliquées pour augmenter sa surface spécifique (Tsang et al., 2023).

Bien que la capacité des biochars bruts à éliminer les polluants soit limitée, notamment à des concentrations élevées de contaminants dans l'eau, plusieurs applications en traitement de l'eau sont en cours d'étude. L'utilisation du BC pour le traitement des eaux usées est explorée en tant que matériaux de support pendant la digestion anaérobie, en raison de sa capacité à combiner la biorestauration avec la récupération d'énergie (Enaime et al., 2020). Des études en laboratoire montrent que l'ajout de BC favorise la croissance microbienne et le métabolisme, soutenant ainsi l'activité des microorganismes.

Le BC est également étudié comme matériau de support dans les systèmes de filtration lente et de biofiltration sur sable, en raison de son potentiel à réduire la demande chimique en oxygène (DCO), la matière organique, les métaux lourds et les charges pathogènes (Enaime et al., 2020). Dans le contexte du traitement des eaux pluviales, le BC améliore les conditions anaérobies nécessaires à la dénitrification en augmentant la rétention d'eau et l'adsorption des nutriments, ce qui optimise l'élimination de l'azote (Xiang et al., 2020).

Bien que le BC ait démontré son efficacité en tant que matériau absorbant, il n'a pas encore été largement adopté et demeure à un stade expérimental. Plusieurs défis doivent encore être surmontés avant qu'il puisse être utilisé à grande échelle. Ces défis incluent la récupération et/ou la régénération du BC (impliquant un traitement supplémentaire), l'optimisation des paramètres de

synthèse tels que la température et le temps de réaction, ainsi que déterminer les doses appropriées pour traiter différents types de polluants.

Les paramètres qui influencent la faisabilité technique de l'utilisation du BC pour le traitement des eaux usées comprennent l'efficacité du traitement, la stabilité du processus, la mise en œuvre à grande échelle, la compatibilité avec d'autres techniques de traitement des eaux usées, la facilité d'application, ainsi que les considérations de santé et de sécurité (Enaime et al., 2020).

Tableau 10. Avantages et inconvénients du biochar

Avantages	Inconvénients
Adsorbant fabriqué à partir de divers résidus agricoles et forestiers, qui soutient l'économie circulaire	Les propriétés du BC peuvent varier en fonction de la matière première utilisée et des conditions de synthèse
Améliore l'activité microbienne en favorisant la décomposition des composés organiques	La plupart des études utilisant le BC sont réalisées avec des doses, des températures et des paramètres spécifiques qui influencent le processus de traitement des eaux usées
	Besoin de traitements supplémentaires pour l'élimination du biochar de l'eau ou sa régénération après l'utilisation

3.4.7 Microfiltration

Il existe également des méthodes plus sophistiquées de filtration qui permettent aux eaux usées de passer à travers des membranes très fines. Ces méthodes comprennent la microfiltration (MF), l'ultrafiltration (UF), la nanofiltration (NF) et l'osmose inversée (RO). L'utilisation de membranes permet d'éliminer des particules, des matières organiques, des substances dissoutes, des bactéries et des agents pathogènes. Cependant, toutes les bactéries ne peuvent pas être éliminées par filtration. Une désinfection est donc nécessaire pour recycler l'eau (Mundi & Zytner, 2015). Les processus de MF et d'UF peuvent être appliqués pour améliorer la qualité des eaux usées traitées biologiquement dans le but d'obtenir une décharge ou une réutilisation des eaux usées respectueuse de l'environnement (Zheng et al., 2009). La figure 11 illustre les différents processus de microfiltration à membranes en fonction de la taille du contaminant.

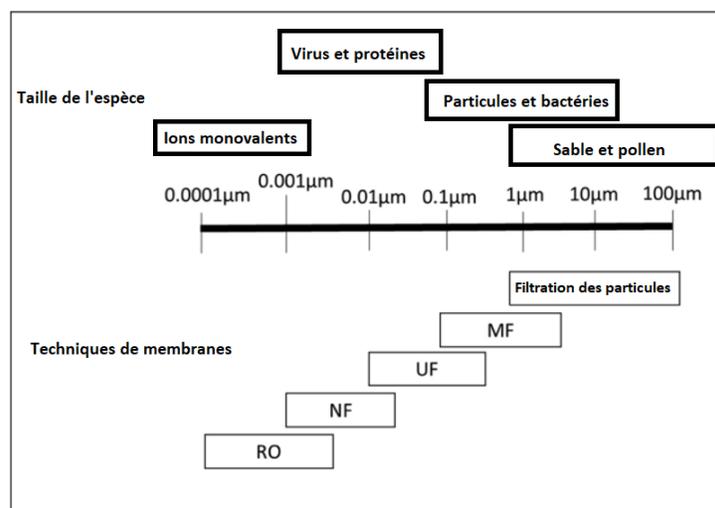


Figure 11. Types de microfiltration à base de membranes en fonction de la taille des contaminants (Anis et al., 2019).

Le dépôt de solides sur les membranes entraîne l'encrassement des filtres, un problème qui oblige à arrêter périodiquement le système pour prévenir le colmatage (Gomez-Lopez et al., 2017). Les membranes MF ont des diamètres de pore allant de 0,1 à 5 µm et sont appliquées dans de nombreux domaines, tels que les produits pharmaceutiques, le traitement des eaux usées, l'alimentation et la biotechnologie (Anis et al., 2019). Certaines avantages et inconvénients de la microfiltration sont présentées au tableau 11.

Tableau 11. Avantages et inconvénients de la microfiltration

Avantages	Inconvénients
Séparation efficace de molécules de tailles et de propriétés différentes	Coût élevé des membranes et de maintenance (lavage à contre-courant)
Bonne résistance aux environnements chimiques difficiles	Nécessité d'un nettoyage des membranes avec des produits basiques ou acides
	Vitesse de filtration lente

3.4.8 Ozonation

L'ozone (O_3) est un gaz instable produit par la dissociation des molécules d'oxygène (O_2) en oxygène atomique (O) à l'aide d'une source de courant à haute tension, suivi de la recombinaison de ces atomes avec d'autres molécules d'oxygène disponibles (Tchobanoglous et al., 2007). Lorsque l'ozone se décompose dans l'eau à traiter, il génère des radicaux libres de peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) et le radical d'hydroxyde ($^{\circ}OH$), qui possèdent un potentiel oxydant élevé et réagissent avec les polluants (Miller et al., 2013). L'ozone peut réagir de deux manières; directement, par oxydation sélective, principalement avec les polluants organiques et indirectement, par la production des radicaux libres oxydants qui réagissent de manière non sélective avec des polluants organiques et inorganiques (Sarron et al., 2021).

D'une manière générale, les applications de l'ozone peuvent être regroupées en quatre domaines correspondant à la désinfection des agents pathogènes, à l'oxydation des composés organiques, incluant l'élimination du goût, de l'odeur et de la couleur, puis à l'oxydation des composés inorganiques, ainsi qu'à la réduction des particules (Gottschalk et al., 2009). En raison de son instabilité, l'ozone doit être généré sur place et peut être utilisé, soit sous forme gazeuse, soit solubilisé dans l'eau (Sarron et al., 2021). Les méthodes de génération d'ozone comprennent l'électrochimie, le rayonnement ultraviolet, la décharge électrique ou décharge par effet couronne. Les premières méthodes sont souvent limitées en raison de leur coût élevé et de leur faible efficacité de la production. La méthode la plus couramment utilisée à l'échelle industrielle est la décharge par effet couronne (Sarron et al., 2021).

Le principe de génération de l'ozone par décharge par effet couronne repose sur l'utilisation d'un flux de gaz sec contenant de l'oxygène, appelé gaz vecteur, qui passe à travers un mince interstice entre deux électrodes métalliques, dont au moins un est recouvert d'un matériau diélectrique. Des tensions alternatives sont appliquées entre ces électrodes, à la fréquence du réseau ou à une fréquence intermédiaire. Ces tensions créent des décharges électriques filamenteuses qui dissocient le gaz, produisant un plasma instable et fortement ionisé. Dans ce plasma, les molécules d'oxygène (O_2) se dissocient en atomes d'oxygène (O), qui se combinent ensuite avec d'autres molécules d'oxygène pour former de l'ozone (O_3).

L'ozone est principalement utilisé dans l'industrie alimentaire comme agent désinfectant des fruits et légumes dans le lavage et la transformation, ainsi que dans le stockage (Sarron et al., 2021). L'ozone gazeux peut être ajouté de manière continue ou intermittente immédiatement après la récolte, tout en étant dissous dans l'eau lors de l'opération de lavage par des méthodes d'application telles que la pulvérisation, le rinçage ou le trempage (Botondi et al., 2021). La technique est utilisée individuellement ou en combinaison avec d'autres méthodes, telles que la lumière UV et les ultrasons pour améliorer l'efficacité de l'assainissement.

L'ozone a prouvé son efficacité dans la réduction des bactéries et des virus sur divers types de légumes. Pailikien et al., (2020) ont traité des carottes après un premier lavage, avec de l'eau ozonisée à une concentration de 1,9 mg/L pendant deux minutes. Ce traitement a permis de réduire la charge microbienne de 2,5 log UFC/mL¹. Les carottes traitées ont montré une conservation prolongée, jusqu'à 1,8 fois plus longtemps que celles lavées à l'eau du robinet. Akbas et al., (2007) ont démontré que l'immersion de laitue iceberg fraîchement coupée dans de l'eau ozonisée à 4 mg/L pendant deux minutes était efficace pour réduire le niveau initial de bactéries, avec une diminution variante entre 1,3 et 1,7 log UFC/g. Zhang et al., (2005) ont étudié l'application d'eau ozonisée sur du céleri et ont obtenu une réduction de 1,7 log du nombre total de microbes en utilisant une concentration de 0,18 mg/L. D'autres études ont exploré l'utilisation d'eau ozonisée sur divers légumes telles que le chou, la laitue, le persil, l'oignon, le poivron vert, l'épinard, le brocoli, la carotte et le céleri. La concentration d'ozone dans l'eau de lavage peut varier en fonction des types de fruits et légumes traités. En général, des concentrations comprises entre 1 et 10 mg/L sont utilisées, avec des temps de contact courts de quelques minutes (Botondi et al., 2021).

¹ log UFC/ml : logarithme des unités formant colonie (UFC) par millilitre (ml) ou par gramme (g)

L'application de l'ozone pour le traitement des composés organiques dans l'eau comprend la transformation des composés toxiques tels que les micropolluants ainsi qu'une oxydation partielle

d'une partie de la DCO afin d'améliorer la biodégradation ultérieure (Lim et al., 2022). Les agents oxydants qui entrent en contact avec les composés organiques telles que les colorants dans l'eau permettent l'oxydation et la réduction de la couleur, cependant, son efficacité de décoloration diminue avec l'augmentation de la concentration du colorant dans l'eau (Sevimli et al., 2002).

L'ozonation des composés inorganiques dans les eaux usées est principalement utilisée dans l'industrie minière et se limite aux substances toxiques telles que le cyanure. Dans l'application de la pré-ozonation des eaux de surface, l'élimination des particules peut être améliorée grâce à la microfloculation par l'induction de l'ozone qui provoque la déstabilisation des particules. Dans le traitement des eaux usées, il ne s'agit pas d'un effet primaire mais plutôt d'un effet secondaire (Gottschalk et al., 2009).

L'application de techniques hybrides est économiquement plus avantageuse en raison de la réduction des coûts opérationnels liés à la consommation d'énergie et à la disponibilité accrue d'agents oxydants, ce qui améliore le traitement. Les techniques hybrides courantes combinent l'ozone avec le peroxyde d'hydrogène, la lumière UV, des catalyseurs et des ultrasons (Rekhate et al., 2020).

L'efficacité de l'ozone, lorsqu'il est appliqué sous forme aqueuse, dépend de plusieurs facteurs extrinsèques et intrinsèques. Ces facteurs incluent le volume d'eau à traiter, la qualité de l'eau en termes de paramètres physiques et chimiques tels que la température, le pH, la teneur en minéraux, la teneur en matières organiques, la DBO, la DCO et les solides totaux dissous (Sarron et al., 2019). Certains avantages et inconvénients potentiels de l'ozonation sont présentés dans le tableau 12.

Tableau 12. Avantages et inconvénients de l'ozonation

Avantages	Inconvénients
Efficace pour réduire les virus et les bactéries	L'efficacité de la technologie dépend de divers facteurs physiques et chimiques des eaux à traiter
Limiter la recroissance des micro-organismes à l'exception de ceux qui sont protégés par des particules	Ce n'est pas une méthode économique en présence de niveaux élevés de solides en suspension, de DBO et de carbone organique total
Temps de contact court	Consommation énergétique élevée
En tant que microfloculant, l'ozone aide à réduire des minéraux comme le fer et le manganèse	

3.5 OUTIL D'AIDE À LA DÉCISION

À défaut de classifier les traitements des eaux de lavage en fonction des milieux récepteurs, les tableaux 13 à 15 présentent l'efficacité de différents traitements (% d'enlèvement) d'après le légume cultivé. Formulé à partir de données récoltées auprès de 14 producteurs situés dans le sud

de l'Ontario, cet outil d'aide à la décision permet de comparer les méthodes de traitement les plus appropriées aux différents agents contaminants (Zytner et al., 2016).

Tableau 13. Matrice décisionnelle pour l'élimination des solides des eaux de lavage (sans épluchage) (Adapté de Zytner et al., 2016)

Produit	Technologies						
	Sédimentation	C & F	FAD	Centrifugeuse	Hydrocyclone	Tamisage	Électrocoagulation
Pomme de terre	Faible	Bon	Bon	Bon	Faible	Faible	Moyen
Patate douce	Moyen	Bon	Bon	Bon	Faible	Faible	Bon
Carotte	Moyen	Bon	Bon	Moyen	Faible	Moyen	Bon
Légumes variés	Moyen	Bon	Bon	Bon	Moyen	Moyen	Bon
Légumes-feuilles	Moyen	Bon	Moy.	Bon	Faible	Moyen	Bon

Faible : réduction < 50 % ; Moyen : réduction de 50 à 80 % ; Bon : réduction > 80 %

C & F : coagulation et floculation ; FAD : flottation à l'air dissous.

Tableau 14. Matrice décisionnelle pour la réduction de la DCO (sans épluchage) (Adapté de Zytner et al., 2016)

Produit	Technologies						
	Sédimentation	C & F	FAD	Centrifugeuse	Hydrocyclone	Tamisage	Électrocoagulation
Pomme de terre	N.D.	Bon	Bon	Moyen	N.D.	N.D.	Moyen
Patate douce	N.D.	Bon	Bon	Bon	N.D.	N.D.	Bon
Carotte	N.D.	Bon	Bon	Moyen	N.D.	N.D.	Moyen
Légumes variés	N.D.	Bon	Bon	Moyen	N.D.	N.D.	Moyen
Légumes-feuilles	N.D.	Faible	Faible	Faible	N.D.	N.D.	Faible

Faible : réduction < 50 % ; Moyen : réduction de 50 à 80 % ; Bon : réduction > 80 %

C & F : coagulation et floculation ; FAD : flottation à l'air dissous.

Tableau 15. Matrice décisionnelle pour la réduction de la DCO (sans épluchage) (Adapté de Zytner et al., 2016)

PRODUIT	Technologies								
	Sédimentation	C & F		FAD		Centrifugeuse		Électrocoagulation	
	NT & PT	NT	PT	NT	PT	NT	PT	NT	PT
Pomme de terre	N.D.	Faible	Bon	Moy.	Bon	Faible	Moy.	Moy.	Bon
Patate douce	N.D.	Bon	Bon	Moy.	Moy.	Bon	Moy.	Bon	Bon
Carotte	N.D.	Moy.	Bon	Moy.	Moy.	Moy.	Faible	Moy.	N.D.
Légumes variés	N.D.	Moy.	Bon	Faible	Bon	Faible	Moy.	Faible	Bon
Légumes-feuilles	N.D.	Faible	Moyen	Moy.	Moy.	Faible	Faible	N.D.	Moy.

Faible : réduction < 50 % ; Moy. : réduction de 50 à 80 % ; Bon : réduction > 80 %

C & F : coagulation et floculation ; FAD : flottation à l'air dissous.

NT : azote total; PT : phosphore total

4. ALTERNATIVES DE REJET, DE RÉDUCTION DES EAUX DE LAVAGE ET DE GESTION DES BOUES

4.1 ALTERNATIVES DE REJET

À la suite du traitement des eaux usées maraîchères et suivant les exigences de rejets applicables, la fraction liquide des eaux traitées peut être rejetée vers un cours d'eau (rejet en milieu hydrique), sous la surface du sol (rejet en milieu souterrain), ou à la surface du sol (rejet en milieu terrestre).

L'épandage des eaux de lavage à la surface du sol permet de réutiliser les eaux de rejet à des fins d'irrigation. Ces eaux recyclées représentent à la fois une source d'eau, mais aussi une source d'éléments nutritifs en fonction des traitements antérieurs à l'épandage. Cette méthode de gestion des eaux de lavage résiduelles doit inévitablement préserver la qualité des eaux souterraines et du sol récepteur. Bien qu'il s'agisse d'une voie de récupération économique, celle-ci comprend certaines limites d'ordre temporel et logistique. D'une part, les conditions climatiques régissent le volume d'eau d'irrigation appliqué. Par conséquent, les fréquences d'épandage varient selon la température et les conditions d'humidité du sol. D'autre part, les besoins en eau de la culture en place fluctuent d'une culture à l'autre. Les volumes d'eau d'irrigation sont donc limités à la consommation d'eau de la culture. Conséquemment, les volumes résiduels doivent être stockés dans l'attente de la prochaine période d'irrigation et ceux-ci peuvent causer un souci d'entreposage. De plus, l'eau d'irrigation doit respecter certains critères de qualité tels qu'une concentration en coliformes totaux inférieure à 1000 UFC par 100 ml et une concentration inférieure à 100 UFC d'E. Coli par 100 ml d'eau (Visser et al., 2017).

Quant à la fraction solide des eaux traitées (boues), elle peut être redistribuée sur les terres en culture, à l'exception des boues ayant été obtenues à l'aide d'agents flocculants ou précipitants nocifs pour l'environnement (Visser et al., 2017).

4.2 RÉDUCTION DES VOLUMES D'EAUX DE LAVAGE

Les eaux faiblement chargées en contaminants peuvent être valorisées via leur recirculation à travers le système de lavage (pour une portion du lavage), contribuant par la même occasion à réduire la consommation d'eau potable. Selon les exigences de certaines normes en vigueur, la dernière portion du lavage devrait être faite à l'eau propre et par conséquent (CanAgPlus, 2020), il n'est pas possible d'éliminer complètement l'ajout d'eau propre des chaînes de lavage de légumes.

Tableau 16. Paramètres et concentrations maximales respectives des critères de qualité d'eau d'irrigation (Couture, 2004)

Type de problème	Sévérité du problème		
	Aucune	Légère	Élevé
<u>Salinité</u>			
Conductivité (dS/m)	< 0,75	0,75 – 3,0	> 3,0
Matières dissoutes totales (mg/L)	< 700	700- 2000	> 2000
RAS (Ratio d'absorption du sodium)	< 3	3- 9	> 9
Alcalinité ou dureté (Équivalent en CaCO ₃)	80- 120		> 200
pH	< 7,0	7- 8	> 8,0
Fer (mg/L)	< 0,2	0,2 – 1,5	> 1,5
Manganèse (mg/L)	< 0,1	0,1 – 1,5	> 1,5

4.3 TRAITEMENT SUBSÉQUENT ET VALORISATION AGRICOLE DES BOUES DE TRAITEMENT DES EAUX DE LAVAGE

Les boues issues du traitement des eaux de lavage des fruits et légumes incluent à la fois celles générées lors du traitement primaire provenant de la décantation primaire, et celles résultant du traitement secondaire, qui repose sur un traitement biologique. Les principales méthodes de gestion des boues comprennent, l'épaississement, la déshydratation, l'alcalinisation, le compostage, la digestion anaérobie, la valorisation agricole avec ou sans traitement et la disposition finale. Le choix de la méthode à adopter dépendra des caractéristiques spécifiques des boues, de la disponibilité des ressources et de l'énergie, des exigences en matière d'infrastructure, ainsi que de la gestion opérationnelle et de la conformité avec les réglementations gouvernementales et/ou régionales. À défaut de trouver de l'information qui traite spécifiquement des boues issues du

traitement de l'eau de lavage en contexte maraîcher, un résumé des traitements possibles pour des boues industrielles ou municipales a été fait.

4.3.1 Épaississement et déshydratation

L'épaississement et la déshydratation consistent à enlever une partie de l'eau contenue dans la boue de façon à en faciliter son transport, son entreposage ou un usage subséquent. Il existe une panoplie de méthodes. Parmi les procédés couramment employés, on retrouve la décantation par gravité ou des procédés mécaniques tels que l'épaississement par flottation à l'air dissout, les centrifugeuses ou les tambours rotatifs (Turovskiy et al., 2006). Ces méthodes requièrent souvent l'usage de polymères (Turovskiy et al., 2006). Suite à l'épaississement, une siccité de 8-12% peut être attendue (Recyc-Québec, 2015).

Les procédés de déshydratation permettent d'obtenir des matières à siccité plus élevée que les procédés d'épaississement. Il existe des procédés mécaniques et d'autres méthodes plus passives. Les méthodes de déshydratation mécanique incluent des centrifugeuses, des filtres-presses et des presseurs rotatifs (Recyc-Québec, 2015). Des méthodes plus passives peuvent être employées pour déshydrater, mais leur empreinte spatiale est généralement plus importante (Turovskiy et al., 2006). On parle notamment de lits de séchage ou de l'usage de sacs filtrants.

4.3.2 Alcalinisation

Après avoir été déshydratée, les boues peuvent être traitées par alcalinisation, technique simple qui consiste à ajouter du matériel alcalinisant, souvent de la chaux vive ou de la chaux hydratée. Il en résulte un dégagement de chaleur qui peut avoir un effet sur les microorganismes présents dans la boue (USEPA, 2000). Dans le cas des biosolides municipaux, on parle de chaulage partiel si les boues sont en contact avec l'agent alcalinisant est maintenu pendant deux heures et que le pH est maintenu à un minimum de 12 pendant cette période. Un chaulage complet implique un traitement qui atteindrait des valeurs de pH supérieures à 12 pendant au moins 72 heures dont il résulterait un dégagement de chaleur supérieur à 52°C pendant au moins 10h (USEPA, 2000). En maintenant le pH d'une boue élevée pendant son entreposage, on prévient la croissance des microorganismes et, par conséquent, les odeurs qui pourraient émaner de la boue sont diminuées (Recyc-Québec, 2015). Cette technique augmente toutefois le volume de boues à entreposer de 15 à 50% (Recyc-Québec, 2015). D'un point de vue de la santé et de la sécurité, il faut considérer qu'elle implique la manipulation de matières corrosives et que le traitement par alcalinisation pourrait occasionner des dégagements d'ammoniacque ou d'autres gaz odorants (Turovskiy et al., 2006).

4.3.3 Compostage

Selon le BNQ, le compostage est un «procédé dirigé de biooxydation d'un substrat organique hétérogène solide incluant une phase thermophile» (BNQ, 2016). La boue devra possiblement être mélangée à des agents structurants et/ou absorbants pour obtenir une consistance solide et une bonne perméabilité qui permettra les activités de biooxydation, c'est-à-dire des activités de dégradation par des microorganismes en présence d'oxygène. Pour favoriser l'activité microbienne,

une teneur en eau située entre 40 et 60% est généralement préconisée. La phase thermophile fait référence à une montée des températures résultant d'activités microbiennes intenses. Pendant cette phase, des températures de 45 à 75°C peuvent être atteintes (Oshins et al., 2022). Cette chaleur contribue à hygiéniser la matière organique, c'est-à-dire réduire sa teneur en microorganismes pathogènes. À cet effet, on se réfère généralement sur les *Processes to Further Reduce Pathogens* (PFRPs) de l'Agence de protection de l'environnement américaine, établis à l'origine pour le traitement des biosolides municipaux. Ceux-ci suggèrent que pour pouvoir alléguer une hygiénisation de la masse en compostage, celle-ci doit atteindre une température de 55°C et la maintenir pendant :

- 3 jours consécutifs en enceinte fermée;
- 15 jours en andains; période au cours de laquelle 5 retournements sont requis.

Lorsque le compostage est bien réalisé, généralement le résultat est un produit stabilisé, moins sujet à générer des odeurs. Cela facilite donc l'entreposage et l'usage subséquent du produit comme amendement sur les terres agricoles. À la ferme, on peut effectuer le compostage en enceinte fermée (ex : composteur rotatif) ou en andain. Il faut savoir qu'il y a plusieurs aspects à considérer pour appliquer ce mode de traitement qui peut pourtant paraître simple. Heureusement, il existe de nombreux ouvrages expliquant les notions pour réussir le compostage. De plus, comme le compostage à la ferme peut représenter plusieurs défis, l'IRDA a développé des fiches pour aider les producteurs à surmonter ceux-ci (Saint-Gelais et al., 2024a et Saint-Gelais et al., 2024b).

Enfin, plusieurs lois et règlements encadrent les activités de compostage à la ferme et ceux-ci sont constamment actualisés. Avant de commencer à composter à la ferme, il faut prendre le temps de bien se renseigner sur le sujet.

4.3.4 *Digestion anaérobique*

La digestion anaérobie consiste à traiter les boues dans un réacteur (biodigesteur) en absence d'oxygène. Les activités de dégradation des microorganismes génèrent un biogaz qui peut être utilisé pour son potentiel énergétique ainsi que le digestat.

Le digestat est une matière partiellement stabilisée qui peut potentiellement être valorisée en agriculture. Il est possible d'envisager une valorisation du digestat entier ou encore d'une seule fraction de celui-ci qui serait obtenue après séparation des phases (fraction solide ou fraction liquide) (Reibel et al., 2018).

Il existe des procédés de digestion par voie sèche ou par voie humide. Les températures atteintes lors du procédé peuvent être thermophiles (50-65°C) ou mésophiles (30-40°C) (MDDELCC, 2018). La digestion anaérobie peut se faire à la ferme (CRAAQ, 2008). La biométhanisation sur place est à envisager seulement pour les entreprises qui ont de grands volumes de matière organique à traiter et qui ont donc un bon potentiel à générer du biogaz (Recyc-Québec). En effet, des investissements importants sont à prévoir pour l'implantation d'une telle technologie ainsi que pour l'épuration du biogaz (Recyc-Québec). Des connaissances techniques sont également nécessaires pour assurer le bon fonctionnement de cette technologie (Recyc-Québec). Une autorisation ministérielle est

requis pour pouvoir réaliser des activités de biométhanisation et l'obtention de celle-ci est conditionnelle aux respects de plusieurs critères décrits dans les Lignes directrices pour l'encadrement des activités de biométhanisation (MDDELCC, 2018).

Si le traitement sur place ne peut être envisagé, il est possible qu'un centre de traitement par biométhanisation à proximité soit susceptible d'accepter des matières organiques en provenance de l'industrie agroalimentaire.

4.3.5 Valorisation agricole

Les boues de traitement des eaux de lavage pourraient avoir des teneurs intéressantes en matière organique ou en éléments fertilisants. À l'instar des boues municipales ou des boues papetières, elles pourraient donc potentiellement être valorisées en agriculture, avec ou sans traitement préalable, à condition de satisfaire à certaines exigences édictées par le Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes (Hebert, 2015). Pour que les boues puissent ainsi être valorisées, un agronome doit préparer un plan agroenvironnemental de recyclage (PAER) en plus d'un plan agroenvironnemental de fertilisation (PAEF). Une autorisation ministérielle doit également être obtenue. Il est à noter qu'un projet de code de gestion des matières résiduelles fertilisantes est présentement en cours et des modifications réglementaires pour l'encadrement de la valorisation des matières résiduelles fertilisantes sont à prévoir (MELCCFP, 2024).

En raison du potentiel de risque phytosanitaire que représentent de telles boues, il sera important de les utiliser avec précaution. Des tests sur de petites parcelles de terre pourraient être envisagés.

Les différents traitements que pourraient subir les boues influenceront leur usage en agriculture. Par exemple, une boue qui aurait subi une alcalinisation à la chaux pourrait être employée pour augmenter le pH d'un sol. Pour les boues municipales ayant été traitées avec des agents de floculation, il est recommandé de porter une attention particulière à leur teneur en aluminium et en fer car ces éléments peuvent affecter la mobilité du phosphore dans les sols agricoles (Recyc-Québec, 2015). Le même genre de précaution devrait être pris dans le cas d'une boue de traitement des eaux qui aurait subi ce type de conditionnement.

Si la boue ne correspond pas aux critères environnementaux du Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes, il est possible qu'elle puisse être reprise pour une valorisation dans un site dégradé (Recyc-Québec, 2016).

Si aucun moyen de valorisation ne peut être envisagé, les boues peuvent être éliminées, ce qui implique de les transporter vers un lieu d'enfouissement technique.

5. DISCUSSION

Entre la récolte et la planche à découper, les légumes passent par plusieurs étapes de conditionnement (lavage, découpage, nettoyage, emballage). Le lavage étant l'étape consommant le plus d'eau, la gestion des ressources en eau est essentielle. Selon les normes environnementales en vigueur, les eaux usées issues du lavage de légumes doivent inévitablement être traitées afin de limiter, notamment, la charge en MES aux milieux hydriques récepteurs. L'importante variation de la concentration des divers paramètres de qualité de l'eau entre les entreprises agricoles maraîchères révèle qu'une technologie de traitement ne peut répondre à tous les scénarios. Ainsi, une caractérisation physico-chimique des eaux de lavage permet d'abord la sélection d'une technologie appropriée pour l'élimination d'un contaminant particulier. Puis, parmi la gamme de technologies de traitement des eaux usées, il est avant tout essentiel d'évaluer, sur les plans technique, logistique et financier, les avantages et inconvénients respectifs aux technologies.

Toutefois, plusieurs méthodes ou pratiques en amont de la chaîne de lavage favorisant des effluents moins chargés en contaminants peuvent être mises de l'avant préalablement à l'installation d'une technologie de traitement dispendieuse. Par exemple, le retrait de la terre à sec à l'aide d'une unité de dessablage permet de réduire considérablement les résidus de sol ayant adhéré aux légumes post-récolte. Ce type d'équipement, davantage conçu pour les légumes racines, constitue une première alternative afin de dégager facilement les résidus de terre des légumes avant que ces derniers parviennent au système de lavage. Autrement dit, le traitement d'une solution composée d'un mélange d'eau et de terre implique l'installation, par exemple, d'un bassin de décantation et engendre nécessairement des frais d'entretien. De plus, selon le type de sol de culture, le temps de rétention hydraulique peut être modérément long avant d'atteindre des performances satisfaisantes avec ce type de technologie. En retirant la terre en amont du lavage, d'autres contaminants potentiels (p.ex. : azote, phosphore) évitent de se retrouver dans les eaux résiduelles de lavage. Par conséquent, soustraire une fraction des résidus de sol des légumes à sec (sans eau) permet à la fois une économie de temps et d'argent. Il en est de même pour les résidus organiques. Une gestion adéquate des fractions solides (sol, résidus organiques) en amont des procédés impliquant de l'eau permet de traiter plus efficacement les eaux usées de lavage.

Ce tour d'horizon sur la caractérisation des eaux de lavage maraîchères et sur les différentes technologies de traitements des eaux de lavage constitue une analyse des pratiques courantes des entreprises maraîchères, principalement au Québec et en Ontario, mais aussi ailleurs dans le monde. En analysant de plus près les méthodes de traitement des eaux résiduelles de lavage des légumes telles que listées dans ce rapport. Plusieurs technologies sont applicables à l'échelle de la ferme telles que l'intégration d'une unité de dessablage pour le retrait à sec, l'utilisation de systèmes de filtration moyenne à grossière comme les filtres à tambour et les hydrocyclones, les technologies de réduction des solides fins telles que les bassins de décantation, le traitement biologique, ainsi que les processus de désinfection tels que l'ozonisation. Toutefois, d'autres études économiques relatives aux coûts d'investissement et d'entretien, devront être complétées afin de conclure le réel potentiel d'établissement de telles technologies en milieu agricole. À tout le moins, les activités de recherche se poursuivent afin de trouver des technologies répondant à la réalité socio-économique des producteurs québécois.

6. SOMMAIRE ET CONCLUSION

La caractérisation des eaux de lavage et des conditions d'opération de la ferme permet d'identifier la qualité des eaux de lavage, les principaux polluants et leurs charges. Cette caractérisation fournira des informations pour la prise de décisions sur les stratégies de gestion et la sélection des technologies de traitement. À la suite de leur implantation, la caractérisation servira à l'évaluation du fonctionnement et de la performance des stratégies choisies, ainsi qu'à déterminer la conformité aux exigences réglementaires. La caractérisation de l'eau nécessite un programme d'échantillonnage qui implique une analyse du type d'échantillons, de la quantité et des paramètres à analyser par un laboratoire accrédité. Le tableau 17 résume les paramètres physiques, chimiques et bactériologiques de l'eau de lavage à considérer pour l'évaluation d'une stratégie de gestion ou de traitement de l'eau. Pour compléter l'analyse, une corrélation doit être faite avec certains aspects clés du système de production et de l'opération de lavage à la ferme.

Tableau 17. Caractéristiques de l'eau de lavage et de l'opération de lavage à considérer pour l'évaluation d'un traitement de l'eau

Caractéristiques de l'eau de lavage			Opération de lavage
Paramètres physiques	Paramètres chimiques	Paramètres bactériologiques	
<ul style="list-style-type: none"> • Matières en suspension (MES) ; • Turbidité ; • Température 	<ul style="list-style-type: none"> • Demande chimique en oxygène (DCO) ; • Demande biologique en oxygène (DBO₅) ; • pH ; • Azote total ; • Nitrites ; • Phosphore total 	<ul style="list-style-type: none"> • Coliformes fécaux (<i>E. coli</i>) 	<ul style="list-style-type: none"> • Type de sol ; • Débits d'eau (maximum, minimum et moyen) ; • Nombre d'heures de lavage : par jour, par semaine et par mois ; • La quantité de légumes lavées (par unité de temps) ; Période de l'année des opérations : récolte et lavage

Le choix d'un système de traitement des eaux de lavage dépend d'un certain nombre de facteurs, notamment :

- Les caractéristiques des eaux de lavage et la qualité requise des effluents ;
- La disponibilité d'espace et des ressources financières et techniques ;
- Les coûts de construction, d'entretien et d'exploitation du système de traitement ;
- La facilité d'optimisation du processus.

En général, le traitement de l'eau de lavage peut compter sur une diversité de techniques et technologies visant à enlever les matières insolubles et les matières solubles ou non décantables (figure 12). Certaines techniques de traitement sont disponibles commercialement et d'autres sont

en cours de développement. En général, le traitement de l'eau suit l'ordre séquentiel suivant : (1) le retrait ou la filtration de gros résidus, (2) le retrait des solides grossiers tels que les sables ou les limons et les agrégats de sol à forte densité, (3) l'enlèvement des solides fins tels que les argiles et les particules de sols hautement organiques, (4) réduction des concentrations de matières dissoutes telles que la DBO₅ et, finalement, (5) l'élimination ou l'inactivation d'agents pathogènes. Les étapes et techniques à adopter dans le traitement de l'eau dépendent des critères recherchés au point de rejet.

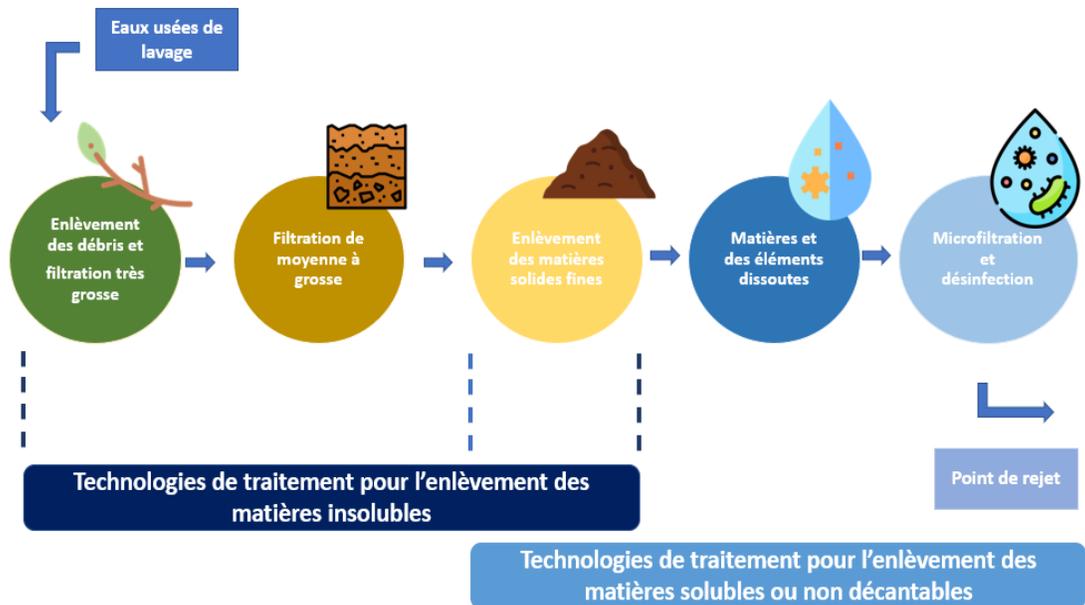


Figure 12. Technologies et étapes du traitement des eaux usées de lavage

Le tableau 18 résume certaines technologies utilisées dans le secteur maraîcher recensées dans la littérature et catégorisées par étape de traitement, le principe, les avantages, les inconvénients, les principaux éléments de coût associés et les paramètres d'opération et maintenance.

Les bonnes pratiques agricoles en matière de gestion de l'eau, telles que les procédés d'économie d'eau, réduisent la consommation d'eau. En outre, les eaux usées faiblement contaminées peuvent être réutilisées dans la chaîne de production. Voici quelques exemples de bonnes pratiques permettant de réduire la consommation d'eau :

- Ajouter un processus d'enlèvement du sol à sec à la chaîne de lavage avant d'incorporer les légumes dans le système de lavage ;
- Lorsque possible et permis, réutiliser de l'eau faiblement contaminée dans le processus de lavage (recirculation);
- Réduire et varier le débit de lavage au minimum requis en fonction du type de légumes.

Tableau 18. Technologies de traitement pour l'enlèvement des matières insolubles et solubles des eaux de lavage (Visser et al., 2016)

Section 18 a. enlèvement des débris et filtration très grosse

Types	Principe	Avantages	Inconvénients	Coûts associés	Opération et maintenance
<p>Enlèvement à sec du sol (avant le lavage)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dessableurs à doigts ; • Défaneuses ; • À air comprimé 	<p>Détacher de la terre du légume par action physique (vibration, brosses, coups, jets d'air, etc.)</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction des matières décantables et des matières en suspension ; • Réduction du phosphore total et de l'azote total ; • Réduction de la charge organique : DBO₅ ; • Réduction de la consommation d'eau. 	<ul style="list-style-type: none"> • Difficulté d'enlèvement dans des conditions de sol humide ; • Possible dommages aux légumes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Conception ; • Fabrication et type de matériau ; • Achat et installation d'équipements ; • Électricité lorsqu'applicable. 	<p>Ajustement de paramètres de fonctionnement tels que :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Longueur des bandes ; • Angle d'inclinaison ; • Vitesse de rotation ; <p>Maintenance l'équipement :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Nettoyage ; • Lubrification des éléments.

Section 18 b. filtration de moyenne à grosse

Types	Principe	Avantages	Inconvénients	Coûts associés	Opération et maintenance
Filtration à tamis paraboliques et tamis hydrauliques	Tamis pour l'extraction des débris grâce à un filtre courbé	<ul style="list-style-type: none"> • L'unité de filtration est dimensionnée en fonction de la charge hydraulique (L/s) de l'installation ; • Séparation des débris, des agrégats du sol et des morceaux de légumes • Les tamis ont une longue durée de vie. 	<ul style="list-style-type: none"> • Ils n'enlèvent pas les solides plus fins ; • Difficile de quantifier le rendement opérationnel ; tamis à nettoyer manuellement en cas de colmatage. 	<ul style="list-style-type: none"> • Filtre a tamis ; • Pompe ; • Électricité. 	<ul style="list-style-type: none"> • Contrôle visuel à des fins de rendement ; • Il est essentiel de procéder à un nettoyage fréquent du tamis pour éviter son obstruction; • Gestion de résidus.
Filtration progressive passive	Série de tamis présentant des ouvertures de plus en plus petites (microns).	<ul style="list-style-type: none"> • Fonctionne par gravité ; • Les tamis ont une longue durée de vie. 	<ul style="list-style-type: none"> • Système conçu pour de faibles charges de solides et de faibles débits. 	<ul style="list-style-type: none"> • Fabrication sur mesure ; • Entretien ; • Gestion des débris. 	<ul style="list-style-type: none"> • Nettoyage du tamis avant obstruction ; • Ajuster en fonction de la composition granulométrique.
Filtre à déroulement automatique	Milieu filtrant pour séparer les matières solides de l'eau.	<ul style="list-style-type: none"> • Le milieu filtrant est adapté à diverses granulométries; • Remplacement automatique du milieu filtrant. 	<ul style="list-style-type: none"> • Besoin d'augmenter le volume du milieu filtrant lorsque le débit augmente. 	<ul style="list-style-type: none"> • Système de filtre a déroulement automatique ; • Électricité. 	<ul style="list-style-type: none"> • Entretien du filtre ; • Gestion des matières solides filtrées.

Section 18 b. filtration de moyenne à grosse

Types	Principe	Avantages	Inconvénients	Coûts associés	Opération et maintenance
Centrifugeuses et hydrocyclones	Technologies de traitement en utilisant la force centrifuge pour séparer par densité les matières solides de l'eau.	<ul style="list-style-type: none"> • Enlèvement de sable et de gravier ; • Disponibilité auprès de fournisseurs spécialisés. 	<ul style="list-style-type: none"> • Coût variable en fonction du débit et de la charge de matières solides (plus ces paramètres sont élevés, plus le prix est élevé.) ; • Non adaptées pour les particules fines (sol argileux). 	<ul style="list-style-type: none"> • Achat et installation d'équipements ; • Électricité. 	<ul style="list-style-type: none"> • Gestion des matières solides.
Filtre à tambour	Composé d'un tambour rotatif horizontal avec un tamis filtrant conçu pour séparer les matières solides de l'eau.	<ul style="list-style-type: none"> • Adaptable aux caractéristiques granulométriques des particules dans l'eau, au débit d'eau et la charge de matières solides. 	<ul style="list-style-type: none"> • Les dimensions de tamis pour les filtres ne sont pas adaptées aux matières solides fines. 	<ul style="list-style-type: none"> • Achat et installation d'équipements ; • Électricité. 	<ul style="list-style-type: none"> • Gestion des matières solides.
Sacs filtrants	Sacs en tissu pour la séparation des matières solides de l'eau.	<ul style="list-style-type: none"> • Il y a différents types de sacs tels : sac de grande capacité à usage unique ou encore, de petits sacs avec des ouvertures permettant de vider les matières solides. 	<ul style="list-style-type: none"> • L'ajout de coagulants peut être nécessaire pour capter des matières solides de taille inférieures aux pores du sac filtrant. 	<ul style="list-style-type: none"> • Bassin de régulation du débit; • Sacs filtrants ; • Électricité ; • Gestion des solides ; • Système de dosage de coagulants • Coagulants. 	<ul style="list-style-type: none"> • Gestion de volume : il est essentiel de contrôler le débit entrant dans les sacs (p.ex. un bassin, un étang ou un réservoir peut être requis).

Section 18 c. enlèvement des matières solides fines

Types	Principe	Avantages	Inconvénients	Coûts associés	Opération et maintenance
Bassin de décantation	Décantation des particules par action de la gravité. Le temps de décantation dépend de la taille des particules.	<ul style="list-style-type: none"> • Procédé simple ; • Nécessite peu d'entretien ; • Les particules plus grandes et plus lourdes se déposant plus rapidement. 	<ul style="list-style-type: none"> • Installation volumineuse, surtout lorsque l'eau est chargée de particules fines nécessitant plusieurs jours pour décanter. 	<ul style="list-style-type: none"> • Conception professionnelle ; • Construction et installation du système. 	<ul style="list-style-type: none"> • Le volume et la vitesse d'écoulement de l'eau dans le bassin sont des facteurs importants pour la conception et l'opération ; • Nettoyage du fond du bassin (enlèvement des matières solides décantées).
Coagulation et floculation	Processus de neutralisation des charges pour le regroupement de particules fines et faciliter ainsi leur retrait de l'eau.	<ul style="list-style-type: none"> • Réduction du total des solides en suspension ; • Réduction des éléments nutritifs. 	<ul style="list-style-type: none"> • Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau doivent être prises en compte telles que le pH et la taille des particules ; • Utilisation de produits chimiques (concentrations élevées). 	<ul style="list-style-type: none"> • Réservoirs ; • Système de dosage ; • Système d'extraction du floc ; • Produits chimiques. 	<ul style="list-style-type: none"> • Choix des produits chimiques appropriés ; • Souvent utilisé en association avec d'autres technologies.
Flottation à l'air dissous	De l'air pressurisé est injecté dans l'eau pour faire flotter de matières solides fines ou les floccs de la coagulation – floculation (au besoin).	<ul style="list-style-type: none"> • Installation plus compacte ; • Permet le traitement de particules plus fines. 	<ul style="list-style-type: none"> • Consommation d'énergie ; • Ajout d'agents chimiques (au besoin). 	<ul style="list-style-type: none"> • Unité de flottation à l'air dissous (FAD) ; • Système de coagulation floculation (au besoin) ; • Pompe, compresseur d'air et écumoire 	<ul style="list-style-type: none"> • Système de coagulation floculation ; • Entretien ; • Élimination des matières solides.

Section 18 c. enlèvement des matières solides fines

Types	Principe	Avantages	Inconvénients	Coûts associés	Opération et maintenance
<p>Électrocoagulation</p>	<p>Application d'une charge électrique pour le regroupement des particules.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Aucun produit chimique n'est requis; • Moins restrictif avec la chimie de l'eau (pH) par rapport à la technique de coagulation – floculation. 	<ul style="list-style-type: none"> • Consommation d'énergie • Paramètres opérationnels à considérer (ex. le temps d'exposition, la distance entre les électrodes) ; • Production de boues ; • Procédé en développement (non disponible commercialement pour le secteur maraicher). 	<ul style="list-style-type: none"> • Unité d'électrocoagulation ; • Électricité ; • Pompe ; • Entretien. 	<ul style="list-style-type: none"> • Remplacement des anodes ; • Manutention et entretien ; • Gestion des boues.

Section 18 d. matières et des éléments dissoutes

Types	Principe	Avantages	Inconvénients	Coûts associés	Opération et maintenance
Traitement biologique	Traitement par lequel des micro-organismes aérobies et/ou anaérobies biodégradent les polluants colloïdaux dissous, en suspension et organiques.	<ul style="list-style-type: none"> • Une large gamme d'espèces peut être utilisée pour la biodégradation des polluants ; • Efficace dans la biodégradation de la matière organique, de la DBO, du NH₃, du NH₄ et du fer. 	<ul style="list-style-type: none"> • Nécessite un environnement favorable au développement des micro-organismes ; • Processus à cinétique lente ; • Génération de biomasse ; • Complexes mécanistiques microbiologiques qui requièrent des connaissances. 	<ul style="list-style-type: none"> • Coûts liés à l'infrastructure par type de traitement ; • Entretien. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sédimentation secondaire et/ou gestion des boues ; • Gestion des gaz et des odeurs.
Filtration	Séparation des solides des fluides par le passage de l'eau à travers un média filtrant.	<ul style="list-style-type: none"> • Faible consommation d'énergie ; • Fonctionnement par gravité ou par pression forcée ; • Besoin réduit en produits chimiques et en main-d'œuvre spécialisée ; • Entretien simple 	<ul style="list-style-type: none"> • Nécessite un prétraitement des eaux à traiter ; • Maintenance en cas de perte d'efficacité ou de perte de charge ; • En fonction de la TCH, une grande surface de filtration est nécessaire. 	<ul style="list-style-type: none"> • Matériau filtrant; • Main d'œuvre pour l'entretien. 	<ul style="list-style-type: none"> • Entretien par lavage à contre-courant, remplacement du média filtrant ou stratégie de régénération ; • Vérification de la perte d'efficacité et la perte de charge.

Section 18 d. matières et des éléments dissoutes

Types	Principe	Avantages	Inconvénients	Coûts associés	Opération et maintenance
<p>Biochar</p>	<p>Matériau présentant un potentiel en tant qu'adsorbant et matériau de support pour les systèmes de filtration lente et de biofiltration.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Il s'agit d'un adsorbant économique et efficace ; • En tant que matériau de support dans les systèmes de filtration lente ou de biofiltration, il favorise l'activité microbienne à la surface. 	<ul style="list-style-type: none"> • Les propriétés varient en fonction de la matière première et des conditions de synthèse ; • Son application pour le traitement de l'eau reste à l'état expérimental ; • Nécessite un système de récupération et de régénération. 	<p>Coûts associés à la production :</p> <ul style="list-style-type: none"> • Matières premières ; • Prétraitement ou traitement de modification. 	<ul style="list-style-type: none"> • Régénération du biochar ; • Élimination du biochar des eaux traitées.

Section 18 e. microfiltration et désinfection

Types	Principe	Avantages	Inconvénients	Coûts associés	Opération et maintenance
Microfiltration	Séparation des polluants en fonction de leur taille par le passage de l'eau à travers des membranes fines. microfiltration (MF), ultrafiltration (UF), nanofiltration (NF) et osmose inverse (RO).	<ul style="list-style-type: none"> • Bonne résistance aux environnements chimiques difficiles ; • Séparation des polluants selon la taille. 	<ul style="list-style-type: none"> • Coût élevé des membranes et d'entretien ; • Vitesse de filtration lente ; • Consommation d'énergie. 	<ul style="list-style-type: none"> • Système de filtration à membrane ; • Équipement de pompage ; • Système de contrôle ; • Maintenance. 	<ul style="list-style-type: none"> • Manutention et entretien des membranes ; • Suivi et contrôle du fonctionnement des membranes.
Ozonation	Interaction de l'ozone et des agents hautement oxydants formés lors de sa production avec les polluants organiques et inorganiques. Dans l'industrie du lavage des légumes, il est principalement utilisé comme agent désinfectant.	<ul style="list-style-type: none"> • Agent oxydant puissant qui réagit avec les polluants organiques et inorganiques ; • Efficace dans la réduction des virus et des bactéries ; • Pas de recroissance des microorganismes • Temps de contact court. 	<ul style="list-style-type: none"> • Consommation d'énergie élevée ; • L'efficacité dépend du volume d'eau à traiter et des paramètres physiques et chimiques de l'eau tels que le pH, la concentration en DBO, la DCO et les MES. 	<ul style="list-style-type: none"> • Générateur d'ozone, système d'injection, système de destruction de l'ozone résiduel, control et automatisation ; • Électricité. 	<ul style="list-style-type: none"> • Manutention et entretien ; • Ajustement des conditions de fonctionnement pour optimiser l'efficacité de l'application.

7. RÉFÉRENCES

- Ardley, S., Arnold, P., Younker, J., Rand, J. 2019. Wastewater characterization and treatment at a blueberry and carrot processing plant. *Water Resources and Industry*.
- Akbas, M. Y., Ölmez, H. 2007. Effectiveness of organic acid, ozonated water and chlorine dippings on microbial reduction and storage quality of fresh-cut iceberg lettuce. *J. Sci. Food Agric.* 87, 2609–2616.
- Anis, S. F., Hashaikeh, R., & Hilal, N. (2019). Microfiltration membrane processes: A review of research trends over the past decade. *Journal of Water Process Engineering*, 32, 100941.
- Aouba, N., 2017. Étude d'un coagulant organique naturel pour le traitement des eaux potable et usées : le tanfloc, Université Laval.
- Bernard, X., M. Gagnon, 2018. Caractérisation des eaux de lavage de pommes de terre. Document de travail. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ).
- Bosak, V., VanderZaag, A., Crolla, A., Kinsley, C., Gordon, R. 2016. Performance of a constructed wetland and pretreatment system receiving potato farm wash water. *Water MDPI* 8, 183; doi:10.3390/w8050183
- Botondi, R., Barone, M., Grasso, C.A. 2021. A review into the Effectiveness of Ozone Technology for improving the Safety and Preserving the Quality of Fresh-Cut Fruits and Vegetables. *Foods*, 10, 748. <https://doi.org/10.3390/foods10040748>
- Boivin, C., Anderson, L., Ricard, S., Denault, T-T. IRDA. 2024. Estimeau : Un outil d'aide à la décision pour améliorer la gestion de l'eau et prévenir les conflits d'usage. *VOLET 1 – Estimation des besoins en eau des exploitations agricoles*.
- Brassard, P., Généreux, M., Côté, C., Godbout, S., Belzile, L. 2014. Solutions optimales pour une gestion durables des eaux de lavage de légumes à l'échelle de la ferme : projets pilotes. Rapport final. Programme canadien d'adaptation agricole.
- Bureau de normalisation du Québec (BNQ). 2016. Norme nationale du canada CAN/BNQ 0413-200/2016. Amendements organiques-Composts. 38 pages.
- CanAgPlus. 2020. Guide de salubrité des aliments pour les fruits et légumes frais de CanadaGAP. Ottawa (ON) Canada. 114 pages.
- Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). 2008. La biométhanisation à la ferme . <https://www.craaq.qc.ca/data/documents/evc033.pdf>
- Chia, S. R., Lam, W. S., Seah, W. H., & Show, P. L. (2019). 3 Filtration. *Bioprocess Engineering: Downstream Processing*, 27.
- Couture, I., 2004. Analyse d'eau pour fin d'irrigation, ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ).

Crittenden, J. C., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, H. J., Tchobanoglous, G. 2012. MWH's Water Treatment: Principles and Design, Third Edition.

Dionisi, D. 2017. Biological Wastewater Treatment Processes. Mass and Heat Balances. LCCN 2016030054 | ISBN 9781482229264.

Emami. S., Tabil. L. G., Tyler. R. T., Crerar. W. J. 2007. Starch–protein separation from chickpea flour using a hydrocyclone. *Journal of Food Engineering*. Volume 82, Issue 4, Pages 460-465.

Enaime. G., Baçaoui. A., Yaacoubi. A., Lübken. M. 2020. Biochar for wastewater treatment - conversion technologies and applications. *Appl. Sci.* 10(10), 3492; <https://doi.org/10.3390/app10103492>

Ferguson, R. R., Church, M. 2004. A simple universal equation for grain settling velocity. *Journal of sedimentary research*, Vol. 74, NO. 6

Gautshi, S., D. Brunner & R. Fritshi, 2017. Guide pratique : évacuation des eaux usées des entreprises productrices de légumes, Agence de l'environnement et communication.

Généreux, M., Larouche, L-P., Côté, C., Godbout, S., Brossard, S., Hamel, C., Karasira, S., Pelletier, Ramirez, A. A. 2013. Proposition des solutions intégrées pour une gestion durables des eaux de lavage de légumes. Rapport final. Programme canadien d'adaptation agricole.

Gómez-López, V. M., & Gogate, P. R. (2017). Reconditioning of Vegetable Wash Water by Physical Methods. *Trends in Food Safety and Protection*, 167-185.

Gottschalk. C., Libra. J. A., Saupe. A. 2010. Ozonation of water and wastewater. A practical guide to understanding ozone and its applications. 2nd Ed. ISBN: 978-3-527-31962-6

Grady. C. P. L. Daigger. G. T., Love. N. G., Filipe. C. D. M. 2011. Biological Wastewater Treatment. Third Edition.

Guillou, M. 2013. Bassin de stockage d'eau et de sédimentation : Concept et dimensionnement. Fiche technique. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ) et Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC). 15 pages.

H2Flow Equipment Inc, 2021. Flottation à air dissous : Une technologie de clarification fiable et efficace.

Hamoudi, S., 2019. Gestion des sous-produits agroalimentaires (GAE-2004), Département des sols et de génie agroalimentaire, Chapitre 4 – Traitements physicochimiques. Université Laval, 91 p.

Hébert, M. 2015. Guide sur le recyclage des matières résiduelles fertilisantes : Critères de référence et normes réglementaires- Édition 2015. Québec. ISBN – 978-2-550-72954-9, 216 pages.

Kamali. M., Appels. L., Kwon. E. E., Aminabhavi. T. M. 2021. Biochar in water and wastewater treatment - a sustainability assessment. *Chemical Engineering Journal*. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129946>

Khajvand, M., 2021. *Treatment and recycling vegetable wash-water using sand/anthracite filtration*. Rapport interne. Institut national de la recherche scientifique (INRS) et Institut de recherche et développement en agroenvironnement (IRDA). 28 pages.

Langlais, A. 2007. Optimisation de la récupération de complexes surfactant-hydrocarbures pétroliers par séparation solide/liquide dans des sédiments fins contaminés, INRS ; Eau, Terre et Environnement, Université du Québec.

Lawrence. K. W., Yung-Tse H., Howard H. L., Constantine Y. 2004. *Handbook of Industrial and hazardous Wastes Treatment*, Second Edition.

Lim. S., Shi. J. L., Gunten. U. V., McCurry. D. L. 2022. Ozonation of organic compounds in water and wastewater: A critical review. *Water research*.

Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. MELCCFP. 1997. ministère de l'Environnement et de la faune. Secteur agroalimentaire : technologies propres : transformation de la pomme de terre.

Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs. MELCCFP. 2023. Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique. 6. Traitement par infiltration des eaux- Préliminaire

Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). 2024. Projet d'encadrement sur la valorisation des matières résiduelles fertilisantes : Synthèse des modifications proposées. 26 p. [En ligne]

Miller. F. A., Silva. C. L. M., Brandao. T. R. S. 2013. A review in ozono-based treatments for fruit and vegetables preservation. *Food Eng Rev*. Volume 5, pages 77–106

Ministère de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MELCC). 2019. Chapitre 7 : Stations mécanisées, Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique. 49 pages.

Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). 2018. Lignes directrices pour l'encadrement des activités de biométhanisation. Québec. ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Direction des matières résiduelles. ISBN 978-2-550-80753-7. 57 pages. [En ligne].

Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). 2025. Règlement sur l'encadrement d'activités en fonction de leur impact sur l'environnement (REAFIE). Guide de référence.

Mundi, G. S., & Zytner, R. G. 2015. Effective solid removal technologies for wash-water treatment to allow water reuse in the fresh-cut fruit and vegetable industry. *Journal of Agricultural Science and Technology A*, 5, 396-407.

Mundi, S., R. G. Zytner & K. Warriner, 2017. *Fruit and vegetable wash water characterization, treatment feasibility study and decision matrices*, École d'ingénierie et département des sciences

de l'alimentation de l'université de Guelph, Journal Canadian de l'ingénierie civile, DOI : 10.1139/cjce-2017-0214.

Oshins, C., Michel, F., Louis, P., Richard, T. L. et Rynk, R. 2022. The composting process. In *The composting handbook* (pp. 51-101). Academic Press.

Paulikien. S., Venslauskas. K., Raila. A., Žvirdauskien. R., Naujokien, V. 2020. The influence of ozone technology on reduction of carrot loss and environmental IMPACT. J. Clean. Prod, 244, 118734.

Pelletier, F., D. Zegan, S. Godbout, C. Côté, M. Généreux, D. Potvin et N. Laroche. 2015. Gestion des eaux de lavage des légumes-racines : Dessableur à sec avant le lavage. Feuillet technique. Institut de recherche et développement en agroenvironnement (IRDA) et ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ). 31 pages.

Recyc-Québec. n.d. Biométhanisation sur place. <https://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/entreprises-organismes/se-conformer/matieres-organiques/implanter-gestion/biomethanisation-sur-place>

Recyc-Québec. 2015. Guide de bonnes pratiques visant à limiter les odeurs liées à la production de matières résiduelles fertilisantes, à leur stockage et à leur épandage en milieu agricole. [En ligne]

Recyc-Québec. 2016. Utilisation de matières organiques résiduelles pour la restauration de lieux dégradés et autres débouchés. 26 pages. [En ligne]

Reibel, A. et Leclerc, B. 2018. Valorisation agricole des digestats: Quels impacts sur les cultures, le sol et l'environnement. La méthanisation en Provence-Alpes-Côte d'azur. [En ligne].

Rekhate. C. V., Srivastava. J. K. 2020. Recent advances in ozone-based advanced oxidation processes for treatment of wastewater – review. Chemical Engineering Journal Advances.

Samson-Dô, M., 2015. Caractérisation et modélisation de l'efficacité de bassins de sédimentation en aval de tourbières exploitées, Centre Eau Terre Environnement de l'Institut National de la Recherche Scientifique (INRS).

Saint-Gelais, J., Corbeil, M-M. et Potvin, D 2024 b. « Compostage des résidus végétaux à la ferme- Production de pommes de terre » 3 p. [En ligne] <https://irda.qc.ca/media/tg5lhagh/irda-compostageresidusvegetauxfermemaraichagenonmecanise-fichessyntheses-2024.pdf>

Sarbatly, R. H., 2020. Membrane technology for water and wastewater treatment in rural regions. Chapter 9. Conventional wastewater treatment.

Sarron, E., Gadonna-Widehem, P., Aussenac, T. 2021. Ozone Treatments for Preserving Fresh Vegetables Quality: A Critical Review. Foods, 10, 605.

Sevimli. M. F., Sarikaya. Z. H. 2002. Ozone treatment of textiles effluents and dyes: effect of applied ozone dose, pH and dye concentration. Journal of Chemical Technology and Biotechnology. 77(7):842 – 850. DOI:10.1002/jctb.644

Sun. Y., Wu. Z., Zhang. Y., Wang. J. 2022. Use of aqueous ozone rinsing to improve the disinfection efficacy and shorten the processing time of ultrasound-assisted washing of fresh produce. Ultrasonics Sonochemistry, 83. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2022.105931>

Sutar, S., Patil, P., Jadhav, J. 2021. Recent advances in biochar technology for textile dyes wastewater remediation: A review. *Environmental Research* Volume 209, 11284. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112841>

Tchobanoglous, G., Burton, F., Leverenz, H. L., Tsuchilashi, R. Water reuse issues, technologies and applications. Metcalf & Eddy. 2007.

Tsang, D. C. W., Sun, Y. 2023. Biochar applications for wastewater treatment. ISBN 9781119764380

Turovskiy, I. S. et Mathai, P. K. 2006. *Wastewater sludge processing*. John Wiley & Sons.

United states environmental protection agency (USEPA) 2000. Biosolids Technology Fact Sheet : Alkaline Stabilization of Biosolids, USEPA, Office of Wastewater Management, [Rapport EPA 832-F-00-052], 9 p

Verma, S., Daverey, A., & Sharma, A. 2017. Slow sand filtration for water and wastewater treatment—a review. *Environmental Technology Reviews*, 6(1), 47-58.

Visser, B., C. Lalonde, T. Brook, V. Hilborn, D. Nemeth, R. Shortt et J. Van de Vegte. 2017. Guide sur le traitement de l'eau de lavage des légumes et des fruits. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et des Affaires rurales de l'Ontario (MAAARO). 122 pages.

Xiang, W., Zhang, X., Chen, J., Zou, W., He, F., Hu, X., Tsang, D. C. W., Ok, Y. S., Gao, B. 2020. Biochar technology in wastewater treatment: A critical review. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126539>

Teh, C. Y., Budiman, P. P., P. K. Y., K. P. Y., Wu, T. Y. 2016. Recent advancement of coagulation–flocculation and its application in wastewater treatment. *Industrial & Engineering Chemistry Research*. Vol 55/Issue 16

Yin, Q., Zhang, B., Wang, R., Zhao, Z. 2017. Biochar as an adsorbent for inorganic nitrogen and phosphorus removal from water: a review. *Environ Sci Pollut Res*. DOI 10.1007/s11356-017-0338-y

Zhang, L., Lu, Z., Yu, Z., Gao, X. 2005. Preservation of Fresh-Cut Celery by Treatment of Ozonated Water. *Food Control*, 16, 279–283.

Zytner, R. G., B. Dubey, G. S. Mundi et K. Warriner. 2016. Traitement de l'eau de lavage des légumes pour permettre le recyclage de l'eau, Rapport. Université de Guelph, Réseau canadien de l'eau, Ontario. 5 page.

ANNEXE 1 – PRINCIPALES COMPOSANTES ET SCHÉMA TYPE D’UNE INSTALLATION D’UN SYSTÈME DE FLOTTATION À AIR DISSOUS (FAD) (H2FLOW EQUIPMENT INC, 2021)

Principales composantes d’un système de FAD

- Une source d’air comprimée
- Un réservoir d’égalisation de débit et de mélange d’affluent
- Un tamisage pour protéger les pompes
- Pompes d’alimentation
- Réactions chimiques (ajustement du pH, coagulation, floculation)
- Un système de fabrication et dosage de polymère
- Réservoirs de mélange ou flocculateur
- Pompe à boue
- Réservoir de boue
- Panneau de contrôle pneumatique
- Panneau de contrôle central avec PLC
- Traitements additionnels au besoin (séchage des boues, traitement biologique, etc.)

