

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

CRITÈRES DE DIMENSIONNEMENT ET D'OPÉRATION D'UN PROCÉDÉ DE
TRAITEMENT DES EAUX USÉES MUNICIPALES PAR PLANTATION DE SAULES À
CROISSANCE RAPIDE EN CLIMAT QUÉBÉCOIS

XAVIER LACHAPELLE-TROUILLARD

DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

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

NOVEMBRE 2017

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

CRITÈRES DE DIMENSIONNEMENT ET D'OPÉRATION D'UN PROCÉDÉ DE
TRAITEMENT DES EAUX USÉES MUNICIPALES PAR PLANTATION DE SAULES À
CROISSANCE RAPIDE EN CLIMAT QUÉBÉCOIS

présenté par : LACHAPELLE-TROUILLARD Xavier

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

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

Mme DORNER Sarah, Ph.D., présidente

M. COMEAU Yves, Ph. D., membre et directeur de recherche

M. MOLLE Pascal, Ph. D., membre

DÉDICACE

Pour Édouard et Lydia

J'espère que vous aurez autant de plaisir à lire ce mémoire que j'en ai eu à l'écrire

REMERCIEMENTS

Je tiens d'abord à remercier mes directeurs de recherche, Yves Comeau et Michel Labrecque, de m'avoir donné autant de latitude dans la réalisation de ce projet et de m'avoir poussé à me dépasser à chacune des étapes de celui-ci. Yves, j'ai grandement apprécié travailler avec vous. J'ai tout particulièrement apprécié nos nombreuses discussions sur le vélo et votre sens de l'humour. Je vous remercie pour vos conseils académiques et pour m'avoir transmis votre rigueur et votre structure de travail. Michel, j'ai beaucoup apprécié travailler avec vous et avec toute l'équipe du Labo Labrecque de l'IRBV. Merci de m'avoir transmis une partie de votre savoir sur les saules et d'avoir contribué au développement de ma passion pour cette plante. J'ai particulièrement apprécié les rencontres d'équipe à l'atmosphère décontractée du Labo Labrecque. Merci Yves et Michel d'avoir rendu possibles mes déplacements en Pologne, au Danemark et en France. Ces voyages m'ont permis d'élargir mes connaissances et mon cercle de contacts.

Un merci tout particulier à ma collègue Zhanna Grebenshchykova qui m'a accompagné depuis le début du projet PhytoValP et avec qui j'ai partagé les hauts et les bas de l'installation du dispositif expérimental de Saint-Roch-de-l'Achigan. Zhanna, merci pour ton aide, pour tes conseils et pour nos nombreuses discussions.

Merci à Cristian Neagoe pour son aide dans le cadre de l'installation du dispositif expérimental de Saint-Roch-de-l'Achigan et pour l'entretien et l'exploitation du dispositif.

Merci à Ahmed Jerbi de m'avoir transmis une partie de son savoir sur les saules et pour l'aide lors de l'installation des instruments du dispositif. Ahmed, merci d'avoir récolté la biomasse en novembre 2016. Je me rappellerai toujours de cette journée de récolte à laquelle je n'ai pas pu assister en raison de la naissance de mon fils Édouard.

Merci à Mélanie Bolduc et Denis Bouchard pour leur précieuse aide au laboratoire. Merci pour votre patience et votre ouverture face à mes nombreuses questions. Merci de m'avoir formé au laboratoire et de m'avoir transmis votre rigueur et vos connaissances. Mélanie, merci pour tes nombreux conseils. Denis, merci d'avoir analysé mes centaines d'échantillons.

Merci à Noura El-Arrak, Karim Essayad, Vahid Marefat et Robert Chapuis du Laboratoire d'hydrogéologie et environnement minier de Polytechnique Montréal pour leur aide lors de la

conception et de l'installation des puits d'observation à la plantation de saules de Saint-Roch-de-l'Achigan. Noura, merci pour ton ouverture et ton dynamisme lors des nombreuses fois où je suis venu de poser des questions ou t'emprunter du matériel.

Merci à Jérôme Leroy et Manon Leduc du Laboratoire de géochimie analytique de Polytechnique Montréal pour l'analyse des échantillons de sols du projet. Merci à Samuel Chénier et Éric Turgeon du Laboratoire de mécanique des sols de Polytechnique Montréal pour leur aide lors de la caractérisation physique du sol de Saint-Roch-de-l'Achigan. Merci à Stéphane Daigle de l'IRBV pour son aide lors de l'analyse statistique des résultats du projet.

Merci aux stagiaires Rosalie Beauchamp-Rioux, Salomé Fondelot et Arianne Landry pour leur aide sur le terrain ou au laboratoire.

Merci à mes collègues Dominique Claveau-Mallet et Sanaz Alizadeh pour leur aide et leurs précieux conseils. Dominique, merci de m'avoir aidé lors de la réalisation des essais d'adsorption de phosphore. Merci également pour tes nombreux conseils de rédaction et de présentation. Sanaz, merci pour nos nombreuses discussions, pour tes conseils d'interprétation des résultats et pour tes nombreux encouragements.

Merci à Agro Énergie pour son rôle actif en tant que partenaire du projet. Merci à Julien Hébert, Olivier Payette et Francis Allard pour leur précieuse aide lors de la mise en place du dispositif expérimental. Francis, merci pour ton aide lors de la réalisation de l'analyse technico-économique. Merci à Agro Énergie de m'offrir l'opportunité de poursuivre ma carrière dans le domaine des phytotechnologies et des saules.

Merci à la municipalité de Saint-Roch-de-l'Achigan de nous avoir donné accès aux installations de la station de récupération des ressources de l'eau de la municipalité. Merci à David Marien pour les nombreux coups de main et conseils.

Merci aux nombreux autres partenaires qui ont permis au projet PhytoValP de voir le jour : la chaire de recherche industrielle CRSNG / Hydro-Québec en phytotechnologie, le CREDEAU, l'IRBV, Polytechnique Montréal, l'Université de Montréal, ArcelorMittal, Équipe Indigo, GHD, Harsco Métaux et Matériaux, NORDIKeau inc., Station Piscicole Trois-Lacs, Agriculture, Pêcherie et Alimentation Québec, le CRIBIQ, le CRSNG, le MDDELCC, le RAQ, la SÉPAQ, l'IRSTEA, Mines Nantes, Naturally Wallace Consulting et SINT.

Merci au CRNSG, au FRQNT, à la Fondation de Polytechnique, à Hydro-Québec, à l'Institut EDDEC, à l'IRBV et au programme FONCER TEDGIEER pour les bourses d'études qui m'ont été décernées pendant ma maîtrise et qui m'ont permis de me consacrer pleinement à mes activités de recherche.

Merci aux membres des éditions VB 2014 et 2016 pour leur support, les discussions inspirantes, le pilates et tous les bons moments passés ensemble.

Merci à ma famille de m'avoir toujours appuyé dans la poursuite de mes études.

Enfin, merci à ma petite famille, Édouard et Lydia, pour leur amour et leur support inconditionnel pendant la réalisation de ma maîtrise. Lydia, merci pour ta patience et pour ton écoute. Édouard, merci pour tes sourires et les étincelles dans tes yeux.

RÉSUMÉ

Le traitement efficace des eaux usées est un défi pour de nombreuses petites collectivités québécoises et canadiennes, en raison d'un manque de fonds, d'expertise ou de personnel qualifié. Il existe donc un besoin de développer des systèmes de traitement des eaux usées simples d'opération et à faibles coûts de construction et d'exploitation. Les systèmes de plantation de saules à croissance rapide (PSCR) représentent une solution potentielle à cette problématique et constituent une approche novatrice au traitement des eaux usées et à la valorisation des ressources.

Ces plantations permettent de retirer une fraction notable de la matière organique et des nutriments des eaux usées, en plus de rendre possible la valorisation d'une biomasse ligneuse. De plus, l'utilisation de certains cultivars de saule à forte transpiration peut réduire considérablement les volumes d'eau à infiltrer dans le sol.

L'objectif de ce projet était d'établir les critères de dimensionnement des systèmes de PSCR pour le traitement des eaux usées municipales en climat québécois. Il s'agissait spécifiquement d'établir le bilan hydrique d'une PSCR, de déterminer la capacité de traitement d'une PSCR en termes de débit et de charges en matière organique, azote et phosphore et de réaliser une étude technico-économique de ce procédé de traitement. L'hypothèse scientifique originale de cette recherche était que l'utilisation des PSCR pour le traitement des eaux usées est techniquement efficace et économiquement rentable pour de petites collectivités québécoises.

Cette recherche a été réalisée à échelle pilote en été 2016 au sein d'une PSCR (*Salix miyabeana* 'SX67') située à proximité de la station de récupération des ressources de l'eau de la municipalité de St-Roch-de-l'Achigan. Neuf parcelles expérimentales de 100 m² ont été établies au sein de cette PSCR. Le système d'irrigation qui y a été installé a permis l'alimentation par de l'eau potable servant de témoin pauvre en nutriments (D0 = 14 mm/d, correspondant à 2,4 m/an) et par deux doses d'un effluent primaire (D1 = 10 et D2 = 16 mm/d correspondants à 1,8 et 2,9 m/an, respectivement).

L'évapotranspiration (ET) de la PSCR a été estimée en multipliant l'ET de référence mesurée à l'aide de données météo à un coefficient de plant propre aux saules. Le suivi de la qualité de l'eau de percolation résultant de l'irrigation des parcelles a été effectué à l'aide de 27 lysimètres à

succion (3 par parcelle) installés à une profondeur de 60 cm. L'effet de l'irrigation sur les propriétés du sol a été évalué à l'aide d'échantillons de sol prélevé au sein de chaque parcelle au terme de la période d'irrigation. L'analyse technico-économique a été effectuée en dimensionnant des systèmes de traitement des eaux usées par PSCR pour différentes tailles de municipalités, en estimant les coûts et revenus associés à ces systèmes et en comparant les coûts trouvés aux coûts moyens de traitement pour des municipalités québécoises de tailles similaires.

Les résultats de cette recherche suggèrent que l'irrigation d'une PSCR à un taux de charge hydraulique journalier constant provoque un déséquilibre entre l'irrigation et les besoins des saules. Une modulation de l'irrigation sur une base saisonnière selon les tendances d'évapotranspiration des saules pourrait permettre une meilleure allocation des eaux usées et de leurs nutriments selon les besoins des plantes et ce faisant, une augmentation des volumes évapotranspirés et des nutriments absorbés par les saules.

Des efficacités d'enlèvement élevées de matière organique (92 et 91 % de la demande chimique en oxygène [DCO] pour D1 et D2, respectivement) ont été observées. Les concentrations de DCO mesurées à l'effluent des parcelles irriguées par les doses D1 et D2 s'apparentent à la fraction non biodégradable de la DCO des eaux usées d'irrigation. Ces résultats témoignent d'une oxydation quasi complète de la matière biodégradable des eaux usées et suggèrent que la charge organique n'est pas le paramètre limitant de conception des systèmes de traitement d'eaux usées municipales par PSCR opérés en sol à texture sableuse.

Des efficacités d'enlèvement d'azote total de 94 et 87 % ont été observées pour les doses D1 et D2, respectivement. Plusieurs dépassements de la norme considérée de 10 mg N/L de nitrites et nitrates (NO_x) du *Règlement sur la qualité de l'eau potable* du Québec ont été observés en fin de saison pendant l'irrigation de la dose D2. Ces éléments suggèrent que la charge d'azote est le paramètre limitant de conception des systèmes de traitement d'eaux usées municipales par PSCR opérés en sol à texture sableuse.

Une efficacité d'enlèvement de 98 % de phosphore total (PT) a été observée pour les doses D1 et D2. Cette efficacité suggère que la charge en phosphore total n'est pas le paramètre limitant de conception du système de PSCR proposé. Une augmentation significative de la teneur en phosphore du sol a cependant été observée suite à l'irrigation de la dose D2 (P assimilable : D0 = 87 ± 9 et D2 = 96 ± 8 mg P/kg de sol). Une saturation éventuelle du sol en

phosphore pourrait limiter la capacité d'enlèvement de ce nutriment par le sol de la plantation, et ce faisant, entraîner la nécessité de procéder à une déphosphatation chimique en amont de la plantation.

L'hypothèse de ce projet a été vérifiée puisque l'irrigation d'une PSCR par un effluent primaire à un taux de charge hydraulique de 10 mm/d (dose D1) a permis l'atteinte de faibles concentrations en DBO_5 ($2,7 \pm 5,6$ mg O_2/L), NO_x ($1,3 \pm 2,7$ mg N/L) et PT ($0,07 \pm 0,02$ mg P/L), l'atteinte d'efficacités d'enlèvement élevées des charges en DCO (92 %), DBO_5 (98 %), NTK (98 %), NT (94 %) et PT (98 %) et serait économiquement viable pour des municipalités de 300 à 800 équivalents-habitants.

Ce projet a permis d'établir les critères de dimensionnement d'un procédé novateur de traitement et de valorisation des eaux usées par PSCR en climat québécois. Les résultats et les conclusions tirées de cette recherche pourront être utilisés pour concevoir, construire et opérer de tels systèmes au Québec, au Canada et dans le nord des États-Unis.

ABSTRACT

Efficient wastewater treatment is a challenge for many small communities in Quebec and Canada mainly due to a lack of expertise and funding. Therefore, there is a need to develop simple, low-cost wastewater treatment technologies. The use of a short rotation willow coppice (SRWC) land application system to treat wastewater constitutes a potential solution to this problem and an innovative approach to wastewater treatment and water resource recovery.

These systems can remove a significant fraction of wastewater organic matter and nutrients, in addition to making possible the valorization of a woody biomass. Moreover, the use of high transpiration willow cultivars can considerably reduce soil infiltration flow rate.

The project objective was to establish the design and operation criteria of an SRWC land application system for the treatment of municipal wastewater in Quebec. Specific objectives were to establish the water balance of SRWC, to determine the treatment efficiency of SRWC in terms of hydraulic, organic, nitrogen and phosphorus loading and to carry out a technico-economic study of this treatment process. The original scientific hypothesis of this research was that the use of SRWC for wastewater treatment is technically efficient and economically viable for small Quebec communities.

This research was carried out at pilot scale in the summer of 2016 on a two-hectare willow (*Salix miyabeana* 'SX67') experimental plantation located near Saint-Roch-de-l'Achigan water resource recovery facility. Nine experimental plots of 100 m² were delineated within this SRWC. Plots were irrigated with a potable water loading serving as a nutrient-poor control (D0 = 14 mm/d, corresponding to 2,4 m/year) and with two loadings of wastewater primary effluent (D1 = 10 and D2 = 16 mm/d corresponding to 1,8 and 2,9 m/year, respectively).

SRWC evapotranspiration was estimated by multiplying reference ET, measured with weather parameters, to a willow-specific crop coefficient. A total of 27 suction cup lysimeters (3 per plots) installed at a depth of 60 cm were used to monitor soil pore water quality. Effect of irrigation on soil properties was evaluated using soil samples taken from each plot at the end of the irrigation period. The technical-economic analysis was carried out by designing SRWC treatment systems for different municipalities sizes, by estimating the costs and revenues

associated with these designs and by comparing these costs to the average treatment cost of similar sizes municipalities.

Results suggest that irrigation of a plantation at a constant daily hydraulic loading rate causes an imbalance between irrigation and willows needs. Modulation of irrigation on a seasonal basis according to evapotranspiration trends could allow a better allocation of water and nutrients according to plant needs, and in doing so, an increase in evapotranspiration and in nutrients absorption.

High organic matter removal efficiencies were observed (92 and 91 % of chemical oxygen demand [COD] for D1 and D2, respectively). COD concentrations measured at the effluent of D1 and D2 plots were similar to the influent soluble un-biodegradable COD. These results suggest an almost complete oxidation of wastewater biodegradable content and suggest that organic loading is not the limiting design parameter of SRWC municipal wastewater treatment systems operated on sandy soil.

Total nitrogen (TN) removal efficiencies of 94 and 87 % were observed for D1 and D2 loadings, respectively. Several exceedings of Quebec drinking water quality standard for nitrites and nitrates (NO_x ; 10 mg N/L) were observed at the end of the experiment due to D2 loading irrigation. These elements suggest that TN loading is the limiting design parameter of SRWC municipal wastewater treatment systems operated on sandy soil.

Total phosphorus (TP) removal efficiencies of 98% were observed for D1 and D2 loadings. These results suggest that TP loading is not the limiting design parameter of SRWC municipal wastewater treatment systems. However, a significant increase of soil phosphorus content was observed following D2 loading irrigation (extractable P: $D0 = 87 \pm 9$ and $D2 = 96 \pm 8$ mg P/kg soil). Eventual phosphorus soil saturation could limit the removal efficiency of this nutrient, thereby causing the need for chemical dephosphatation upstream of the plantation.

This project hypothesis was verified since the irrigation of an SRWC with a primary effluent at a hydraulic loading rate of 10 mm/d (D1 loading) led to low BOD_5 ($2,7 \pm 5$ mg O_2 /L), NO_x ($1,3 \pm 2,7$ mg N/L) and PT ($0,07 \pm 0.02$ mg P/L) concentrations at the SRWC outlet, to high COD (92%), BOD_5 (98%), TKN (98%), TN (94%) and TP (98%) removal efficiencies and would be economically viable for 300 to 800 population equivalent municipalities.

This project established the design and operation criteria of an innovative SRWC municipal wastewater treatment and resource valorization process. Results and conclusions from this research can be used to design, build and operate such systems in Quebec, Canada and in the northern United States.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	VII
ABSTRACT	X
TABLE DES MATIÈRES	XIII
LISTE DES TABLEAUX.....	XVII
LISTE DES FIGURES.....	XXII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXVII
LISTE DES ANNEXES.....	XXXIV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION	1
1.1 Mise en contexte.....	1
1.2 Objectifs et hypothèse scientifique	2
1.2.1 Objectif général	2
1.2.2 Objectifs spécifiques	3
1.2.3 Hypothèse de recherche	3
1.2.4 Originalité et retombées du projet.....	3
1.3 Organisation du mémoire.....	4
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE.....	5
2.1 Traitement décentralisé des eaux usées au Québec et au Canada	5
2.1.1 Traitement des eaux usées.....	5
2.1.2 État au Québec et au Canada.....	7
2.1.3 Étangs aérés facultatifs.....	9
2.1.4 Étangs non aérés facultatifs.....	10

2.2	Traitement des eaux usées par épandage.....	11
2.2.1	Bref historique.....	11
2.2.2	Types de système	11
2.2.3	Processus et mécanismes.....	14
2.3	Traitement des eaux usées par système à infiltration lente de plantations de saules à croissance rapide	20
2.3.1	Mode de culture.....	20
2.3.2	Évapotranspiration	21
2.3.3	Efficacité d'enlèvement de la matière organique, de l'azote et du phosphore.....	26
2.3.4	Considérations économiques.....	31
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE		33
3.1	Essais pilotes	33
3.1.1	Site.....	33
3.1.2	Dispositif expérimental	40
3.1.3	Instrumentation.....	46
3.1.4	Échantillonnage et analyses	49
3.2	Estimation de l'évapotranspiration.....	55
3.2.1	Évapotranspiration de référence (ET_0).....	55
3.2.2	Coefficient de plant (k_c)	56
3.3	Bilan hydrique des parcelles	57
3.3.1	Modèle.....	57
3.3.2	Étapes de calcul.....	58
3.4	Efficacité d'enlèvement.....	61
3.5	Bilan d'oxygène	62
3.5.1	Demande en oxygène	62

3.5.2	Diffusion de l'oxygène dans le sol.....	63
3.6	Analyse technico-économique	64
3.6.1	Dimensionnement.....	64
3.6.2	Estimation et comparaison des coûts et revenus	69
CHAPITRE 4	RÉSULTATS.....	74
4.1	Caractérisation du site	74
4.2	Évapotranspiration	79
4.3	Bilans hydriques.....	81
4.4	Degré de saturation des pores du sol.....	82
4.5	Caractérisation de l'effluent primaire	84
4.6	Efficacité d'enlèvement.....	89
4.6.1	Matière organique	89
4.6.2	Azote	90
4.6.3	Phosphore	94
4.6.4	Électroconductivité.....	95
4.6.5	Synthèse	96
4.7	Effets sur les propriétés chimiques du sol.....	98
4.8	Bilans d'oxygène.....	101
4.9	Analyse technico-économique	101
4.9.1	Dimensionnement.....	101
4.9.2	Estimation et comparaison des coûts et revenus	103
CHAPITRE 5	DISCUSSION.....	106
5.1	Objectifs spécifiques	106
5.1.1	Bilan hydrique d'une PSCR en considérant l'évapotranspiration.....	106

5.1.2	Capacité de traitement d'une PSCR en termes de charges en matière organique, azote et phosphore	110
5.1.3	Étude technico-économique du procédé de traitement des eaux usées par PSCR ...	128
5.2	Validation de l'hypothèse scientifique.....	130
5.3	Retombée et originalité des travaux	131
CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....		133
6.1	Conclusions	133
6.2	Recommandations	136
RÉFÉRENCES		139
ANNEXES		148

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1. Caractéristiques des types de systèmes d'épandage d'eaux usées (tiré de US EPA, 2006).....	12
Tableau 2.2. Caractéristiques des deux types de SIL.....	13
Tableau 2.3. Processus et mécanismes de transformation, d'immobilisation ou de perte de la matière organique, de l'azote et du phosphore suite à l'irrigation d'un SI.....	16
Tableau 2.4. Fertilisation recommandée des PSCR.....	21
Tableau 2.5. Synthèse des taux d'évapotranspiration de saules suite à l'application d'eaux usées, de biosolides, de lixiviat de site d'enfouissement et de fertilisant.....	25
Tableau 2.6. Besoins nutritionnels des saules et composition typique des eaux usées et des biosolides (tiré de Perttu, 1993 et complété à l'aide de M&E-A, 2014).....	26
Tableau 2.7. Synthèse des efficacités d'enlèvement de MO, N et P par de filtres végétalisés de saules à croissance rapide suite à l'application d'eaux usées, de biosolides et de lixiviat de site d'enfouissement.....	29
Tableau 2.8. Synthèse des teneurs en N et P dans la biomasse ligneuse aérienne des saules suite à l'irrigation d'eaux usées ou de biosolides.....	30
Tableau 2.9. Système de PSCR visant l'enlèvement des nutriments d'un effluent secondaire (tiré de Rosenqvist et al., 1997).....	32
Tableau 3.1. Paramètres de caractérisation physique du sol du site et méthodes.....	36
Tableau 3.2. Analyses réalisées sur les échantillons de sol dans le cadre de la caractérisation initiale du site.....	38
Tableau 3.3. Paramètres météorologiques mesurés.....	39
Tableau 3.4. Provenance des données météorologiques.....	40
Tableau 3.5. Analyses réalisées sur les échantillons liquides selon leur provenance.....	50
Tableau 3.6. Analyses réalisées sur les échantillons de sol suite à la saison d'irrigation 2016.....	53

Tableau 3.7. Coûts et revenus unitaires relatifs à un système de traitement des eaux usées par PSCR.....	71
Tableau 3.8. Coûts unitaires de la pompe et de la conduite d'acheminement principale selon la taille de la population	72
Tableau 4.1. Caractéristiques physiques du sol du site.....	75
Tableau 4.2. Résultats d'analyses des échantillons de sol prélevés avant la période d'irrigation 2016.....	76
Tableau 4.3. Potentiel d'adsorption et temps de saturation en phosphore du sol du site.....	78
Tableau 4.4. Paramètres météorologiques moyens ou totaux pour la saison de croissance des saules et la période d'irrigation 2016 (2016 et moyenne de 2006 à 2015)	79
Tableau 4.5. Valeurs de k_c moyens et ET totales pour la saison 2016 de croissance des saules et la période d'irrigation 2016.....	80
Tableau 4.6. Charges hydrauliques totales et journalières moyennes par dose (20 juillet au 8 novembre 2016).....	81
Tableau 4.7. Caractérisation de l'affluent de la plantation	85
Tableau 4.8. Sommaire des concentrations et des charges à l'affluent et aux lysimètres de 60 cm (20 juillet au 8 novembre 2016, 111 d).....	97
Tableau 4.9. Résultats d'analyses des échantillons de sol prélevés à la fin de la saison 2016 en zones directement irriguées (Forages F1 à F4 par parcelle, n=12 par dose, par profondeur)	100
Tableau 4.10. Bilans journaliers moyens d'oxygène (moyenne par dose).....	101
Tableau 4.11. Sommaire des résultats de dimensionnement.....	103
Tableau 4.12. Coûts unitaires de traitement des eaux usées par PSCR et par traitement autonome et coûts médians québécois (MARMOT, 2011) pour des populations de 100, 250, 500 et 1 000 EH.....	104
Tableau 4.13. Répartition des coûts selon la population de conception (EH)	104

Tableau 5.1. Évapotranspiration des saules suite à l'irrigation d'effluents d'eaux usées - Projet à l'étude et littérature	107
Tableau 5.2. Concentration, charges et TCH équivalents à une consommation complète du flux d'O ₂ entrant dans le sol par diffusion	111
Tableau 5.3. Charges de DCO appliquées par le biais d'eaux usées et efficacités d'enlèvement - Projet à l'étude et littérature	113
Tableau 5.4. Charges de DBO ₅ appliquées par le biais d'eaux usées et efficacités d'enlèvement - Projet à l'étude et littérature	113
Tableau 5.5. Charges d'azote total appliquées par le biais d'eaux usées et efficacités d'enlèvement - Projet à l'étude et littérature	121
Tableau 5.6. Charges de phosphore total appliquées par le biais d'eaux usées et efficacités d'enlèvement - Projet à l'étude et littérature	127
Tableau 6.1. Recommandations proposées au terme du projet de recherche	137
Tableau A.1. Liste des ENAF du Québec	148
Tableau C.1 Méthodes d'analyses des paramètres mesurés sur les échantillons liquides	151
Tableau C.2. Méthodes d'analyses des paramètres mesurés sur les échantillons de sols	153
Tableau D.1. Écarts entre les mesures de MES et MVES à l'affluent réalisées en duplicata	155
Tableau D.2. Écarts entre les mesures de DCO à l'affluent et aux lysimètres réalisées en duplicata	155
Tableau D.3. Résultats de témoins et étalons relatifs aux analyses de DCO réalisées	157
Tableau D.4. Résultats d'étalons relatifs aux analyses de NTK, NH ₄ , NO _x , PT, o-PO ₄ , pH et EC réalisées	158
Tableau D.5. Résultats d'étalons relatifs aux analyses du Ca, Mg, K, Na et SO ₄ et Cl réalisés ..	159
Tableau D.6. Résultats de témoins et d'étalons relatifs aux analyses de sol	160
Tableau F.1. Critères de vérification d'homogénéité de X _i et Y _i des différents paramètres météorologiques complétés	164

Tableau H.1. Résultats des essais de mesure de débits aux bagues d'irrigation des parcelles de la dose D0.....	168
Tableau H.2. Résultats des essais de mesure de débits aux bagues d'irrigation des parcelles des doses D1 et D2	168
Tableau H.3. Séquence journalière d'irrigation, heures de départ d'irrigation et durées d'irrigation programmée des parcelles	169
Tableau J.1. Principaux paramètres de calcul initiaux et intermédiaires nécessaires à l'obtention de la radiation solaire nette (R_n).....	172
Tableau K.1. Sommaire des équations d'interpolation des coefficients de plants	176
Tableau L.1. Informations relatives aux coûts des étangs non aérés à vidanges périodiques obtenues des municipalités interrogées	177
Tableau P.1. Caractérisation et fractionnement de l'affluent de la plantation	188
Tableau P.2. Ratios à l'affluent de la plantation	189
Tableau Q.1. Résultats bruts de DCO des échantillons prélevés aux lysimètres	190
Tableau Q.2. Résultats bruts de NTK des échantillons prélevés aux lysimètres	191
Tableau Q.3. Résultats bruts de NH_4 des échantillons prélevés aux lysimètres	192
Tableau Q.4. Résultats bruts de NO_x des échantillons prélevés aux lysimètres.....	194
Tableau Q.5. Résultats bruts de PT des échantillons prélevés aux lysimètres.....	195
Tableau Q.6. Résultats bruts d'o- PO_4 des échantillons prélevés aux lysimètres	196
Tableau Q.7. Résultats bruts de pH des échantillons prélevés aux lysimètres.....	198
Tableau Q.8. Résultats bruts d'électroconductivité des échantillons prélevés aux lysimètres	199
Tableau R.1. Résultats d'analyse des échantillons prélevés aux puits d'observation.....	206
Tableau S.1. Résultats d'analyses brutes des échantillons de sol prélevés à la fin de la saison 2016	207
Tableau S.2. Résultats d'analyses moyens des échantillons de sol prélevés à la fin de la saison 2016 en zones non directement irriguées (Forage F5, n=3 par dose, par profondeur).....	209

Tableau T.1. Résultats de l'estimation de coûts de traitement par PSCR : Municipalité de 100 EH	210
Tableau T.2. Résultats de l'estimation de coûts de traitement par PSCR : Municipalité de 250 EH	211
Tableau T.3. Résultats de l'estimation de coûts de traitement par PSCR : Municipalité de 500 EH	212
Tableau T.4. Résultats de l'estimation de coûts de traitement par PSCR : Municipalité de 1 000 EH.....	213
Tableau T.5. Résultats de l'estimation de coûts de traitement par traitement autonome : Municipalités de 100, 250, 500 et 1 000 EH.....	214
Tableau U.1. Équivalence des dates et des semaines – Période d'expérimentation	215
Tableau U.2. Équivalence des dates et des semaines – Saison de croissance.....	215

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1. Schématisation d'un système de traitement des eaux usées par PSCR	1
Figure 2.1. Chaîne de traitement typique des eaux usées © Brosseau, 2015. Reproduite et adaptée avec permission.	6
Figure 2.2. Proportions des municipalités du Québec de moins de 1 000 EH (A) et proportion des habitants des municipalités du Québec de moins de 1 000 EH (B) desservies par les différentes technologies de traitement des eaux usées (données tirées de MDDELCC, 2016b)	7
Figure 2.3. Nombre de municipalités québécoises de 1 000 EH et moins desservie par les différentes technologies de traitement des eaux usées par région administrative (données tirées de MDDELCC, 2016b).....	8
Figure 2.4. Schématisation de l'évaporation.....	22
Figure 2.5. Schématisation des étapes d'estimation de l'évapotranspiration des plants (adaptée de © Allen et al., 1998).....	23
Figure 3.1. Localisation de la StaRRE de SRDLA et de la plantation de saules (vue en plan)	34
Figure 3.2. Disposition des parcelles expérimentales à la plantation de saules (vue en plan)	35
Figure 3.3. Schéma du procédé de traitement de la StaRRE de SRDLA.....	41
Figure 3.4. Schéma du procédé de décantation et de pompage des eaux usées mis en place à proximité de la StaRRE de SRDLA	41
Figure 3.5. Interface de programmation de l'horaire de pompage vers la plantation de saules.....	42
Figure 3.6. Schéma du procédé d'irrigation à la plantation de saules.....	43
Figure 3.7. Schéma d'une parcelle expérimentale (vue en plan) et d'une bague d'irrigation	45
Figure 3.8. Emplacement des instruments sur une parcelle (A) et schématisation de l'occurrence des instruments sur les parcelles du dispositif (B) (vues en plan)	47
Figure 3.9. Schématisation des lysimètres installés (adaptée de © Soilmoisture Equipment Corp (2007; vue en coupe).....	47

Figure 3.10. Schématisation des puits d'observation installés (vue en coupe).....	48
Figure 3.11. Localisation des points d'échantillonnage et des forages sur une parcelle typique (A, vue en plan) et localisation des profondeurs de prélèvement pour un forage typique (B, vue en coupe)	52
Figure 3.12. Schématisation du plan expérimental utilisé dans le cadre de l'ANOVA réalisée avec les résultats des échantillons de sol prélevés en zones directement irriguées	54
Figure 3.13. Schématisation du modèle d'estimation du bilan hydrique de la zone racinaire de la plantation de saules (adaptée de © Allen et al., 1998)	58
Figure 3.14. Schéma du système dimensionné dans le cadre de l'analyse technico-économique..	64
Figure 3.15. Séparation de la plantation à dimensionner selon les années de croissance des plants	65
Figure 4.1. Adsorption d'o-PO ₄ par masse de sol sec en fonction de la concentration de la solution de contact.....	77
Figure 4.2. Évapotranspirations de référence (ET _o), de plants de saules fertilisés d'un an (ET _{c,F1}) et non fertilisés (ET _{c,NF1}). Les valeurs d'ET cumulative en début et fin de saison d'irrigation 2016 sont indiquées sur la Figure.....	79
Figure 4.3. Coefficients de plant des saules (k _c) fertilisés (k _{c,F1}) et non fertilisés (k _{c,NF1}) de plants d'un an (dérivés de Guidi et al., 2008)	81
Figure 4.4. Évapotranspiration de plants de saules fertilisés d'un an (ET _{c,F1}) et non fertilisés (ET _{c,NF1}) et évapotranspiration des saules des doses D0 (ET _{c,aj, D0}), D1 (ET _{c,aj, D1}) et D2 (ET _{c,aj, D2}) ajustée pour tenir compte du stress hydrique	82
Figure 4.5. Degré de saturation des pores du sol journalier minimal, maximal et moyen et précipitations journalières	83
Figure 4.6. Nombre moyen d'heures par jour où le degré de saturation des pores du sol est supérieur à un niveau allant de 50 à 95 %.....	84
Figure 4.7. DCO aux affluents de la StaRRE et de la plantation	86
Figure 4.8. DCO totale, particulaire et colloïdale plus soluble à l'affluent de la plantation.....	86

Figure 4.9. MES aux affluents de la StaRRE et de la plantation	87
Figure 4.10. MES, MVES et MIES à l’affluent de la plantation	87
Figure 4.11. NTK, NH ₄ et N _{org} à l’affluent de la plantation	88
Figure 4.12. PT et o-PO ₄ à l’affluent de la plantation.....	88
Figure 4.13. DCO aux lysimètres de 60 cm (moyennes par dose).....	90
Figure 4.14. NTK aux lysimètres de 60 cm (moyennes par dose).....	91
Figure 4.15. Azote total aux lysimètres de 60 cm (moyennes par dose) et coefficients de plants fertilisés d’un an ($k_{c,F1}$).....	92
Figure 4.16. Fractionnement de la concentration d’azote à l’affluent et aux lysimètres de 60 cm (moyennes par dose).....	93
Figure 4.17. PT et o-PO ₄ aux lysimètres de 60 cm (moyennes par dose).....	95
Figure 4.18. Électroconductivité à l’affluent et aux lysimètres de 60 cm (moyennes par dose)....	96
Figure 4.19. Charges mensuelles d’irrigation des zones 1 et 2 et ET _c de plants fertilisés d’un an et de deux ans (moyennes de 2006 à 2015).....	102
Figure 4.20. Débit à l’affluent, débit d’irrigation et volumes cumulatifs d’affluent, d’irrigation et dans l’étang non aéré.....	102
Figure 4.21. Coûts de traitement par PSCR, coûts par traitement autonome et coûts médians québécois.....	105
Figure 5.1. Épuisement estimé de la réserve d’eau de la zone racinaire et évapotranspiration de plants de saules d’un an fertilisés (ET _{c,F1}) et non fertilisés (ET _{c,NF1}).....	109
Figure 5.2. Charges d’azote, estimation de l’absorption dans la biomasse aérienne ligneuse, estimation de la dénitrification et de l’absorption dans la biomasse des racines et des feuilles et lixiviation.....	119
Figure 5.3. Charges de phosphore, estimation de l’absorption dans la biomasse aérienne ligneuse, estimation de l’absorption dans la biomasse des racines et des feuilles et de l’adsorption et précipitation dans le sol et lixiviation	124

Figure 5.4. Schématisation d'un système de PSCR pour le traitement d'un effluent secondaire d'EAF en période estivale	129
Figure I.1. Localisation des instruments sur les parcelles.....	171
Figure K.1. Courbes d'interpolation des coefficients de plants non fertilisés de saules en première année de croissance ($k_{c,NF1}$).....	174
Figure K.2. Courbes d'interpolation des coefficients de plants non fertilisés de saules en deuxième année de croissance ($k_{c,NF2}$)	174
Figure K.3. Courbes d'interpolation des coefficients de plants fertilisés de saules en première année de croissance ($k_{c,F1}$).....	175
Figure K.4. Courbes d'interpolation des coefficients de plants fertilisés de saules en deuxième année de croissance ($k_{c,F2}$).....	175
Figure M.1. Captures d'écran de l'outil EcoWillow 2.0.....	178
Figure N.1. T_{min} et T_{max} mensuelle moyenne à l'Assomption (2016 et 2006 à 2015)	182
Figure N.2. T_{min} et T_{max} hebdomadaires moyennes à St-Roch-de-l'Achigan (2016) et l'Assomption (2006 à 2015).....	182
Figure N.3. HR_{min} et HR_{max} mensuelle moyenne à l'Assomption (2016 et 2006 à 2015)	183
Figure N.4. Précipitations hebdomadaires moyennes et cumulatives à St-Roch-de-l'Achigan (2016) et l'Assomption (2006 à 2015)	183
Figure N.5. Précipitations mensuelles moyennes et cumulatives à l'Assomption (2016 et 2006 à 2015).....	184
Figure N.6. HR_{min} et HR_{max} hebdomadaires moyennes à St-Roch-de-l'Achigan (2016) et l'Assomption (2006 à 2015).....	184
Figure N.7. Vitesse du vent mensuelle moyenne à l'Assomption (2016 et 2006 à 2015)	185
Figure N.8. Vitesse du vent hebdomadaire moyenne à St-Roch-de-l'Achigan (2016) et l'Assomption (2006 à 2015).....	185
Figure N.9. Radiations solaires mensuelles moyennes et cumulatives à l'Assomption (2016 et 2006 à 2015).....	186

Figure N.10. Radiations solaires hebdomadaires moyennes et cumulatives à St-Roch-de-l'Achigan (2016) et l'Assomption (2006 à 2015)	186
Figure O.1. Bilans hydriques par deux semaines (rang supérieur) et cumulatifs (rang inférieur) par dose	187
Figure Q.1. Charges de DCO à l'affluent et aux lysimètres de 60 cm et efficacité d'enlèvement (moyennes par dose).....	201
Figure Q.2. Charge de NTK à l'affluent aux lysimètres de 60 cm et efficacité d'enlèvement (moyennes par dose).....	201
Figure Q.3. Charge de NTK à l'affluent et d'azote total aux lysimètres de 60 cm et efficacité d'enlèvement de l'azote total (moyennes par dose)	202
Figure Q.4. Charge d'orthophosphates à l'affluent aux lysimètres de 60 cm et efficacité d'enlèvement (moyennes par dose).....	202
Figure Q.5. Charge de phosphore total à l'affluent aux lysimètres de 60 cm (moyennes par dose)	203
Figure Q.6. DCO aux lysimètres par profondeur, par dose (Moyennes de 2016 aux parcelles D0-2, D1-2 et D2-2)	203
Figure Q.7. NTK aux lysimètres par profondeur, par dose (moyenne de 2016).....	204
Figure Q.8. NOx aux lysimètres par profondeur, par dose (moyenne de 2016)	204
Figure Q.9. Orthophosphates aux lysimètres par profondeur, par dose (moyenne de 2016).....	204
Figure Q.10. Phosphore total aux lysimètres par profondeur, par dose (moyenne de 2016).....	205
Figure Q.11. pH aux lysimètres par profondeur, par dose (moyenne de 2016)	205
Figure Q.12. Électroconductivité aux lysimètres par profondeur, par dose (moyenne de 2016).	205

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

Al	Aluminium
Alc	Alcalinité
ANOVA	Analyse de variance
Ca	Calcium
C _a	Concentration à l'affluent à la fin d'une période de deux semaines
C _c	Coefficient de courbure
CEC	Capacité d'échange cationique du sol
CICR	Culture intensive sur courte rotation
Cl-	Chlorure
C ₁₆₀	Moyenne des concentrations mesurées aux trois lysimètres de 60 cm d'une parcelle à la fin d'une période de deux semaines
CO ₂	Dioxyde de carbone
C _{O₂,A}	Concentration constante d'oxygène au-dessus de la surface du sol
C _{O₂,S}	Concentration d'oxygène dans le sol
COT	Carbone organique total
CR	Remontée capillaire (<i>capillary rise</i>)
C _u	Coefficient d'uniformité
d	Jour
D0	Dose 0 appliquée, eau souterraine potable (14 mm/d)
D1	Dose 1 appliquée, effluent d'eaux usées primaires (10 mm/d)
D2	Dose 2 appliquée, effluent d'eaux usées primaires (16 mm/d)
DBO ₅	Demande biochimique en oxygène à 5 jours
DBO _C	Demande biochimique carbonée en oxygène
DBO _T	Demande biochimique en oxygène totale
DBO _u	Demande biochimique en oxygène ultime
DCO	Demande chimique en oxygène

DCO _B	Demande chimique en oxygène biodégradable
DCO _f	Demande chimique en oxygène filtrée
D _i	Diamètre pour lequel <i>i</i> % de la masse des grains est inférieur
DBO _N	Demande biochimique azotée en oxygène
D _{O2}	Coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air
D _p	Coefficient effectif de diffusion d'oxygène dans le sol
DP	Percolation profonde (<i>deep percolation</i>)
DP _{aj}	Percolation profonde ajustée pour tenir compte de l'épuisement de la zone racinaire
Dr	Densité relative du sol
DR	Épuisement de la réserve d'eau de la zone racinaire (<i>root zone depletion</i>)
E	Efficacité d'enlèvement de la charge
e	Indice des vides du sol
EAF	Étangs aérés facultatifs
EC	Électroconductivité
EH	Équivalent-habitant
ENAF	Étangs non aérés facultatifs
ET	Évapotranspiration
ET _c	Évapotranspiration des plants
ET _{c aj}	Évapotranspiration des plants ajustée pour tenir compte de l'épuisement de la zone racinaire
ET _{c,z1}	Évapotranspiration des plants de la zone 1 de conception
ET _{c,z2}	Évapotranspiration des plants de la zone 2 de conception
ET _o	Évapotranspiration de référence
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
FC	Capacité au champ (<i>field capacity</i>)
f _{CSu_DCO}	Ratio typique de S _u sur la DCO d'un effluent primaire
f _{DCO_DBO5}	Ratio typique de la DCO sur la DBO ₅ d'un effluent primaire

$f_{\text{DCOB_DBO5}}$	Ratio typique de la DCO_B sur la DBO_5
Fe	Fer
f_s	Siccité des boues humides
f_{sd}	Siccité des boues déshydratées
g	Accélération gravitationnelle
h	Hauteur de couche de sol
HR	Humidité relative
HR_{max}	Humidité relative maximale
HR_{min}	Humidité relative minimale
h_w	Charge hydraulique de pompage de conception
I	Irrigation
IRBV	Institut de recherche en biologie végétale de l'Université de Montréal
I_{z1}	Irrigation mensuelle de la zone 1 de conception
I_{z2}	Irrigation d'irrigation mensuelle de la zone 2 de conception
k	Conductivité hydraulique saturée
K	Potassium
k_c	Coefficient de plant
$k_{c,F1}$	Coefficient de plants fertilisés en première année de croissance après l'établissement
$k_{c,F2}$	Coefficient de plants fertilisés en seconde année de croissance après l'établissement
$k_{c,NF1}$	Coefficient de plants non fertilisés en première année de croissance après l'établissement
$k_{c,NF2}$	Coefficient de plants non fertilisés en seconde année de croissance après l'établissement
K_s	Coefficient journalier de réduction de la transpiration des saules
M	Flux d'oxygène pénétrant la surface du sol
M_{bdh}	Masse humide de boues suite à la déshydratation
M_{bs}	Masse équivalente de boues sèches à la vidange

MDDELCC	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques
MES	Matières en suspension
Mg	Magnésium
MIES	Matières inorganiques en suspension
MO	Matière organique
MS	Matière sèche
MVES	Matières volatiles en suspension
N	Azote
n	Porosité
N ₂	Diazote
N ₂ O	Protoxyde d'azote
Na	Sodium
NH ₃	Ammoniac
NH ₄	Ammoniaque total
NH ₄ ⁺	Ion ammonium
NO	Monoxyde d'azote
NO ₂ ⁻	Nitrites
NO ₃ ⁻	Nitrates
N _{org}	Azote organique
NO _x	Nitrites et nitrates
NT	Azote total
NTK	Azote total Kjeldahl
n _{z1}	Nombres de blocs d'irrigation de la zone 1 de conception
n _{z2}	Nombres de blocs d'irrigation de la zone 2 de conception
o-PO ₄	Orthophosphates
O ₂	Oxygène

OER	Objectifs environnementaux de rejet
p	Fraction de l'eau disponible totale dans la zone racinaire que les plantes peuvent extraire sans stress
P	Phosphore
P _{assi}	Phosphore assimilable
pH(CaCl ₂)	pH mesuré dans une solution de CaCl ₂ (0,01M)
PLC	Paramètre limitant de conception
Pr	Précipitations totales
P _s	Puissance journalière à générer par le moteur de la pompe de conception
PSCR	Plantation de saules à croissance rapide
PT	Phosphore total
Q	Débit d'irrigation saisonnier de conception permettant équivalent à la charge hydraulique visée
Q _a	débit d'irrigation cumulatif d'une période de deux semaines
Q _p	Débit de pompage horaire de conception
Q _{SRDLA}	Débit moyen de 2011 à 2016 à l'affluent de la StaRRE de SRDLA
Q _{z1}	Débit d'irrigation saisonnier de la zone 1 de conception
Q _{z2}	Débit d'irrigation saisonnier de la zone 2 de conception
r	Taux d'actualisation réel
RAW	Eau facilement disponible dans la zone racinaire (<i>readily available soil water</i>)
r _i	Taux d'irrigation de conception
RO	Ruissellement (<i>runoff</i>)
RQEP	Règlement sur la qualité de l'eau potable du Québec
R _s	Radiation solaire totale
s	Fraction des pores du sol remplie d'air lors de l'irrigation
SB	Demande chimique en oxygène soluble rapidement biodégradable
SIL	Systèmes à infiltration lente

SO ₄	Sulfate
<i>SRC</i>	<i>Short-rotation coppice</i>
SRDLA	Saint-Roch-de-l'Achigan
SRS	Systèmes à ruissellement de surface
STA	Systèmes de traitement par aquifère
StaRRE	Station de récupération des ressources de l'eau
S _U	Demande chimique en oxygène soluble et colloïdale non biodégradable
TAW	Eau disponible totale (<i>total available water</i>)
TCH	Taux de charge hydraulique
TCR	Taillis à courte rotation
T _{max}	Température maximale de l'air
T _{min}	Température minimale de l'air
t _p	Temps de pompage journalier total de conception
TTCR	Taillis à très courte rotation
US EPA	United States Environmental Protection Agency
USDA	<i>United States Department of Agriculture</i>
v	Vitesse moyenne du vent
V	Volumes cumulatifs dans l'étang de stockage hivernal de conception
VA	Valeur totale actualisée du coût de traitement de conception
VAN	Valeur nette actualisée
V _b	Volume de boues à la vidange
VF	Valeur totale future du coût de traitement de conception
w _a	Charge à l'affluent
w _e	Charge à l'effluent
WP	Point de flétrissement (<i>wilting point</i>)
X _{AMO}	Biomasse anammox
X _{DCO}	Demande chimique en oxygène particulaire totale

X_H	Biomasse hétérotrophe
$X_{H,DN}$	Biomasse hétérotrophe dénitrifiante
X_{NIT}	Biomasse nitrifiante
X_{ON}	Azote particulaire organique biodégradable
X_{OP}	Phosphore particulaire organique biodégradable
X_{PL}	Biomasse végétale
X_S	Demande chimique en oxygène particulaire lentement biodégradable
X_U	Demande chimique en oxygène particulaire non biodégradable
X_{UN}	Azote particulaire non biodégradable
X_{UP}	Phosphore particulaire non biodégradable
ΔPH_2O	Différentiel de pression partielle de vapeur entre la surface d'évaporation et l'air ambiant à cette surface
η	Efficacité de la pompe de conception
ρ	Densité apparente du sol
ρ_b	Masse volumique des boues humides
ρ_w	Densité de l'eau

LISTE DES ANNEXES

Annexe A – Liste des ENAF du Québec.....	148
Annexe B – Procédure de réalisation des essais de descente de nappe (<i>Slug tests</i>).....	150
Annexe C – Méthodes d’analyses des paramètres mesurés sur les échantillons liquides et de sols	151
Annexe D – Contrôle de qualité des résultats d’analyses	155
Annexe E – Protocole de réalisation des essais d’adsorption de phosphore du sol	162
Annexe F – Procédure de substitution de données météorologiques	163
Annexe G – Procédure d’installation des bagues d’irrigation LAQUA.....	165
Annexe H – Détermination des temps d’irrigation des parcelles	166
Annexe I – Localisation des instruments sur les parcelles.....	171
Annexe J – Détermination des paramètres de l’équation FAO Penman-Monteith.....	172
Annexe K – Courbes d’interpolation des coefficients de plants tirés de Guidi et al. (2008).....	174
Annexe L – Informations relatives aux coûts des étangs non aérés à vidanges périodiques obtenues des municipalités interrogées.....	177
Annexe M – Captures d’écran de l’outil d’évaluation économique de culture de saules EcoWillow 2.0.....	178
Annexe N – Évolution des paramètres météorologiques à la plantation de saules et à la station de l’assomption pour l’année 2016	182
Annexe O – Bilans hydriques par deux semaines et cumulatifs par dose.....	187
Annexe P – Résultats d’analyses et ratios des échantillons prélevés à l’affluent de la plantation	188
Annexe Q – Résultats d’analyses des échantillons prélevés aux lysimètres.....	190
Annexe R – Résultats d’analyses des échantillons prélevés aux puits d’observation.....	206
Annexe S – Résultats d’analyses des échantillons de sol prélevés suite à la saison d’irrigation 2016.....	207

Annexe T – Résultats détaillés des estimations de coûts de traitement	210
Annexe U – Équivalence des dates et des semaines	215

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

Une multitude de petites municipalités québécoises et canadiennes ne réussissent pas à traiter efficacement leurs eaux usées. De fait, près de 16 % des municipalités canadiennes de moins de 1 000 habitants ne bénéficient d'aucun traitement de leurs eaux usées ou ne disposent que d'un simple traitement préliminaire (Environnement Canada [EC], 2011). Leurs difficultés sont la plupart du temps causées par un manque de fonds, d'expertise ou de personnel compétent et peuvent entraîner des rejets d'eaux insuffisamment traitées dans l'environnement (Joy et al., 2003). En regard à cette problématique, il existe un besoin de développer des systèmes de traitement des eaux usées simples d'opération et à faibles coûts de construction et d'exploitation.

Les systèmes de plantation de saules à croissance rapide (PSCR) représentent une solution potentielle à cette problématique et constituent une approche novatrice au traitement des eaux usées (Figure 1.1).

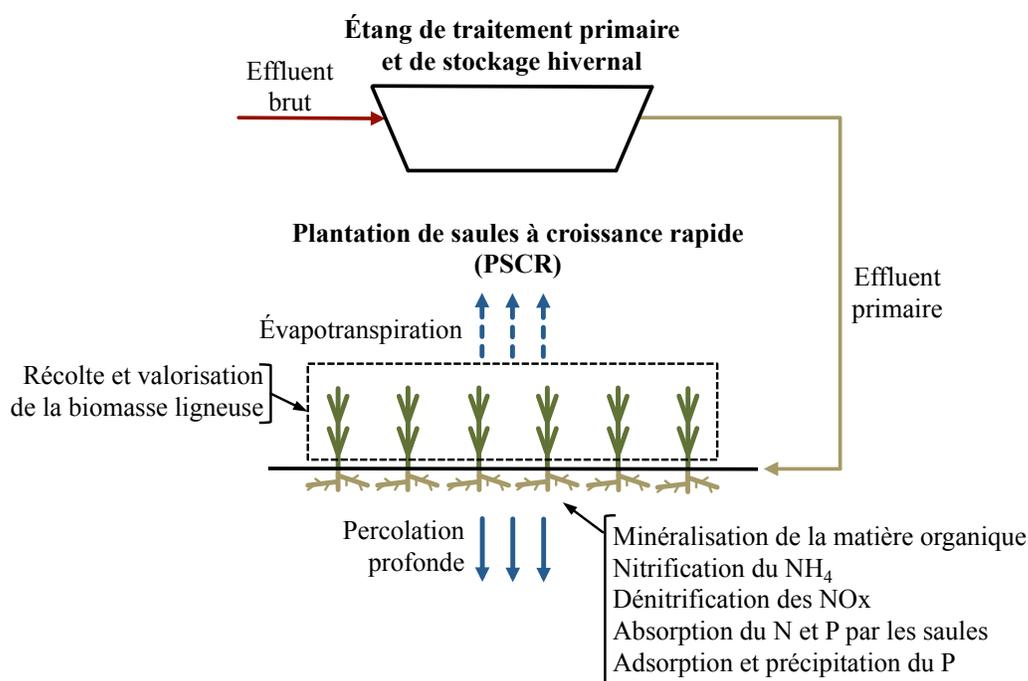


Figure 1.1. Schématisation d'un système de traitement des eaux usées par PSCR

Les saules à croissance rapide sont généralement cultivés selon une approche intensive sur courte rotation qui consiste sommairement à planter les saules par bouturage, à recevoir les plants après

la première année de culture, puis à récolter les plants toutes les trois ou quatre années. La biomasse ligneuse récoltée peut être utilisée pour produire de la bioénergie. La production d'énergie par la combustion ou la transformation de biomasse de saules constitue une solution de remplacement propre aux énergies fossiles en raison de la neutralité du bilan carbone qui lui est associé (Amichev et al., 2012). Les saules peuvent également être cultivés en vue de produire du matériel horticole, des bioproduits ou des écrans végétalisés (Agro Énergie, communication personnelle, 2017).

Les saules sont des plantes à fort taux de transpiration qui peuvent transpirer une part importante, voir la totalité, d'effluents d'eaux usées (Gregersen & Brix, 2001). Les saules présentent également plusieurs caractéristiques (non-comestibilité, forte capacité d'absorption de nutriment, capacité d'absorption de certains métaux, etc.) les rendant favorables à diverses applications environnementales tels que la phytoremédiation et le traitement des eaux usées, de lixiviats de site d'enfouissement et de biosolides (Aronsson & Perttu, 2001). La similitude entre les besoins en azote, phosphore et potassium des saules et la proportion de ces nutriments typiquement retrouvée dans les eaux usées municipales rendent les PSCR particulièrement favorables au traitement de ce type d'effluent (Perttu, 1993).

Ainsi, les PSCR permettent de retirer une fraction importante de la matière organique (Perttu & Kowalik, 1997; Hasselgren, 1998) et des nutriments des eaux usées (Dimitriou and Aronsson, 2011; Guidi Nissim et al., 2015), en plus de rendre possible la valorisation d'une biomasse ligneuse.

1.2 Objectifs et hypothèse scientifique

1.2.1 Objectif général

L'objectif général de cette recherche est d'établir les critères de dimensionnement et d'opération d'un procédé de traitement des eaux usées municipales par plantation de saules à croissance rapide en climat québécois. L'atteinte de cet objectif mènera à l'identification du ou des paramètres limitants de conception de ce procédé. Ces paramètres pourront être utilisés pour concevoir et construire de telles plantations au Québec. L'aboutissement du projet pourrait notamment permettre à de petites collectivités de traiter leurs eaux usées à faible coût et d'éliminer leurs rejets d'eaux usées insuffisamment traitées dans l'environnement.

1.2.2 Objectifs spécifiques

Les objectifs spécifiques du projet ont trait au bilan hydrique des PSCR, à la capacité de traitement des systèmes de PSCR et à la viabilité économique de ce type de système au Québec.

1. Établir le bilan hydrique d'une PSCR en considérant l'évapotranspiration
2. Déterminer la capacité de traitement d'une PSCR en termes de débit et charges en matière organique, azote et phosphore
3. Réaliser une étude technico-économique de ce procédé de traitement

1.2.3 Hypothèse de recherche

L'hypothèse scientifique originale de cette recherche est que l'utilisation des PSCR pour le traitement des eaux usées est techniquement efficace et économiquement rentable pour de petites collectivités québécoises.

Cette hypothèse sera réfutée si la dose maximale permettant de respecter les normes québécoises équivalentes de rejets d'eaux usées (DBO₅ de 25 mg O₂/L et phosphore total de 1 mg P/L) et de qualité de l'eau potable (nitrites et nitrates de 10 mg N/L) ne permet pas une application économiquement rentable du procédé.

1.2.4 Originalité et retombées du projet

Ce projet vise à développer une technologie de traitement des eaux usées extensive par filtre végétalisé planté de saule à croissance rapide. L'utilisation des saules pour le traitement des eaux usées dans le contexte climatique québécois, en alternatives aux roseaux communs (*Phragmites australis*) considérés comme envahissants au Québec, constitue une approche novatrice au traitement des eaux usées.

L'efficacité des systèmes de traitement des eaux usées municipales primaires par PSCR de variétés cultivées et disponibles en Amérique du Nord (*S. miyabeana* 'SX64' et 'SX67', *S. purpurea* 'Fish Creek', 'Onondaga' et 'Allegany', etc. ; Smart et al., 2010) n'est pas répertoriée dans la littérature. L'efficacité d'enlèvement de la matière organique des PSCR y est également peu abordée. Aussi, le potentiel économique du traitement des eaux usées par PSCR dans un contexte nord-américain, et plus précisément dans les contextes canadien ou québécois, est

méconnu. Enfin, le potentiel économique du traitement d'un effluent primaire d'eaux usées, plutôt que d'un effluent secondaire qui nécessite l'exploitation d'un système de traitement conventionnel de niveau secondaire, est également méconnu. Ce projet permettra de combler partiellement ces déficits de savoir.

La technologie développée dans le cadre de ce projet de recherche pourrait permettre à certaines petites municipalités de traiter de manière extensive leurs eaux usées et de diminuer les rejets d'eaux usées insuffisamment traitées dans l'environnement. De plus, la biomasse ligneuse des saules produite par le procédé à l'étude pourrait être récoltée puis mise à profit par ces petites collectivités.

1.3 Organisation du mémoire

La mise en contexte, les objectifs, l'hypothèse scientifique ainsi que les retombées du projet de recherche ont été présentés au Chapitre 1. Le Chapitre 2 consiste en une revue de littérature qui aborde l'état du traitement décentralisé des eaux usées pour les petites municipalités québécoises et canadiennes, le traitement des eaux usées par épandage agricole et les systèmes de traitements des eaux usées par PSCR. Les essais d'irrigation d'eaux usées primaires à l'échelle pilote et les activités connexes réalisées afin d'atteindre les trois objectifs spécifiques du projet sont présentés au Chapitre 3. Le Chapitre 4 aborde les résultats relatifs à ces activités. Les objectifs spécifiques du projet sont abordés et discutés à la lumière des résultats au Chapitre 5. Un sommaire des conclusions tirées du projet et les recommandations pour la suite du développement des systèmes de traitement des eaux usées par PSCR au Québec sont présentés au Chapitre 6.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

Ce chapitre présente d'abord l'état du traitement décentralisé des eaux usées pour les petites municipalités québécoises et canadiennes. Une emphase est portée sur le traitement par étangs aérés facultatifs (EAF) et par étangs non aérés facultatifs (ENAF). Le traitement des eaux usées par épandage agricole et les processus et mécanismes sous-jacents de transformation et d'immobilisation de la matière organique (MO), de l'azote (N) et du phosphore (P) sont par la suite abordés. Vient ensuite une présentation des systèmes de traitements des eaux usées par PSCR où sont abordées les modalités de la culture des saules à croissance rapide, l'évapotranspiration des PSCR, leur efficacité d'enlèvement de la MO, du N et du P ainsi que certaines considérations économiques.

2.1 Traitement décentralisé des eaux usées au Québec et au Canada

2.1.1 Traitement des eaux usées

Les eaux usées contiennent une multitude de composantes qui peuvent, lorsque présentes en excès, être néfastes pour l'homme et l'environnement. On compte parmi celles-ci les matières solides, la matière organique, certains nutriments tel que l'azote et le phosphore, certains pathogènes et diverses matières toxiques (Comeau, 2015).

Le traitement des eaux usées vise à retirer ou à valoriser certaines de ces composantes afin de protéger la santé publique et l'environnement, puis à réutiliser ou à rejeter dans l'environnement les eaux usées traitées (Metcalf & Eddy - AECOM [M&E-A], 2014). Une chaîne typique de traitement des eaux usées est illustrée à la Figure 2.1.

Le traitement préliminaire vise l'enlèvement des solides grossiers, du sable, du gravier et de tous autres matériaux solides denses, alors que le traitement primaire vise l'enlèvement des autres matières facilement décantables et des matières flottantes des eaux usées. Le traitement secondaire vise principalement l'enlèvement de la MO et d'une fraction supplémentaire de matières en suspension (MES) et peut inclure un ou plusieurs procédés d'enlèvement des nutriments. Le traitement tertiaire vise l'enlèvement des pathogènes ou d'une fraction supplémentaire de MES par filtration et/ou désinfection. Le traitement avancé vise l'enlèvement,

par filtration membranaire, d'une fraction supplémentaire de MES, des matières colloïdales ou des matières solubles (M&E-A, 2014).

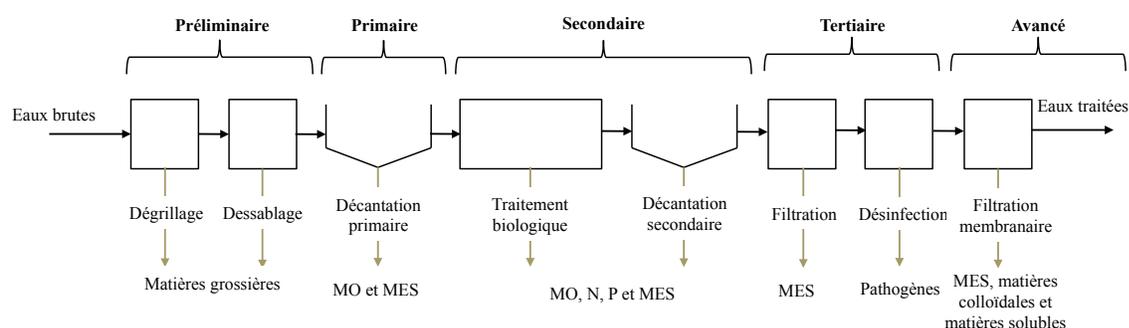


Figure 2.1. Chaîne de traitement typique des eaux usées © Brosseau, 2015. Reproduite et adaptée avec permission.

Le niveau de traitement à atteindre par les municipalités québécoises est prescrit par le *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées* de la *Loi sur la qualité de l'environnement* du Québec, par les objectifs environnementaux de rejet (OER) propres à chacun des ouvrages d'assainissement de municipalités et par la *Position ministérielle sur la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique*. Le *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées* exige un rejet aux concentrations en demande biochimique en oxygène (DBO₅) et en MES inférieures à 25 mg/L. Le règlement exige également que le rejet n'entraîne aucune toxicité aiguë pour la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) ou la daphnie (*Daphnia magna*), ce qui limite notamment les rejets d'azote ammoniacal (NH₄; Gouvernement du Québec, 2017). Les OER permettent un resserrement ou un ajout de normes de rejet selon les caractéristiques hydrodynamiques du milieu récepteur et selon le niveau de qualité requis pour maintenir les usages du plan d'eau (ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs [MDDEP], 2007). La *Position ministérielle sur la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique* prescrit les niveaux de rejets de phosphore des municipalités, en termes de concentrations et de charges, selon les caractéristiques des milieux récepteurs (ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques [MDDELCC], 2015c).

Les niveaux de traitement ci-dessus le sont pour des rejets en surface d'eaux usées municipales. Il n'existe actuellement pas de normes québécoises de rejets d'eaux usées municipales par infiltration dans le sol.

2.1.2 État au Québec et au Canada

Les municipalités québécoises de 1 000 équivalents-habitants (EH) et moins ne représentent que 3 % de la population du Québec, mais 49 % des municipalités de la province (403 municipalités sur 822). Près de la moitié des systèmes municipaux de traitement des eaux usées du Québec desservent donc ces petites municipalités (MDDELCC, 2016b).

Un peu plus de 4 % de ces municipalités sont desservies par un traitement de niveau préliminaire (Figure 2.2). Ces municipalités se situent principalement dans la région administrative de la Côte-Nord (Figure 2.3; MDDELCC, 2016b). Cette proportion est plus élevée à l'échelle canadienne où 16 % de la population des collectivités de moins de 1 000 EH est desservie par un niveau de traitement préliminaire ou ne bénéficie d'aucun traitement (EC, 2011).

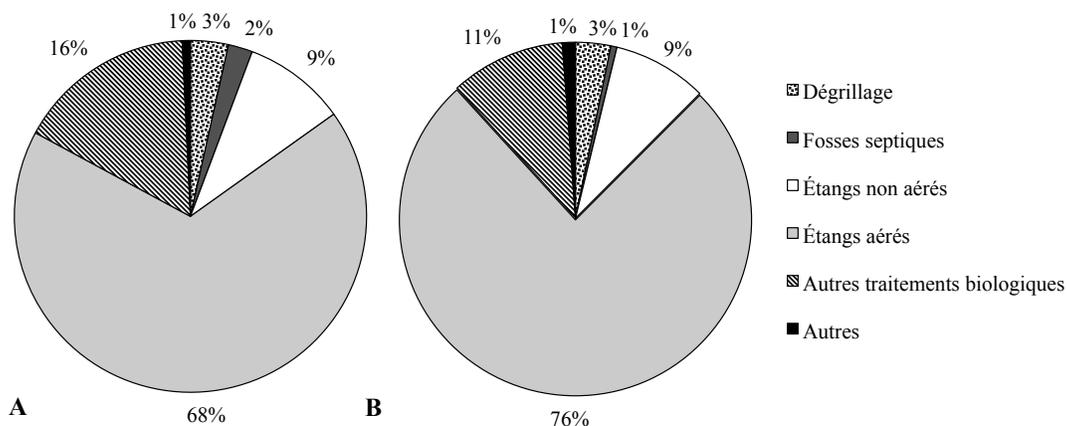


Figure 2.2. Proportions des municipalités du Québec de moins de 1 000 EH (A) et proportion des habitants des municipalités du Québec de moins de 1 000 EH (B) desservies par les différentes technologies de traitement des eaux usées (données tirées de MDDELCC, 2016b)

Une proportion de 2 % des municipalités québécoises de 1 000 EH et moins et de leur population sont desservies par un traitement de niveau primaire par fosses septiques (MDDELCC, 2016b). À l'échelle canadienne, c'est 10 % de la population des collectivités de moins de 1 000 EH qui bénéficie de ce niveau de traitement (EC, 2011).

Au Québec, 93 % des municipalités de 1 000 EH et moins bénéficie d'un traitement de niveau secondaire. Ce niveau est principalement atteint par l'utilisation d'étangs aérés facultatifs et de façon moins importante, par l'utilisation d'étangs non aérés facultatifs et de diverses autres technologies de traitement biologique (boues activées, biodisques, biotours, Bio-fosses, Bionest, Segflow, SMBR, filtres à tourbe, filtres intermittents à recirculation et marais artificiel; MDDELCC, 2016b).

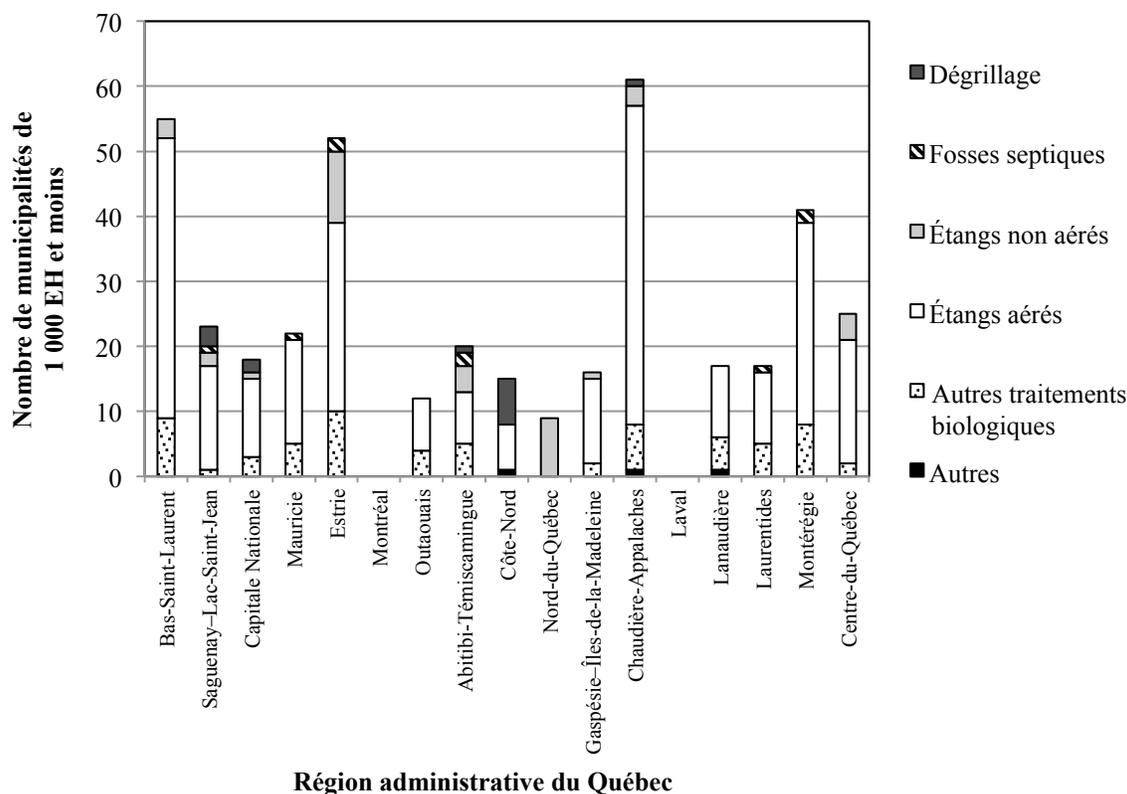


Figure 2.3. Nombre de municipalités québécoises de 1 000 EH et moins desservie par les différentes technologies de traitement des eaux usées par région administrative (données tirées de MDDELCC, 2016b)

Le traitement par EAF est la technologie de traitement la plus utilisée par les municipalités de 1 000 habitants et moins dans la plupart des régions administratives du Québec, à l'exception des régions de la Côte-Nord et du Nord-du-Québec (Figure 2.3; MDDELCC, 2016b). À l'échelle canadienne, 72 % de la population des municipalités de moins de 1 000 EH bénéficie d'un traitement de niveau secondaire, dont 64 % par l'utilisation d'étangs (EC, 2011).

2.1.3 Étangs aérés facultatifs

Comme mentionné précédemment, les EAF occupent une part importante du traitement décentralisé des eaux usées au Québec. Il convient donc de s'attarder à cette technologie qui constituerait la principale barrière à l'entrée d'une éventuelle utilisation des PSCR pour le traitement des eaux usées au Québec.

Les EAF sont aérés mécaniquement à l'aide de diffuseurs ou d'aérateurs. Le brassage d'aération des EAF est conçu pour ne provoquer qu'un mélange partiel des étangs, et ainsi, permettre la décantation des MES au fonds de ceux-ci. Les boues issues de cette décantation subissent une digestion anaérobie, alors que les matières organiques solubles sont oxydées en zones aérées (Bernier, 2001).

Les EAF sont généralement employées au Québec pour le traitement des eaux usées de petites et moyennes municipalités dont les débits sont supérieurs à 100 m³/d. Les EAF ne nécessitent généralement pas de traitement préliminaire en amont lorsqu'utilisés pour des municipalités de 1 000 EH et moins et permettent donc le traitement direct d'effluents bruts (Bernier, 2001).

Les EAF permettent normalement l'atteinte de la norme de rejet en DBO₅ de 25 mg/L, mais ne permettent cependant pas l'atteinte systématique de la norme de rejet de MES de 25 mg/L, et ce, en raison de la prolifération potentielle d'algues dans les bassins qui peut entraîner des concentrations en MES supérieures à 100 mg/L à l'effluent des étangs (Bernier, 2001; US EPA, 2011). Les EAF peuvent être conçus afin de permettre un enlèvement du NH₄ par nitrification (US EPA, 2011). La nitrification n'est cependant pas possible en période hivernale au Québec en raison des températures froides (Desjardins et al., 2005; Houweling et al., 2005). L'enlèvement du phosphore par EAF nécessite le dosage de produits chimiques visant à transformer le phosphore soluble en phosphore particulaire (Bernier, 2001).

Les principaux coûts d'exploitation des EAF sont les coûts d'énergie d'aération, les coûts de vidange et disposition des boues et les coûts de déphosphatation chimique (FCM & CNRC, 2001; US EPA, 2011). L'exploitation des EAF nécessite une main-d'œuvre qualifiée et la formation de celle-ci (US EPA, 2011).

2.1.4 Étangs non aérés facultatifs

Comme il sera discuté dans la suite de ce chapitre, les systèmes de traitement des eaux usées par épandage, tel que les systèmes de traitement par PSCR, ne peuvent être opérés en période hivernale en climat froid et nécessitent donc un dispositif de rétention permettant l'accumulation des eaux usées pendant cette période. Les ENAF pourraient être utilisés comme dispositif de stockage.

Les ENAF sont utilisés par près de 50 municipalités québécoises (liste et capacité des installations à l'Annexe A). Ces étangs accumulent les eaux usées brutes générées en hiver. Suite à leur accumulation, les eaux usées sont déversées de façon continue pendant la saison estivale ou de façon périodique, généralement au printemps et à l'automne. Le contact de la surface des bassins avec l'atmosphère (profondeurs typiques des bassins de 1,2 à 1,8 mètre) et la photosynthèse des algues qui y prolifèrent entraînent l'oxygénation de la couche supérieure de l'eau des ENAF. Cette oxygénation, qui permet l'oxydation des matières organiques solubles, est limitée en période de couvert de glace. Les boues issues de la décantation des MES subissent une digestion anaérobie au fond des bassins (Bernier, 2001).

L'ordre de grandeur typique de la concentration en DBO_5 à la sortie des étangs non aérés se situe entre 20 à 40 mg O_2/L . Comme dans le cas des EAF, les ENAF ne permettent pas l'atteinte systématique de la norme de rejet de MES en raison de la prolifération d'algues dans les bassins (Bernier, 2001). Les ENAF ne permettent typiquement pas l'enlèvement du NH_4 par nitrification (M&E-A, 2003). L'enlèvement du P, tout comme pour les EAF, si nécessaire, doit être réalisé par déphosphatation chimique (Bernier, 2001).

La facilité d'opération et les faibles coûts d'exploitation des ENAF sont les principaux avantages de cette technologie. La grande superficie que nécessitent ces bassins, notamment afin de permettre une rétention complète des eaux usées générées en hiver, constitue le principal désavantage des ENAF (US EPA, 2011).

2.2 Traitement des eaux usées par épandage

2.2.1 Bref historique

L'épandage agricole d'eaux usées n'est pas une nouvelle méthode de réutilisation des eaux usées, bien au contraire. Ce type d'épandage aurait été effectué dès la Grèce antique. Des épandages d'eaux usées en vue de fertiliser des terres agricoles auraient également été effectués au 16^e et 17^e siècle en Allemagne et en Écosse, respectivement (Paranychianakis et al., 2006).

L'épandage comme méthode de traitement des eaux usées ne s'est cependant développé qu'à partir de la deuxième moitié du 19^e siècle en Angleterre, et ce, en réponse au besoin accru d'assainissement des eaux usées en vue d'une protection de la santé publique. Ce mode de traitement fut également utilisé en Allemagne, en France et aux États-Unis à la même époque. Le développement de cette technologie s'est cependant interrompu à la fin du 19^e siècle suite à l'apparition des usines mécanisées de traitement des eaux usées (Paranychianakis et al., 2006).

L'intérêt pour l'épandage agricole d'eaux usées a ressurgi aux États-Unis au début des années 1970 en réponse à l'établissement du *Clean Water Act* américain (Paranychianakis et al., 2006) qui visait notamment la régulation des rejets de polluants dans l'eau (US EPA, 2017).

Le traitement des eaux usées par épandage est toujours d'actualité. Le potentiel de valorisation économique de la biomasse produite suite à l'épandage est un des éléments suscitant l'intérêt de ce procédé (Paranychianakis et al., 2006). La réutilisation des ressources des eaux usées (biosolides, nutriments, énergie et eau) telles que l'azote et le phosphore constitue d'ailleurs un des principaux défis futurs du traitement des eaux usées (M&E-A, 2014). De plus, le traitement par épandage pourrait permettre de solutionner deux problématiques actuelles liées au traitement des eaux usées, soit la difficulté de traiter les eaux usées de communautés dispersées ou isolées à l'aide d'installations de traitement centralisées et la difficulté des petites communautés d'assumer les coûts élevés de construction, d'opération et de maintenance associées aux installations conventionnelles de traitement des eaux usées (Paranychianakis et al., 2006).

2.2.2 Types de système

Les systèmes de traitement des eaux usées par épandage (*land application systems*) peuvent être divisés en trois types, soit les systèmes à infiltration lente (SIL; *slow rate system*), les systèmes à

ruissellement de surface (SRS; *overland flow*) et les systèmes de traitement par aquifère (STA; *soil aquifer treatment*).

Les SIL visent le traitement des eaux usées par une dispersion de celles-ci sur un sol végétalisé dont la perméabilité est faible à modérée (Tableau 2.1). Suite à cette irrigation, les eaux usées sont traitées lors de leur percolation à travers la zone racinaire des plantes (US EPA, 2006).

Tableau 2.1. Caractéristiques des types de systèmes d'épandage d'eaux usées (tiré de US EPA, 2006)

Caractéristique	Unités	SIL	SRS	STA
Prétraitement requis	--	Décantation primaire	Dégrillage	Décantation primaire
Taux de charge hydraulique annuel	m/an	0,5 à 6	3 à 20	6 à 125
Disposition des eaux appliquées	--	Évapotranspiration et percolation	Évapotranspiration et ruissellement	Percolation
Modes d'application	--	Par arrosoirs, goutteurs ou inondation	En surface	En surface
Végétation requise	--	Oui	Oui	Non
Perméabilité du sol requise	mm/h	1,5 à 50	< 5	> 50
Texture du sol requise	--	Sable loameux à loam sableux	Argile et argile loameuse	Sable et sable loameux

Les SRS nécessitent un sol végétalisé dont la perméabilité est faible et qui présente une pente de 2 à 8 % (Crites et al., 2006). Suite à leur application, les eaux usées ruissellent à la surface du sol et sont traitées par leurs interactions avec la végétation, le sol et la biomasse microbienne formée à la surface du sol et des végétaux (US EPA, 2006).

Le traitement par STA consiste en une application de large quantité d'eaux usées sur une surface, végétalisée ou non, dont la perméabilité est élevée. Le traitement biologique, chimique et physique des eaux usées a lieu dans la matrice du sol, principalement près de la surface de celui-ci (US EPA, 2006).

La technologie étudiée dans le cadre de cette recherche, bien que présentant certaines caractéristiques propres aux STA, correspond principalement à un SIL, une emphase sera donc portée sur ce type de système.

2.2.2.1 Système à infiltration lente

Les SIL peuvent à leur tour être divisés en deux types (Tableau 2.2). L'objectif des systèmes de type 1 (de type infiltration lente) est la minimisation de la superficie nécessaire au traitement d'un effluent donné (la maximisation du taux de charge hydraulique [TCH] d'irrigation d'eaux usées). Ces systèmes sont conçus selon un paramètre limitant de conception (PLC), qui correspond au paramètre dont l'atteinte de l'efficacité d'enlèvement visée nécessite la plus grande surface d'application (Crites et al., 2006; US EPA, 2006). Le paramètre limitant de conception des SIL de type 1 (et des SAT) est généralement la charge hydraulique d'irrigation, contrôlée par la capacité d'infiltration du sol, ou la charge d'azote (US EPA, 2006).

Tableau 2.2. Caractéristiques des deux types de SIL

Caractéristique	Type 1 - Infiltration lente	Type 2 - Irrigation de plantes
Objectif du dispositif	Minimisation de la surface d'application	Optimisation de réutilisation des eaux usées et/ou de la croissance des plantes
Critère de conception	PLC (charge hydraulique ou d'azote)	Besoin en nutriments et en eaux des plantes
Climat typique d'utilisation	Humide	Sec
Surface d'application requise	Type 1 < Type 2	

Les principaux objectifs des systèmes de type 2 (de type irrigation de plants) sont l'optimisation de la réutilisation de l'eau et/ou l'optimisation de la croissance des plantes irriguées. Ces systèmes sont conçus selon les besoins en eaux et en nutriments des plantes et nécessitent généralement une surface d'application plus grande que les systèmes de type 1 (Crites et al., 2006).

Les systèmes de type 1 sont généralement employés en climat humide, alors que les SIL de type 2 sont plutôt employés en climat sec où l'eau représente une ressource dont la valeur économique est élevée (US EPA, 2006). La technologie étudiée dans le cadre de cette recherche correspond à un SIL de type 1.

En période hivernale, les SIL (de types 1 et 2) nécessitent la mise en place d'une réserve permettant l'emmagasinement des eaux usées (US EPA, 2006). Les étangs et lagunes permettent un tel stockage hivernal en plus d'offrir le niveau de prétraitement minimal requis par les SIL (Tableau 2.1; Paranychianakis et al., 2006). Si une réserve hivernale est requise, les SIL doivent

être dimensionnés afin de permettre l'irrigation des eaux usées emmagasinées pendant l'hiver en plus des eaux usées générées pendant la saison d'irrigation (US EPA, 2006).

La sélection des végétaux d'un SIL doit tenir compte de plusieurs critères. On compte parmi ceux-ci les besoins en eau de la plante, la tolérance aux conditions de sol humides, le potentiel d'absorption de nutriments, la production de biomasse, la tolérance aux sels et la capacité d'absorption et de tolérances aux éléments traces que pourrait contenir l'effluent à traiter (Crites et al., 2006; Paranychianakis et al., 2006).

2.2.3 Processus et mécanismes

Le traitement des eaux usées par SIL comporte une multitude de processus et mécanismes physiques, chimiques et biologiques permettant l'enlèvement de la MO, du N et du P des eaux usées (Tableau 2.3).

2.2.3.1 Matières particulaires

La charge en matières particulaires n'est généralement pas un facteur limitant de conception des SIL pour le traitement des eaux usées municipales. Cette matière est principalement enlevée par filtration lors de la percolation de l'eau à travers les premiers centimètres de sol (US EPA, 2006). Une part la charge en matières particulaires organiques est également enlevée par hydrolyse (EnviroSim, 2004).

2.2.3.2 Matière organique

L'oxydation de la fraction soluble de la MO est due à l'activité de bactéries hétérotrophes aérobies. Cette oxydation a principalement lieu dans les premiers centimètres de sol, là où la présence d'oxygène et l'activité microbienne sont les plus fortes (US EPA, 2006). Des enlèvements de 91 % de la DCO dans les 15 premiers cm de sol et de seulement 4 % dans les 45 cm suivants ont d'ailleurs été observés suite à l'application d'un effluent primaire sur un dispositif planté de diverses espèces ligneuses (Tzanakis et al., 2003). De même, aucune accumulation de MO n'a été notée au delà d'une profondeur de 8 cm suite à l'irrigation d'effluents secondaires sur différents types de sol (sable, sable silteux et argile; Fox et al., 2005).

L'oxydation de la MO peut entraîner une minéralisation de l'azote organique (N_{org}) qui lui est associée ou une immobilisation biologique du NH_4 de la solution de sol. La minéralisation du N a

lieu si la charge d'irrigation en azote est suffisante pour supporter l'activité microbienne d'oxydation de la MO contenue dans les eaux usées. Un ratio carbone : azote (C:N) des eaux usées d'irrigation inférieur à 20:1 entraîne une minéralisation de l'azote organique, alors qu'un ratio supérieur à 20:1 entraîne une immobilisation biologique du NH_4 des eaux usées et de la solution du sol (Havlin et al., 2013). Dans ce ratio, le carbone peut être estimé en utilisant la DBO_5 des eaux usées d'irrigation (US EPA, 2006). De façon similaire, l'oxydation biologique de la MO des eaux usées peut entraîner une minéralisation du phosphore organique ou une immobilisation biologique des orthophosphates (o-PO_4). Un ratio C:P inférieur à 200:1 entraîne une minéralisation, alors qu'un ratio supérieur à 200:1 entraîne une immobilisation biologique du P (Havlin et al., 2013).

Le temps de repos et de séchage du sol entre les périodes d'application d'eaux usées est un facteur important qui influence l'efficacité d'enlèvement de la MO. Ce temps doit permettre le renouvellement des conditions aérobies nécessaires à l'oxydation biologique. Le taux de réaération lors des périodes de repos doit donc être supérieur ou égal au taux de consommation d'oxygène associé à la dégradation de la MO des eaux usées (US EPA, 2006). L'activité microbienne aérobie nécessite un degré de saturation des pores du sol, (fraction du volume des vides d'un sol occupés par l'eau) de 50 à 80 % (Havlin et al., 2013).

Tableau 2.3. Processus et mécanismes de transformation, d'immobilisation ou de perte de la matière organique, de l'azote et du phosphore suite à l'irrigation d'un SI

Processus et mécanismes	Matière particulaire et colloïdale						Matière soluble						Gaz dissous						Biomasse					Équation conceptuelle		
	X _S	X _U	X _{DN}	X _{EN}	X _{OP}	X _{UP}	S _B	S _U	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	o-PO ₄	Alc	O ₂	CO ₂	NH ₃	NO	N ₂ O	N ₂	X _{PL}	X _H	X _{HLDN}	X _{NIT}		X _{AMO}	
Processus biologiques																										
Oxydation aérobie (synthèse cellulaire)							-		-					-	+							+				$S_{BS} + NH_4^+ + o-PO_4 + O_2 \rightarrow CO_2 + X_H$
Nitrification									-	+/-	+		-	-										+		$NH_4^+ + O_2 + Alc \rightarrow NO_3^- + X_{NIT}$
Oxydation anoxie de l'ammonium (anammox)									-	+/-				-											+	$NH_4^+ + O_2 \rightarrow N_2 + X_{AMO}$
Dénitrification							-				-		+	+			+	+	+			+				$S_{BS} + NO_3^- \rightarrow Alc + CO_2 + (NO \text{ et/ou } N_2O \text{ et/ou } N_2) + X_{HLDN}$
Hydrolyse (incluant l'ammonification)	-		-		-		+		+			+														$XC_s + XC_{ON} + XC_{OP} \rightarrow S_{BS} + N_{H4} + o-PO_4$
Absorption végétale du N et du P et photosynthèse									-		-	-		-								+				$NH_4^+ + NO_3^- + o-PO_4 + CO_2 \rightarrow X_P$
Décomposition de la biomasse	+	+	+	+	+	+																-	-	-	-	$X_{PL} \text{ et } X_H \text{ et } X_{HLDN} \text{ et } X_{HLDN} \text{ et } X_{AMO} \rightarrow X_S + X_U + X_{ON} + X_{UN} + X_{OP} + X_{UP}$
Processus physiques et chimiques																										
Adsorption									-			-														- NH4+ et/ou - o-PO4
Désorption									+			+														+ NH4+ et/ou + o-PO4
Précipitation												-														- o-PO4
Dissolution												+														+ o-PO4
Volatilisation									-							+										$NH_4^+ \rightarrow NH_3$
Mécanismes physiques																										
Filtration	-	-	-	-	-	-															-	-	-	-	-	--
Lixiviation (perte par percolation)																										--
	DCO lentement biodégradable (CHO)	DCO non biodégradable	N organique biodégradable	N non biodégradable	P organique biodégradable	P non biodégradable	DCO rapidement biodégradable (CHO)	DCO non biodégradable	Ammonium	Nitrites	Nitrates	Orthophosphates	Alcalinité	Oxygène	Dioxyde de carbone	Ammoniac	Monoxyde d'azote	Protoxyde d'azote	Diazote	Végétale	Hétérotrophe	Hétérotrophe dénitrifiante	Nitrifiante	Anammox		

(EnviroSim, 2004; Havlin et al., 2013; M&E-A, 2014; Weil & Brady, 2016)

2.2.3.3 Azote

Il existe plusieurs mécanismes de transformation ou d'immobilisation de l'azote au sein d'un sol végétalisé soumis à l'irrigation d'un effluent d'eaux usées (Tableau 2.3).

Nitrification

Le NH_4 et l'azote organique, discuté précédemment, sont les deux principales formes d'azote retrouvées dans un effluent typique d'eaux usées domestiques brutes (57 et 43 % du N, respectivement; M&E-A, 2014). En sol humide et bien aéré, la nitrification constitue le principal mécanisme de transformation du NH_4 (Weil & Brady, 2016).

La nitrification est due à l'activité de deux types de bactéries autotrophes nitrifiantes, qui utilisent l'oxygène comme accepteur d'électron (conditions aérobies) pour oxyder successivement le NH_4^+ en nitrites (NO_2^- ; nitrification), puis le NO_2^- en nitrates (NO_3^- ; nitrification). La cinétique de nitrification étant de façon générale plus rapide que la cinétique de nitrification, les nitrites ne s'accumulent généralement pas dans le sol (Havlin et al., 2013; M&E-A, 2014).

L'activité nitrifiante au sein d'un sol requiert une saturation partielle des pores du sol se situant entre 10 à 80 % et est optimale à une saturation de 60 % (Paul, 2007). La réaération du sol lors des périodes de repos et de séchage doit être suffisante pour supporter la nitrification du NH_4 , en plus de l'oxydation biologique de la charge organique (US EPA, 2006).

Oxydation anoxie de l'ammonium

L'oxydation anoxie de l'ammonium (anammox) est due à l'activité de bactéries ayant la capacité d'utiliser le NO_2^- comme accepteur d'électron pour oxyder le NH_4^+ et former du diazote (M&E-A, 2014). L'activité anammox dans le sol est cependant généralement peu probable étant donné l'absence typique d'accumulation de nitrites dans le sol (Weil & Brady, 2016).

Dénitrification

La dénitrification des nitrates est principalement due à l'activité de bactéries hétérotrophes dénitrifiantes. Ces bactéries ont la capacité d'utiliser les nitrites et les nitrates comme accepteurs d'électrons en absence d'oxygène (conditions anoxiques; M&E-A, 2014). L'activité dénitrifiante

s'amorce à l'atteinte d'une saturation des pores du sol supérieure à 60 %, mais est notable à partir d'une saturation de 80 % (Havlin et al., 2013).

L'activité des bactéries hétérotrophes dénitrifiantes requiert la présence de carbone organique biodégradable. La MO des eaux usées constitue une première source de carbone organique permettant de soutenir la dénitrification. Un ratio C:N des eaux usées appliquées supérieur à 3:1 est considéré comme suffisant pour supporter les besoins en carbone organique de l'activité dénitrifiante d'un SIL (Reed et al., 1995). La dégradation de la biomasse racinaire des plantes représente une seconde source de carbone organique permettant de soutenir la dénitrification d'un SIL (US EPA 2006). La fraction dénitrifiée de la charge entrante d'azote, suite à l'application d'un effluent primaire typique d'eaux usées (ratio C:N de 3 à 5), est de l'ordre de 25 à 40 % (Crites et al., 2006).

Absorption par les plantes

Les plantes absorbent l'azote principalement sous forme de NH_4^+ et de NO_3^- . Bien que l'absorption du NH_4^+ soit plus avantageuse énergétiquement pour les plantes (le NH_4^+ requiert deux étapes de réduction de moins que le NO_3^- lors de la métabolisation de l'azote), la plupart des plantes ont évolué avec une préférence pour les nitrates comme première source d'azote en raison de la toxicité potentielle du NH_4^+ et de la plus grande disponibilité du NO_3^- dans les sols humides et bien aérés due à la nitrification (Havlin et al., 2013).

L'absorption des nutriments par les plantes varie au fil de la saison de croissance des plantes et peut être corrélée leur transpiration. Enfin, l'enlèvement des nutriments d'un site par l'absorption des plantes n'est définitif que si les plants sont récoltés (US EPA, 2006).

Adsorption et volatilisation du NH_4

L'adsorption du NH_4^+ sur les particules de sol dépend principalement de la teneur du sol en argile et est donc généralement négligeable pour des sols sableux. La volatilisation du NH_3 dépend principalement du pH du sol et est appréciable lorsque ce dernier est supérieur à 7,5 (Havlin et al., 2013).

2.2.3.4 Phosphore

L'adsorption et la précipitation des orthophosphates dans le sol et l'absorption par les plantes sont les principaux mécanismes d'immobilisation du phosphore suite à l'irrigation d'un effluent. La saturation progressive des sites d'adsorption et la lenteur du renouvellement de ceux-ci font de la charge en phosphore un paramètre qui peut limiter la durée de vie des SIL (US EPA, 2006).

Il existe deux principaux modes d'immobilisation du phosphore inorganique dans le sol, soit l'adsorption à la surface des grains de sol (réaction rapide et réversible), ainsi que l'adsorption en profondeur des grains de sol et la précipitation (réactions lentes; McGechan & Lewis, 2002). En sol acide (prépondérant au Québec; Beaudin et al., 2008), l'adsorption du phosphore inorganique a lieu à la surface d'oxydes de fer ou d'aluminium ou de minéraux argileux, alors que la précipitation du phosphore a principalement lieu conjointement avec les minéraux de fer et d'aluminium du sol. Le potentiel d'adsorption de phosphore d'un sol acide est donc fortement influencé par sa teneur en argile, mais également par sa teneur en fer et aluminium. En sol calcaire, l'adsorption du phosphore peut avoir lieu à la surface de carbonates de calcium et sa précipitation peut entraîner la formation de minéraux Ca-P (Havlin et al., 2013).

Les indices de degré de saturation en phosphore $P/(Al)$ et $P/(Al+Fe)$ sont communément utilisés au Québec en tant qu'indicateurs agronomiques et environnementaux (Beaudin et al., 2008). Ces indices permettent d'évaluer le potentiel de solubilité et de désorption du phosphore des sols en tenant compte d'un facteur d'intensité (la concentration de phosphore dans le sol) et d'un facteur de capacité (la capacité d'adsorption de P; Beauchemin & Simard, 1999). Les indices de degré de saturation en phosphore pourraient permettre d'évaluer le risque de relargage de phosphore des SIL. Les valeurs de l'indice $P/(Al)$ de 7,6 %, pour des sols à textures fines, et de 13,1 % pour des sols à textures grossières, représentent des seuils critiques au-delà desquels il existe un risque environnemental de relargage de phosphore pour les sols québécois acides à neutres (Pellerin et al., 2006). Un seuil critique environnemental de l'indice $P/(Al+Fe)$ de 11 % est suggéré pour les sols sableux acides québécois (Parent & Marchand, 2006).

2.3 Traitement des eaux usées par système à infiltration lente de plantations de saules à croissance rapide

2.3.1 Mode de culture

Les saules à croissance rapide sont principalement cultivés en vue de produire de la bioénergie par la combustion ou la transformation de leur biomasse ligneuse. Cette source d'énergie constitue une solution de remplacement propre aux énergies fossiles en raison de la neutralité du bilan carbone qui lui est associée et de la rapidité avec laquelle cette neutralité peut être atteinte (3 à 5 ans selon les intervalles de récolte des saules; Amichev et al., 2012). Les saules peuvent également être cultivés en vue de produire du matériel horticole, des bioproduits ou même des clôtures végétalisées (Agro Énergie, communication personnelle, 2017).

Les saules à croissance rapide sont généralement cultivés selon une approche intensive sur courte rotation (culture intensive sur courte rotation [CICR], taillis à courte rotation ou à très courte rotation [TCR ou TTCR], *short-rotation coppice* [SRC]). Ce mode de culture consiste sommairement à planter les saules par bouturage à une densité de 10 000 à 20 000 plants par hectare, de receper les plants après la première année de culture, puis de récolter les plants toutes les trois ou quatre années en période hivernale (rotations de trois ou quatre années). Le recepage hivernal des plants après la première année de culture vise à favoriser la production de tiges en vue d'optimiser le rendement de biomasse. Les PSCR peuvent généralement être exploitées pour une période totale de 7 à 10 rotations (Amichev et al., 2014).

Les racines et les feuilles constituent les principaux réservoirs de nutriments des saules. La récolte hivernale de la biomasse ligneuse aérienne des saules, soit après la chute des feuilles, ne retire donc pas la totalité des nutriments absorbés par les plantes. Les nutriments issus de la décomposition des racines et des feuilles peuvent être recyclés par les saules (Amichev et al., 2014). Ceci confère à la CICR des saules une efficacité nutritionnelle qui permet de l'appliquer sur des terres agricoles abandonnées ou dégradées présentant des caractéristiques peu propices aux cultures conventionnelles (structure du sol indésirable, faible perméabilité, faible fertilité, faible capacité de rétention d'eau, salinité, etc.; Amichev et al., 2012).

La minéralisation des nutriments issue de la décomposition de la litière et des racines de saules n'est cependant généralement pas suffisante pour répondre aux besoins nutritionnels des saules

en vue d'une production optimale de biomasse (Amichev et al., 2014). Pour ce faire, une fertilisation en N, P et K est généralement recommandée au printemps suivant le recepage initial des plants, puis chaque printemps suivant leur récolte (Tableau 2.4; Labrecque & Lajeunesse, 2017))

Tableau 2.4. Fertilisation recommandée des PSCR

N	P	K	Pays	Référence
kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	kg P ha ⁻¹ an ⁻¹	kg P ha ⁻¹ an ⁻¹		
75 - 100	10 - 15	55 - 80	Suède	Perttu, 1993
50 - 133	8 - 16	60 - 83	Irlande	Dawson, 2007
48 - 83	--	--	Suède	Gustafsson & Larsson, 2007
37	--	--	Nord-Est des États-Unis	Abrahamson et al., 2010
100 - 150	15 - 40	40	Québec	Guidi et al., 2013

Note:

-- : Donnée non disponible

La fertilisation des saules n'est pas recommandée lors de l'année d'établissement des plants en raison des besoins nutritionnels des saules nouvellement plantés souvent inférieurs aux nutriments disponibles dans le sol. De plus, une fertilisation lors de la saison d'établissement des saules peut favoriser la croissance de mauvaises herbes qui entrent en compétition avec les saules lors de l'établissement de ceux-ci (Dawson, 2007).

La présence d'eau est un second facteur ayant une incidence notable sur la croissance des saules (Hasselgren, 1998). La présence d'eau est d'ailleurs un des principaux facteurs influençant le rendement de biomasse des saules au Québec (Lafleur et al, 2017).

2.3.2 Évapotranspiration

2.3.2.1 Évaporation et transpiration

L'évapotranspiration (ET) est la somme de l'évaporation et de la transpiration. L'évaporation correspond à la vaporisation de l'eau d'une surface suivie de l'enlèvement de la vapeur de cette surface (Figure 2.4). L'énergie nécessaire à la vaporisation provient principalement des radiations solaires et de façon moindre, de la température ambiante de l'air. L'enlèvement de la vapeur dépend principalement du différentiel de pression partielle de vapeur entre la surface

d'évaporation et l'air ambiant à cette surface (ΔP_{H_2O}). La vaporisation entraîne une augmentation progressive de la pression partielle de l'air ambiant (c.-à-d. une augmentation de son humidité relative [HR], de sa saturation en vapeur d'eau). Cette saturation peut ralentir ou arrêter l'évaporation si l'air humide n'est pas évacué vers l'atmosphère et remplacé par un air sec. Le vent est le principal mécanisme qui permet cette évacuation (Allen et al., 1998).

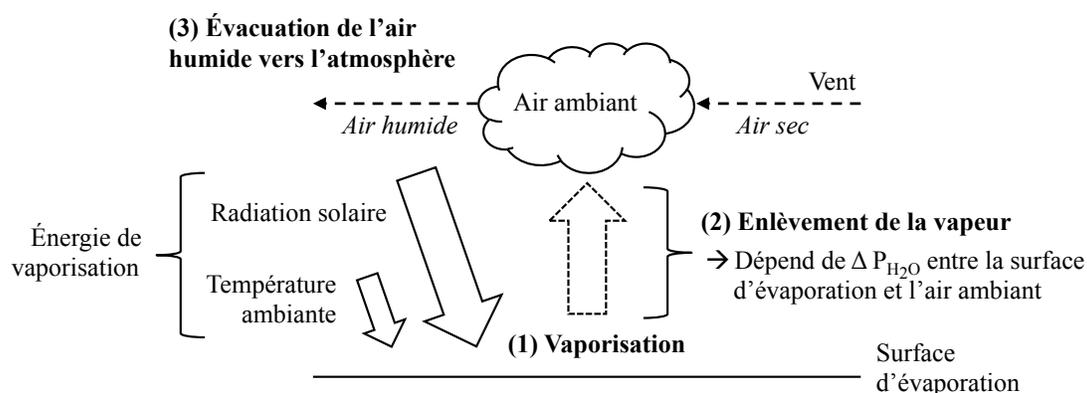


Figure 2.4. Schématisation de l'évaporation

La transpiration correspond à la perte par vaporisation suivie du retrait vers l'atmosphère de l'eau consommée par les plantes. Les plantes transpirent la quasi-totalité de l'eau qu'elles consomment. La transpiration a lieu par de petites ouvertures, nommées stomates, situées sur les feuilles et dépend donc de la surface foliaire des plantes (Allen et al., 1998).

L'ET est due principalement à l'évaporation en début de croissance des plantes, alors que la canopée des plantes est peu développée. L'établissement de la canopée entraîne par la suite une augmentation de la surface foliaire favorable à la transpiration et une augmentation d'ombre au sol défavorable à l'évaporation. L'ET est donc principalement due à la transpiration à la suite de l'établissement de la canopée des plants (Allen et al., 1998).

2.3.2.2 Estimation de l'évapotranspiration

L'ET des plants (ET_c , *crop evapotranspiration*) peut être estimée en multipliant l'évapotranspiration de référence (ET_0) à un coefficient de plant propre à l'espèce étudiée (k_c). L'évapotranspiration de référence, qui correspond à l'évapotranspiration d'une surface gazonnée de référence, peut être calculée à partir des quatre paramètres météorologiques mentionnés précédemment (Figure 2.5). L'évapotranspiration de référence permet entre autres de comparer les taux d'évapotranspiration pour différentes périodes de l'année ou pour différentes

localisations dans le monde. La méthode FAO Penman-Monteith, décrite au chapitre de méthodologie de ce mémoire, est la méthode d'estimation de l'évapotranspiration de référence recommandée par l'*Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture* (FAO; Allen et al., 1998). Cette méthode est généralement employée pour déterminer l'évapotranspiration des saules ainsi que leurs coefficients de plants (Curneen & Gill, 2016; Curneen & Gill, 2014; Guidi et al., 2008; Pistocchi et al., 2009).

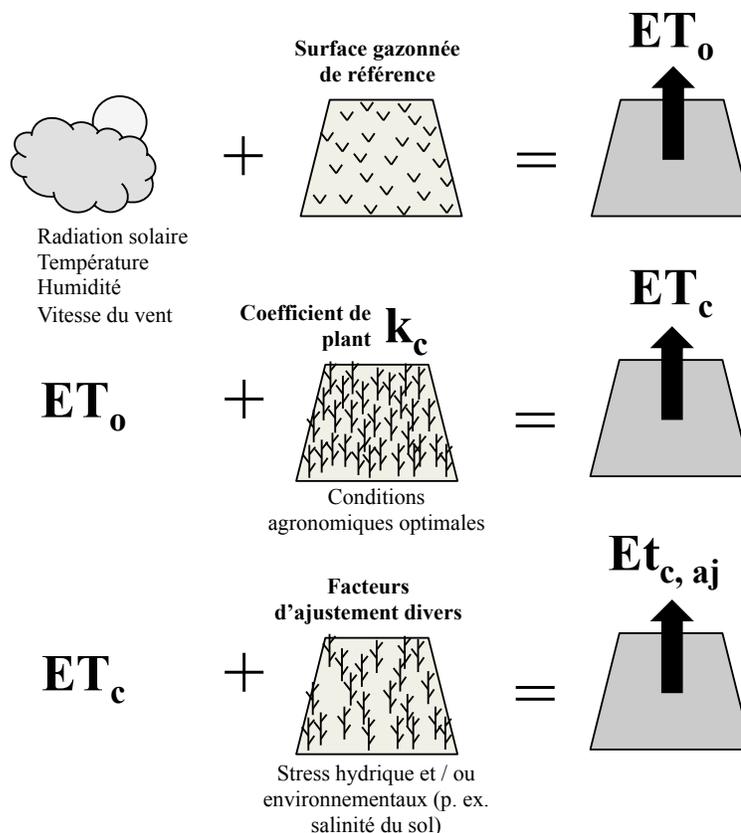


Figure 2.5. Schématisation des étapes d'estimation de l'évapotranspiration des plants (adaptée de © Allen et al., 1998)

Plusieurs caractéristiques physiologiques des plantes (anatomie des feuilles, caractéristiques des stomates, propriétés aérodynamiques, etc.) font en sorte que l'ET d'une espèce n'est pas égale à l' ET_o . Le coefficient de plant k_c permet de tenir compte de ces différences pour une espèce ou un cultivar donné. Ce coefficient change au fil d'une saison selon la croissance des plants (Allen et al., 1998) et de saison en saison pour les espèces, telles que les saules, qui ne sont pas récoltées annuellement (Guidi et al., 2008).

Les coefficients de plant doivent être ajustés pour tenir compte des stress hydriques ou environnementaux (p. ex. une salinité élevée du sol) que peuvent subir les plants (Allen et al., 1998; Figure 2.5).

2.3.2.3 Évapotranspiration des saules

Les saules sont des plantes à forts taux d'évapotranspiration. Les saules rendent d'ailleurs possible l'évapotranspiration complète d'effluents domestiques d'eaux usées au Danemark (Gregersen & Brix, 2001). Les coefficients k_c des saules dans les systèmes d'évapotranspiration danois peuvent atteindre des valeurs supérieures à 2 (Brix & Arias, 2011).

L'évapotranspiration des saules est corrélée au rendement de biomasse des plants (Białowiec et al., 2007) et à la durée de surface foliaire saisonnière de ceux-ci (Martin & Stephens, 2006). La fertilisation des saules entraîne une augmentation de la biomasse et de la surface foliaire des plants et est donc favorable à l'ET. L'évapotranspiration de saules fertilisés est approximativement deux fois supérieure à l'ET de saules non fertilisés (Guidi et al., 2008). Les taux maximums d'évapotranspiration des saules sont généralement atteints en deuxième moitié d'été (Martin & Stephens, 2006; Guidi et al., 2008; Pistocchi et al., 2009)

Les taux d'évapotranspiration des saules fertilisés par différents type d'effluents (eaux usées, biosolides, lixiviat de site d'enfouissement, solution de fertilisant, etc.) sont variables (Tableau 2.5). Des taux d'ET allant de 2 à 11 mm/d (400 à 2 100 mm/an) ont été rapportés dans le nord de l'Europe suite à l'irrigation de saules par des eaux usées. Un manque d'eau en période estivale a entraîné les plus faibles taux rapportés par Curneen & Gill (2016) présentés au Tableau 2.5. Des ET représentant de 44 à 86 % de la charge hydraulique totale appliquée (charge d'irrigation d'eaux usées et de pluie allant de 518 à 1 200 mm/an) ont été rapportés (Dimitriou and Aronsson, 2011; Curneen and Gill, 2014). Des taux d'ET allant de 3 à 9 mm/d (270 à 1 000 mm/an) et de 2 à 8 mm/d (160 à 870 mm/an) ont été rapportés suite à l'application de biosolides et de lixiviat de site d'enfouissement, respectivement.

Tableau 2.5. Synthèse des taux d'évapotranspiration de saules suite à l'application d'eaux usées, de biosolides, de lixiviat de site d'enfouissement et de fertilisant

Charges appliquées		Ratios N:P:K	Biomasses produites t MS ha ⁻¹ an ⁻¹	Âge des pousses / Âge des plants ¹ Année	Nombre de jours considéré d	TCH (incluant pluie) mm / d	ET mm / d	Fraction évapotranspirée de la charge hydraulique %	Type d'effluent appliqué	Espèces et/ou cultivars plantés	Lieu de l'étude	Référence
N	P											
kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	kg P ha ⁻¹ an ⁻¹											
Eaux usées												
--	--	--	--	0 / 0 1 / 1	184* 184*	-- --	5 - 7 8 - 11	-- --	Eaux usées primaires domestiques	'Bjorn'	Danemark	Gregersen and Brix, 2001
316	26	100 : 8 : --	21 - 79	1 / 3 2 / 4	108 152	11 11	7 - 8 8	67 - 75 69 - 72	Eaux usées brutes	'Tora'	Suède	Dimitriou and Aronsson, 2011
116 - 147	12	100 : 8 - 10 : 15 - 19	--	1 / 1 2 / 2 0 / 3	184 184 184	7 6 7	6 4 4	86 59 51	Eaux usées primaires synthétiques	'Tordis' ou 'Sven' ou 'Inger' ou 'Torhild'	Irlande	Curneen and Gill, 2014
71 - 73	8	100 : 11 : 22 - 24	--	1 / 1 2 / 2 0 / 3	184 184 184	7 6 7	5 3 3	67 44 45	Eaux usées secondaires synthétiques	'Tordis' ou 'Sven' ou 'Inger' ou 'Torhild'	Irlande	Curneen and Gill, 2014
117 - 255	8 - 30	100 : 7 - 12 : --	> 2,4 et < 6,9	0 / 1 0,7 / 2 1 / 3 1 / 4	184* 184* 184* 184*	-- -- -- --	2 - 3 3 - 4 3 - 4 4 - 5	-- -- -- --	Eaux usées primaires domestiques	'Tora', 'Tordi' et 'Olof' ou 'Tora' et 'Torhild'	Irlande	Curneen and Gill, 2016
326 - 483	25 - 37	100 : 8 : --	> 2,4 et ≤ 6,9	0 / 1 0,7 / 2 1 / 3 1 / 4	184* 184* 184* 184*	-- -- -- --	4 4 - 5 4 5	-- -- -- --	Eaux usées secondaires domestiques	'Bjorn', 'Tora' et 'Jorr' ou 'Tora', 'Torhild' et 'Tordis'	Irlande	Curneen and Gill, 2016
Biosolides												
320	2	100 : 1 : --	9 - 30	0 / 3	123	12	7 - 9	57 - 75	Surnageant de biosolides déshydratés	<i>S. viminalis</i> '78-183'	Suède	Dimitriou and Aronsson, 2004
158	123	100 : 78 : --	18 - 34	1 / 3 2 / 4	108 152	-- --	3 3	-- --	Boues d'eaux usées digérées et fraîches	'Tora'	Suède	Dimitriou and Aronsson, 2011
Lixiviat												
107 - 320	4 - 10	100 : 3 : --	24 - 31	0 / 0 1 / 1	72 113	6 - 7 7 - 11	2 5 - 8	31 - 35 68	Lixiviat de site d'enfouissement	'Tora'	Suède	Dimitriou and Aronsson, 2010
Fertilisant												
118 - 236	23 - 46	100 : 20 : 84	7 - 16	0 / 0 1 / 1 0 / 2 2 / 2	100 110 110 110	9 - 12 9 - 12 6 - 9 6 - 9	3 - 5 4 - 7 4 - 7 5 - 8	32 - 54 43 - 67 65 - 79 75 - 83	Solution de fertilisant	<i>S. viminalis</i> '78-183'	Suède	Aronsson and Bergstrom, 2001
320	51	100 : 16 : --	7-21	0 / 3	123	12	7 - 8	57 - 70	Solution de fertilisant	<i>S. viminalis</i> '78-183'	Suède	Dimitriou and Aronsson, 2004
68	30	100 : 44 : 79	32	0 / 1 1 / 2	180 150	-- --	7 12	-- --	Solution de fertilisant	<i>S. alba</i> 'SI62-059'	Italie	Guidi et al., 2008
--	--	--	--	0 / 3	132	--	5 - 7	--	Solution de fertilisant	<i>S. alba</i> 'SI62-059'	Italie	Pistocchi et al., 2009

Notes:

-- : Donnée non disponible

* Hypothèse d'une saison de 184 d (mai à octobre) pour calculer l'ET journalière, puisqu'ET rapportée sur une base annuelle

¹ Âge au début des saisons de mesure d'ET

L'ET des variétés de saules à croissance rapide cultivées et disponibles en Amérique du nord (*S. miyabeana* 'SX64' et 'SX67', *S. purpurea* 'Fish Creek', 'Onondaga' et 'Alleghany', etc. ; Smart et al., 2010) est méconnues. Les coefficients de plants de ces variétés ne sont d'ailleurs pas actuellement disponibles dans la littérature.

2.3.3 Efficacité d'enlèvement de la matière organique, de l'azote et du phosphore

En plus de leurs forts taux d'évapotranspiration, les saules présentent plusieurs caractéristiques les rendant favorables à diverses applications environnementales qui peuvent être réalisées en parallèle à la production de biomasse. On compte parmi ces caractéristiques leur non-comestibilité, leur forte capacité d'absorption d'azote, ainsi que leur capacité d'absorption de certains métaux, tel que le cadmium. La phytoremédiation et le traitement des eaux usées, de lixiviats de site d'enfouissement et de biosolides sont au nombre des applications environnementales potentielles des PSCR (Aronsson & Perttu, 2001).

Il existe une similitude entre les besoins en N, P et K des saules et la proportion de ces nutriments typiquement retrouvée dans les eaux usées municipales (Tableau 2.6). Cette similitude est favorable au traitement de ce type d'effluent par PSCR (Perttu, 1993).

Tableau 2.6. Besoins nutritionnels des saules et composition typique des eaux usées et des biosolides (tiré de Perttu, 1993 et complété à l'aide de M&E-A, 2014)

Besoin nutritionnel annuel et types d'effluent	Ratio N:P:K	Ratio N:P:K
Besoins nutritionnels des saules	100 : 14 : 72	Perttu, 1993
Eaux usées municipales	100 : 18 : 65	Perttu, 1993
Eaux usées domestiques brutes	100 : 22 : 46	M&E-A, 2014
Biosolides municipaux	100 : 73 : 9	Perttu, 1993

Le ratio typique de 100:22:46 rapporté par M&E-A (2014) comporte cependant une plus faible proportion de K que les besoins nutritionnels rapportés par Perttu (1993). Ceci laisse croire que le potassium pourrait constituer un élément limitant de la croissance des saules d'une plantation irriguée par des eaux usées, et par le fait même, limiter l'absorption d'une plus grande fraction du N du P des eaux usées.

2.3.3.1 Matière organique

L'efficacité d'enlèvement de la charge organique par les système à infiltration lente de PSCR est rarement rapportée dans la littérature (Tableau 2.7). Comme mentionné précédemment, la charge organique n'est cependant typiquement pas le paramètre limitant de conception des SIL. L'efficacité d'enlèvement de 94 % observée par Perttu & Kowalik (1997) suite à l'application d'une charge de DBO_5 3 900 kg O_2 ha^{-1} an^{-1} abonde en ce sens. Cependant, l'irrigation de sol fortement organique peut entraîner un relargage de MO à l'effluent d'un système de PSCR et mener à de faibles efficacités d'enlèvement de la DBO_5 (Larsson et al., 2003). La teneur en MO du sol est donc un élément à considérer parallèlement à la charge organique de l'effluent lors de la conception d'un système à infiltration lente de PSCR.

2.3.3.2 Azote

L'efficacité d'enlèvement de la charge d'azote par les systèmes à infiltration lente de PSCR est largement documentée (Tableau 2.7). La charge d'azote est d'ailleurs considérée comme le paramètre limitant de conception des PSCR pour le traitement des eaux usées (Aronsson & Bergström, 2001). Des enlèvements d'azote supérieurs à 90 % ont été rapportés suite à l'application d'eaux usées aux charges d'azote de 127 à 316 kg N ha^{-1} an^{-1} (Dimitriou & Aronsson, 2011; Guidi Nissim et al., 2015). De même, une fertilisation intensive en nitrates de 320 kg N/ha en 8 jours, ce qui constitue un scénario agressif de fertilisation, n'a pas engendré de lixiviation substantielle d'azote (Dimitriou & Aronsson, 2004). Tout comme dans le cas de la fertilisation conventionnelle, il est généralement déconseillé de fertiliser les saules à l'aide d'eaux usées ou de tout autre type d'effluent lors de l'année d'établissement des plants (Aronsson & Bergström, 2001).

L'augmentation de la charge d'azote ne mène pas toujours à une diminution de l'efficacité d'enlèvement. De fait, une augmentation du TCH, et de la charge azotée associée, peut mener à l'établissement de conditions anoxies temporaires favorable à la dénitrification. Une augmentation du TCH pour des sols argileux peut cependant mener à l'établissement de conditions anaérobies défavorables à l'oxydation de la matière organique et à la nitrification. L'irrigation doit donc être modulée en tenant compte du type de sol en place afin de permettre une alternance de conditions aérobie et anoxie favorable à l'oxydation de la matière organique, à la nitrification et à la dénitrification (Larsson et al., 2003).

Une différence significative de biomasse produite, pour une même charge d'azote appliquée, ne mène pas toujours à une différence significative d'efficacité d'enlèvement (Dimitriou and Aronsson, 2011). Ceci suggère que l'absorption par les plantes ne contribue pas systématiquement de manière importante à l'enlèvement de l'azote. Une part non négligeable de la charge d'azote appliquée peut néanmoins être retirée par la récolte de la biomasse ligneuse des parties aérienne des saules. L'azote constitue généralement de 0,4 à 1,3 % de cette biomasse suite à une fertilisation à l'aide d'eaux usées ou de biosolides (Tableau 2.8). Des absorptions allant de 32 à 176 kg N ha⁻¹ an⁻¹ ont été rapportées suite l'application de 83 à 1 176 kg N ha⁻¹ an⁻¹ par le biais d'eaux usées et de biosolides. Des enlèvements d'azote par absorption représentant de 6 à 55 % et de 14 à 194 % de la charge à l'affluent ont été rapportés pour des projets d'irrigation d'eaux usées et de biosolides, respectivement (Tableau 2.8). Une absorption de N de plus de 100 % de la charge appliquée indique que les besoins nutritionnels des plantes ont été supérieurs à la charge et que les plantes ont puisé dans les réserves d'azote du sol pour soutenir leurs croissances.

2.3.3.3 Phosphore

L'efficacité d'enlèvement de la charge de P par les SIL de PSCR est également bien documentée (Tableau 2.7). Des enlèvements de P supérieurs à 90 % ont été rapportés suite à l'application de 26 à 167 kg P ha⁻¹ an⁻¹ par le biais d'une irrigation d'eaux usées (Larsson et al., 2003; Dimitriou & Aronsson, 2011).

L'absorption par les plantes peut constituer une part importante de l'enlèvement du P. La teneur en P de la biomasse ligneuse des saules est généralement de l'ordre de 0,04 à 0,10 % suite à l'application d'eaux usées ou de biosolides (exception faite de la teneur de 0,28 % rapportée par Gregersen and Brix, 2001; Tableau 2.8). Des absorptions de 3 à 21 kg P ha⁻¹ an⁻¹ ont été rapportées suite l'application de 31 à 250 kg P ha⁻¹ an⁻¹ par le biais d'eaux usées et de biosolides. Ces absorptions correspondent de 2 à 66 % de la charge appliquée.

Tableau 2.7. Synthèse des efficacités d'enlèvement de MO, N et P par de filtres végétalisés de saules à croissance rapide suite à l'application d'eaux usées, de biosolides et de lixiviat de site d'enfouissement

TCH moyen	Charges appliquées			Ratio N:P:K	Efficacité d'enlèvement de la charge ou de la concentration			Biomasse produite	Texture du sol ¹	Type d'effluent appliqué	Espèces et/ou cultivars plantés	Âge des pousses / Âge des plants ²	Lieu de l'étude	Référence
	DBO ₅	TN	TP		DBO ₅	TN	TP					Années		
	mm / an	kg O ₂ ha ⁻¹ an ⁻¹	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹		kg P ha ⁻¹ an ⁻¹	%	%							
Saules														
Eaux usées														
4 000	3 900	2 100	188	100 : 9 : --	<u>94</u>	<u>43</u>	<u>47</u>	--	Silt	Eaux usées après traitement mécanique	<i>Salix</i> spp.	-- / 5	Pologne	Perttu & Kowalik, 1997
2 074	--	--	--	--	91-98	85 - 95	95 - 96	--	Loam silteux organique	Eaux usées primaires et secondaires	<i>S. viminalis</i>	-- / --	Suède	Hasselgren, 1998
447	558	83	56	100 : 67 : 54	28	2	86	7	Sols silteux et argileux	Eaux usées primaires municipales	'Jorr'	0 / 0	Royaume-Uni	Larsson et al., 2003
893	1 032	167	111	100 : 66 : 54	42	55	94	8				0 / 0		
1 339	1 506	250	167	100 : 67 : 54	57	69	96	9				0 / 0		
910	--	316	26	100 : 8 : --	--	96	95 - 100	14 - 53	Sable ou argile	Eaux usées brutes	'Tora'	1 / 3	Suède	Dimitriou and Aronsson, 2011
160	--	29	4	100 : 14 : --	--	58	70	5	Loam sableux	Eaux usées primaires domestiques	<i>S. viminalis</i> , <i>S. dasyclados</i> , 'Gudrun', 'Tora'	0 / 0	Estonie	Holm & Heinsoo, 2013
300	--	127	32	100 : 25 : --	--	<u>97</u>	<u>87</u>	--	Loam sableux	Eaux usées secondaires filtrées grossièrement et ajout de fertilisant	<i>Salix myabeana</i> 'SX67'	1 / 0	Québec	Guidi Nissim et al., 2015
467	--	164	33	100 : 20 : --	--	<u>86</u>	<u>83</u>	--				1 / 0		
735	--	231	34	100 : 15 : --	--	<u>95</u>	<u>86</u>	--				1 / 0		
Biosolides														
1 230	--	320	2	100 : 1 : --	--	72 - 75	--	9 - 30	Sable ou argile	Surmargeant de biosolides	<i>S. viminalis</i>	0 / 3	Suède	Dimitriou & Aronsson, 2004
Lixiviat														
94	--	324	4	100 : 1 : --	--	67	78	--	Argile	Lixiviat de site d'enfouissement prétraité par nit. et dénit.	'Tora' et 'Gudrun'	0 / 0	Suède	Aronsson et al., 2010
188	--	647	9	100 : 3 : --	--	58	79	--				0 / 0		
282	--	971	13	100 : 1 : --	--	61	78	--				0 / 0		
131	--	107	4	100 : 3 : --	--	51	99	24	Argile	Lixiviat de site d'enfouissement	'Tora'	0 / 0	Suède	Dimitriou & Aronsson, 2010
393	--	320	10	100 : 3 : --	--	69	99	31				0 / 0		
Peupliers														
Eaux usées														
808	486*	279	29	100 : 10 : 33	<u>85*</u>	90 et <u>73</u>	<u>91</u>	--	Loam	Eaux usées primaires domestiques	<i>Populus alba</i>	-- / --	Espagne	Miguel et al., 2014

Notes:

-- : Donnée non disponible

* Charge de DCO appliquée et enlèvement de la concentration de DCO

¹ Utilisation de la classification des sols du *United States Department of Agriculture* (USDA; 1987) lorsque seuls les pourcentages de sable, de silt et d'argile étaient disponibles

² Âge au début de l'étude

Tableau 2.8. Synthèse des teneurs en N et P dans la biomasse ligneuse aérienne des saules suite à l'irrigation d'eaux usées ou de biosolides

Charges appliquées		Ratio N:P:K	Biomasses produites t MS ha ⁻¹ an ⁻¹	Nutriments absorbés dans la biomasse ligneuse aérienne						Type d'effluent appliqué	Espèces et/ou variétés plantées	Lieu de l'étude	Référence
N	P			N			P						
kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	kg P ha ⁻¹ an ⁻¹			kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	% biomasse	% charge appliquée	kg P ha ⁻¹ an ⁻¹	% biomasse	% charge appliquée				
Eaux usées													
--	--	--	5	45 - 60	0,9 - 1,3	--	13 - 14	0,26 - 0,28	--	Eaux usées primaires domestiques	'Bjorn' ou 'Jorr' ou 'Tora'	Danemark	Gregersen and Brix, 2001
414 - 1 176	72 - 201	100 : 17 - 21 : 33	5 - 10	37 - 73	0,8 - 1,0	6 - 9	3 - 6	0,06 - 0,07	3 - 4	Eaux usées primaires municipales	'Jorr'	Grèce	Larsson et al., 2003
83 - 250	56 - 167	100 : 66 - 67 : 54	7 - 9	46 - 58	0,6 - 0,7	23 - 55	7 - 8	0,09 - 0,10	5 - 12	Eaux usées primaires municipales	'Jorr'	Royaume-Uni	
Biosolides													
86 - 258	83 - 250	100 : 97 : 6	6 - 15	32 - 93	0,5 - 0,7	14 - 55	4 - 12	0,07 - 0,09	2 - 8	Biosolides stabilisés, déshydratés et granulés	<i>S. discolor</i> ou <i>S. viminalis</i>	Québec	Labrecque et al., 1998
91	31	100 : 34 : 14	8 - 24	59 - 176	0,4 - 0,8	65 - 194	7 - 21	0,04 - 0,10	21 - 66	Biosolides	<i>S. discolor</i> ou <i>S. viminalis</i>	Québec	Labrecque et Teodorescu, 2003
321	2	100 : 1 : --	9 - 30	44 - 115	0,4 - 0,5	14 - 36	--	--	--	Surnageant de biosolides	<i>S. viminalis</i> '78-183'	Suède	Dimitriou and Aronsson, 2004

Note:

-- : Donnée non disponible

2.3.4 Considérations économiques

L'utilisation des PSCR pour le traitement d'effluents d'eaux usées secondaires s'est avérée économiquement rentable en Suède et en Irlande. Le principal avantage économique de ce type de système face aux systèmes conventionnels de traitement réside en son faible coût d'enlèvement de l'azote et du phosphore. Les gains économiques associés à l'augmentation du rendement de la plantation et à l'économie en fertilisant qui résultent de l'irrigation d'une plantation par un effluent d'eaux usées sont généralement négligeables face à l'avantage économique associé au faible coût de traitement du procédé (Rosenqvist et al., 1997; Rosenqvist & Dawson, 2005).

Le modèle économique suédois d'utilisation des PSCR pour le traitement des eaux usées consiste généralement à irriguer une plantation de saules existante destinée à la production de biomasse et à dédommager le producteur de la plantation. La rémunération du producteur est financée par une portion du gain économique sous-jacent au traitement par PSCR (Börjesson & Berndes, 2006; Dimitriou & Rosenqvist, 2011).

Deux types de systèmes de PSCR visant l'enlèvement des nutriments d'un effluent secondaire d'eaux usées ont été considérés en Suède par Rosenqvist et al. (1997; Tableau 2.9). La motivation économique sous-jacente au système de type 1 est l'économie associée à l'absence de système de nitrification et dénitrification (type 1,1) ainsi que l'économie de produits chimiques de déphosphatation en période estivale (types 1.1 et 1.2). La motivation économique sous-jacente au système de type 2 est l'économie associée à l'absence de systèmes de nitrification et dénitrification et de déphosphatation chimique (Rosenqvist et al., 1997).

Les deux types de systèmes par PSCR se sont avérés économiquement viables sous certaines circonstances pour une application en Suède, notamment en présence de normes régulant les rejets d'azote total et de phosphore total. Pour un même débit de conception, le système de type 2 nécessite une surface de PSCR deux fois plus élevée que le système de type 1, et ce, afin de permettre le traitement des eaux usées accumulées en période hivernale. Cette plus grande superficie et les coûts de mise en place des étangs de rétention hivernale font du second système une option moins économiquement viable (Rosenqvist et al., 1997).

Tableau 2.9. Système de PSCR visant l'enlèvement des nutriments d'un effluent secondaire (tiré de Rosenqvist et al., 1997)

Système	Période		Coût moyen de traitement (\$ ₁₉₉₇ / kg N traité) ¹
	Hivernale (6 mois)	Estivale (6 mois)	
PSCR - Type 1.1	Traitement secondaire + Précipitation du P	Traitement secondaire + Irrigation d'une PSCR	10 - 17
PSCR - Type 1.2	Traitement secondaire + nit. et dénit. + précipitation du P		13 - 31
PSCR - Type 2	Traitement secondaire + Stockage en étangs		16 - 22
Conventionnel - Type1	Traitement secondaire + Précipitation du P		7 - 14
Conventionnel - Type 2	Traitement secondaire + nit. et dénit. + précipitation du P		13 - 33

Note:

¹ Coûts moyens de traitement en couronnes suédoises (SEK) convertis en dollars canadiens (\$) à l'aide du taux de change moyen \$/SEK de 5,52 en 1997 (CanadianForex, 2017)

Le potentiel économique du traitement des eaux usées par PSCR dans un contexte nord-américain, et plus précisément, dans les contextes canadien ou québécois, est méconnu. L'absence d'une industrie québécoise établie de producteur de biomasses de saules rend le modèle suédois peu répliquable au Québec. De plus, le faible coût de l'électricité au Canada, généralement deux fois plus faible qu'en Europe au niveau résidentiel, est peu propice à la culture des saules en vue d'une production locale d'énergie. L'exportation de granules de bois vers le marché européen et la production de bioproduits représentent cependant deux avenues de valorisations potentielles de la biomasse ligneuse produite au Canada ou au Québec (Ressources naturelles Canada, 2010, 2016).

Enfin, le potentiel économique du traitement d'un effluent primaire d'eaux usées, plutôt que d'un effluent secondaire qui nécessite l'exploitation d'un système de traitement conventionnel de niveau secondaire, est également méconnu. Une multitude de petites municipalités canadiennes ne réussissent pas à traiter efficacement leurs eaux usées en raison d'un manque de fonds, d'expertise ou de personnel compétent (Joy et al., 2003). La simplicité d'opération et les faibles coûts présumés associés au traitement d'un effluent primaire par PSCR pourraient pallier les difficultés de ces petites communautés.

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE

Ce chapitre présente les différentes activités qui ont été réalisées afin d'atteindre les trois objectifs spécifiques du projet de recherche. La détermination de la capacité de traitement d'une PSCR (O.S. 2) a été effectuée en menant des essais d'irrigation d'eaux usées primaires à l'échelle pilote. L'évapotranspiration et le bilan hydrique de la plantation de saules (O.S. 1) ont été estimés à l'aide des données météorologiques et hydrauliques mesurées au site pendant l'expérience et des coefficients de plant propre au genre *Salix*. Enfin, les résultats du dimensionnement d'un système de traitement par plantations de saules à croissance rapide pour des populations de 50, 250, 500 et 1 000 habitants ont permis d'estimer les coûts de construction et d'opération du procédé et de réaliser l'étude technico-économique (O.S. 3).

3.1 Essais pilotes

Les activités relatives à cette recherche ont principalement été réalisées à échelle pilote. La mise en place du dispositif expérimental a eu lieu du mois d'avril au mois de juillet 2016 et l'expérience s'est déroulée du 20 juillet au 8 novembre 2016 pour une durée totale de 111 jours. Cette section présente le site où les essais se sont déroulés, le dispositif expérimental qui y a été mis en place ainsi que l'instrumentation du dispositif.

3.1.1 Site

Les essais pilotes se sont déroulés dans la municipalité de Saint-Roch-de-l'Achigan (SRDLA), Lanaudière, Québec (45°51'29"N, 73°35'36"O, 52 m au-dessus du niveau de la mer). Les activités ont été réalisées au sein d'une plantation (la plantation) expérimentale de saules de deux hectares située à proximité de la station de récupération des ressources de l'eau (StaRRE) de SRDLA (Figure 3.1).

La terre agricole de la plantation était initialement utilisée pour la culture du maïs. La plantation de saules y a été mise en place en 2008. Le cultivar *Salix miyabeana* 'SX67' y a été planté à une densité de 16 000 plants/ha (espacement des rangs de 1,8 m et espacement des plants sur un rang de 0,34 m). Une expérience d'irrigation par eaux usées y a été réalisée sur une superficie de 0,72 ha entre 2008 et 2012. Cette première expérience visait à étudier la performance de la plantation pour le traitement de l'effluent traité de la StaRRE de SRDLA (effluent secondaire

filtré grossièrement; Guidi Nissim et al., 2015) ainsi que le développement des racines et les changements morphologiques engendrés par cette irrigation (Jerbi et al., 2014). La plantation a été recépée pour la dernière fois à l'automne 2015. La plantation présente une faible pente (non quantifiée) vers le sud.

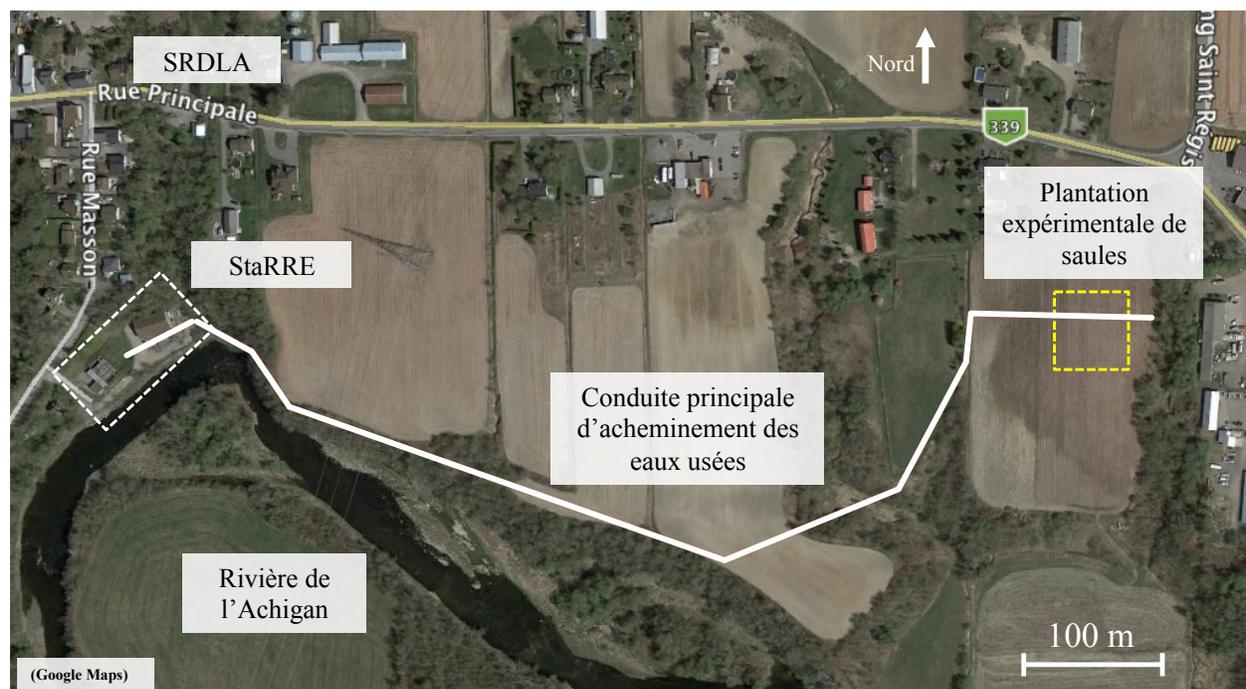


Figure 3.1. Localisation de la StaRRE de SRDLA et de la plantation de saules (vue en plan)

Salix miyabeana 'SX67', dont l'espèce est originaire d'Asie, est un cultivar de saules développé par l'Université de Toronto dans le cadre d'un projet de recherche visant à développer des cultivars à fort rendement, propice à une culture mécanisée intensive et résistant aux maladies et aux parasites. La biomasse ligneuse de ce cultivar peut être récoltée tous les trois ou quatre ans sur une période totale de culture d'au moins 15 ans (Cameron et al., 2007).

Neuf parcelles expérimentales de 108 m² ont été délimitées au sein de la plantation (6 rangs espacés de 1,8 mètre d'une longueur de 10 mètres; Figure 3.2). Une distance minimale de 10 mètres sépare les bordures des différentes parcelles. Quatre rangs par parcelle ont été irrigués pendant l'expérience, pour une surface directe d'irrigation de 72 m² par parcelle. Trois parcelles ont été irriguées avec de l'eau potable provenant d'une source souterraine à raison de 14 mm/d (dose **D0**, cible initiale de 1 000 L/d). Les six autres parcelles ont été irriguées avec un effluent

primaire d'eaux usées. Trois d'entre elles ont été irriguées à raison de 10 mm/d (dose **D1**, cible initiale de 1 000 L/d) et trois à raison de 16 mm/d (dose **D2**, cible initiale de 1 500 L/d).

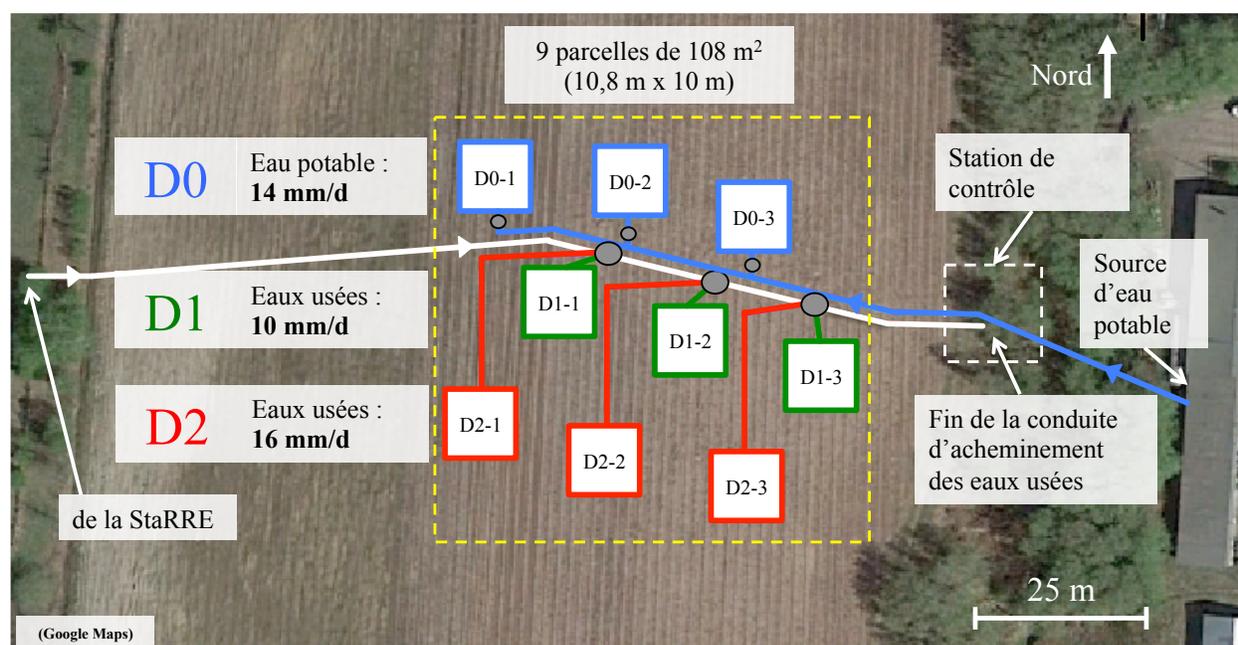


Figure 3.2. Disposition des parcelles expérimentales à la plantation de saules (vue en plan)

3.1.1.1 Caractérisation physique du sol

Les paramètres physiques du sol du site ont été caractérisés avant le début de la période d'irrigation de 2016 (Tableau 3.1).

Les analyses granulométriques et sédimentométriques ont été réalisées sur trois échantillons prélevés aléatoirement dans la zone d'étude à une profondeur de 0 à 30 cm et sur deux échantillons prélevés aléatoirement à une profondeur de 30 à 50 cm. Des analyses granulométriques supplémentaires ont été réalisées pour deux échantillons prélevés aléatoirement à une profondeur de 50-70 cm.

Tableau 3.1. Paramètres de caractérisation physique du sol du site et méthodes

Paramètre	Symbole	Unités	Méthode(s)
Granulométrie	--	--	<ul style="list-style-type: none"> Tamissage et sédimentométrie Méthode D422-63 de l'ASTM International (2007)
Diamètre pour lequel i % de la masse des grains est inférieur	D_i	mm	<ul style="list-style-type: none"> Déterminée graphiquement à l'aide de la granulométrie Pour $i = 10, 30$ et 60 %
Texture	--	--	<ul style="list-style-type: none"> Déterminée à partir de la granulométrie Classification des sols de la USDA (1987)
Densité apparente	ρ	g/cm^3	<ul style="list-style-type: none"> Mesurée Estimée à l'aide de la granulométrie et de la teneur en matière organique du sol Modèle de Saxton & Rawls (2006)
Densité relative	D_r	g/cm^3	<ul style="list-style-type: none"> Mesurée Méthode D854-14 de l'ASTM International (2014b)
Porosité	n	%	<ul style="list-style-type: none"> Calculée $n = 1 - D_r / \rho$
Indice des vides	e		<ul style="list-style-type: none"> Calculé $e = n / (n - 1)$
Coefficient d'uniformité	C_u	--	<ul style="list-style-type: none"> Calculé $C_u = D_{60} / D_{10}$
Coefficient de courbure	C_c	--	<ul style="list-style-type: none"> Calculé $C_c = D_{30}^2 / (D_{10} * D_{60})$
Étalement	--	--	<ul style="list-style-type: none"> Déterminée à l'aide de C_u et C_c Critères de la <i>Unified Soil Classification System</i> (Holtz & Kovacs, 1991)
Point de flétrissement (<i>wilting point</i>)	WP	%	<ul style="list-style-type: none"> Estimée à l'aide de la granulométrie et de la teneur en matière organique du sol Modèle de Saxton & Rawls (2006)
Capacité au champ (<i>field capacity</i>)	FC	%	<ul style="list-style-type: none"> Estimée à l'aide de la granulométrie et de la teneur en matière organique du sol Modèle de Saxton & Rawls (2006)
Eau disponible totale (<i>total available water</i>)	TAW	%	<ul style="list-style-type: none"> Calculée $TAW = FC - WP$
Conductivité hydraulique saturée	k	cm/s	<ul style="list-style-type: none"> Mesurée au site par essais de descente de la nappe (<i>slug tests</i>) Données interprétées à l'aide de la méthode <i>velocity graph</i> de Chapuis (2009) Estimée à l'aide de la granulométrie et de l'indice des vides du sol $k = 2,4622 * (D_{10}^2 * e^3 / (1+e))^{0,7825}$ Méthode de Chapuis (Chapuis, 2008b)

Les mesures de densités apparente et spécifique ont été effectuées sur trois échantillons prélevés aléatoirement dans la zone d'étude à une profondeur de 0 à 30 cm et trois échantillons prélevés aléatoirement à une profondeur de 30 à 50 cm. Les échantillons destinés à la mesure de la densité apparente ont été prélevés à l'aide d'une rondelle métallique de 318 mm de hauteur et de 670 mm de diamètre. Les échantillons ont été formés par le mélange de deux prélèvements effectués à la même profondeur et à proximité l'un de l'autre (< 50 cm). La rondelle a été enfoncée dans le sol en appuyant sur ses rebords, et ce, en portant une attention particulière à ne pas remanier ou compacter le sol. Suite au prélèvement, les échantillons ont été séchés à l'étuve (105 °C) pendant 24 heures puis pesés. La densité relative a été déterminée à l'aide de l'Équation (01).

$$\rho = M_s / V_r \quad (01)$$

Où ρ , M_s et V_r correspondent à la densité relative du sol, la masse de sol sec et le volume de la rondelle d'échantillonnage, respectivement.

Les essais de détermination de conductivité hydraulique par descente de la nappe (*slug tests*) ont été réalisés sur le site à la fin du mois d'octobre 2016. Cette période correspond à la seule période où une nappe perchée a été observée dans les puits d'observation installés dans la zone d'étude pendant la saison d'irrigation 2016. De fait, aucune présence d'eau n'avait été notée dans les puits pendant l'expérience avant cette période. Deux essais ont été réalisés dans chacun des puits d'observation des parcelles D0-2, D1-2, et D2-2, pour un total de six essais. La procédure suivie lors de la réalisation de ces essais est présentée à l'Annexe B.

3.1.1.2 Caractérisation chimique du sol

Analyses réalisées

Une caractérisation chimique non exhaustive du sol du site a été réalisée à l'aide d'échantillons de sol prélevés aux mois de mai et juin 2016 à 20 et 50 cm de profondeur. Les échantillons ont été prélevés à neuf points d'échantillonnages situés à l'intérieur ou à proximité des neuf parcelles expérimentales. Le Tableau 3.2 présente les analyses réalisées sur ces échantillons. Les moyennes par profondeur sont présentées au Chapitre 4. Les méthodes d'analyse sont présentées à l'Annexe C et les résultats du contrôle de la qualité de ces analyses sont présentés à l'Annexe D.

Tableau 3.2. Analyses réalisées sur les échantillons de sol dans le cadre de la caractérisation initiale du site

Paramètre	Symbole	Unités
Carbone organique total	COT	% de sol
Matière organique	MO	% de sol
Azote total Kjeldahl	NTK	mg N/kg
Ammoniaque total	NH ₄	mg N/kg
Nitrites et nitrates	NO _x	mg N/kg
Phosphore total	PT	mg P/kg
Phosphore assimilable	P _{assi}	mg P/kg
Aluminium échangeable	Al	mg Al/kg
Fer échangeable	Fe	mg Fe/kg
Calcium échangeable	Ca	mg Ca/kg
Magnésium échangeable	Mg	mg Mg/kg
Potassium échangeable	K	mg K/kg

Les résultats des paramètres présentés au Tableau 3.2 sont rapportés sur une base massique de sol sec. Les analyses de NTK, NH₄, NO_x et PT ont été réalisées sur les échantillons de cinq des neuf points d'échantillonnage mentionnés ci-dessus (points associés aux parcelles D01-1, D0-3, D1-2, D2-1 et D2-3). Les résultats analytiques obtenus sous la limite de détection des méthodes d'analyse ont été considérés comme égaux à la limite de détection (Croghan & Egeghy, 2003).

Analyse statistique

Des tests de Student par paires et à distribution bilatérale ont été réalisés sur les résultats des échantillons prélevés à 20 et 50 cm afin de comparer la teneur des différents paramètres selon la profondeur d'échantillonnage.

3.1.1.3 Évaluation de la capacité d'adsorption de phosphore du sol

Des essais en bâchée d'adsorption de phosphore ont été réalisés afin de déterminer le potentiel d'adsorption de phosphore du sol du site. Ces essais ont été réalisés pour deux échantillons de sol prélevés au centre du dispositif expérimental à des profondeurs de 0 à 30 cm (sable silteux) et 30 à 70 cm (sable). Les sols prélevés ont été mis en contact avec des solutions de KH₂PO₄ et de K₂HPO₄ de 0, 1, 2, 5, 10, 15 et 20 mg P/L pour une durée de sept jours. Le protocole détaillé de réalisation de ces essais est présenté à l'Annexe E.

Les résultats de ces essais ont permis de générer, pour chaque couche de sol, une courbe d'adsorption massique d'o-PO₄ en fonction de la concentration de la solution de contact (courbes réalisées par interpolation polynomiale de second degré). Le potentiel d'adsorption massique du sol du site, pour une concentration de contact équivalente à la concentration d'o-PO₄ mesurée à l'affluent de la plantation pendant l'expérience (1,5 mg P/L), a été déterminé avec les équations de ces courbes. Enfin, le potentiel total d'adsorption de chaque couche de sol (en g P/m²) a été calculé en divisant le potentiel massique d'adsorption par la densité apparente du sol, puis en multipliant le résultat obtenu par la profondeur de la couche de sol (30 et 40 cm).

Les potentiels d'adsorption des deux couches de sols ont ensuite permis d'estimer les profondeurs équivalentes de saturation du sol en phosphore induite par l'irrigation des doses D1 et D2 durant l'expérience. Les potentiels d'adsorption ont également permis d'estimer les temps de saturation complète des deux couches de sols, en considérant une irrigation de 180 jours par années, les TCH journaliers des doses D1 et D2 (10 et 16 mm/d) et la concentration moyenne d'o-PO₄ mesurée à l'affluent de la plantation pendant l'expérience.

3.1.1.4 Caractérisation météorologique

Paramètres météorologiques

Les paramètres météorologiques journaliers mesurés dans le cadre de ce projet sont présentés aux Tableau 3.3.

Tableau 3.3. Paramètres météorologiques mesurés

Paramètre	Symbole	Unités
Température maximale de l'air	T _{max}	°C
Température minimale de l'air	T _{min}	°C
Humidité relative maximale	HR _{max}	%
Humidité relative minimale	HR _{min}	%
Vitesse moyenne du vent	v	km/h
Radiation solaire totale	R _s	MJ m ⁻² d ⁻¹
Précipitations totales	Pr	mm/d

Les moyennes mensuelles de 2006 à 2015 et les moyennes hebdomadaires du 1^{er} janvier au 8 novembre 2016 sont présentées au Chapitre 4. La provenance des données météo associées à chacune de ces périodes est présentée au Tableau 3.4.

Tableau 3.4. Provenance des données météorologiques

Paramètre	Période	Provenance des données
T_{\max} , T_{\min} , HR_{\max} , HR_{\min} , v , R_s et Pr	2006 à 2015 et 16/01/01 au 16/08/22	Station météo de l'Assomption (EC, 2017)
T_{\max} , T_{\min} , HR_{\max} , HR_{\min} , v , et R_s	16/08/22 au 16/11/08	Station météo de la plantation
Pr	16/01/05 au 16/11/08	Pluviomètre de la StaRRE de SRDLA

La station météorologique de l'Assomption (Station #7014160 d'Environnement Canada, 45°48'34" N, 73°26'05" O, 21 m) située à 13 km de SRDLA, est la station comportant un historique météo complet la plus près du site expérimental. Les détails relatifs à la station météo de la plantation de saules sont présentés à la section 3.1.3.4. Le pluviomètre de la StaRRE de SRDLA est un pluviomètre à lecture directe dont les mesures sont relevées deux fois par jour par le personnel de la station.

Ajustement des données météorologiques

Les données météo mesurées à la plantation saules ont été complétées pour l'année 2016 à l'aide des données provenant de la station de l'Assomption d'Environnement Canada. La procédure de complément de données incomplètes suggérée par Allen et al. (1998) a été utilisée pour compléter les données de la plantation. Cette procédure est présentée à l'Annexe F.

3.1.2 Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental qui a été mis en place est composé de trois éléments principaux, soit d'un système de décantation et de pompage des eaux usées situé à proximité de la StaRRE, d'une conduite d'acheminement des eaux usées d'une longueur approximative d'un kilomètre et d'un système d'irrigation d'eaux usées installé à la plantation de saule.

3.1.2.1 Dispositif de décantation et de pompage

Les eaux usées utilisées dans le cadre de cette recherche ont d'abord été prélevées en amont du traitement biologique de la StaRRE (Figure 3.3) et ont ensuite été acheminées vers une unité pilote munie de trois cuves disposées en série et opérées en vases communicants (Figure 3.4).

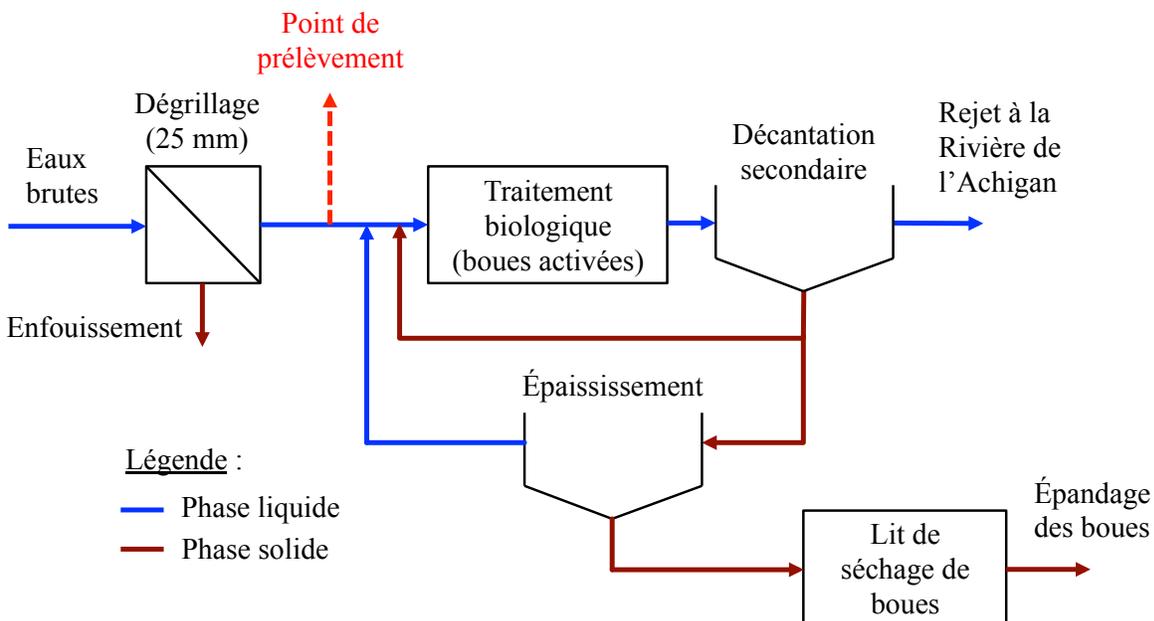


Figure 3.3. Schéma du procédé de traitement de la StaRRE de SRDLA

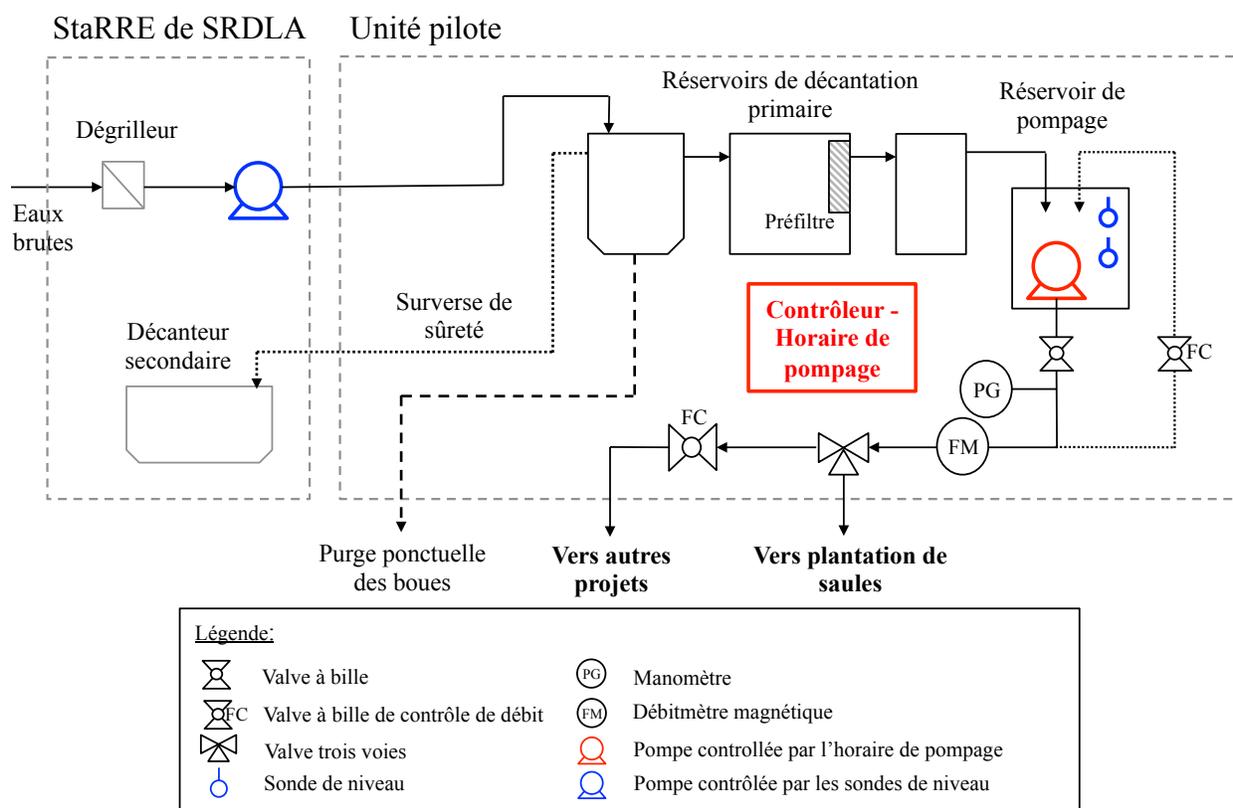


Figure 3.4. Schéma du procédé de décantation et de pompage des eaux usées mis en place à proximité de la StaRRE de SRDLA

Les trois premières cuves (volume maximal de 4,2, 4,9 et 1,1 m³, respectivement) ont été utilisées en tant que décanteurs primaires (fosses septiques), alors que la quatrième cuve (volume maximal de 1,9 m³) a été utilisée en tant que réservoir de pompage. La vidange des boues des décanteurs est effectuée sur une base annuelle. Un préfiltre de fosse septique a été installé en aval de la deuxième cuve afin de limiter le transport de particules grossières vers le réservoir de pompage. Un temps de rétention hydraulique moyen des eaux usées de 31 heures ($Q = 9,4 \pm 3,5$ m³/d) a été conservé au sein des quatre cuves pendant la durée des essais pilotes.

Deux sondes de niveau installées dans le haut du réservoir de pompage ont permis de contrôler le pompage des eaux usées dégrillées à partir de la StaRRE vers l'unité pilote. La pompe installée à la station d'épuration (*submersible sewage pump, WS0511B, Goulds Water Technology*) était démarrée et arrêtée par l'atteinte d'un niveau d'eau correspondant au niveau des sondes de niveau inférieur et supérieur, respectivement.

Le pompage des eaux décantées à partir de l'unité pilote vers la plantation de saules a été assuré par un contrôleur asservi à des heures de départ et de fin de pompage ainsi qu'à des volumes maximums de pompage associé à chaque départ. La pompe (*submersible effluent pump, PF100511, Orenco Systems*) était donc amorcée par l'atteinte d'une heure de départ de pompage et arrêtée par l'atteinte d'une heure de fin de pompage ou l'atteinte du volume maximum de pompage. L'interface de programmation de l'horaire de pompage vers la plantation de saules (avant programmation) est présentée à la Figure 3.5.

		Heures de départ et d'arrêt du pompage vers la plantation (2 doses, 3 parcelles par dose)								Volume maximal de pompage par départ (1 volume max. par dose)	
		PhytoValP Horaire				Date et heure de référence: 2017 / 4 / 20				15 : 53 : 19 953	
	Pilote	Départ 1 - Arrêt 1 HH:mm - HH:mm		Départ 2 - Arrêt 2 HH:mm - HH:mm		Départ 3 - Arrêt 3 HH:mm - HH:mm		Départ 4 - Arrêt 4 HH:mm - HH:mm		VOLUME max par Départ (L)	Reset Ligne
Dose D1	Filière 2	99 : 99	99 : 99	99 : 99	99 : 99	99 : 99	99 : 99	99 : 99	99 : 99	0	Reset Ligne
Dose D2	Filière 2A	99 : 99	99 : 99	99 : 99	99 : 99	99 : 99	99 : 99	99 : 99	99 : 99	0	Reset Ligne

Plages non utilisées

Figure 3.5. Interface de programmation de l'horaire de pompage vers la plantation de saules

Ces valves ont été connectées à un contrôleur d'irrigation (*IBOC Plus d'Irritrol*) alimenté par un panneau solaire (*solar power converter, model Number SPC-2, Irritrol*). Les heures d'ouverture et les durées d'ouverture de chacune des valves ont été programmées à l'aide de ce contrôleur.

Les heures et durées d'ouverture des valves des parcelles D1 et D2 ont été synchronisées à l'horaire de pompage d'eaux usées présenté précédemment. Lors de cette synchronisation, une marge a été appliquée afin que les valves s'amorcent deux minutes avant le début du pompage et se désamorcent deux minutes après la fin du pompage. Cette marge a été mise en place afin d'éviter un pompage en situation de valve fermée et le potentiel bris de matériel associé. Une valve de sûreté (déclenchement à 517 kPa) a également été installée en aval de la conduite principale d'acheminement des eaux usées afin d'éviter un bris de matériel dans l'éventualité où une électrovalve ne s'ouvrirait pas pendant un cycle de pompage.

Les parcelles de la dose D0 ont été alimentées en eau potable provenant du puits d'eau souterraine de la propriété située à l'est de la plantation. La conduite d'irrigation principale d'irrigation de la dose D0 a été branchée au régulateur de pression de la pompe d'eau souterraine de cette propriété. La conduite a donc été maintenue à une pression suffisante pour l'irrigation des parcelles de la dose D0 pendant toute la durée du projet.

Un débitmètre à roue à aubes (*digital paddle wheel flowmeter, F-2000, Blue-White Industries*) a été installé en amont de chacune des parcelles de la dose D0 afin d'assurer le suivi des volumes d'irrigation en eau potable de ces parcelles. Ces débitmètres n'ont pas été utilisés en amont des parcelles irriguées par l'effluent primaire en raison de l'encrassement probable des roues à aubes qui en aurait résulté.

Description d'une parcelle

Une boucle de conduite d'irrigation flexible de polyéthylène a été installée sur chacune des parcelles (Figure 3.7). Quatre bagues d'irrigation de plastique d'une longueur de 10 cm (bagues *Laqua*) ont été installées sur chacune des boucles. Les bagues ont été installées sur quatre rangs de saules, pour une surface effective d'irrigation de 72 m², en suivant la procédure présentée à l'Annexe G. L'usage de ce type de bague a permis d'irriguer directement sur le sol de manière localisée de part et d'autre des bagues et d'éviter les éclaboussures ou une irrigation à l'extérieur des parcelles.

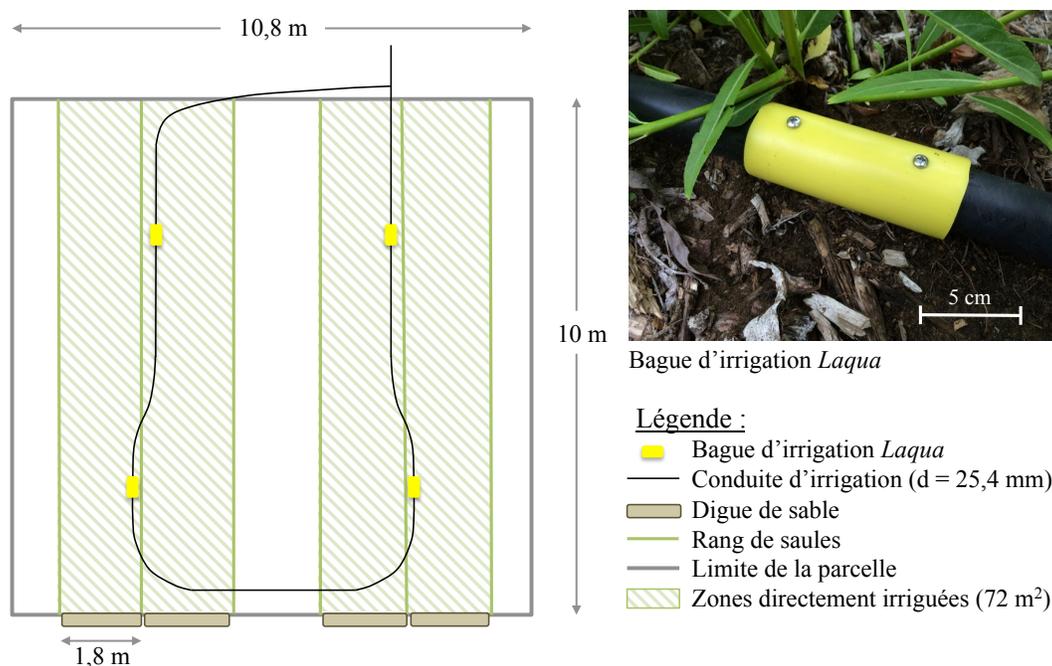


Figure 3.7. Schéma d'une parcelle expérimentale (vue en plan) et d'une bague d'irrigation

Des digues de sable (≈ 20 cm de hauteur) provenant du site ont été mises en place 44 jours après le début de l'expérience (2 septembre 2016) en aval de certains des rangs irrigués afin d'éviter un ruissellement des eaux d'irrigation à l'extérieur des parcelles.

Temps et séquence d'irrigation

Les temps de pompage des eaux usées à partir du pilote et les temps d'ouverture des valves à la plantation ont été déterminés en réalisant des essais de pompage et de mesure de débit à chacune des bagues d'irrigation des parcelles des doses D1 et D2. Ces temps de pompage et d'ouverture des valves ont été ajustés fréquemment en cours d'expérience à l'aide des lectures du débitmètre magnétique afin d'atteindre les cibles d'irrigation de $1\,000$ et $1\,500$ L d⁻¹ parcelle⁻¹ des doses D1 et D2. Les essais de mesures de débit réalisés à la sortie des bagues de ces parcelles ont également permis de valider la calibration du débitmètre magnétique installé en aval du réservoir de pompage du pilote (Figure 3.4).

Des essais de mesure de débit à la sortie des bagues des parcelles de la dose D0 ont été réalisés afin de déterminer les temps d'ouverture des valves de ces parcelles. Les temps d'ouverture ont été calculés en considérant le volume cible journalier de $1\,000$ L d⁻¹ parcelle⁻¹ pour la dose D0. Le suivi de l'atteinte de cette cible a été effectué en cours de projet à l'aide des volumes mesurés

par les débitmètres à roue à aubes installées en amont des parcelles de la dose D0. La procédure et les résultats des mesures de débits aux bagues des neuf parcelles sont présentés à l'Annexe H.

L'ordre d'irrigation des neuf parcelles a été modifié toutes les deux semaines pendant le projet (à l'exception des deux dernières semaines) afin de limiter l'effet de l'heure de l'irrigation des parcelles sur les résultats obtenus. L'irrigation des parcelles a eu lieu de 5 h 05 ± 25 min à 20 h 40 ± 35 min. L'ordre journalier d'irrigation des parcelles, les heures de départ d'irrigation et les durées programmées d'irrigation des parcelles sont présentés à l'Annexe H.

3.1.3 Instrumentation

3.1.3.1 Lysimètres à succion

Un total de 33 lysimètres à succion (*1900L near surface samplers, Soilmoisture Equipment Corp.*) a été installé à la plantation de saules afin de faire le suivi de la qualité de l'eau des pores du sol du site. Ces lysimètres sont munis d'une cartouche poreuse de céramique dont les pores ont une dimension maximale de 1,3 µm (Soilmoisture Equipment Corp). La mise en place d'une succion à l'intérieur du lysimètre entraîne un passage de l'eau des pores du sol vers l'intérieur du lysimètre via la cartouche poreuse. L'eau échantillonnée est donc filtrée par des pores d'une taille inférieure ou égale à 1,3 µm.

Trois lysimètres ont été installés à une profondeur de 60 cm sur chacune des parcelles du site. Cette profondeur correspond à la fin de la couche de sable sous-jacente à la zone racinaire des saules. Six lysimètres supplémentaires ont été installés sur trois des parcelles (D0-2, D1-2, D2-2) à des profondeurs de 20 et 40 cm. L'emplacement des lysimètres au sein d'une parcelle et l'occurrence des lysimètres de différentes longueurs sur les neuf parcelles sont présentés à la Figure 3.8. La localisation détaillée des 33 lysimètres sur les parcelles et l'identification des points d'échantillonnage sont présentées à l'Annexe I.

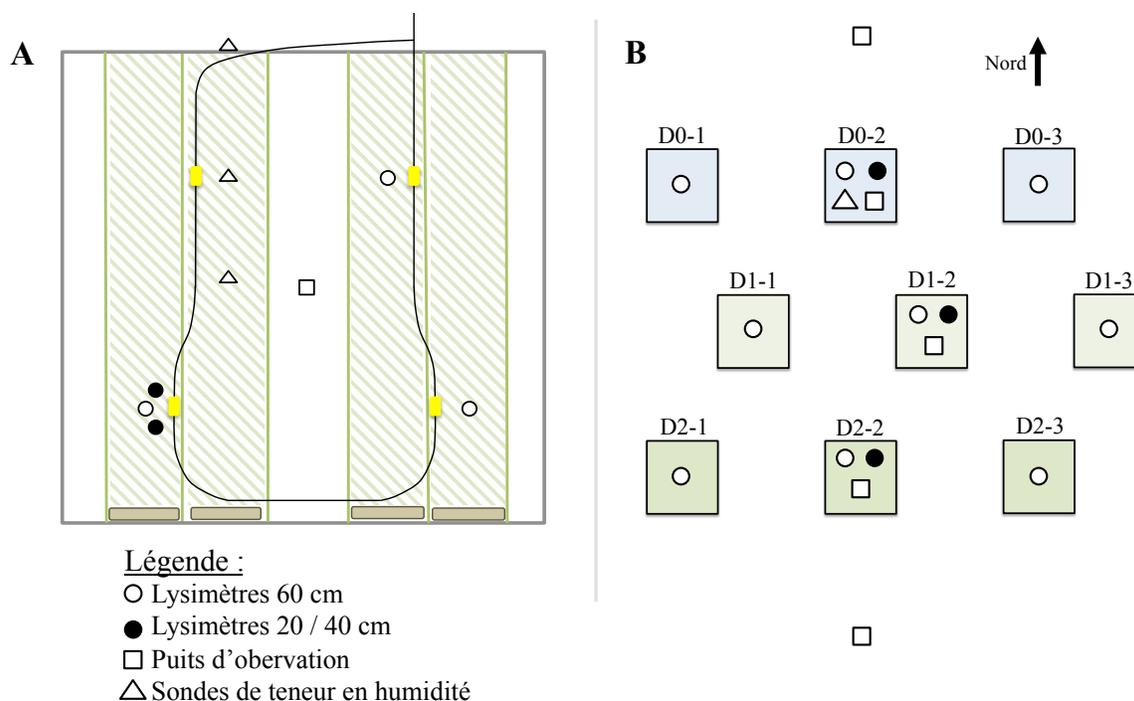


Figure 3.8. Emplacement des instruments sur une parcelle (A) et schématisation de l'occurrence des instruments sur les parcelles du dispositif (B) (vues en plan)

Les lysimètres ont été installés le 14 juin 2016 en suivant la méthode recommandée par le fabricant pour un échantillonnage jugé critique (Soilmoisture Equipment Corp., 2007; Figure 3.9).

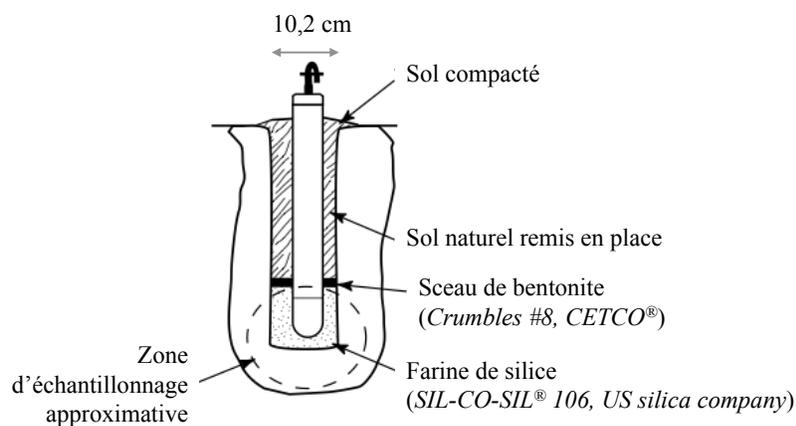


Figure 3.9. Schématisation des lysimètres installés (adaptée de © Soilmoisture Equipment Corp (2007; vue en coupe)

3.1.3.2 Puits d'observation

Cinq puits d'observation ont été installés le 17 juin 2016 afin de faire le suivi de la qualité de l'eau souterraine du site. Trois puits ont été installés au centre des parcelles D0-2, D1-2 et D2-2, un puits a été installé à 15 mètres au nord de la parcelle D0-2 et un puits a été installé à 15 mètres au sud de la parcelle D2-2. Les puits ont été conçus conformément à la méthode recommandée par Chapuis (2008a; Figure 3.10)¹.

La portion crépinée des puits a été installée à l'interface de la couche de sable et de la couche d'argile afin de permettre le captage d'une éventuelle nappe perchée sur la couche d'argile. La localisation des puits d'observation sur les parcelles est présentée sommairement à la Figure 3.8 et en détail à l'Annexe I.

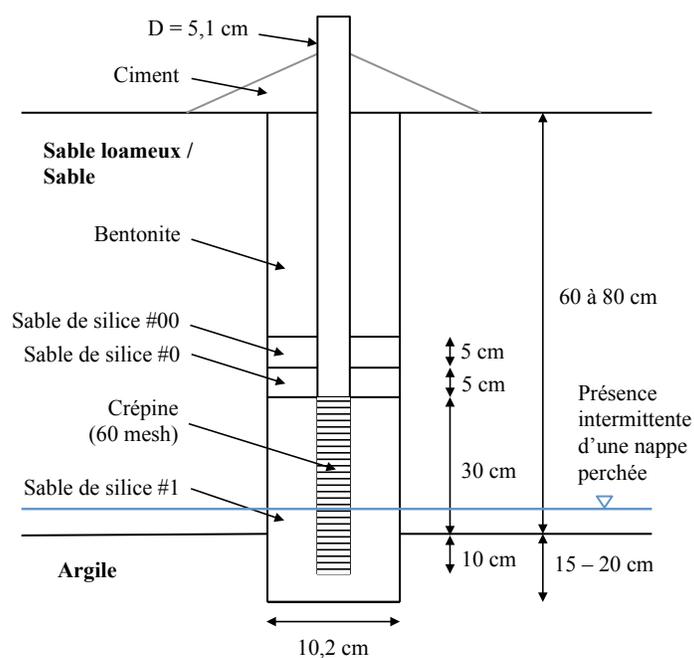


Figure 3.10. Schématisation des puits d'observation installés (vue en coupe)

¹ Conception réalisée en collaboration avec Vahid Merafat, Noura El-Harrak et Robert Chapuis du laboratoire d'hydrogéologie et d'environnement minier de Polytechnique Montréal.

3.1.3.3 Sondes de teneur en humidité

Trois sondes de teneur en humidité (*EC-5, Decagon Devices*) ont été installées à une profondeur de 30 cm dans un rang irrigué de la parcelle D0-2 afin de mesurer l'impact des cycles d'irrigation sur le degré de saturation du sol. La localisation des sondes sur les parcelles est présentée sommairement à la Figure 3.8 et en détail à l'Annexe I.

Le degré de saturation en eau des pores du sol a été calculé sur une base journalière en divisant la teneur en humidité mesurée par les sondes (moyenne des trois sondes) par la porosité du sol.

3.1.3.4 Station météo (modèle et paramètres mesurés)

Une station météo (*Vantage Pro2, Davis Instruments*) a été installée à l'extrémité sud de la plantation de saules afin de mesurer les paramètres météorologiques nécessaires à l'estimation de l'évapotranspiration des saules, soit la température, l'humidité relative, la vitesse du vent et les radiations solaires (fréquence d'enregistrement de 30 minutes).

3.1.4 Échantillonnage et analyses

3.1.4.1 Échantillons liquides

Méthodes d'échantillonnage

L'affluent de la plantation a été échantillonné toutes les deux semaines dans le réservoir de pompage de l'unité pilote à l'aide d'un échantillonneur automatique (*6712 full-size portable sampler, Teledyne Isco*). Un total de huit échantillons (8 août au 9 novembre 2016) a été prélevé pendant la durée des essais. Des échantillons composites de 1 L ont été récoltés sur une période de 24 heures à raison de 42 ml/h. Les dates d'échantillonnage des échantillons d'affluent indiquées au Chapitre 4 correspondent aux dates de fin d'échantillonnage des échantillons composés.

Les lysimètres à succion ont été échantillonnés toutes les deux semaines pour un total de huit échantillons prélevés (8 août au 9 novembre 2016). Une succion de 60 ± 5 centibars a été appliquée la veille des échantillonnages à chacun des lysimètres conformément aux recommandations du fabricant des lysimètres (*Soilmoisture Equipment Corp., 2007*). Les

échantillons ont été prélevés de 24 à 30 h plus tard à l'aide d'une pompe péristaltique portative (*E/S portable sampler, Masterflex*).

Le niveau des puits d'observation a été mesuré toutes les deux semaines pendant la saison d'irrigation. Les puits ont été échantillonnés à l'aide d'une pompe péristaltique portative (*E/S portable sampler, Masterflex*) lorsque de l'eau était présente dans ceux-ci (deux occurrences en fin de saison; 26 octobre et 9 novembre 2016).

Analyses réalisées

Les paramètres mesurés sur les échantillons liquides selon leur provenance sont présentés au Tableau 3.5. Les méthodes d'analyse sont présentées à l'Annexe C et les résultats du contrôle de la qualité de ces analyses sont présentés à l'Annexe D.

Tableau 3.5. Analyses réalisées sur les échantillons liquides selon leur provenance

Paramètre	Symbole	Unités	Provenance de l'échantillon		
			Affluent	Lysimètre	Puits d'observation
Demande chimique en oxygène	DCO	mg DCO/L	x	x	x
Demande chimique en oxygène filtrée	DCO _f	mg DCO/L	x		x
Matières en suspension	MES	mg MES/L	x		
Matières volatiles en suspension	MVES	mg MVES/L	x		
Azote total Kjeldahl	NTK	mg N/L	x	x	x
Ammoniaque totale	NH ₄	mg N/L	x	x	x
Nitrites et nitrates	NO _x	mg N/L	x	x	
Phosphore total	PT	mg P/L	x	x	x
Orthophosphates	o-PO ₄	mg P/L	x	x	x
pH	pH	--	x	x	x
Électroconductivité	EC	dS/m	x	x	x
Calcium	Ca	mg Ca/L	x		
Magnésium	Mg	mg Mg/L	x		
Potassium	K	mg K/L	x		
Sodium	Na	mg Na/L	x		
Sulfate	SO ₄	mg S/L	x		
Chlorure	Cl	mg Cl/L	x		

Comme mentionné précédemment, l'échantillonnage de l'eau des pores du sol par lysimètres à succion entraîne une filtration des échantillons lors de leur passage à travers la cartouche poreuse des lysimètres dont la taille maximale des pores est de 1,3 µm. Les résultats de DCO, de NTK et

de PT des échantillons des lysimètres ont donc été obtenus à partir d'échantillons filtrés par les cartouches poreuses des lysimètres.

La fraction particulaire de la DCO (X_{DCO}) a été obtenue en soustrayant la DCO_f de la DCO. La DBO_5 à l'affluent a été estimée à l'aide du ratio typique de la DCO sur la DBO_5 d'un effluent primaire ($f_{DCO_DBO_5} = 1,84$; EnviroSim, 2015; Équation 02).

$$DBO_{5,aff} = \frac{DCO_{aff}}{f_{DCO_DBO_5}} \quad (02)$$

La fraction biodégradable de la DCO aux lysimètres ($DCO_{B,lysi}$) a été estimée en soustrayant la DCO soluble et colloïdale non biodégradable de la DCO à l'affluent (S_u) de la DCO mesurée aux lysimètres. S_u a été estimée en multipliant la DCO à l'affluent au ratio typique de S_u sur la DCO d'un effluent primaire ($f_{S_u_DCO} = 0,08$; EnviroSim, 2015; Équation 03).

$$DCO_{B,lysi} = DCO_{lysi} - DCO_{aff} * f_{S_u_DCO} \quad (03)$$

La DBO_5 aux lysimètres a été estimée à l'aide de la $DCO_{B,lysi}$ et du ratio typique de la DCO_B sur la DBO_5 ($f_{DCO_B_DBO_5} = 1,6$; EnviroSim, 2015; Équation 04).

$$DBO_{5,lysi} = \frac{DCO_{B,lysi}}{f_{DCO_B_DBO_5}} \quad (04)$$

Les matières inorganiques en suspension (MIES) ont été obtenues en soustrayant les MVES des MES. L'azote total (NT) a été calculé en additionnant les concentrations de NTK et de NO_x mesurées. L'azote organique a été calculé en soustrayant la concentration en NH_4 de la concentration en NTK.

Les ratio C:N et C:P ont été calculés à l'aide de la concentration en DBO_5 (C), NTK (N) et PT (P) mesurées à l'affluent (US EPA, 2006). Le ratio N:P:K (en base N=100) a été calculée à l'aide des concentrations en NTK, PT et K mesurées à l'affluent.

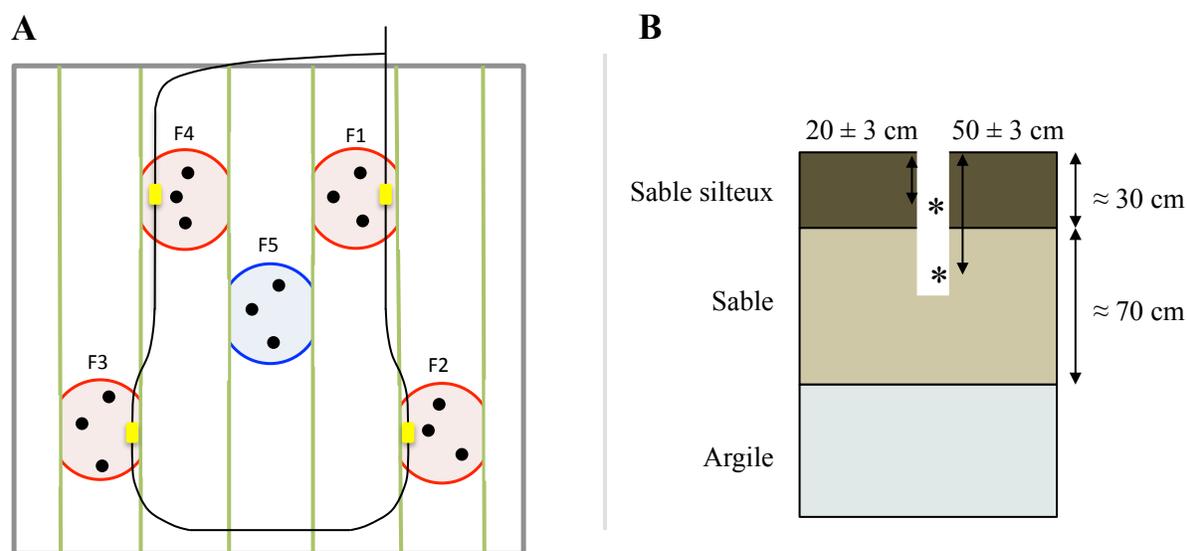
Les moyennes à l'affluent et par dose sont présentées au Chapitre 4. Les résultats analytiques obtenus sous la limite de détection des méthodes d'analyse ont été considérés comme égaux à la limite de détection (Croghan & Egeghy, 2003).

3.1.4.2 Échantillons de sol

Méthode d'échantillonnage

Le sol des parcelles expérimentales de la plantation a été échantillonné les 16 et 18 novembre 2016, soit 8 et 10 jours après l'arrêt de l'irrigation des parcelles, respectivement.

Dix échantillons ont été prélevés par parcelle, pour un total de 90 échantillons. Les échantillons ont été prélevés à cinq points d'échantillonnage sur chaque parcelle. Trois forages ont été réalisés à chacun de ces points d'échantillonnage (total de 15 forages par parcelle). Pour chacun de ces forages, des prélèvements de sol ont été effectués à 20 ± 3 et 50 ± 3 cm. Les prélèvements des trois forages d'un même point d'échantillonnage et d'une même profondeur ont été réunis pour former un échantillon composé. La localisation des zones d'échantillonnage et des forages pour une parcelle typique ainsi que les profondeurs de prélèvement sont présentés à la Figure 3.11.



Légende :

- Point d'échantillonnage en zone directement irriguée ($d \approx 2$ m) (échantillonné le 16 novembre 2016)
- Point d'échantillonnage en zone non directement irriguée ($d \approx 2$ m) (échantillonné le 18 novembre 2016)
- Forage (position approximative) ($d = 5,1$ cm)
- * Profondeur de prélèvement

Figure 3.11. Localisation des points d'échantillonnage et des forages sur une parcelle typique (A, vue en plan) et localisation des profondeurs de prélèvement pour un forage typique (B, vue en coupe)

Analyses réalisées

Les paramètres mesurés sur les échantillons de sol prélevés sont présentés au Tableau 3.6. Les méthodes d'analyse sont présentées à l'Annexe C et les résultats du contrôle de la qualité de ces analyses sont présentés à l'Annexe D.

Les résultats des paramètres présentés sont rapportés sur une base massique de sol sec. Les moyennes par doses et les résultats de l'analyse de variance dont la méthodologie est décrite à la section 0 sont présentés au Chapitre 4. Les résultats analytiques obtenus sous la limite de détection des méthodes d'analyse ont été considérés comme égaux à la limite de détection (Croghan & Egeghy, 2003).

Les indices de saturation du sol en phosphore P/Al et P/(Al+Fe) ont été calculée à l'aide des teneurs en P_{assi} , Al et Fe du sol (Beaudin et al., 2008).

Tableau 3.6. Analyses réalisées sur les échantillons de sol suite à la saison d'irrigation 2016

Paramètre	Symbole	Unités
Carbone organique total	COT	% de sol
Matière organique	MO	% de sol
Azote total Kjeldahl	NTK	mg N/kg
Ammoniaque totale	NH ₄	mg N/kg
Nitrites et nitrates	NOx	mg N/kg
Phosphore total	PT	mg P/kg
Phosphore assimilable	P_{assi}	mg P/kg
pH mesuré dans une solution de CaCl ₂ (0,01M)	pH(CaCl ₂)	--
Électroconductivité	EC	dS/m
Aluminium échangeable	Al	mg Al/kg
Fer échangeable	Fe	mg Fe/kg
Calcium échangeable	Ca	mg Ca/kg
Magnésium échangeable	Mg	mg Mg/kg
Potassium échangeable	K	mg K/kg

La capacité d'échange cationique du sol (CEC) [cmol_c/kg] a été estimée à l'aide des teneurs en Ca, Mg et K du sol exprimées en mg/kg (Équation 05; Havlin et al., 2013).

$$CEC = \frac{Ca}{200} + \frac{Mg}{120} + \frac{K}{390} \quad (05)$$

Analyse statistique

Une analyse de variance (ANOVA) a été réalisée avec les résultats des échantillons prélevés dans les zones directement irriguées (zones F1 à F4 à la Figure 3.11) afin d'évaluer l'impact des doses d'irrigation sur les résultats analytiques obtenus. Un plan expérimental en blocs aléatoires complets (*randomized complete block design*) a été utilisé pour réaliser l'ANOVA (Figure 3.12).

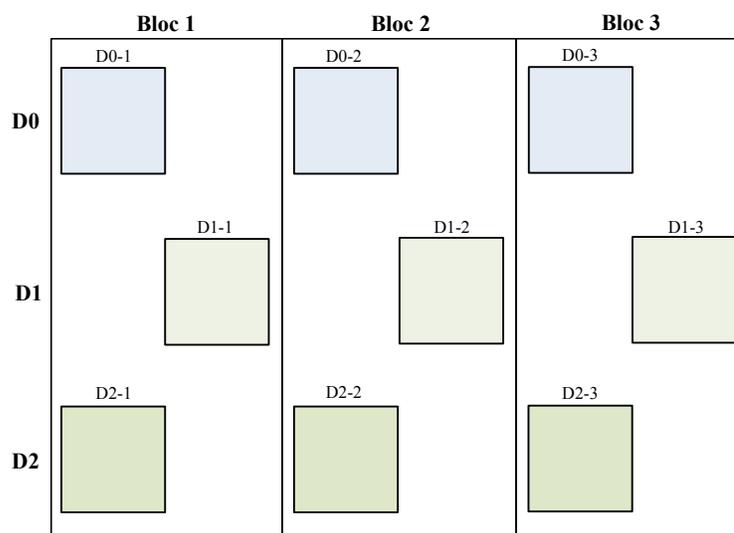


Figure 3.12. Schématisation du plan expérimental utilisé dans le cadre de l'ANOVA réalisée avec les résultats des échantillons de sol prélevés en zones directement irriguées

Ce plan permet de discerner la part de la variance totale causée par la dose d'irrigation (facteur fixe) de la part causée par le positionnement de la parcelle sur le dispositif dans l'un des trois blocs (effet aléatoire). L'Équation 06 présente le modèle linéaire mixte utilisé pour réaliser l'ANOVA.

$$Y_{ij} = \mu + \delta_i + \beta_j + \varepsilon_{ij} \quad (06)$$

Où Y_{ij} est le résultat moyen ($n = 4$) obtenu pour la dose i ($i = 1,2,3$) et le bloc j ($j = 1,2,3$), μ la moyenne globale, δ_i l'effet causé par la dose i de sorte que la moyenne de chaque dose est $\bar{D}_i = \mu + \delta_i$, β_j l'effet causé par le bloc j de sorte que la moyenne de chaque bloc est $\bar{B}_j = \mu + \beta_j$ et ε_{ij} l'erreur résiduelle, qui dans ce cas englobe la variance intraparcelle (variance entre les $n = 4$ observations de chaque parcelle ij).

L'ANOVA et l'analyse post-hoc des résultats ont été réalisées avec le logiciel R (modules *nml* et *multcomp*). Un niveau de signification de 5 % a été utilisé afin de déterminer si les doses D0, D1 et D2 avaient un effet significatif sur les résultats obtenus c.-à-d. de rejeter l'hypothèse nulle H_0 voulant que les moyennes \bar{D}_i soient toutes égales. L'hypothèse de normalité des résidus du modèle a été vérifiée graphiquement pour chacun des paramètres étudiés.

Dans l'éventualité de rejet de H_0 , une comparaison multiple des moyennes \bar{D}_i par la méthode de Tukey (*Tukey's honest significance test*) avec un niveau de signification de 5 % a été effectuée afin de déterminer lesquelles des paires de doses présentaient des moyennes différentes.

3.2 Estimation de l'évapotranspiration

L'évapotranspiration des plants de saules a été estimée à l'aide de l'approche par coefficient de plant proposée par la FAO (Allen et al., 1998). Cette méthode consiste à multiplier l'évapotranspiration de référence mesurée à l'aide de données météo à un coefficient de plant propre à l'espèce de plante utilisée. L'équation 07 présente cette approche.

$$ET_c = ET_o * k_c \quad (07)$$

Où ET_c est l'évapotranspiration des plants [mm/d], ET_o l'évapotranspiration de référence [mm/d] et k_c le coefficient de plant [adimensionnel].

L'évapotranspiration des plants a d'abord été calculée sur une base journalière du 1^{er} mai au 8 novembre (192 d), dates qui correspondent à la date de début d'une saison typique de culture des saules au Québec (1^{er} mai au 31 octobre; Guidi et al., 2013) et à la date de fin d'irrigation des essais pilotes de 2016, respectivement. Les moyennes hebdomadaires d'évapotranspiration ont ensuite été calculées et utilisées pour dresser le bilan hydrique des différentes parcelles.

3.2.1 Évapotranspiration de référence (ET_o)

L'évapotranspiration de référence, qui correspond à l'évapotranspiration d'une surface gazonnée hypothétique calculée par bilan d'énergie, a été calculée sur une base journalière à l'aide de l'équation FAO Penman-Monteith (Équation 08; Allen et al., 1998).

$$ET_o = \frac{0,408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0,34u_2)} \quad (08)$$

Les étapes de calcul proposées par Allen et al. (1998) ont été suivies afin de déterminer les paramètres de l'Équation (08) à partir des données météo collectées pour la période d'étude. Les éléments principaux de ces étapes de calcul sont présentés à l'Annexe J.

3.2.2 Coefficient de plant (k_c)

Les coefficients de plants utilisés pour estimer l'évapotranspiration des parcelles ont été déterminés à partir des coefficients de plants de saules obtenus expérimentalement par Guidi et al. (2008).

Les coefficients de plants déterminés par Guidi et al. (2008) l'ont été par une expérience de deux années réalisée à l'aide de lysimètres plantés de saules (*Salix alba* 'SI62-059'). L'expérience a été réalisée à Pise en Italie sous un climat méditerranéen. Les coefficients, présentés sur une base de 10 jours, ont été obtenus en divisant l'évapotranspiration des plants (ET_c) mesurée par les bilans hydriques des lysimètres (Équation 09) par l'évapotranspiration de référence (ET_o) calculée à l'aide de l'équation FAO Penman-Monteith sur une base de 10 jours.

$$ET_{c(10)} = I_{(10)} + Pr_{(10)} - D_{(10)} \quad (09)$$

Où $I_{(10)}$ est l'irrigation, $Pr_{(10)}$ les précipitations et $D_{(10)}$ le drainage à la sortie des lysimètres sur une période de 10 jours.

Les coefficients de plants obtenus par Guidi et al. (2008) l'ont été pour des plants fertilisés (F) et non fertilisés (NF) en première (1) et seconde (2) année de croissance (première et seconde années suivant le repage initial des plants; $k_{c,F1}$, $k_{c,F2}$, $k_{c,NF1}$ et $k_{c,NF2}$). Les coefficients $k_{c,F1}$ et $k_{c,NF1}$ sont présentés du troisième bloc de 10 jours du mois d'avril jusqu'au deuxième bloc de 10 jours du mois d'octobre alors que les coefficients $k_{c,F2}$ et $k_{c,NF2}$ sont présentés du premier bloc de 10 jours du mois de mai jusqu'au premier bloc de 10 jours du mois d'octobre. Les plants fertilisés l'ont été à l'aide d'une solution de 20 mg/L d'un fertilisant commercial en N-P-K (*FERTER 21:21:21*; ratio N:P:K de 100:44:79) à raison de 263 et 383 kg/ha pour la première et la seconde année de croissance des plants, respectivement. L'humidité du sol des lysimètres a été maintenue à la capacité du champ pendant les deux saisons de l'expérience.

Les coefficients de plants de saules en première année de croissance de Guidi et al. (2008) ont été utilisés pour estimer l'évapotranspiration de la plantation de SRDLA puisque les saules de celle-ci ont été recépés à l'automne 2015. Les coefficients non fertilisé ($k_{c,NF1}$) ont été utilisés pour

estimer l'évapotranspiration des parcelles de la dose D0, alors que les coefficients fertilisés ($k_{c,F1}$) ont été utilisés pour estimer l'évapotranspiration des parcelles des doses D1 et D2.

Les coefficients de plants journaliers de la plantation pour la période du 1^{er} mai au 8 novembre ont été obtenus par interpolation à partir des coefficients de plants de 10 jours tirés de Guidi et al. (2008). Les coefficients des journées non couvertes par l'expérience de Guidi et al. (2008) ont été estimés. Les coefficients de plants tirés de Guidi et al. (2008), les coefficients estimés et les courbes d'interpolation sont présentés à l'Annexe K.

3.3 Bilan hydrique des parcelles

Les bilans hydriques de la zone racinaire des parcelles expérimentales ont été réalisés pour un pas de temps de 24 heures à l'aide des volumes d'irrigation mesurés par les débitmètres du dispositif, des précipitations mesurées par le pluviomètre de la StaRRE de SRDLA et des taux d'évapotranspiration estimés. La percolation au-delà de la zone racinaire des parcelles (percolation profonde) a été obtenue de ces bilans. Les résultats pour un pas de temps de deux semaines, correspondant à la fréquence d'échantillonnage, sont présentés au Chapitre 4.

3.3.1 Modèle

Le modèle d'estimation de bilan hydrique de la zone racinaire d'une plantation proposée par la FAO (Allen et al., 1998; Figure 3.13) a été utilisé pour estimer la percolation profonde des parcelles, ajuster l'évapotranspiration journalière de celle-ci afin de tenir compte d'un manque d'eau potentiel dans la zone racinaire (stress hydrique) et dresser le bilan hydrique journalier des parcelles pour la période d'irrigation s'échelonnant du 20 juillet au 8 novembre 2016.

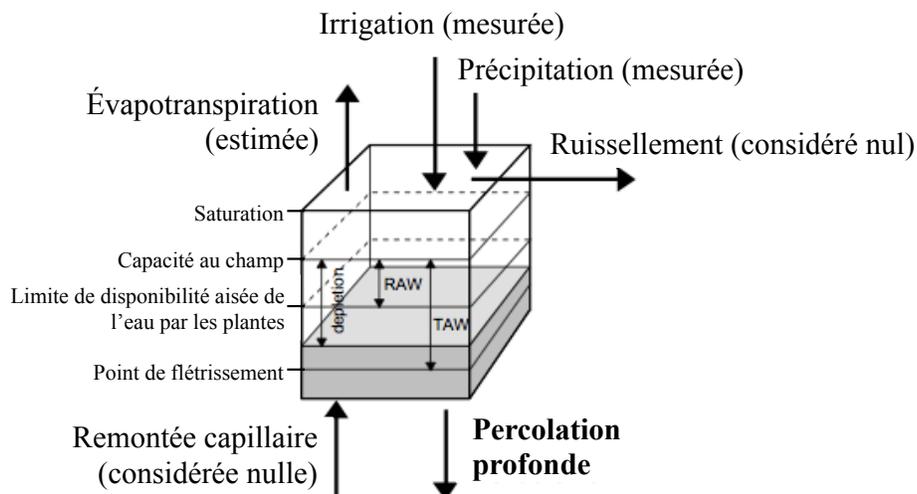


Figure 3.13. Schématisation du modèle d'estimation du bilan hydrique de la zone racinaire de la plantation de saules (adaptée de © Allen et al., 1998)

Où TAW est le total de l'eau disponible (*total available soil water*) dans la zone racinaire [% de volume de sol] et RAW l'eau facilement disponible (*readily available soil water*) dans la zone racinaire [% de volume de sol].

3.3.2 Étapes de calcul

Les étapes de calculs ci-dessous ont été réalisées pour établir le bilan hydrique des parcelles. Il s'agit de déterminer la percolation vers l'extérieur de la zone racinaire causée par la pluie et l'irrigation, de déterminer l'épuisement de la réserve d'eau de la zone racinaire et d'ajuster l'évapotranspiration des plants selon cet épuisement. Une surface de 72 m² par parcelle, qui correspond à la surface effective d'irrigation présentée à la Figure 3.7, a été considérée.

Étape 1 : Détermination de la percolation profonde (DP)

$$DP_i = (Pr_i - RO_i) + I_i - ET_{c,i} - DR_{i-1} \quad (10)$$

Où DP_i est la percolation profonde (*deep percolation*) au jour i [mm], Pr_i les précipitations au jour i [mm], RO_i le ruissellement (*runoff*) hors de la zone d'étude au jour i [mm], I_i l'irrigation au jour i [mm], $ET_{c,i}$ l'évapotranspiration des plants au jour i [mm], DR_{i-1} l'épuisement de la réserve d'eau de la zone racinaire (*root zone depletion*) à la fin du jour $i-1$ [mm].

La condition initiale d'un épuisement initial nul de la réserve d'eau de la zone racinaire (réserve à capacité au champ) a été imposée, comme suggérée par Allen et al., (1998). De plus, la condition limite voulant que DP_i soit égale ou supérieure à zéro a été imposée. Enfin, l'hypothèse simplificatrice voulant que le ruissellement vers l'extérieur des parcelles soit nul a été posée.

Étape 2 : Détermination de l'épuisement de la réserve d'eau de la zone racinaire (DR)

$$DR_i = DR_{i-1} - (Pr_i - RO_i) - I_i - CR_i + ET_{c,i} + DP_i \quad (11)$$

Où DR_i est l'épuisement de la réserve zone racinaire à la fin du jour i [mm] et CR_i la remontée capillaire (*capillary rise*) au jour i [mm];

Les conditions limites voulant que DR_i soit supérieur ou égale à 0 et inférieur ou égale au total de l'eau disponible dans la zone racinaire (TAW) ont été imposées. L'hypothèse simplificatrice voulant que CR soit nulle a été posée. L'absence de nappe dans les puits d'observation pendant la majeure partie de la saison d'irrigation justifie cette hypothèse.

Étape 3 : Détermination du coefficient de réduction de transpiration (K_s) selon la quantité d'eau disponible dans la zone racinaire

$$K_{s,i} = \frac{h * TAW - DR_i}{h(TAW - RAW_i)} \quad (12)$$

Où $K_{s,i}$ est un coefficient journalier de réduction de la transpiration des saules [adimensionnel], h la profondeur de la couche de sol de la zone racinaire [mm].

Une profondeur h de 30 cm a été utilisée pour calculer $K_{s,i}$. Cette profondeur correspond à la profondeur de la couche de sable silteux présente au site. Cette profondeur correspond également à la zone où se trouve la plus grande part de la biomasse racinaire des saules du site (Jerbi et al., 2014).

La fraction de l'eau facilement disponible dans la zone racinaire (RAW) a été calculée sur une base journalière à l'aide de l'Équation 13.

$$RAW_i = p_i TAW \quad (13)$$

Où p_i est la fraction de la TAW que les plantes peuvent extraire sans stress au jour i [adimensionnel];

La fraction p est dépendante de l'évapotranspiration des plants. La fraction de l'eau que les plantes peuvent facilement extraire sans stress est plus faible en condition de forte évapotranspiration (temps sec et chaud) et plus élevée en condition de faible évapotranspiration (Allen et al., 1998). L'approximation numérique de la relation entre p et ET_c est présentée par l'Équation 14.

$$p_i = p_5 + 0,04 * (5 - ET_{c,i}) \quad (14)$$

Où p_5 est la fraction de la TAW que les plantes peuvent extraire sans stress pour une évapotranspiration de 5 mm/d.

La valeur typique de p_5 de 0,5 suggérée par Allen et al. (1998) a été utilisée. Les conditions limites à l'effet que p_i soit supérieur ou égale à 0,1 et inférieur égales à 0,8 ont été imposées.

Étape 4 : Ajustement de ET_c afin de tenir compte du manque potentiel d'eau dans la réserve de la zone racinaire

$$ET_{c,aj,i} = K_{s,i} * ET_{c,i} \quad (15)$$

Où $ET_{c,aj,i}$ est l'évapotranspiration des plants ajustée pour tenir compte de l'épuisement de la zone racinaire en eau au jour i [mm].

Étape 5 : Ajustement de l'évapotranspiration pour tenir compte de l'effet de la salinité du sol sur la transpiration de la plante

Une présence de sels dans le sol diminue la disponibilité de l'eau pour les plantes. De fait, l'affinité des sels avec l'eau augmente la force que les végétaux doivent déployer pour extraire l'eau du sol. De plus, certains sels ont des effets toxiques et peuvent ralentir le métabolisme et la croissance des plantes (Allen et al., 1998). Il convient donc d'ajuster l' ET_c afin de tenir compte de la salinité du sol.

L'approche d'ajustement proposé par la FAO (Allen et al., 1998) présume que la salinité du sol n'a aucun effet sur la transpiration jusqu'à un seuil critique. Au-delà de ce seuil, l'approche présume une relation linéaire entre l'augmentation de la salinité et la diminution du rendement des plantes.

Aucun ajustement n'a été effectué dans le cadre de la présente étude puisque le seuil critique des saules est de l'ordre de 5,0 dS /m (Hangs et al., 2011) et que l'électroconductivité du sol mesurée

dans la zone racinaire des zones D1 et D2 suite à la saison 2016 est largement inférieure à ce seuil.

Étape 6 : Ajustement de DP afin de tenir compte de la diminution potentielle d' ET_c causée par l'épuisement de la zone racinaire

$$DP_{aj,i} = DP + ET_{c,i} - ET_{c aj,i} \quad (16)$$

Où $DP_{aj,i}$ est la percolation profonde ajustée au jour i [mm].

Cette étape d'ajustement de la percolation profonde afin de tenir compte de la diminution potentielle de l'évapotranspiration causée par un déficit d'eau dans la zone racinaire a été ajoutée aux étapes de calcul proposées par Allen et al. (1998) afin de fermer les bilans hydriques des parcelles.

3.4 Efficacité d'enlèvement

L'efficacité d'enlèvement d'un paramètre donné à une parcelle expérimentale a été obtenue en divisant l'écart entre les charges à l'affluent et à l'effluent de la parcelle par la charge à l'affluent de la parcelle (Équation 17). Les charges à l'affluent et à l'effluent des parcelles ont été estimées pour des pas de temps de deux semaines correspondant à l'intervalle d'échantillonnage pendant les essais pilotes.

$$E_i = \frac{W_{a,i} - W_{e,i}}{W_{a,i}} \quad (17)$$

Où E_i , $W_{a,i}$ et $W_{e,i}$ sont l'efficacité d'enlèvement de la charge, la charge à l'affluent et la charge à l'effluent d'une parcelle pour la période de deux semaines i , respectivement.

La charge à l'affluent d'une parcelle a été estimée en multipliant la concentration à l'affluent au débit d'irrigation cumulatif des deux semaines précédant l'échantillonnage (Équation 18).

$$W_{a,i} = C_{a,i} * Q_{a,i} \quad (18)$$

Où $C_{a,i}$ est la concentration à l'affluent à la fin de la période de deux semaines i et $Q_{a,i}$ le débit d'irrigation cumulatif de la période de deux semaines i .

La charge à l'effluent d'une parcelle a été estimée en multipliant la moyenne des concentrations mesurées aux trois lysimètres de 60 cm de la parcelle à la percolation profonde cumulative de la parcelle pour les deux semaines précédant l'échantillonnage (Équation 19).

$$W_{e,i} = \bar{C}_{L60,i} * DP_{aj,i} \quad (19)$$

Où $\bar{C}_{L60,i}$ est la moyenne des concentrations mesurées aux trois lysimètres de 60 cm à la fin de la période de deux semaines i et DP_i la percolation profonde totale estimée à la parcelle pour la période de deux semaines i .

L'hypothèse simplificatrice selon laquelle les concentrations à l'affluent et à l'effluent des parcelles sont constantes lors des deux semaines précédant un échantillonnage a été posée.

3.5 Bilan d'oxygène

Un bilan sur l'oxygène a été réalisé afin d'estimer l'écart entre la demande en oxygène générée par l'application d'eaux usées et le flux entrant d'oxygène par diffusion dans le sol. Les apports d'oxygène causés par l'oxygène dissout dans les eaux usées et par l'entraînement d'air dans le sol suite aux événements d'irrigation (effet piston d'un volume d'eau s'infiltrant dans un sol non saturé) ont été négligés.

3.5.1 Demande en oxygène

La demande totale en oxygène correspond à la somme des besoins en oxygène associée à la minéralisation du carbone organique et à la nitrification de l'azote des eaux usées d'irrigation (Équation 20).

$$DBO_T = DBO_C + DBO_N \quad (20)$$

Où DBO_T est la demande biochimique totale en oxygène [$g\ m^2\ d^{-1}$], DBO_C la demande biochimique carbonée en oxygène [$g\ m^2\ d^{-1}$] et DBO_N la demande biochimique azotée en oxygène [$g\ m^2\ d^{-1}$] des eaux usées.

La DBO_C correspond à la moyenne journalière de la charge totale saisonnière en DBO ultime (DBO_U) à l'affluent de la plantation. La DBO_U a été estimée en multipliant la DBO_5 à l'affluent de la plantation par le ratio typique DBO_U/DBO_5 de 0,67 (EnviroSim, 2015). La DBO_N

correspond à la moyenne journalière de la charge totale saisonnière en NTK multipliée par un facteur stoechiométrique de 4,57.

3.5.2 Diffusion de l'oxygène dans le sol

L'équation de diffusion de l'oxygène dans le sol dérivée par McMichael & McKee (1966) à partir de la loi de Fick a été utilisée pour estimer le flux entrant d'oxygène au sein des parcelles des doses D1 et D2 (Équation 21).

$$M = 2(C_{O_2,A} - C_{O_2,S}) \left(\frac{D_p * t}{\pi} \right)^{1/2} \quad (21)$$

Où M est le flux d'oxygène pénétrant la surface du sol [$\text{g m}^2 \text{d}^{-1}$] pendant la période t, $C_{O_2,A}$ la concentration constante d' O_2 au-dessus de la surface du sol [g/m^3], $C_{O_2,S}$ la concentration d' O_2 dans le sol à t_0 [g/m^3], D_p le coefficient effectif de diffusion d' O_2 dans le sol et t le temps d'aération d'une parcelle.

Une valeur de $C_{O_2,A}$ de 279 g/m^3 , qui correspond au pourcentage massique d' O_2 dans l'air (23,2 %) multiplié à la densité de l'air à $20 \text{ }^\circ\text{C}$ ($1\,204 \text{ g/m}^3$), a été utilisée. La valeur de $C_{O_2,S}$ de 140 g/m^3 suggérée par la US EPA (2006), qui correspond à la concentration requise dans le sol afin de prévenir une diminution de la croissance des plantes (Hagan et al., 1967), a été utilisée plutôt que la valeur nulle moins conservatrice suggérée par McMichael & McKee (1966). Le coefficient effectif de diffusion d' O_2 dans le sol a été calculé à l'aide de l'Équation 22.

$$D_p = 0,66 * s * D_{O_2} \quad (22)$$

Où 0,66 est un coefficient d'ajustement [adimensionnel], s la fraction des pores du sol remplie d'air lors de l'irrigation, qui correspond à la différence entre 100 % et la saturation partielle moyenne des pores du sol mesurée par les sondes de teneur en humidité pendant la période d'irrigation 2016 (61 %) et D_{O_2} le coefficient de diffusion de l'oxygène dans l'air de $1,62 \text{ m}^2/\text{d}$.

Le temps t d'aération d'une parcelle correspond au temps moyen entre la fin et le début de deux événements d'irrigation (moyennes de 22,9 et 22,4 h pour les doses D1 et D2). Ces temps ont été utilisés puisque les taux moyens d'irrigation des parcelles D1 et D2 (9 et 10 mm/h, respectivement) sont inférieurs au taux d'infiltration typique de 20 mm/h d'un sable mouillé (limite inférieure de la plage de taux d'infiltration recommandée par la USDA, 2008), ce qui

implique l'absence d'accumulation à la surface du sol pendant et à la fin de l'événement d'irrigation.

3.6 Analyse technico-économique

L'analyse technico-économique a été réalisée en trois principales étapes. Dans un premier temps, un système de traitement des eaux usées municipales par PSCR a été dimensionné pour des municipalités de 100, 250, 500 et 1 000 EH. Les coûts et revenus des systèmes dimensionnés ont ensuite été estimés puis actualisés. Enfin, les montants actualisés ont été comparés aux coûts moyens de traitement pour des municipalités québécoises de tailles similaires.

3.6.1 Dimensionnement

Trois éléments ont été dimensionnés, soit un étang non aéré permettant la décantation primaire des eaux usées brutes et leur emmagasinage du 1^{er} novembre au 30 avril (181 d), une pompe permettant l'acheminement des eaux usées primaires et une plantation de saules à croissance rapide munie d'un système d'irrigation surfacique (Figure 3.14).

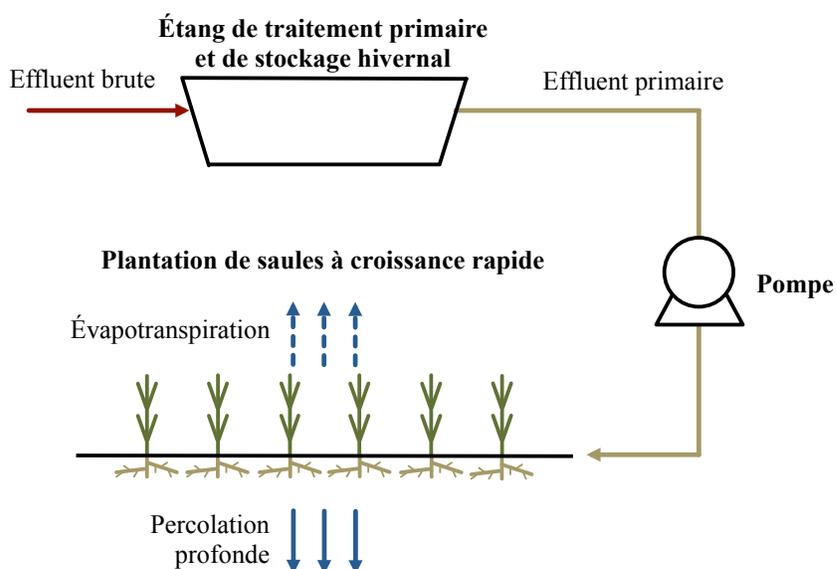


Figure 3.14. Schéma du système dimensionné dans le cadre de l'analyse technico-économique

Le dimensionnement a été effectué en considérant les concentrations moyennes mesurées à l'affluent de la StaRRE et de la plantation de saules pendant la période d'irrigation 2016.

3.6.1.1 Débit d'affluent et d'irrigation

Un débit journalier par EH de $0,3 \text{ m}^3/\text{d}$ a été considéré (EC, 2013). Ce débit a été pondéré mensuellement à l'aide des débits mensuels moyens mesurés à l'affluent de la StaRRE de SRDLA des années 2011 à 2016 (Équation 23). Cette pondération a été effectuée afin d'obtenir des débits mensuels plus représentatifs des fluctuations de débit ayant lieu à l'affluent d'une StaRRE.

$$Q_{a,i} = \frac{Q_{\text{SRDLA},i}}{Q_{\text{SRDLA}}} * Q_{\text{jour}} * \text{EH} * 365 \quad (23)$$

Où $Q_{a,i}$ est le débit ajusté à l'affluent du système à dimensionner au mois i [m^3/mois], $Q_{\text{SRDLA},i}$ le débit moyen de 2011 à 2016 à l'affluent de la StaRRE de SRDLA au mois i [m^3/mois], Q_{SRDLA} le débit annuel moyen de 2011 à 2016 à l'affluent de la StaRRE de SRDLA [m^3/an], Q_{jour} le débit journalier de dimensionnement par EH de $0,3 \text{ m}^3/\text{d}$ et EH le nombre d'équivalents-habitants du système dimensionné.

Une charge saisonnière moyenne d'irrigation de $10 \text{ mm}/\text{d}$ correspondant à la dose D1 et une période d'irrigation de 184 jours s'échelonnant du 1^{er} mai au 31 octobre ont été considérées pour réaliser les dimensionnements (irrigation annuelle totale de $1,84 \text{ m}$; $18\,400 \text{ m}^3/\text{ha}$). Une récolte annuelle d'un tiers de la plantation a été considérée. Aux fins d'estimation de l' ET_c et de répartition de la charge d'irrigation, la plantation a été considérée en deux zones distinctes, soit une première zone correspondant au tiers de la plantation en première année de croissance (zone 1) et une seconde zone correspondant aux deux tiers en seconde et troisième année de croissance (zone 2; Figure 3.15).

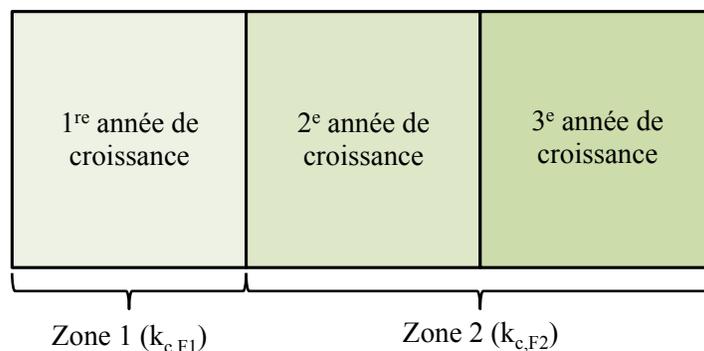


Figure 3.15. Séparation de la plantation à dimensionner selon les années de croissance des plants

L' ET_c de la plantation a été estimée sur une base mensuelle selon la méthode décrite précédemment et à l'aide des données météo moyennes de la Station de l'Assomption pour les années 2006 à 2015 (EC, 2017). Les ET_c des zones 1 et 2 ont été estimées à l'aide des coefficients de plants fertilisés d'un an ($k_{c,F1}$) et de deux ans ($k_{c,F2}$), respectivement. La charge annuelle totale de 1,84 m a été répartie au sein de la plantation afin de tenir compte des différences d' ET_c entre les deux zones (Équations 24 et 25).

$$Q_{z1} = \frac{ET_{c,z1}}{ET_{c,z1} + ET_{c,z2}} * Q \quad (24)$$

$$Q_{z2} = \frac{ET_{c,z2}}{ET_{c,z1} + ET_{c,z2}} * Q \quad (25)$$

Où Q_{z1} et Q_{z2} sont les débits d'irrigations saisonniers des zones 1 et 2 [m^3/an], $ET_{c,z1}$ et $ET_{c,z2}$ les évapotranspirations saisonnières des zones 1 et 2 [mm] et Q le débit d'irrigation saisonnier permettant équivalent à la charge visée en mm/d [m^3/an]

Les débits d'irrigation saisonniers des zones 1 et 2 ont ensuite été répartis sur une base mensuelle afin de suivre l'évolution de l' ET_c au cours de la saison d'irrigation (Équations 26 et 27).

$$Q_{z1,i} = \frac{ET_{c,z1,i}}{ET_{c,z1}} * Q_{z1} \quad (26)$$

$$Q_{z2,i} = \frac{ET_{c,z2,i}}{ET_{c,z2}} * Q_{z2} \quad (27)$$

Où $Q_{z1,i}$ et $Q_{z2,i}$ sont les débits mensuels d'irrigation des zones 1 et 2 au mois i [$m^3/mois$] et $ET_{c,z1,i}$ et $ET_{c,z2,i}$ l'évapotranspiration des zones 1 et 2 au mois i [mm].

Les débits d'irrigation mensuels totaux Q_i ont ensuite été calculés en additionnant $Q_{z1,i}$ et $Q_{z2,i}$.

3.6.1.2 Plantation de saules à croissance rapide

La surface plantée de saules a été déterminée en divisant le débit annuel d'eaux usées à l'affluent par l'irrigation annuelle totale 18 400 m^3/ha . La superficie totale de terrain nécessaire correspond à la superficie plantée de saules augmentée de 20% pour tenir compte des chemins d'accès et des marges en bordure de la plantation (pondération suggérée dans *EcoWillow 2.0*; State University of New York - College of Environmental Science and Forestry [SUNY-ESF], 2014). Le temps de saturation du sol en phosphore correspondant à une charge hydraulique saisonnière de 10 mm/d

(dose D1), qui a déterminé à l'aide des résultats des essais en lots d'adsorption de phosphore, a été considéré. Une conduite d'acheminement principale des eaux usées (de l'étang à la plantation) d'une longueur de 500 m a été considérée. La longueur totale des conduites d'irrigation de 25,4 mm de la plantation a été estimée en considérant la configuration de la plantation de SRDLA, soit un espacement des rangs de 1,8 m et une conduite à tous les deux rangs. La quantité requise de bagues d'irrigation de 400 bagues/ha a été déterminée à l'aide du débit de 250 L h⁻¹ bague⁻¹ mesuré à la plantation de saules lors des essais pilotes et du taux d'irrigation de 10 mm/h maintenu pendant les essais.

3.6.1.3 Étang non aéré

Le volume cumulatif dans l'étang a été calculé sur une base mensuelle à l'aide du volume en début de mois, du débit mensuel à l'affluent et du débit mensuel d'irrigation de la plantation (Équation 28).

$$V_i = V_{i-1} + Q_{a,i} - Q_i \quad (28)$$

Où V_i et V_{i-1} sont les volumes cumulatifs dans l'étang aux mois i et $i-1$.

Ce calcul a été réalisé pour cinq années consécutives (novembre à octobre) en considérant le volume résiduel de fin de période d'irrigation (volume au 31 octobre) comme le volume dans l'étang au début de la période d'accumulation hivernale (volume au 1^{er} novembre). La surface irriguée de la plantation a été augmentée de 1% afin d'obtenir un volume résiduel dans l'étang constant d'année en année.

Le volume de dimensionnement de l'étang correspond au maximum des volumes mensuels cumulatifs dans l'étang. Le volume trouvé a été augmentée d'une marge de sécurité 10 % (hypothèse). La superficie de l'étang a été obtenue en divisant le volume de l'étang par la profondeur maximale de 1,8 m recommandée pour un étang non aéré à décharge continue en été et en ajustant ce résultat pour tenir compte des pentes de l'étang (3H:1V) et de la hauteur de revanche minimale de 0,6 m (Bernier, 2001). L'hypothèse simplificatrice d'un seul étang de forme carré a été utilisée pour procéder à cet ajustement (ajout de $(1,8 + 0,6 \times 2) \times 3 = 9$ m à chacun des côtés du bassin).

Un volume de boues à la vidange correspondant à 15 % du volume total de l'étang a été utilisé pour estimer le volume de vidange de boues (Bionest, communication personnelle, 2017). Une

masse volumique des boues de 1 015 kg/m³ et une siccité de 4 % ont été utilisées pour estimer la masse sèche de boues à la vidange (Desjardins, 2009; Équation 29).

$$M_{bs} = V_b * \rho_b * f_s \quad (29)$$

Où M_{bs} est la masse équivalente de boues sèches à la vidange [kg de boues sèches], V_b le volume de boues à la vidange [m³], ρ_b la masse volumique des boues humides [kg de boues humides/m³] et f_s la siccité des boues humides [kg de boues humides/kg de boues sèches].

Une siccité des boues déshydratées non mécaniquement de 30 % a été considérée afin d'estimer la masse humide de boues à disposer après déshydratation (Desjardins, 2009; Équation 30)

$$M_{bdh} = \frac{M_{bs}}{f_{sd}} \quad (30)$$

Où M_{bdh} est la masse humide de boues suite à la déshydratation [kg de boues humides] et f_{sd} la siccité des boues déshydratée [kg de boues déshydratées/kg de boues sèches].

3.6.1.4 Pompe

Le taux d'irrigation de 10 mm/h, qui a été maintenu pendant les essais pilotes de SRDLA, a été considéré pour déterminer les débits de pompage. Afin de minimiser le débit de pompage maximal de la pompe, une irrigation consécutive par bloc a été considérée (plutôt qu'une irrigation simultanée de la plantation entière; tel que suggéré par Dubois Agrinovation, communication personnelle, 2017). Ainsi, la plantation a été séparée en six blocs d'irrigation (2 blocs pour la zone 1 et 4 blocs pour la zone 2). Le nombre de blocs a été restreint à six afin que l'irrigation ait lieu pendant le jour et que l'évapotranspiration soit maximisée. Le débit de pompage maximal de la pompe correspond au taux d'irrigation multiplié par l'aire d'un bloc. Une électrovalve par bloc a été considérée.

Le temps de pompage journalier total a été calculé à l'aide des hauteurs d'irrigation journalières des zones 1 et 2, du taux d'irrigation et du nombre de blocs à irriguer par zone (Équation 31).

$$t_{p,i} = \frac{I_{z1,i} * n_{z1} + I_{z2,i} * n_{z2}}{r_i} \quad (31)$$

Où $t_{p,i}$ est le temps de pompage total journalier au mois i , [h] $I_{z1,i}$ et $I_{z2,i}$ les hauteurs d'irrigation des zones 1 et 2 au mois i , n_{z1} et n_{z2} les nombres de blocs d'irrigation des zones 1 et 2 et r_i le taux d'irrigation [mm/h].

La puissance journalière requise par la pompe a été calculée à l'aide des débits et temps de pompage et en considérant une charge hydraulique de 35 mètres (Équation 32). Cette charge correspond à la charge hydraulique observée à SRDLA lors des essais pilotes, abstraction faite de la différence de dénivelé approximative de 15 mètres entre le réservoir de pompage de l'unité pilote et la plantation de saules. Une efficacité de la pompe de 60 % a été considérée.

$$P_{s,i} = \frac{Q_p * \rho_w * g * h_w}{\eta * 3,6 * 10^6} * t_{p,i} \quad (32)$$

Où $P_{s,i}$ est la puissance journalière à générer par le moteur de la pompe au mois i [kWh/d], Q_p le débit de pompage [m^3/h], ρ_w la densité de l'eau [kg/m^3], g l'accélération gravitationnelle [m^2/s], h_w la charge hydraulique [m] et η l'efficacité de la pompe.

3.6.2 Estimation et comparaison des coûts et revenus

3.6.2.1 Estimation du coût de traitement

Les coûts et les revenus potentiels en $\$/m^3$ pour l'exploitation du système de traitement sont présentés au Tableau 3.7. Une durée de vie totale du système de 24 ans a été considérée, ce qui correspond à la durée de vie utilisée par Rosenqvist et al. (1997) dans le cadre d'une analyse économique d'irrigation d'une plantation de saules par des eaux usées en Suède.

Les coûts de construction, d'opération et de maintenance et de dosage de produits chimiques des étangs non aérés ont été fournis par des municipalités québécoises dont le traitement des eaux usées est assuré par des étangs non aérés à vidange périodique. Les municipalités québécoises aux étangs construits après 1990 (14 municipalités), exception faite des municipalités de la région administrative du Nord-du-Québec, ont été interrogées afin d'obtenir les informations suivantes : coûts de construction, coûts annuels d'opération et de maintenance (incluant ou excluant les coûts annuels de dosage de produits chimiques), fréquence annuelle de vidange du surnageant, nombre de vidanges des boues depuis la mise en opération et composition du fond de l'étang. La date de mise en opération des étangs, la population de conception, les débits moyens journaliers et la charge journalière en DBO_5 ont été obtenus du MDDELCC (2016b). Ces informations et les informations obtenues de la part de 11 des 14 municipalités interrogées ont permis d'établir les coûts unitaires relatifs aux étangs présentés au Tableau 3.7 (détails à l'Annexe L). Les coûts de

construction des étangs ont été actualisés en dollars de 2017 à l'aide de la Feuille de calcul de l'inflation de la Banque du Canada (2017).

Une fréquence de vidange des boues de 12 ans a été considérée suivant les recommandations de Bionest (communication personnelle, 2017). Cette fréquence constitue une valeur conservatrice. De fait, l'ensemble des municipalités ayant fourni des réponses au sujet de la fréquence de vidange des boues de leurs étangs n'avait pas encore effectué de vidange depuis la mise en opération de leurs installations (âges des étangs de 12 à 26 ans). Les coûts de dosage de produit chimique pour la séquestration du phosphore ont été considérés annuellement à partir du temps estimé de saturation du sol du site de SRDLA en phosphore (5 ans).

Les coûts relatifs à l'acquisition de la pompe et des différentes composantes du système d'irrigation ont été obtenus d'un fournisseur de matériel agricole (Dubois Agrinovation, communication personnelle, 2017; Tableau 3.7 et 17). La durée de vie de 12 ans considérée par Rosenqvist et al. (1997) pour ces composantes a été utilisée. Les coûts d'énergie relatifs à l'ouverture des électrovalves n'ont pas été inclus à l'analyse économique, car considérés négligeables.

Les coûts et revenus associés à la culture des saules ont été estimés avec l'outil d'évaluation économique de culture de saules *EcoWillow 2.0* (Tableau 3.8; SUNY-ESF, 2014). L'élaboration des scénarios économiques dans *EcoWillow 2.0* a été réalisée en collaboration avec le producteur de saules Agro Énergie (captures d'écran de l'outil pour le scénario de 1 000 EH à l'Annexe M). Les coûts de mise en place de la plantation correspondent à une plantation de *Salix miyabeana* 'SX67' plantée à une densité typique de 16 000 plants/ha.

Tableau 3.7. Coûts et revenus unitaires relatifs à un système de traitement des eaux usées par PSCR

Coût (Revenu)	Coût unitaire	Unités	Fréquence	Commentaire et référence
Étang				
Acquisition du terrain	26 500	\$/ha	À t = 0	Valeur moyenne d'une terre agricole en culture en 2016 dans la région de Lanaudière (Financière agricole du Québec [FADQ], 2017)
Construction - fixe	740 000	\$	À t = 0	Obtenu à partir du coût de construction moyen des ENAF des municipalités interrogées
Construction - variable	2 700	\$ m ⁻³ d ⁻¹	À t = 0	Obtenu à partir du coût de construction moyen ENAF des municipalités interrogées
Opération et maintenance	52	\$ m ⁻³ d ⁻¹	Annuelle	Coût d'opération et de maintenance d'un ENAF obtenu des municipalités interrogées
Dosage de produit chimique pour enlèvement du P (Après atteinte de la saturation du sol en P)	28	\$ m ⁻³ d ⁻¹	Annuelle	Coût en produit chimique d'un ENAF obtenu des municipalités interrogées
Vidange des boues - mobilisation	12 000	\$/mobilisation	À t=12 et t=24	Coût typique (Bionest, communication personnelle, 2017)
Vidange des boues et déshydratation	300	\$/tonne sèche	À t=12 et t=24	Coût typique (Bionest, communication personnelle, 2017)
Disposition des boues	42,5	\$/tonne humide	À t=12 et t=24	Coût typique (Bionest, communication personnelle, 2017)
Pompe				
Acquisition	Variable	\$/pompe	À t=0 et t=12	Variable selon le débit (Tableau 8); (Dubois Agrinovation, communication personnelle, 2017)
Coût d'électricité	9,78	¢/kWh	Annuelle	Tarif pour les 15 090 premiers kilowattheures par mois pour la clientèle de petite puissance (Hydro-Québec, 2017)
Maintenance	Variable	\$/an	Annuelle	Hypothèse de 2% de la valeur de la pompe
Plantation de saules à croissance rapide				
Acquisition du terrain	26 505	\$/ha	À t = 0	Valeur moyenne d'une terre agricole en culture en 2016 dans la région de Lanaudière (FADQ, 2017)
Plantation initiale	Variable	\$/ha	À t = 0	Variable selon la taille de plantation, tiré de EcoWillow 2.0 (Tableau 8; SUNY-ESF, 2014; Agro Énergie, communication personnelle, 2017)
Récolte de la biomasse	Variable	\$/ha	Annuelle	Variable selon la taille de plantation, tiré de EcoWillow 2.0 (Tableau 8; SUNY-ESF, 2014; Agro Énergie, communication personnelle, 2017)
(Valorisation de la biomasse)	(700)	\$/ha	Annuelle	Revenu tiré de EcoWillow 2.0, hypothèse d'une production de 22 t MS/ha, qui correspond à la production moyenne des parcelles irriguées par la dose D1 (Tableau 8; SUNY-ESF, 2014; Agro Énergie, communication personnelle, 2017)
Démentellement	1 000	\$/ha	À t = 24	Coût tiré de EcoWillow 2.0 (Tableau 8; SUNY-ESF, 2014; Agro Énergie, communication personnelle, 2017)
Système d'irrigation				
Panneau de contrôle	2 500	\$/panneau	À t=0 et t=12	Un seul panneau requis (Dubois Agrinovation, communication personnelle, 2017)
Conduite principale d'acheminement (diamètre variable)	Variable	\$/m	À t=0 et t=12	Variable selon le débit (Tableau 8; Dubois Agrinovation, communication personnelle, 2017)
Conduite d'irrigation (diamètre de 25,4 mm)	0,26	\$/m	À t=0 et t=12	(Dubois Agrinovation, communication personnelle, 2017)
Bagues d'irrigation	1	\$/bagues	À t=0 et t=12	Utilisation du prix d'un gouteur à compensation de pression (Dubois Agrinovation, communication personnelle, 2017)
Valve	300	\$/valve	À t=0 et t=12	(Dubois Agrinovation, communication personnelle, 2017)
Main d'œuvre	Variable	\$	À t=0 et t=12	Hypothèse qu'égal à la somme des coûts de matériel du système d'irrigation

Tableau 3.8. Coûts unitaires de la pompe et de la conduite d'acheminement principale selon la taille de la population

Paramètre	Unités	Valeur			
Taille de la population	EH	100	250	500	1 000
Pompe					
Débit de pompage maximal	m ³ /h	10	25	50	100
Coût de la pompe et du démarreur	\$/pompe	2 600	3 400	5 000	8 000
Plantation de saules à croissance rapide					
Coût de plantation initiale	\$/ha	10 600	8 600	7 900	7 600
Coût de récolte de la biomasse	\$/ha	2 900	2 000	1 300	900
Système d'irrigation					
Diamètre de la conduite principale d'acheminement	cm	50	75	100	150
Coût de la conduite principale d'acheminement	\$/m	3,3	6,6	6,9	13,8

3.6.2.2 Actualisation du coût de traitement

La méthode de la valeur nette actualisée (VAN) a été utilisée pour procéder à l'analyse économique du procédé (Montmarquette & Scott, 2007). Une vie utile du système de traitement de 24 ans a été considérée (Rosenqvist et al., 1997). Un taux réel d'actualisation de 6 %, qui correspond au taux recommandé pour l'évaluation des investissements publics au Québec et dans lequel est incluse une inflation annuelle de 2 %, a été considéré pour actualiser les coûts et les revenus du procédé (Montmarquette & Scott, 2007; Équation 33).

$$VA = \sum_{n=0}^{24} \frac{VF_n}{(1+r)^n} \quad (33)$$

Où VA est la valeur totale actualisée du coût de traitement, VF_n la valeur future de la somme des coûts (+) et des revenus (-) à l'année n et r le taux d'actualisation réel.

Le coût unitaire de traitement en $\$/m^3$ d'eaux usées a été obtenu en divisant la valeur totale actuelle du coût de traitement par le volume total d'eaux usées traité pendant la durée de vie utile du procédé (24 ans). La population et le débit d'eaux usées par EH ont été considéré comme constants.

Deux scénarios économiques sont présentés pour les quatre tailles de municipalités considérées. Un premier scénario considère la présence d'un marché de valorisation des saules et les revenus associés à la biomasse récoltée (récolte annuelle d'un tiers de la plantation). Le second scénario

ne considère que les coûts annuels engendrés par la récolte des saules (absence de marché de valorisation).

3.6.2.3 Comparaison

Les coûts de traitement obtenus ont été comparés aux coûts unitaires médians de traitement de municipalités québécoises de 100, 250, 500 et 1 000 EH (en dollars 2017; ministère des Affaires municipales, Régions et Occupation du territoire, 2011). Les coûts obtenus ont également été comparés aux coûts associés à un traitement par installation autonome. Une installation septique régulière résidentielle composée d'une fosse septique et d'un champ d'épuration a été considérée. Une taille de ménage de 2,50 EH, qui correspond à la taille moyenne des ménages dans la région de Lanaudière (Institut de la statistique du Québec, 2011), a été utilisée pour calculer le nombre d'EH par installation. Un coût de construction de 10 000 \$ par installation, un coût de vidange de 200 \$ et une fréquence de vidange aux deux ans ont été utilisés (Grenier, communication personnelle, 2017). Tout comme pour l'actualisation des coûts du traitement par PSCR, une durée de vie utile de 24 ans et un taux d'actualisation de 6 % ont été considérés. Les coûts de traitement excluant les coûts de financement sont présentés et comparés au Chapitre 4.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

Ce chapitre, qui traite des résultats relatifs aux essais pilotes réalisés à SRDLA à l'été et à l'automne 2016, est divisé en quatre sections. La première section traite des résultats de caractérisation du sol et de la météo du site. La seconde section porte sur le volet hydrique des essais, soit sur l'estimation de l'évapotranspiration, sur l'estimation des bilans hydriques des parcelles et sur le suivi de la saturation des pores du sol de la parcelle D0-2. La troisième section traite du volet de traitement des eaux usées du dispositif. Sont abordés dans cette section la qualité des eaux usées primaires d'irrigation, l'efficacité d'enlèvement du dispositif, l'effet de l'irrigation des eaux usées sur les propriétés du sol et le bilan de masse d'oxygène. La quatrième section porte sur l'analyse technico-économique du traitement des eaux usées par PSCR.

4.1 Caractérisation du site

4.1.1.1 Caractérisation physique du sol

La couche de sol de surface qui correspond à la zone racinaire des saules (0 à 30 cm) est un sable silteux (Tableau 4.1). Cette première couche de sol repose sur une couche de sable (fin à grossier, 30-70 cm), qui repose à son tour sur une couche d'argile. La texture grossière du sol jusqu'à 70 cm explique le faible potentiel de disponibilité de l'eau pour les plantes dans la zone racinaire (8 %) ainsi que la conductivité hydraulique saturée élevée ($4,6 \text{ E-}03 \text{ cm/s}$).

Tableau 4.1. Caractéristiques physiques du sol du site

Paramètre	Unités	Profondeur (cm)			
		0-30	30-50	50-70	70+
Densité et porosité					
Densité apparente	g/cm ³	1,40	1,38	--	--
Densité relative	g/cm ³	2,70	2,75	--	--
Porosité	% de volume de sol	48	50	--	--
Granulométrie					
Sable	% de masse de sol	79	88	99	--
Silt	% de masse de sol	17	8	1	--
Argile	% de masse de sol	4	4	0	--
Texture	--	Sable silteux	Sable (fin)	Sable (grossier)	Argile ¹
Étalement					
Coefficient d'uniformité	--	13,3	3,3	3,9	--
Coefficient de courbure	--	2,9	1	1,1	--
Étalement	--	Bien étalé	Mal étalé	Mal étalé	--
Comportement hydraulique					
Point de flétrissement	% de volume de sol	7	3	--	--
Capacité au champ	% de volume de sol	15	8	--	--
Eau disponible totale	% de volume de sol	8	5	--	--
Conductivité hydraulique saturée ²	cm/s	2,0 E-03	1,4 E-02	--	--
Conductivité hydraulique saturée ³	cm/s	4,6 E-03			--

Notes:¹ Détermination visuelle² Méthode de Chapuis (Chapuis, 2008b)³ Essais de descente de nappe**4.1.1.2 Caractérisation chimique du sol**

Des teneurs plus élevées en COT et MO à 20 cm qu'à 50 cm ont été observées (Tableau 4.2). De plus fortes concentrations en NTK, PT et P_{assi}, ont également été observées pour les échantillons prélevés à 20 cm. Les plus grandes concentrations de MO, NTK, PT et P_{assi} pourraient s'expliquer par l'historique de fertilisation du site (culture de maïs et expérience d'application d'eaux usées traitées), par la nature plus fine de la couche de sol de surface qui favorise l'adsorption de certains nutriments ou par la création saisonnière d'une litière à la surface du sol due à la perte des feuilles des saules. Une concentration plus faible de K à 20 cm qu'à 50 cm a été

observée. Les macronutriments Ca et Mg et le micronutriment Fe ont présentés des concentrations plus élevées à 20 cm qu'à 50 cm.

Tableau 4.2. Résultats d'analyses des échantillons de sol prélevés avant la période d'irrigation 2016

Paramètre	Unités	Concentration selon la profondeur d'échantillonnage		Nombre d'échantillons par profondeur	Valeur P
		20 cm	50 cm		
MO	% de sol	4,4 ± 0,7	1,2 ± 0,4	9	< 0,0001*
COT	% de sol	1,4 ± 0,3	0,1 ± 0,0	9	< 0,0001*
NTK	mg N/kg	1 510 ± 250	285 ± 145	5	0,001*
NH ₄	mg N/kg	1,2 ± 0,5	0,8 ± 0,1	5	0,226
NOx	mg N/kg	2,4 ± 2,8	1,5 ± 0,5	5	0,465
PT	mg P/kg	995 ± 140	667 ± 217	5	0,031*
P _{assi}	mg P/kg	86 ± 15	44 ± 30	9	< 0,0001*
Al	mg Al/kg	1 340 ± 80	1 160 ± 390	9	0,179
Fe	mg Fe/kg	275 ± 29	131 ± 35	9	< 0,0001*
Ca	mg Ca/kg	762 ± 111	253 ± 92	9	< 0,0001*
Mg	mg Mg/kg	87 ± 26	34 ± 15	9	< 0,0001*
K	mg K/kg	13 ± 10	24 ± 6	9	0,020*

Notes:

Une différente teinte de cellule pour un même paramètre indique une différence significative entre les profondeurs selon un test de Student par paire

* p-value < 0,05

4.1.1.3 Évaluation de la capacité d'adsorption de phosphore du sol

Les courbes d'adsorption de phosphore développées pour les deux premiers horizons de sol du site ont mis en lumière le potentiel d'adsorption plus élevée de la couche de sable silteux en comparaison à la couche de sable sous-jacente. Ce plus fort potentiel d'adsorption est cependant significatif (écart entre les potentiels d'adsorption des deux couches de sol supérieur à 10%) pour des solutions dont la concentration en o-PO₄ est supérieure 5 mg P/L. La concentration moyenne d'o-PO₄ mesurée à l'affluent de la plantation pour la période d'irrigation 2016 étant de 1,5 ± 0,5 mg P/L, le potentiel d'adsorption du P des eaux usées est donc très similaire pour les deux premières couches de sol du site.

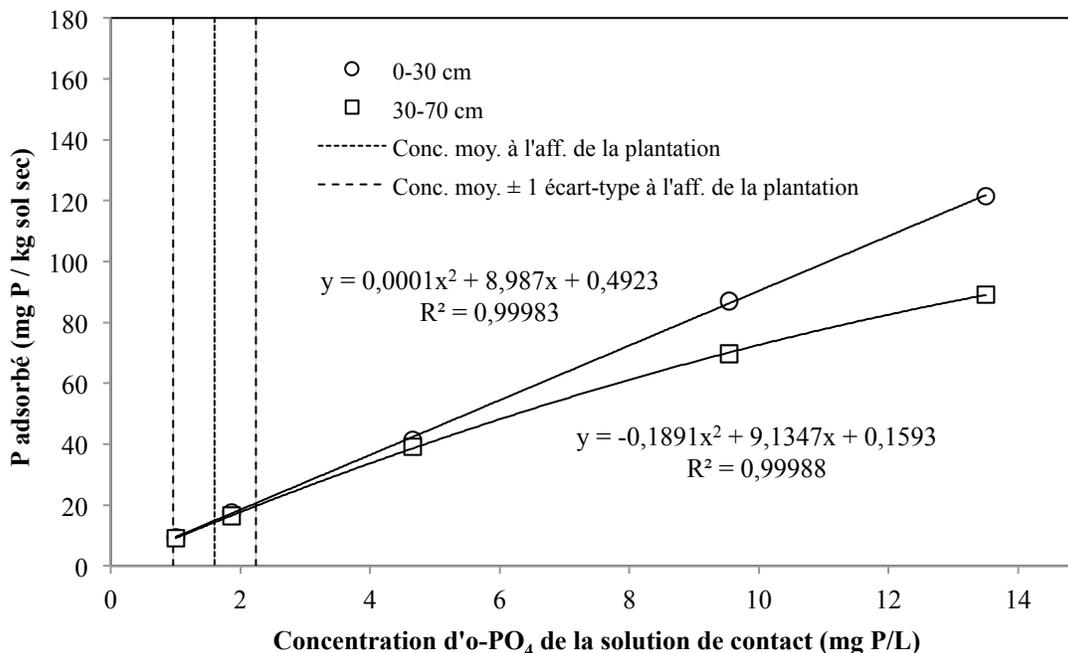


Figure 4.1. Adsorption d'o-PO₄ par masse de sol sec en fonction de la concentration de la solution de contact

Des capacités totales d'adsorption de 6,3 et de 7,9 g/m² ont été obtenues pour le sol des couches de sable silteux (0-30 cm) et de sable (30-70 cm), respectivement (Tableau 4.3). Il a été estimé, en négligeant l'absorption par les plantes, que les charges en phosphore irriguées par les doses D1 et D2 en 2016 ont engendré des profondeurs de saturation en P de la couche de sable silteux de 9 et 14 cm, respectivement. Il a également été estimé que l'irrigation de charges équivalente à celles de 2016 (concentration moyenne d'o-PO₄ de 1,5 mg P/L et charges hydrauliques de 10 et 16 mm/d pour D1 et D2, respectivement) pour des saisons de 180 jours engendrerait une saturation complète des deux premières couches de sol du site en 4,7 et 3,1 saisons d'irrigation pour les doses D1 et D2, respectivement (en négligeant l'absorption par les plantes).

Tableau 4.3. Potentiel d'adsorption et temps de saturation en phosphore du sol du site

Paramètre	Unités	Profondeur de la couche de sol		Total
		0-30 cm	30-70 cm	
Potentiel total d'adsorption ¹	g P/m ²	6,3	7,9	14,1
D1				
Charge d'o-PO ₄ irriguée à l'été 2016 (111 d)	g P/m ²	--	--	1,9
Profondeur de saturation équivalente ^{2,3}	cm	9	9	--
Charge équivalente pour une saison de 180 d	g P m ⁻² an ⁻¹	--	--	3,0
Profondeur de saturation équivalente ^{2,3}	cm/an	14,5	15,3	--
Temps avant saturation complète de la couche ⁴	an	2,1	2,6	4,7
D2				
Charge d'o-PO ₄ irriguée à l'été 2016 (111 d)	g P/m ²	--	--	2,9
Profondeur de saturation équivalente ^{2,3}	cm	14	14	--
Charge équivalente pour une saison de 180 d	g P m ⁻² an ⁻¹	--	--	4,7
Profondeur de saturation équivalente ^{2,3}	cm/an	23	22	--
Temps avant saturation complète de la couche ⁴	an	1,3	1,8	3,1

Notes:

¹ Pour une solution de contact de 1,5 mg P/L, qui correspond à la concentration moyenne d'o-PO₄ mesurée à l'affluent de la plantation

² Absorption par les plantes négligée

³ Les profondeurs équivalentes à 30-70 cm correspondent aux profondeurs de saturation qui seraient engendrées si la couche de 0-30 cm était complètement saturée

⁴ Les temps nécessaires à la saturation à 30-70 cm correspondent aux temps de saturation de cette couche si la couche de 0-30 cm était complètement saturée

4.1.1.4 Caractérisation météorologique

Les valeurs moyennes des paramètres météo étudiés pendant la saison de croissance des saules et la période d'irrigation se rapprochent des moyennes observées de 2006 à 2015 à la station météo de l'Assomption (Tableau 4.4). L'évolution de ces paramètres au fil de l'année et de la saison de croissance des saules de 2016 est présentée à l'Annexe N.

Tableau 4.4. Paramètres météorologiques moyens ou totaux pour la saison de croissance des saules et la période d'irrigation 2016 (2016 et moyenne de 2006 à 2015)

Paramètre	Unités	Saison de croissance (4 mai au 8 novembre)		Période d'irrigation (20 juillet au 8 novembre)	
		2016	Moyenne 2006-2015	2016	Moyenne 2006-2015
T _{max} moy.	°C	22,5	21,1	21,3	19,7
T _{min} moy.	°C	9,8	9,9	9,2	8,7
HR _{max} moy.	%	93	93	94	94
HR _{min} moy.	%	58	52	62	55
v moy.	km/h	8,0	9,0	6,7	8,7
R _s tot.	MJ/m ²	2 950	2 970	1 560	1 470
P tot.	mm	570	610	390	350

4.2 Évapotranspiration

L'évapotranspiration de référence, calculée à l'aide des paramètres météorologiques présentés précédemment, a atteint un plateau maximal de la mi-juillet à la mi-août 2016 pour la saison 2016 de croissance des saules (Figure 4.2).

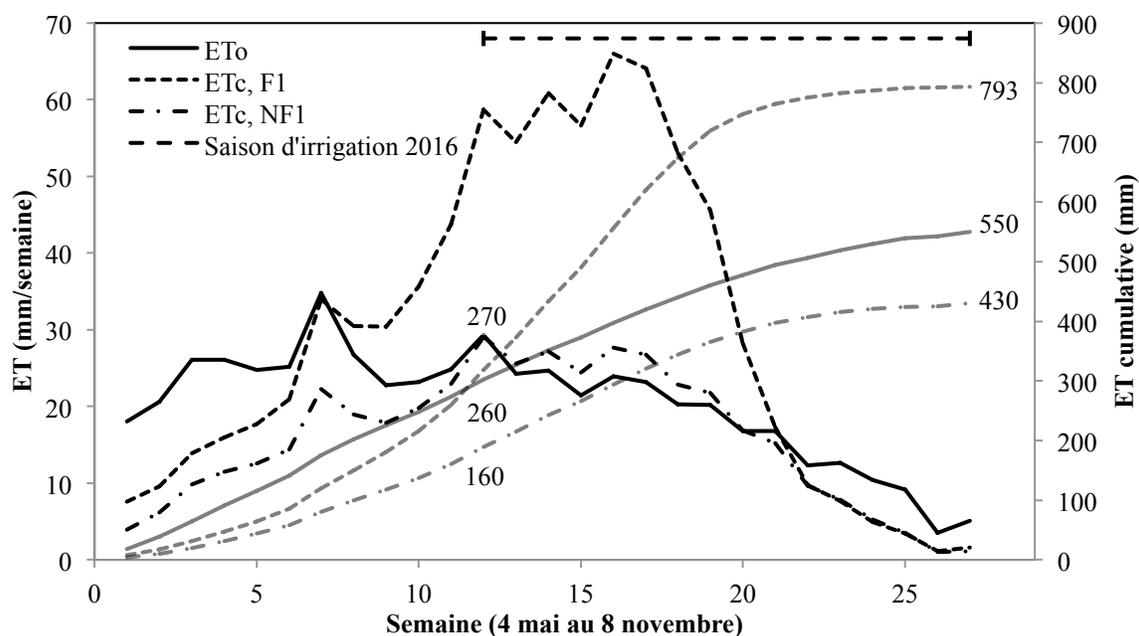


Figure 4.2. Évapotranspirations de référence (ET_o), de plants de saules fertilisés d'un an (ET_{c,F1}) et non fertilisés (ET_{c,NF1}). Les valeurs d'ET cumulative en début et fin de saison d'irrigation 2016 sont indiquées sur la Figure.

Les résultats d' ET_c obtenus pour la saison 2016 d'irrigation montrent l'impact positif de la fertilisation sur l'évapotranspiration (Figure 4.2). De fait, l' ET_c totale des saules irrigués par les doses D1 et D2 pour la saison d'irrigation 2016 (530 mm) est près de deux fois supérieure à l'évapotranspiration des plants irrigués par la dose D0 (270 mm; Tableau 4.5). L'impact positif de la fertilisation sur l'estimation de l' ET_c est causé par l'utilisation de coefficients de plants largement supérieurs pour des plants fertilisés, notamment de la mi-juin à la mi-août (Figure 4.3).

Tableau 4.5. Valeurs de k_c moyens et ET totales pour la saison 2016 de croissance des saules et la période d'irrigation 2016

Paramètre	Saison complète de croissance (4 mai au 8 novembre 2016)		Période d'irrigation (20 juillet au 8 novembre 2016)	
	k_c moyen	ET totale (mm)	k_c moyen	ET totale (mm)
ET_o	--	550	--	274
NF1 (D0)	0,7	430	<i>0,8</i>	<i>270</i>
NF2	1,0	560	1,1	360
F1 (D1 et D2)	1,3	790	<i>1,6</i>	<i>530</i>
F2	2,4	1 380	3,1	1 010

Notes:

- Les résultats en gras et italique ont été utilisés pour établir les bilans hydriques des parcelles
- Les résultats d' ET_c pour des plants en deuxième année de croissance (NF2 et F2) et les résultats d' ET_c pour la saison complète de croissance sont présentés à titre informatif

Les valeurs hypothétiques d' ET_c des plants en seconde année de croissance pour une saison complète de culture (Tableau 4.5), qui ont été estimées à l'aide des données météo de 2016, présentent les ordres de grandeur d' ET_c d'une PSCR de plants de deux ans et plus qui aurait été irriguée par des doses équivalentes à la dose D0 (560 mm) et aux doses D1 et D2 (1 380 mm).

Les résultats d' ET_c de plants non fertilisés pour une saison complète de croissance (Tableau 4.5), qui ont été estimées à l'aide des données météo de 2016, montrent la faible évapotranspiration d'une PSCR non fertilisés en première et seconde années de croissance (430 et 560 mm, respectivement). Ces ET_c sont du même ordre que l' ET_o obtenue pour la même période (550 mm). Ceci suggère que l' ET_c d'une PSCR non fertilisé est du même ordre de grandeur que l'ET de la surface gazonnée considérée par la méthode FAO Penman-Monteith.

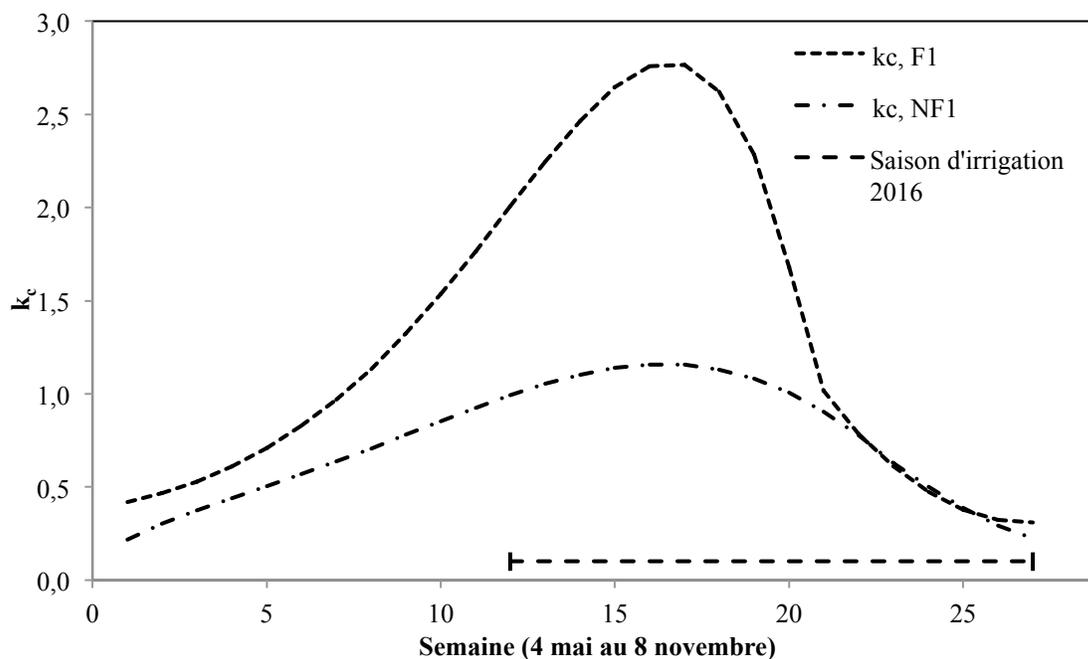


Figure 4.3. Coefficients de plant des saules (k_c) fertilisés ($k_{c,F1}$) et non fertilisés ($k_{c,NF1}$) de plants d'un an (dérivés de Guidi et al., 2008)

4.3 Bilans hydriques

Il a été estimé qu'une part importante de la charge hydraulique totale d'entrée (pluie et irrigation) a été évacuée de la zone racinaire par percolation profonde (85 %, 70 % et 76 % pour D0, D1 et D2, respectivement; Tableau 4.6). La percolation profonde a d'ailleurs été supérieure à l' ET_c pour les trois doses pendant la quasi-totalité de la saison d'irrigation 2016 (exception faite des semaines 5 et 6 pour les parcelles de la dose D1; Annexe O).

Tableau 4.6. Charges hydrauliques totales et journalières moyennes par dose (20 juillet au 8 novembre 2016)

Paramètre	D0		D1		D2	
	mm	mm/d	mm	mm/d	mm	mm/d
P	390	4 ± 10	390	4 ± 10	390	4 ± 10
I	1 510	14 ± 0	1 160	10 ± 5	1 820	16 ± 7
$ET_{c,aj}$	270	2 ± 2	470	4 ± 4	510	5 ± 4
DP_{aj}	1 630	15 ± 10	1 080	10 ± 11	1 690	15 ± 12

Les hauteurs d'eau de précipitation et d'évapotranspiration sont d'un ordre de grandeur similaire pour les trois doses. De même, les hauteurs d'eau d'irrigation et de percolation profonde sont du

même ordre de grandeur. Les efficacités d'enlèvement estimées à partir des volumes de percolation profonde seront donc du même ordre de grandeur que les diminutions des concentrations mesurées.

Les potentiels d' ET_c total présentés au Tableau 4.5 (270 mm pour D0 et 530 mm pour D1 et D2) ont été réalisés à 100 %, 89 % et 96 % pendant la période d'irrigation pour D0, D1 et D2, respectivement. Les manques d'eau dans la zone racinaire, qui ont engendré un ajustement à la baisse de l' ET_c pour tenir compte du stress hydrique des plants (ajustement de ET_c pour obtenir $ET_{c,aj}$), ont eu lieu au cours des sept premières semaines de l'expérience (20 juillet au 9 septembre; Figure 4.4).

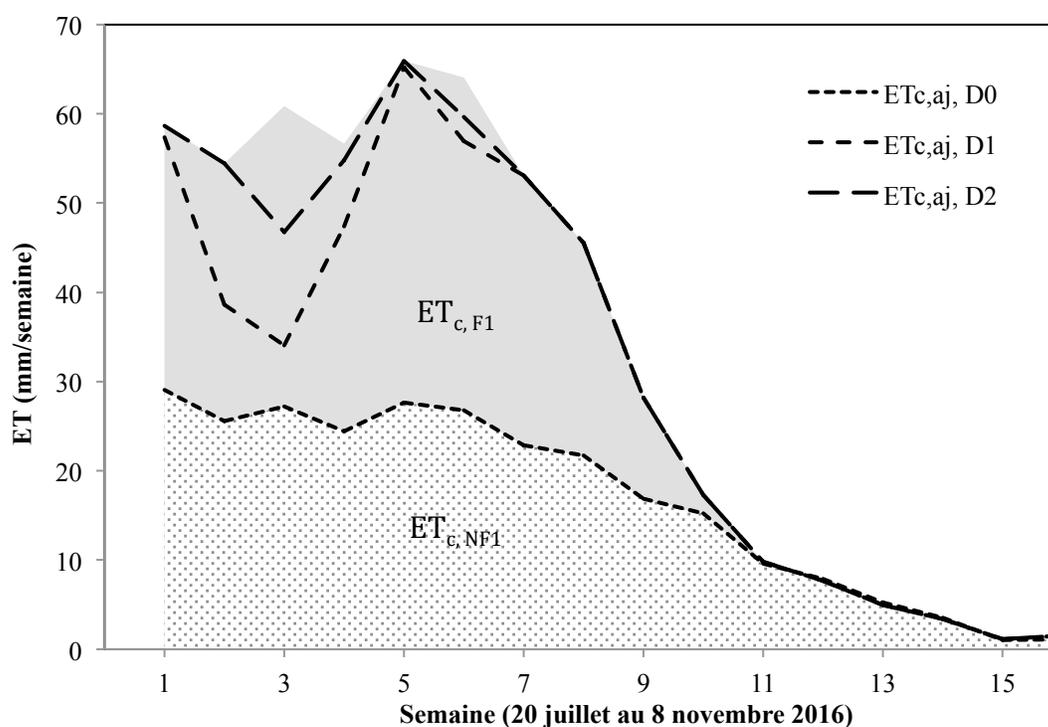
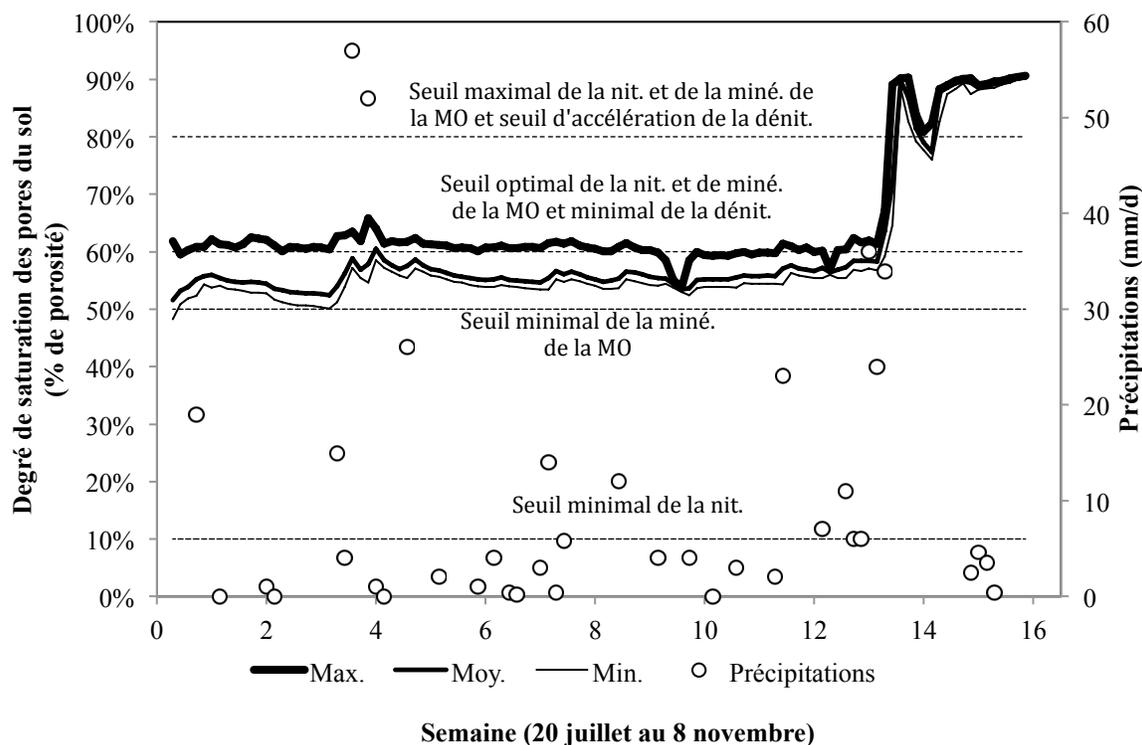


Figure 4.4. Évapotranspiration de plants de saules fertilisés d'un an ($ET_{c,F1}$) et non fertilisés ($ET_{c,NF1}$) et évapotranspiration des saules des doses D0 ($ET_{c,aj, D0}$), D1 ($ET_{c,aj, D1}$) et D2 ($ET_{c,aj, D2}$) ajustée pour tenir compte du stress hydrique

4.4 Degré de saturation des pores du sol

La saturation partielle moyenne des pores du sol du rang instrumenté de la parcelle D0-2 s'est maintenue entre 50 et 60 % lors des 13 premières semaines d'irrigation (Figure 4.5). Des

saturation partielles journalières moyennes, minimales et maximales de 56 ± 2 , 54 ± 2 et 61 ± 2 % des semaines 1 à 13 et de 85 ± 8 , 83 ± 9 et 87 ± 6 % des semaines 14 à 16 ont été mesurées. La saturation partielle journalière du sol du rang irrigué n'est pas descendue sous la barre des 48 % pendant la période d'irrigation.



Notes :

- Résultats moyens des trois sondes d'humidité disposées dans un rang irrigué de la parcelle D0-2
- Seuils de minéralisation de la matière organique (min. de la MO) et de dénitrification (dénitr.) tirés de Havlin et al. (2013) et de nitrification (nit.) tiré de Paul (2007)

Figure 4.5. Degré de saturation des pores du sol journalier minimal, maximal et moyen et précipitations journalières

Le degré de saturation des pores du sol a atteint un niveau supérieur à 60 % en moyenne 1 h/d lors des semaines 1 à 13 d'irrigation et 24 h/d lors des semaines 14 à 16 (Figure 4.6). Le degré de saturation n'a pas atteint le seuil de 80 % nécessaire à l'accélération de la dénitrification lors des 13 premières semaines, alors que ce niveau a été atteint en moyenne 19 h/d lors des semaines 14 à 16.

Les plus fortes précipitations de la semaine 4 n'ont pas eu d'effet marqué sur la saturation partielle du sol, alors que les précipitations moins élevées de la semaine 14 ont augmenté

considérablement les degrés de saturation journaliers minimal et moyen. Ce plus fort effet des précipitations sur la saturation partielle du sol pourrait avoir été causé par les plus faibles hauteurs d'évapotranspiration à cette période de l'année (24 mm à la semaine 4 versus 4 mm à la semaine 14). La chute du degré de saturation des pores du sol à la semaine 9 est attribuable à un bris temporaire de la pompe d'affluent du système.

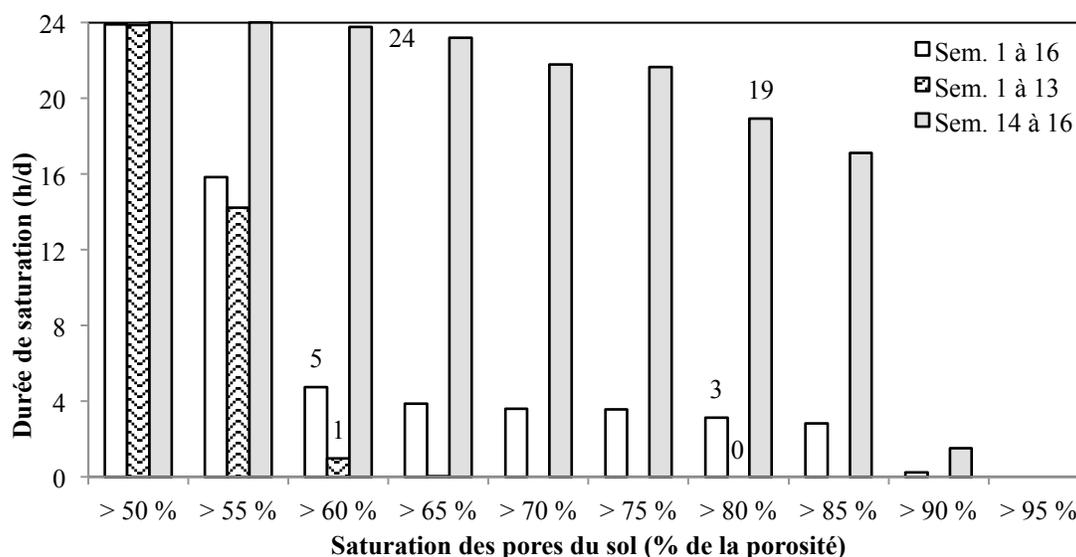


Figure 4.6. Nombre moyen d'heures par jour où le degré de saturation des pores du sol est supérieur à un niveau allant de 50 à 95 %

Des accumulations d'eau en surface ont d'ailleurs été notées sur les parcelles situées à l'ouest du dispositif expérimental (D0-1, D1-1 et D2-1) lors des semaines 14 à 16. Certains rangs traversant ces parcelles présentent un sol plus fortement compacté en raison de la présence d'ornières causée par le passage de machineries agricoles dans le passé (observation qualitative). La plus faible conductivité hydraulique associée à cette plus forte compaction pourrait avoir causé les accumulations observées.

4.5 Caractérisation de l'effluent primaire

Des concentrations moyennes en MES de 128 et 54 mg/L ont été mesurées à l'affluent de la StaRRE et à l'affluent de la plantation pendant la période d'irrigation, respectivement (Tableau 4.7). Une augmentation marquée de MES a été observée à l'affluent de la StaRRE lors des semaines 10 à 12 (Figure 4.9). Cette augmentation s'est reflétée par une hausse des

concentrations en MES (Figure 4.10) et en azote organique (Figure 4.11) à l'affluent de la plantation.

Tableau 4.7. Caractérisation de l'affluent de la plantation

Paramètre	Unités	Moyenne ¹	Écart type ¹	Nombre d'échantillons	Valeur typique ²
Physiques					
MES (Aff. Station) ³	mg/L	128	118	13	130 / 195 / 389
MES	mg/L	54	16	8	--
MVES	mg/L	46	16	8	--
MIES	mg/L	8	2	8	--
Chimiques					
DBO ₅ (Aff. Station) ³	mg O ₂ /L	102	30	4	133 / 200 / 400
DBO ₅	mg O ₂ /L	118	28	na	--
DCO (Aff. Station) ³	mg DCO/L	297	144	13	339 / 508 / 1 016
DCO	mg DCO/L	224	53	8	--
X _{DCO}	mg DCO/L	118	28	8	--
DCO _f	mg DCO/L	106	31	8	--
S _U	mg DCO/L	18	4	na	--
NT	mg N/L	30	7	7	23 / 35 / 69
NTK	mg N/L	31	8	8	24 / 34 / 70
N _{org}	mg N/L	9	5	7	10 / 14 / 29
NH ₄	mg N/L	20	3	7	14 / 20 / 41
NOx	mg N/L	0,05	0,03	6	0 / 0 / 0
TP (Aff. Station) ³	mg P/L	4	0,7	3	3,7 / 5,6 / 11,0
TP	mg P/L	3,1	0,6	8	--
o-PO ₄	mg P/L	1,5	0,5	7	--
pH	--	7,7	0,2	8	--
EC	dS/m	2,7	1,4	8	--
Autres					
Ca	mg Ca/L	142	83	5	--
Mg	mg Mg/L	41	19	5	--
K	mg K/L	13	4	5	11 / 16 / 32
Na	mg Na/L	371	192	4	--
SO ₄	mg S/L	34	8	5	8 / 12 / 24 ⁴
Cl	mg Cl/L	628	528	3	39 / 59 / 118 ⁴

Notes:

¹ Moyennes et écarts types en gras et italique obtenus à partir de fractions typiques

² Valeur typique pour un affluent brute d'origine domestique de concentration faible / moyenne / élevée (M&E-A, 2014)

³ Données mesurées à l'affluent de la StaRRE par les opérateurs de la station

⁴ Concentrations typiques sans la teneur de fond de l'eau potable

-- : Valeur typique non disponible

na : Non applicable, car moyenne et écart type estimé à partir de fraction typique

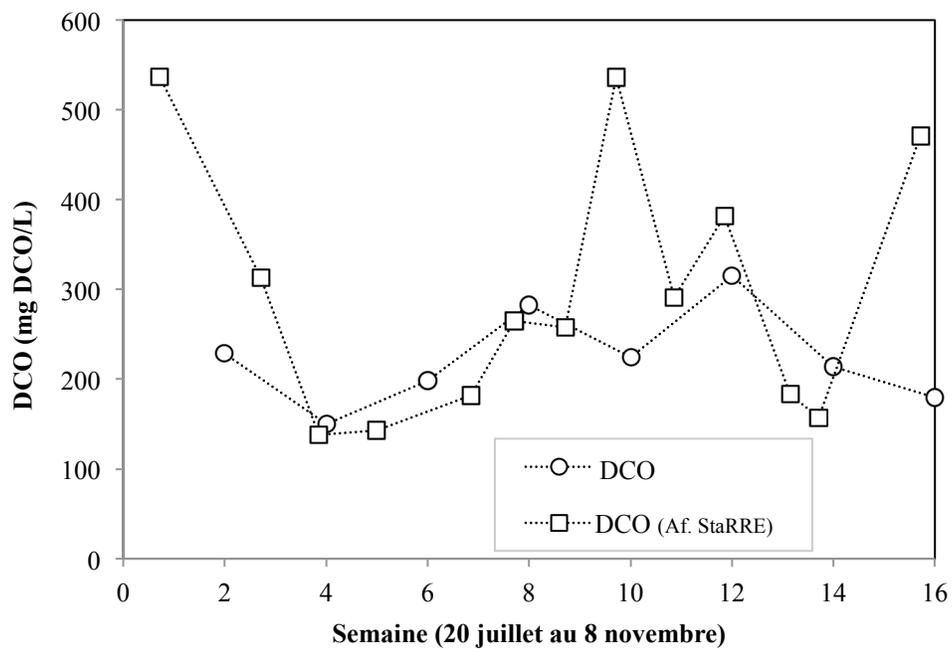


Figure 4.7. DCO aux affluents de la StaRRE et de la plantation

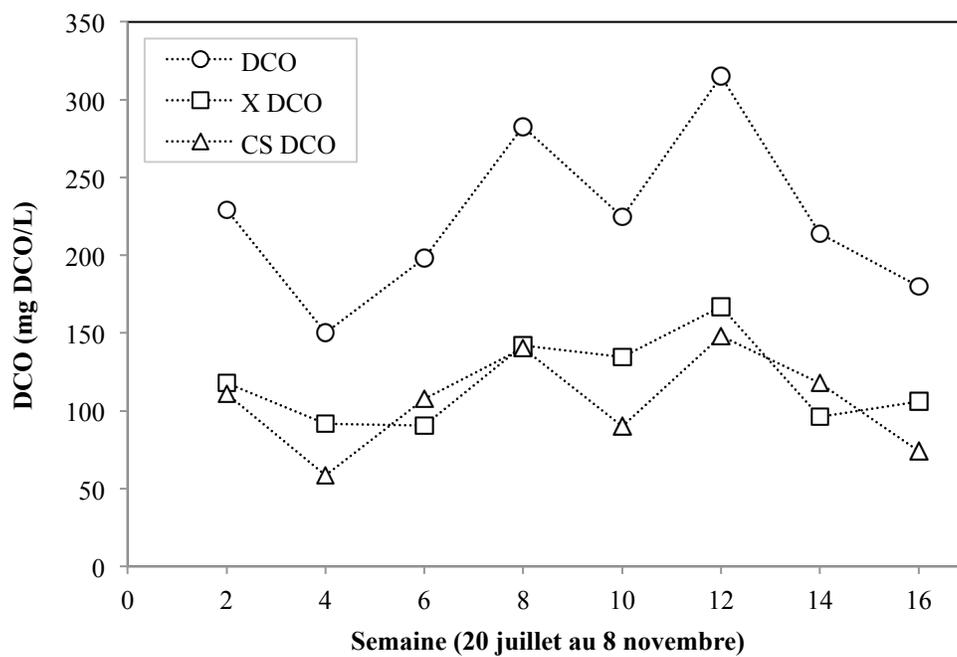


Figure 4.8. DCO totale, particulaire et colloïdale plus soluble à l'affluent de la plantation

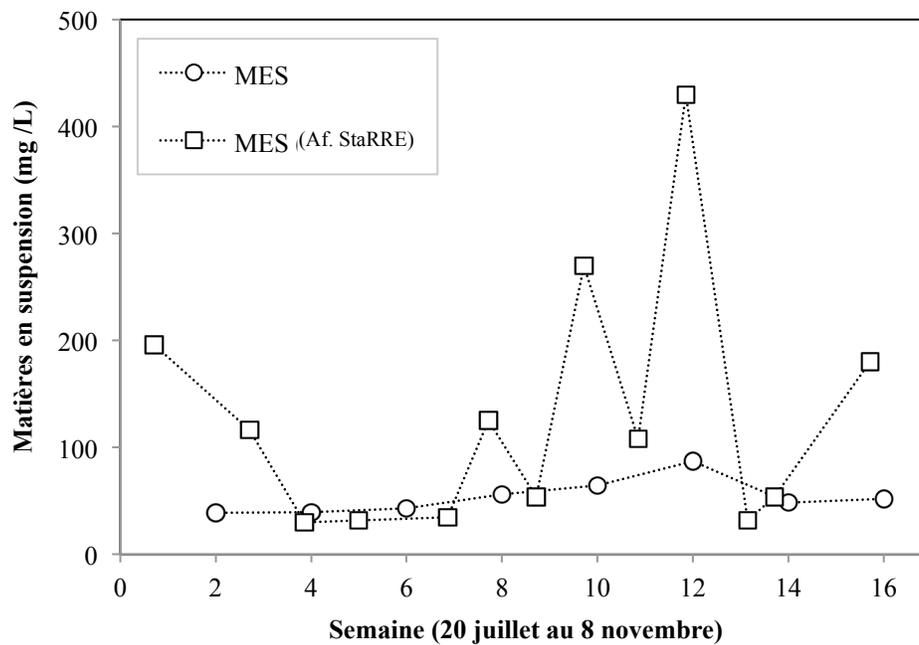


Figure 4.9. MES aux affluents de la StaRRE et de la plantation

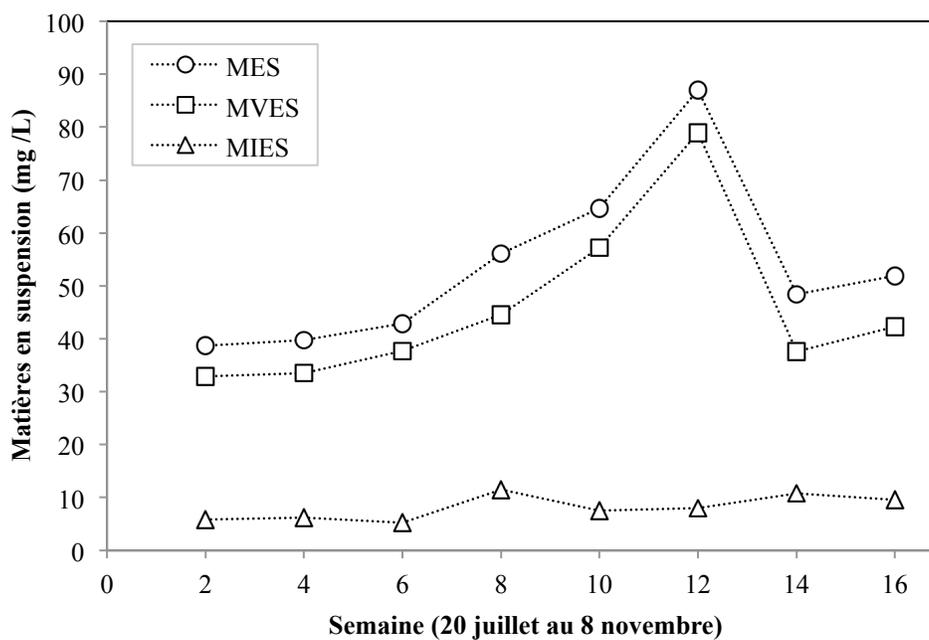


Figure 4.10. MES, MVES et MIES à l'affluent de la plantation

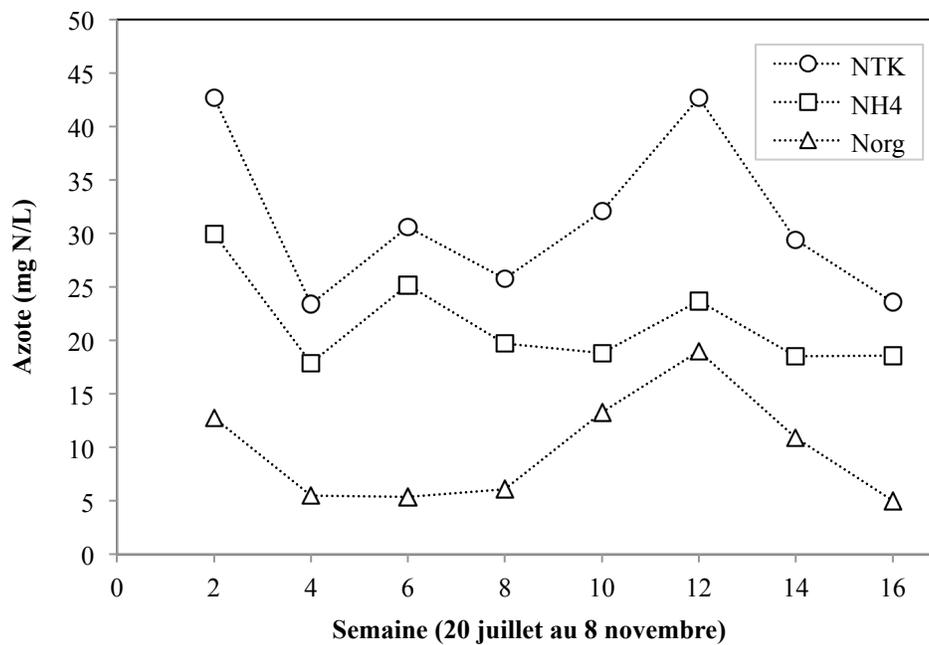


Figure 4.11. NTK, NH₄ et N_{org} à l'affluent de la plantation

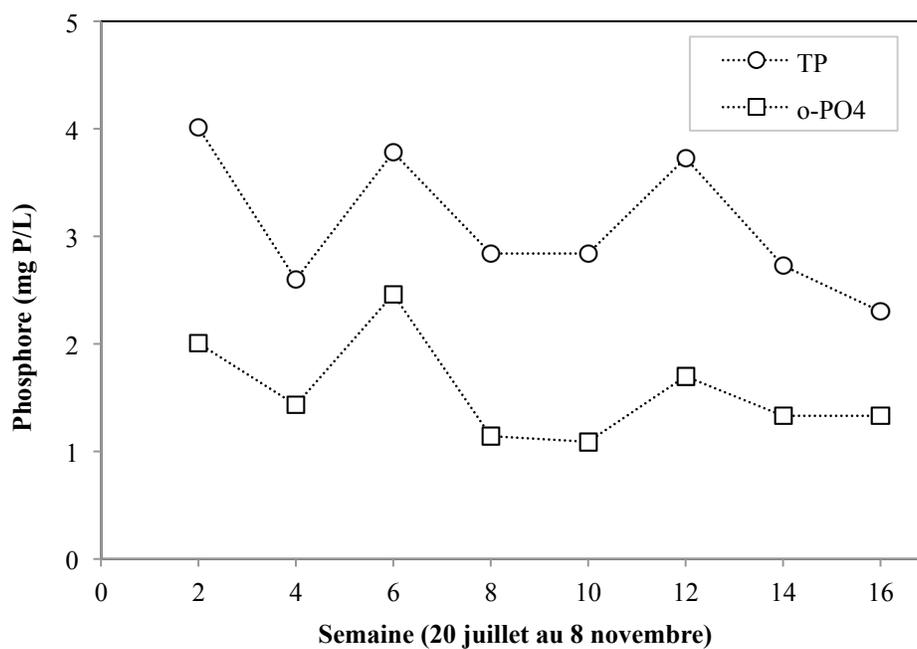


Figure 4.12. TP et o-PO₄ à l'affluent de la plantation

Des concentrations moyennes en DCO, NTK, PT et o-PO₄ de 224 mg DCO/L, 31 mg N/L, 3,1 mg P/L et 1,6 mg P/L ont été mesurées à l'affluent de la plantation pendant le projet (Tableau 4.7). Une concentration moyenne en DBO₅ à l'affluent de la plantation de 118 mg O₂/L a été estimée.

Les eaux usées primaires à l'affluent de la plantation ont présenté des ratios moyens C:N et C:P de 4,0 et de 38 pour la période d'irrigation, respectivement. Un ratio moyen en N:P:K de 100:10:13 a été mesuré. Les résultats détaillés des analyses et des ratios relatifs aux échantillons prélevés à l'affluent sont présentés à l'Annexe P.

4.6 Efficacité d'enlèvement

Les résultats détaillés des analyses réalisées sur les échantillons prélevés aux lysimètres sont présentés à l'Annexe Q. Les résultats relatifs aux lysimètres de 20 et 40 cm ainsi qu'aux charges à l'affluent et aux lysimètres pour les différents paramètres d'études sont également présentés à l'Annexe Q. Les résultats relatifs aux deux campagnes d'échantillonnage des puits d'observation ne sont pas abordés dans ce chapitre en raison de leur nature incomplète et sont présentés à l'Annexe R.

4.6.1 Matière organique

Les concentrations moyennes en DCO des parcelles irriguées par les doses D1 et D2 se sont maintenues sous les 30 mg DCO/L tout au long de la saison d'irrigation. Une diminution de la DCO aux lysimètres de la dose D0 a été observée au cours de la saison d'irrigation (Figure 4.13). Cette diminution pourrait être attribuable au lessivage de la teneur de fond en MO de l'eau des pores du sol du site. L'ordre de grandeur des concentrations mesurées aux lysimètres des parcelles des doses D1 et D2 est similaire à celui des concentrations mesurées aux parcelles de la dose D0 et à la fraction soluble non biodégradable de la DCO des eaux usées primaires d'irrigation (S_u) estimée. Les tendances de la DCO aux lysimètres de la dose D2 et de la S_u pendant la saison d'irrigation sont d'ailleurs similaires (Figure 4.13). Ceci suggère une oxydation quasi complète de la matière organique soluble des eaux usées par le système.

Des efficacités moyennes d'enlèvement de la charge en DCO de 92 ± 6 % et de 91 ± 3 % ont été observées pour les doses D1 et D2 pendant la période d'irrigation, respectivement. Aucune

différence significative de concentration de DCO n'a été notée entre les échantillons prélevés à 20, 40 et 60 cm aux parcelles D1-2 et D2-2. L'enlèvement de la matière organique semble donc avoir eu lieu dans les 20 premiers cm de sol.

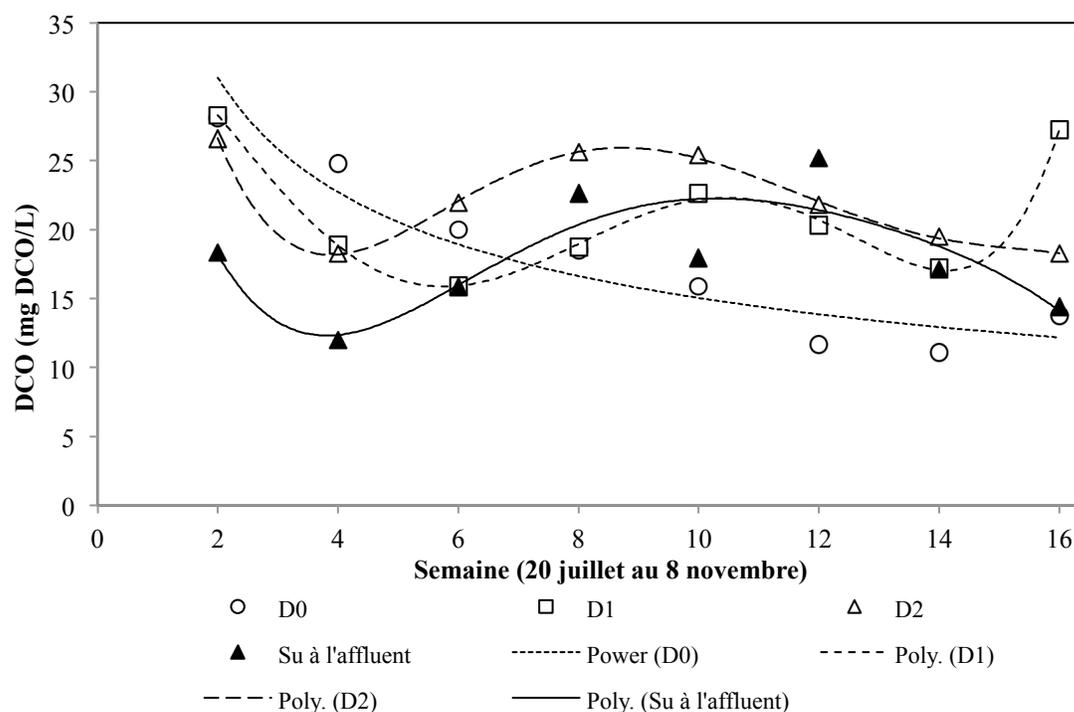


Figure 4.13. DCO aux lysimètres de 60 cm (moyennes par dose)

4.6.2 Azote

4.6.2.1 Azote total Kjeldahl

Les concentrations en NTK mesurées aux lysimètres de la dose D1 se sont maintenues à un niveau inférieur à 1,1 mg N/L pendant la saison d'irrigation (Figure 4.14) et se sont apparentées aux concentrations mesurées aux lysimètres des parcelles de la dose D0.

Les concentrations moyennes de NTK mesurées aux lysimètres de la dose D2 se sont maintenues à un niveau inférieur à 1,5 mg N/L, exception faite des concentrations moyennes de 2,3 et 3,2 mg N/L obtenus lors des semaines 6 et 8. Ces résultats plus élevés ont été engendrés par de plus fortes concentrations de NTK mesurées à deux des trois lysimètres de la parcelle D2-2 lors de ces deux semaines. Une part importante des résultats de NTK associés aux doses D0, D1 et D2 ont été rapportées à la limite de détection de 0,5 mg N/L (64, 58 et 49 %, respectivement). Les

concentrations mesurées aux lysimètres des doses D1 et D2 n'ont pas été influencées par les variations de concentration à l'affluent.

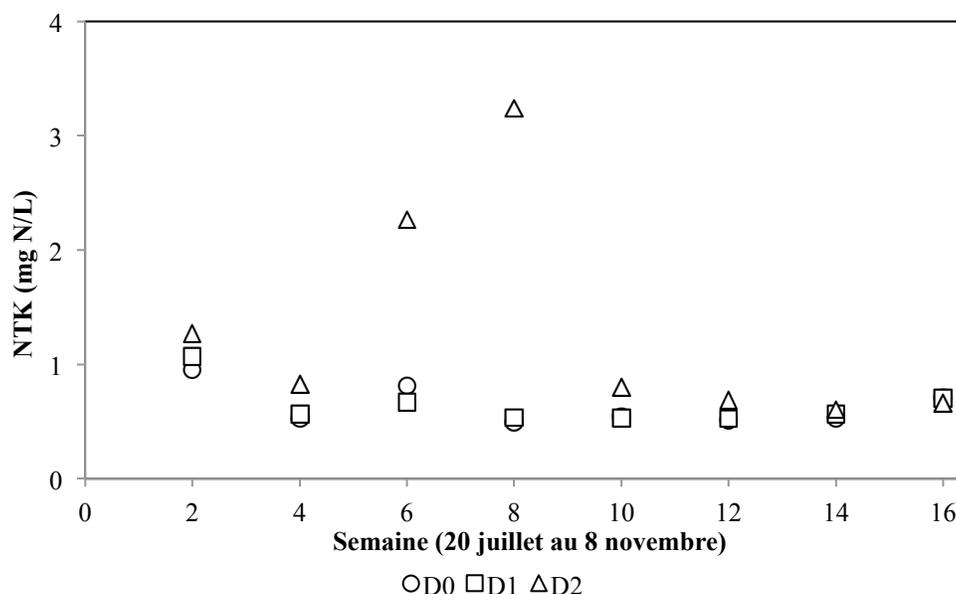


Figure 4.14. NTK aux lysimètres de 60 cm (moyennes par dose)

Des efficacités moyennes d'enlèvement de la charge de NTK de $98 \pm 1 \%$ et de $97 \pm 4 \%$ ont été observées pour les doses D1 et D2, respectivement. Aucune différence significative de concentration de NTK n'a été notée entre les échantillons prélevés à 20, 40 et 60 cm aux parcelles D0-2, D1-2 et D2-2. L'enlèvement de la charge de NTK semble donc avoir eu lieu dans les premiers 20 cm de sol.

4.6.2.2 Azote total

Des différences ont été observées au niveau des concentrations de NT mesurées aux parcelles des doses D0, D1 et D2 pendant la saison d'irrigation. Les concentrations moyennes à ces parcelles se sont maintenues des niveaux inférieurs à 1,1, 3,0 et 7,6 mg N/L, respectivement (Figure 4.15). Les concentrations aux lysimètres de la dose D0 sont restées relativement stables au cours de la période d'irrigation, alors que les concentrations aux lysimètres des doses D1 et D2 ont augmenté à partir de la semaine 8. Cette semaine correspond à la période de début de diminution du coefficient de transpiration des saules (k_c , F1; Guidi et al., 2008). Les concentrations en NT associées aux doses D1 et D2 sont redescendues lors des semaines 14 à 16. Ces semaines

correspondent à la période de plus forte saturation des pores du sol causée par les précipitations automnales (Figure 4.15).

Des concentrations de NOx supérieures à 10 mg N/L ont été mesurées sur trois échantillons de la dose D1 (concentration maximale mesurée de 12 mg N/L) et sur neuf échantillons la dose D2 (concentration maximale mesurée de 23 mg N/L) pendant la période d'irrigation. Les concentrations en azote total mesurées aux lysimètres des doses D1 et D2 n'ont pas été influencées par les variations de concentration de NTK à l'affluent.

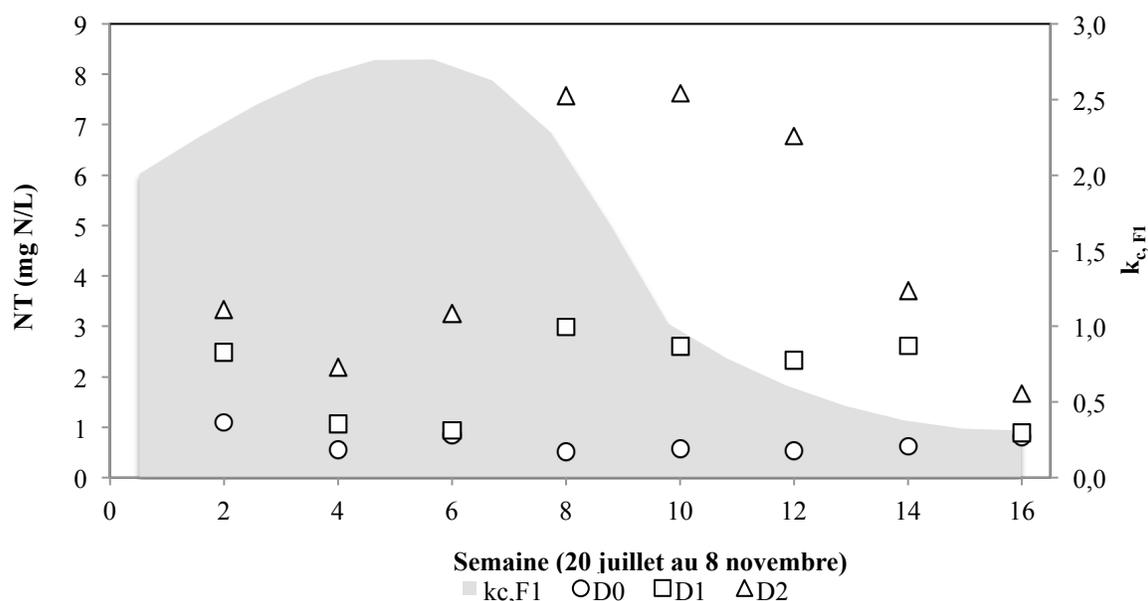


Figure 4.15. Azote total aux lysimètres de 60 cm (moyennes par dose) et coefficients de plants fertilisés d'un an ($k_{c,F1}$)

Des efficacités moyennes d'enlèvement de la charge en NT de $94 \pm 7 \%$ et de $87 \pm 12 \%$ ont été observées pour D1 et D2, respectivement. Aucune différence significative de NOx n'a été notée entre les échantillons prélevés à 20, 40 et 60 cm aux parcelles D0-2, D1-2 et D2-2. L'enlèvement des nitrates semble donc avoir eu lieu dans les premiers 20 cm de sol.

4.6.2.3 Fractionnement

L'azote à l'affluent de la plantation a principalement été mesuré sous forme ammoniacale (Figure 4.16). La concentration en NH_4 à l'affluent est demeurée relativement stable tout au long de la période d'irrigation ($20 \pm 3 \text{ mg/L}$). Une fraction de l'azote à l'affluent a également été mesurée sous forme de N_{org} . Comme mentionné précédemment, une augmentation de N_{org} a été observée

des semaines 10 à 12 lors de l'épisode de plus forte concentration en MES à l'affluent de la StaRRE.

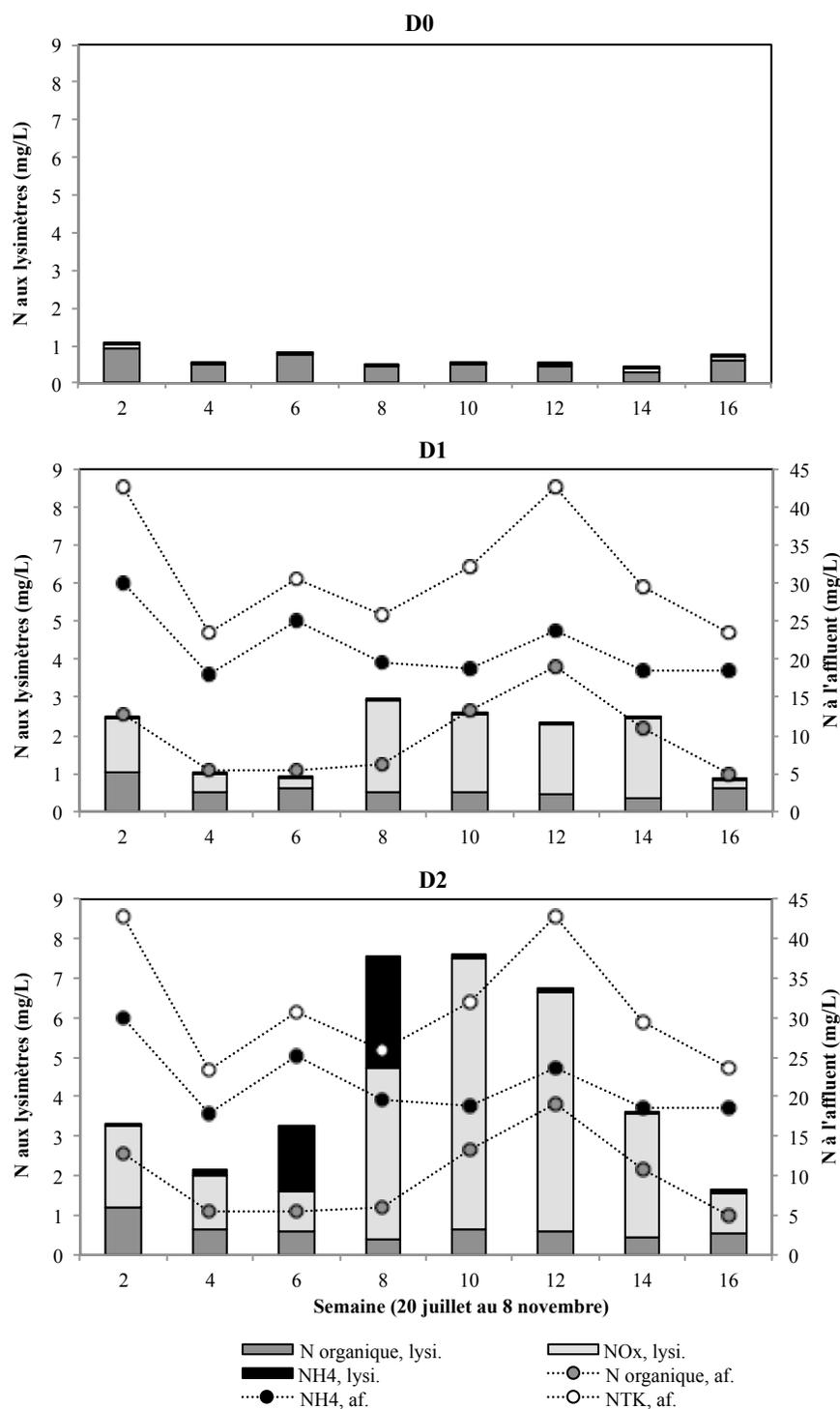


Figure 4.16. Fractionnement de la concentration d'azote à l'affluent et aux lysimètres de 60 cm (moyennes par dose)

L'azote mesuré aux lysimètres de la dose D0 l'a principalement été sous forme organique (Figure 4.16). Des concentrations moyennes en N_{org} de 0,6 mg N/L ont été observées aux lysimètres des doses D0, D1 et D2 lors de la période d'irrigation. Ces moyennes sont cependant biaisées par le nombre élevé d'observations dont les mesures de NTK ont été rapportées à la limite de détection.

L'azote mesuré aux lysimètres des doses D1 et D2 l'a principalement été sous forme de nitrites et nitrates. Comme mentionné précédemment, deux épisodes de plus forte concentration en NH_4 ont été observés à une parcelle de la dose D2 lors des semaines 6 et 8.

4.6.3 Phosphore

Les concentrations moyennes en PT et en $o-PO_4$ mesurées aux lysimètres se sont maintenues à des niveaux respectifs inférieurs à 0,05 et 1,1 mg P/L pour les doses D0, D1 et D2 (Figure 4.17). Les concentrations en PT et en $o-PO_4$ des doses D1 et D2 se sont apparentées aux concentrations de la dose D0. Les concentrations en PT ont diminué au fil de la saison alors que les concentrations $o-PO_4$ sont demeurées stables pendant la période d'irrigation. Comme dans le cas de la diminution de DCO observée pour la dose D0, la diminution de PT pourrait être attribuable à un lessivage de la fraction organique du PT de l'eau des pores du sol. Une corrélation a d'ailleurs été observée entre les concentrations de DCO et de PT mesurées aux lysimètres de la dose D0 pendant la période d'irrigation ($R^2 = 0,57$).

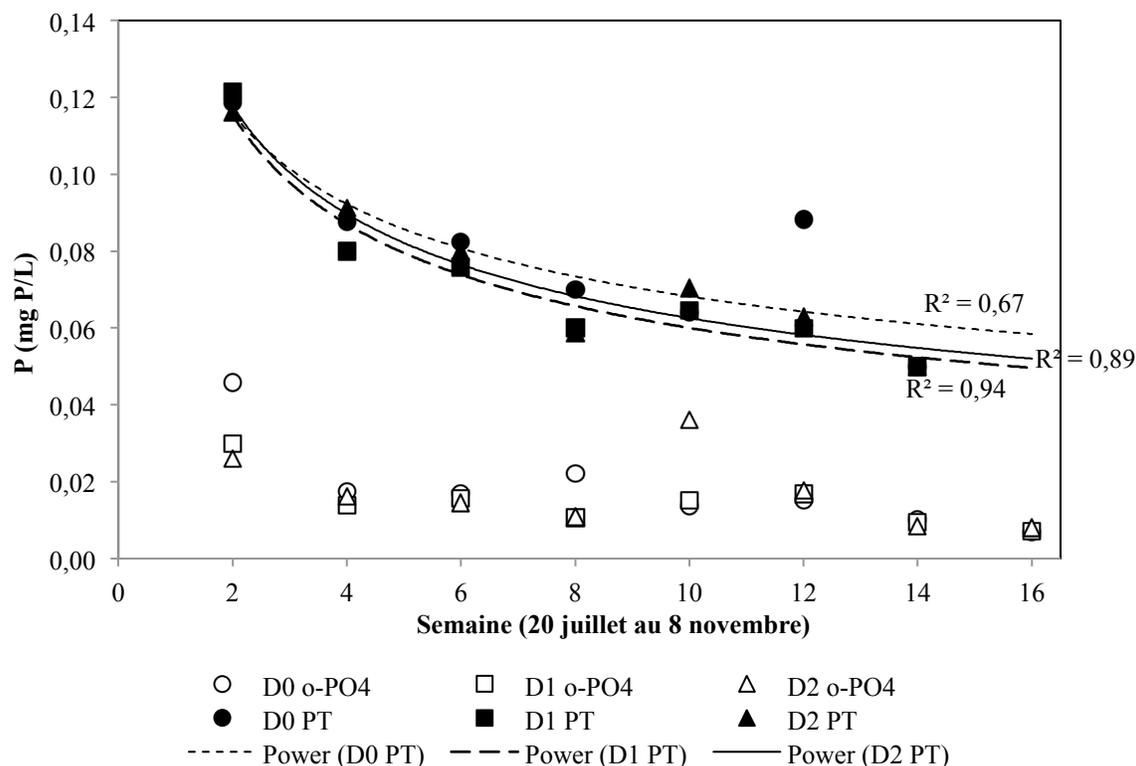


Figure 4.17. PT et o-PO₄ aux lysimètres de 60 cm (moyennes par dose)

Des efficacités moyennes d'enlèvement de la charge en PT de $98 \pm 1 \%$ ont été observées pendant la saison d'irrigation pour D1 et D2. Des efficacités semblables d'enlèvement d'o-PO₄ ont été observées ($99 \pm 0,9 \%$ et de $99 \pm 0,4 \%$ pour D1 et D2). Aucune différence significative de concentration en PT et en o-PO₄ n'a été observée entre les échantillons prélevés à 20, 40 et 60 cm aux parcelles D0-2, D1-2 et D2-2. L'enlèvement du phosphore a donc eu lieu dans les premiers 20 cm de sol. Ce constat va de pair avec les résultats relatifs à l'évaluation de la capacité d'adsorption du sol qui ont montré que les charges d'o-PO₄ associées aux doses D1 et D2 avaient occasionné des profondeurs de saturation du sol en P inférieures à 20 cm.

4.6.4 Électroconductivité

L'électroconductivité moyenne mesurée aux lysimètres de la dose D0 est restée stable pendant la période d'irrigation en se maintenant à un niveau inférieur à 0,7 dS/m alors que les moyennes d'EC mesurées aux lysimètres des doses D1 et D2 se sont maintenues entre 1,4 et 2,9 dS/cm (Figure 4.18). Cette différence marquée entre les valeurs d'EC mesurées aux parcelles de la dose D0 et aux parcelles des doses D1 et D2 indique que les échantillons prélevés aux lysimètres des

parcelles irriguées par les doses D1 et D2 résultent bel et bien de la percolation des eaux usées d'irrigation. Des EC plus élevées aux lysimètres des doses D1 et D2 qu'à l'affluent de la plantation ont été observées à deux reprises pendant la période d'irrigation (semaines 4 et 10). Aucune différence significative d'EC n'a été notée entre les échantillons prélevés à 20, 40 et 60 cm aux parcelles D0-2, D1-2 et D2-2.

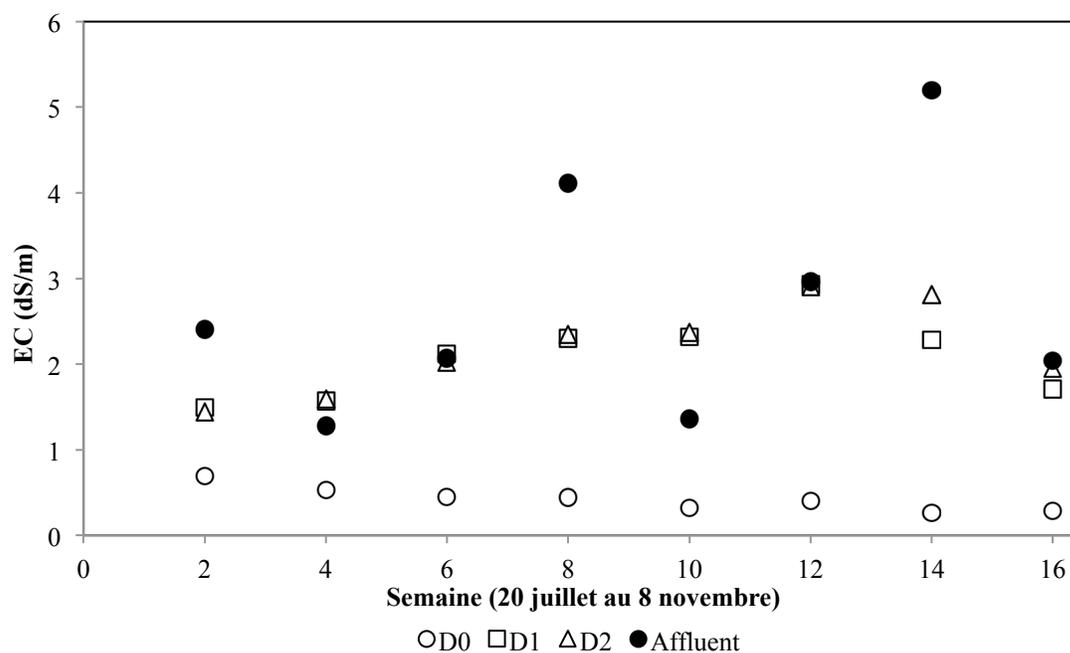


Figure 4.18. Électroconductivité à l'affluent et aux lysimètres de 60 cm (moyennes par dose)

4.6.5 Synthèse

Des efficacités totales d'enlèvement des charges de DCO de 92 et 91 %, de DBO₅ de 98 et 98 %, de NT de 94 et 87 %, de NTK de 98 et 97 %, de Norg de 95 et 94 %, de PT de 98 et 98 % et d'o-PO₄ de 99 et 99 % ont été estimées pour D1 et D2 pour la période d'irrigation 2016, respectivement (Tableau 4.8).

Tableau 4.8. Sommaire des concentrations et des charges à l'affluent et aux lysimètres de 60 cm (20 juillet au 8 novembre 2016, 111 d)

Paramètre	Dose	Affluent				Lysimètres				Efficacité d'enlèvement de la concentration %	Efficacité d'enlèvement de la charge %
		Concentration moyenne	Charge totale		Charge moyenne journalière	Concentration moyenne	Charge totale		Charge moyenne journalière		
		mg/L	g/m ²	kg/ha	g m ⁻² d ⁻¹	mg/L	g/m ²	kg/ha	g m ⁻² d ⁻¹		
MES	D0	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	D1	54 ± 16	63	630	0,6	--	--	--	--	--	--
	D2	54 ± 16	99	990	0,9	--	--	--	--	--	--
DCO	D0	--	--	--	--	18 ± 12	26	260	0,24	--	--
	D1	224 ± 53	265	2 650	2,4	21 ± 9	20	200	0,18	91	92
	D2	224 ± 53	415	4 150	3,7	22 ± 7	36	360	0,33	90	91
DBO ₅	D0	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	D1	122 ± 29	144	1 440	1,3	2,7 ± 5,6	2,3	23	0,02	98	98
	D2	122 ± 29	226	2 260	2,0	2,9 ± 4,0	4,4	44	0,04	98	98
NT	D0	--	--	--	--	0,7 ± 0,3	1,0	10	0,01	--	--
	D1	31 ± 7	37	370	0,3	2,0 ± 2,7	2,2	22	0,02	93	94
	D2	31 ± 7	58	580	0,5	4,5 ± 5,9	7,3	73	0,07	85	87
NTK	D0	--	--	--	--	0,6 ± 0,3	1,0	10	0,01	--	--
	D1	31 ± 7	37	370	0,3	0,6 ± 0,2	0,6	6	0,01	98	98
	D2	31 ± 7	58	580	0,5	1,3 ± 2,2	2,0	20	0,02	96	97
N _{org}	D0	--	--	--	--	0,6 ± 0,3	0,9	9	0,01	--	--
	D1	9 ± 5	11	110	0,1	0,6 ± 0,2	0,6	6	0,01	94	95
	D2	9 ± 5	18	180	0,2	0,7 ± 0,4	1,1	11	0,01	93	94
NOx	D0	--	--	--	--	0,1 ± 0,1	0,1	1	0,00	--	--
	D1	0,05 ± 0,03	0,05	0,46	4,1E-04	1,3 ± 2,7	1,6	16	0,01	--	--
	D2	0,05 ± 0,03	0,07	0,69	6,2E-04	3,2 ± 5,2	5,4	54	0,05	--	--
PT	D0	--	--	--	--	0,08 ± 0,03	0,12	1,2	1,1E-03	--	--
	D1	3,1 ± 0,6	3,7	37	0,03	0,07 ± 0,02	0,07	0,7	5,9E-04	98	98
	D2	3,1 ± 0,6	5,8	58	0,05	0,08 ± 0,03	0,12	1,2	1,1E-03	98	98
o-PO ₄	D0	--	--	--	--	0,02 ± 0,02	0,03	0,3	2,5E-04	--	--
	D1	1,5 ± 0,5	1,9	19	0,02	0,02 ± 0,02	0,01	0,1	1,3E-04	99	99
	D2	1,5 ± 0,5	2,9	29	0,03	0,01 ± 0,01	0,02	0,2	2,2E-04	99	99
pH ¹	D0	--	--	--	--	7,0 ± 0,3	--	--	--	--	--
	D1	7,7 ± 0,2	--	--	--	7,0 ± 0,3	--	--	--	--	--
	D2	7,7 ± 0,2	--	--	--	6,9 ± 0,4	--	--	--	--	--
EC ²	D0	--	--	--	--	0,4 ± 0,2	--	--	--	--	--
	D1	2,7 ± 1,4	--	--	--	2,1 ± 0,7	--	--	--	--	--
	D2	2,7 ± 1,4	--	--	--	2,2 ± 0,2	--	--	--	--	--

Notes :

-- : Non applicable

¹ En unité de pH

² En dS/m

4.7 Effets sur les propriétés chimiques du sol

L'irrigation par les doses D1 et D2 a engendré une modification marquée de certaines des propriétés chimiques du sol à proximité des bagues d'irrigation (points d'échantillonnage F1 à F4; Tableau 4.9). La différence entre les charges d'irrigation des doses D1 et D2 (6 mm/d) ne semble cependant pas avoir été suffisante pour engendrer un effet significatif sur les propriétés chimiques du sol, exception faite de la concentration en calcium et de la CEC.

L'ajout de matières organiques par les doses D1 et D2 (total de 139 et 218 g DCO/m², respectivement) n'a pas entraîné d'effet significatif sur les teneurs en MO et en COT du sol à 20 et à 50 cm. Ceci dénote de la forte capacité de minéralisation de la MO du sol du site et va de pair avec les efficacités élevées d'enlèvement de DCO et de DBO₅ présentées précédemment.

L'irrigation des doses D1 et D2 n'a pas entraîné d'augmentation significative des teneurs en NTK et en NH₄ du sol à 20 et 50 cm de profondeur, mais a entraîné une augmentation significative des NO_x à 20 cm indiquant une bonne activité de nitrification. L'irrigation de la dose D2 a engendré une augmentation significative de la teneur en phosphore assimilable à 20 cm en comparaison à la dose D0. Cette augmentation ne se reflète cependant pas dans les résultats de PT obtenus à cette même profondeur, qui ne montrent aucun effet significatif de l'irrigation de la dose D2 sur la teneur de ce paramètre à 20 ou 50 cm. De même, les écarts types des résultats de PT et les résultats de P_{assi} sont du même ordre de grandeur. Ceci suggère que la dose D2 a engendré une augmentation de la teneur en PT du sol, mais que cette augmentation s'inscrit dans l'erreur des mesures de PT.

L'irrigation des doses D1 et D2 n'a pas eu d'effet significatif sur la teneur en aluminium échangeable du sol, mais a engendré une diminution de la teneur de fer échangeable à 20 et à 50 cm. Les doses D1 et D2 n'ont pas eu d'effet significatif sur la teneur en K à 20 et à 50 cm et ont entraîné une augmentation de la teneur en Mg à 20 cm. L'irrigation par la dose D1 n'a pas entraîné d'augmentation significative de la teneur en Ca à 20 et 50 cm, alors que la dose D2 a entraîné une augmentation significative à 20 cm. Cette augmentation de Ca a engendré une augmentation de la CEC à 20 cm pour la dose D2. L'application des doses D1 et D2 a entraîné une augmentation du pH à 20 cm et une augmentation de l'EC à 20 et 50 cm. Les résultats d'analyses détaillées ainsi que les résultats d'analyses des échantillons prélevés au centre des parcelles (points d'échantillonnage F5) sont présentés à l'Annexe S.

L'absence d'augmentation de teneur en matières organiques suite à l'irrigation des doses D1 et D2, l'augmentation de la teneur en phosphore assimilable à 20 cm causée par la dose D2 et la diminution de la teneur en fer échangeable à 20 et à 50 cm causée par les doses D1 et D2 sont les effets importants qui seront principalement abordés au Chapitre 5.

Tableau 4.9. Résultats d'analyses des échantillons de sol prélevés à la fin de la saison 2016 en zones directement irriguées (Forages F1 à F4 par parcelle, n=12 par dose, par profondeur)

Prof. / Dose	Paramètre																
	MO	COT	NTK	NH ₄	NOx	PT	P _{assi}	Al	Fe	Indice P _{assi} / Al	Indice P _{assi} / (Al+Fe)	Ca	Mg	K	CEC	pH (CaCl ₂)	EC
	% de sol	% de sol	mg N/kg	mg N/kg	mg N/kg	mg P/kg	mg P/kg	mg Al/kg	mg Fe/kg	%	%	mg Ca/kg	mg Mg/kg	mg K/kg	cmol/kg	--	dS/m
20 cm																	
D0	3,5 ± 0,2 a	1,0 ± 0,1 a	1 340 ± 130 a	0,6 ± 0,1 a	0,1 ± 6E-05 a	1 120 ± 80 a	87 ± 9 a	1 280 ± 90 a	330 ± 34 a	7,0 ± 0,9 a	5,5 ± 0,7 a	549 ± 76 a	72 ± 14 a	36 ± 11 a	3,4 ± 0,4 a	5,6 ± 0,1 a	0,10 ± 0,01 a
D1	3,7 ± 0,2 a	1,1 ± 0,1 a	1 470 ± 160 a	1,3 ± 1,6 a	2,7 ± 1,5 b	1 120 ± 110 a	89 ± 6 ab	1 210 ± 110 a	285 ± 24 b	7,6 a ± 0,8 a	6,1 ± 0,5 a	581 ± 77 a	96 ± 25 b	30 ± 9 a	3,8 ± 0,6 a	5,7 ± 0,1 ab	0,42 ± 0,05 b
D2	3,6 ± 0,2 a	1,0 ± 0,1 a	1 420 ± 120 a	0,5 ± 0,0 a	2,7 ± 1,2 b	1 100 ± 50 a	96 ± 8 b	1 170 ± 150 a	282 ± 23 b	9,6% ± 1,6 a	7,4 ± 1,1 a	731 ± 71 b	95 ± 20 b	39 ± 9 a	4,5 ± 0,5 b	5,8 ± 0,1 b	0,42 ± 0,06 b
F	1,75	2,39	2,54	0,93	6,00	0,09	6,77	0,54	10,2	2,40	2,84	11,2	3,78	1,61	9,53	5,60	122,5
Valeur P	0,191	0,109	0,096	0,404	0,006*	0,911	0,004*	0,590	0,0004*	0,108	0,074	0,0002*	0,034*	0,216	0,001*	0,008*	<0,001*
50 cm																	
D0	1,2 ± 0,3 a	0,1 ± 0,0 a	290 ± 110 a	0,5 ± 0,02 a	0,1 ± 8E-05 a	710 ± 140 a	37 ± 8 a	1 210 ± 240 a	181 ± 42 a	3,2 ± 0,9	2,8 ± 0,7 a	232 ± 62 a	28 ± 10 a	27 ± 12 a	1,5 ± 0,4 a	5,6 ± 0,2 a	0,06 ± 0,01 a
D1	1,5 ± 0,6 a	0,2 ± 0,1 a	400 ± 200 a	0,5 ± 3E-04 a	0,6 ± 0,5 a	680 ± 130 a	41 ± 16 a	1 040 ± 160 a	141 ± 32 b	±3,9 ± 1,3 a	3,5 ± 1,1 a	291 ± 79 a	44 ± 21 a	16 ± 6 a	1,9 ± 0,6 a	5,8 ± 0,3 a	0,38 ± 0,09 b
D2	1,5 ± 0,4 a	0,2 ± 0,1 a	360 ± 70 a	0,6 ± 0,1 a	1,4 ± 1,7a	670 ± 110 a	50 ± 16 a	1 200 ± 160 a	122 ± 18 b	4,2 ± 1,5 a	3,8 ± 1,3 a	271 ± 59 a	38 ± 11 a	18 ± 4 a	1,7 ± 0,4 a	5,8 ± 0,1 a	0,46 ± 0,04 b
F	1,79	1,04	1,34	1,72	1,95	0,23	2,50	2,08	7,65	2,13	2,70	1,57	2,71	2,69	1,64	3,10	80,8
Valeur P	0,183	0,366	0,276	0,196	0,160	0,796	0,098	0,142	0,002*	0,136	0,083	0,225	0,082	0,084	0,211	0,059	<0,001*

Notes :

Une différente lettre pour un même paramètre et une même profondeur indique une différence significative selon une comparaison par paires de Tukey.

Les paramètres qui présentent une telle différence sont en gras.

* Valeur P < 0,05

4.8 Bilans d'oxygène

Les flux de diffusion d'oxygène à l'entrée du sol estimés pour les doses D1 et D2 sont 29 et 18 fois supérieurs à la demande d'oxygène associée à l'oxydation aérobie de la matière organique et à la nitrification de l'azote des eaux usées (Tableau 4.10).

Tableau 4.10. Bilans journaliers moyens d'oxygène (moyenne par dose)

Paramètre	Unité	D1	D2
Demande en O₂ (-)			
DBO _C	g O ₂ m ⁻² d ⁻¹	-1,9	-3,0
DBO _N	g O ₂ m ⁻² d ⁻¹	-1,5	-2,4
DBO _T	g O ₂ m ⁻² d ⁻¹	-3,4	-5,4
Flux entrant d'O₂ par diffusion (+)			
M	g O ₂ m ⁻² d ⁻¹	97	96
Écart entre demande et flux entrant			
Surplus (+) ou déficit (-) d'O ₂	g O ₂ m ⁻² d ⁻¹	94	91
Ratio flux entrant d'O ₂ / demande en O ₂	--	29	18

Les bilans d'oxygène fortement positifs associés aux doses D1 et D2 vont de pair avec les efficacités d'enlèvement de MO et de NTK présentés précédemment, dont les principaux mécanismes d'enlèvement (oxydation aérobie et nitrification, respectivement) requièrent la présence d'oxygène dans le sol.

4.9 Analyse technico-économique

4.9.1 Dimensionnement

La modulation de l'irrigation selon l'ET_c engendre des charges mensuelles d'irrigation allant de 1 à 14 mm/d pour la zone 1 et de 2 à 24 mm/d pour la zone 2 (Figure 4.19). La charge maximale de la zone 1 de 14 mm/d s'inscrit dans l'intervalle de charges testées à SRDLA lors de la période d'irrigation 2016 (10 à 16 mm/d). Une fraction de 81 % du volume total d'irrigation est irriguée de juillet à septembre, dont 35% lors du mois d'août. La vidange complète de l'étang est atteinte au mois de septembre au terme de ces trois mois (Figure 4.20). Le volume maximal dans l'étang est atteint au mois de mai, au moment où l'irrigation est inférieure au débit d'eaux usées à l'affluent.

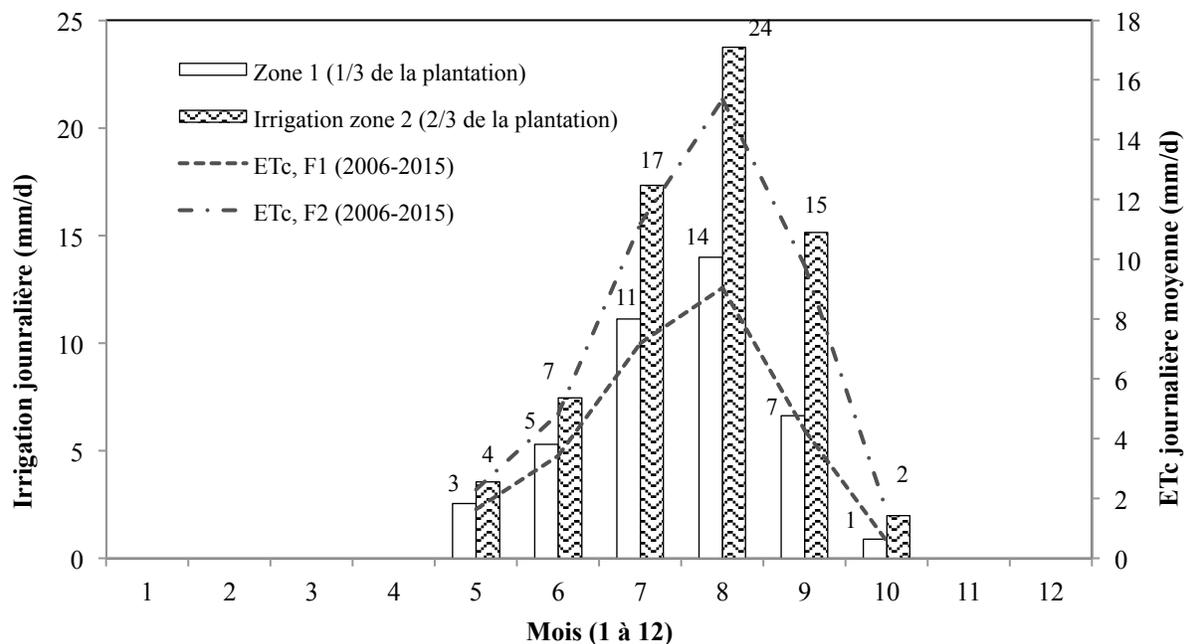


Figure 4.19. Charges mensuelles d'irrigation des zones 1 et 2 et ET_c de plants fertilisés d'un an et de deux ans (moyennes de 2006 à 2015).

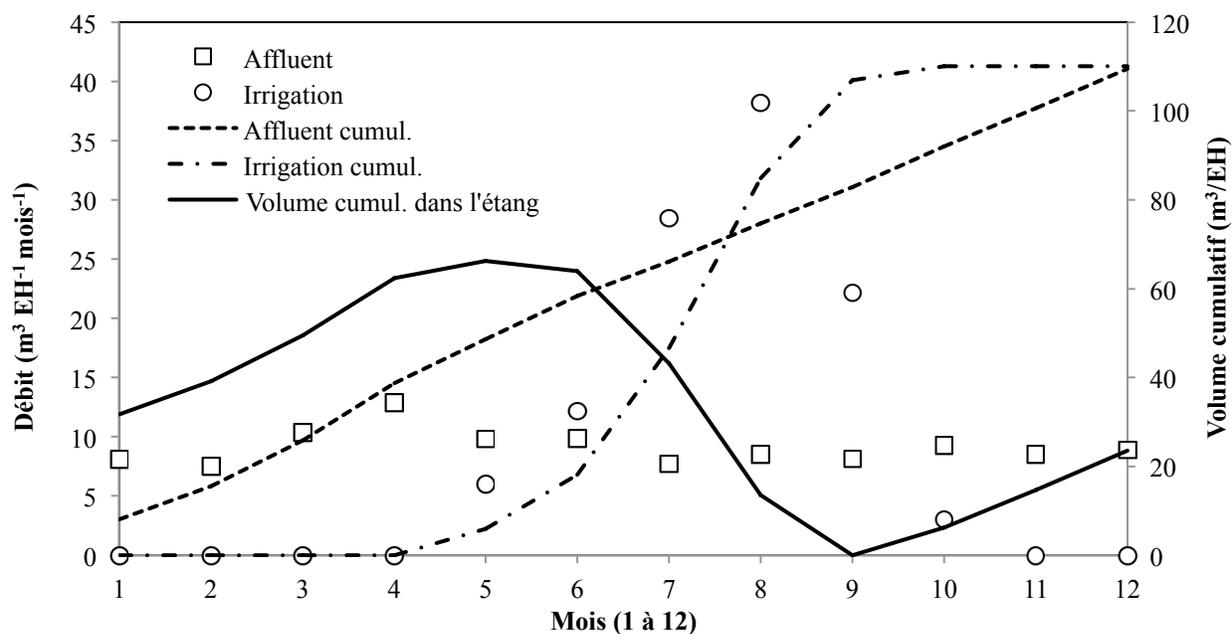


Figure 4.20. Débit à l'affluent, débit d'irrigation et volumes cumulatifs d'affluent, d'irrigation et dans l'étang non aéré

Les paramètres de dimensionnement ont un comportement linéaire à l'égard de la population, à l'exception de la superficie de l'étang dont le calcul est influencé par les pentes et la revanche du bassin (Tableau 4.11).

Tableau 4.11. Sommaire des résultats de dimensionnement

Population de conception	EH	100	250	500	1 000	Valeur unitaire
Débit						
Débit moyen à l'affluent	m ³ /d	30	75	150	300	0,3
Étang non aéré						
Volume	m ³	7 300	18 200	36 400	72 800	66
Superficie	ha	0,5	1,2	2,3	4,4	--
	m ² /EH	53	48	46	44	--
Volume de boues à la vidange	m ³	990	2 480	4 970	9 930	10
Masse de boues sèche à la vidange	t	40	100	200	400	400 kg
Masse humide de boues à disposer	t	130	340	670	1 340	1 300 kg
Pompe						
Débit de pompage maximal	m ³ /h	10	25	50	100	0,10
Puissance annuelle requise	kWh/an	1 750	4 380	8 750	17 500	17,5
Plantation de saules à croissance rapide						
Superficie plantée	ha	0,6	1,5	3,0	6,0	60 m ²
Superficie totale	ha	0,7	1,8	3,6	7,2	72 m ²
Longueur de conduite d'irrigation	m	1 670	4 180	8 350	16 700	17

4.9.2 Estimation et comparaison des coûts et revenus

Des coûts unitaires de traitement des eaux usées par PSCR (avec valorisation de la biomasse) de 3,68, 1,86, 1,25 et 0,94 \$/m³ ont été déterminés pour des municipalités de 100, 250, 500 et 1 000 EH, respectivement (Tableau 4.12). L'absence de marché permettant la valorisation des saules engendre une augmentation de ces coûts de 0,4, 0,9, 1,4 et 1,8 %, respectivement. La valorisation des saules n'a donc qu'un impact marginal sur la rentabilité de ce type de système.

Tableau 4.12. Coûts unitaires de traitement des eaux usées par PSCR et par traitement autonome et coûts médians québécois (MARMOT, 2011) pour des populations de 100, 250, 500 et 1 000 EH

Système de traitement	Coût unitaire de traitement (\$/m ³) selon la population de conception (EH)			
	100	250	500	1 000
PSCR Avec valorisation	3,68	1,86	1,25	0,94
PSCR Sans valorisation	3,69	1,88	1,26	0,95
Traitement autonome	1,70	1,70	1,70	1,70
Médiane québécoise	3,36	2,76	1,76	0,66

Les coûts de capitalisation et d'exploitation des étangs non aérés visant le stockage hivernal des eaux usées constituent les principaux coûts associés à un système de traitement des eaux usées par PSCR (84 à 92 % des coûts totaux selon la taille de population; Tableau 4.13).

Tableau 4.13. Répartition des coûts selon la population de conception (EH)

Catégorie de coût	Répartition des coûts (%) selon la population de conception (EH)			
	100	250	500	1 000
Étang non aéré	92	88	86	84
Acquisition du terrain	1	3	4	5
Construction	85	76	69	62
Opération, maintenance et vidange	5	9	13	17
Pompe	1	1	1	1
Acquisition, remplacement, maintenance et électricité	1	1	1	1
Plantation de saules à croissance rapide	5	8	10	13
Acquisition du terrain	2	4	6	8
Plantation initiale	1	1	1	2
Récolte et démantèlement	3	3	3	3
Système d'irrigation	2	2	2	2
Acquisition, main-d'oeuvre et remplacement	2	2	2	2

L'augmentation de la taille de la population de conception engendre une économie d'échelle à l'égard du coût du traitement pas PSCR (Figure 4.21). La contrepartie de cette économie est l'augmentation de la surface totale requise pour mettre en place le traitement (Tableau 4.11).

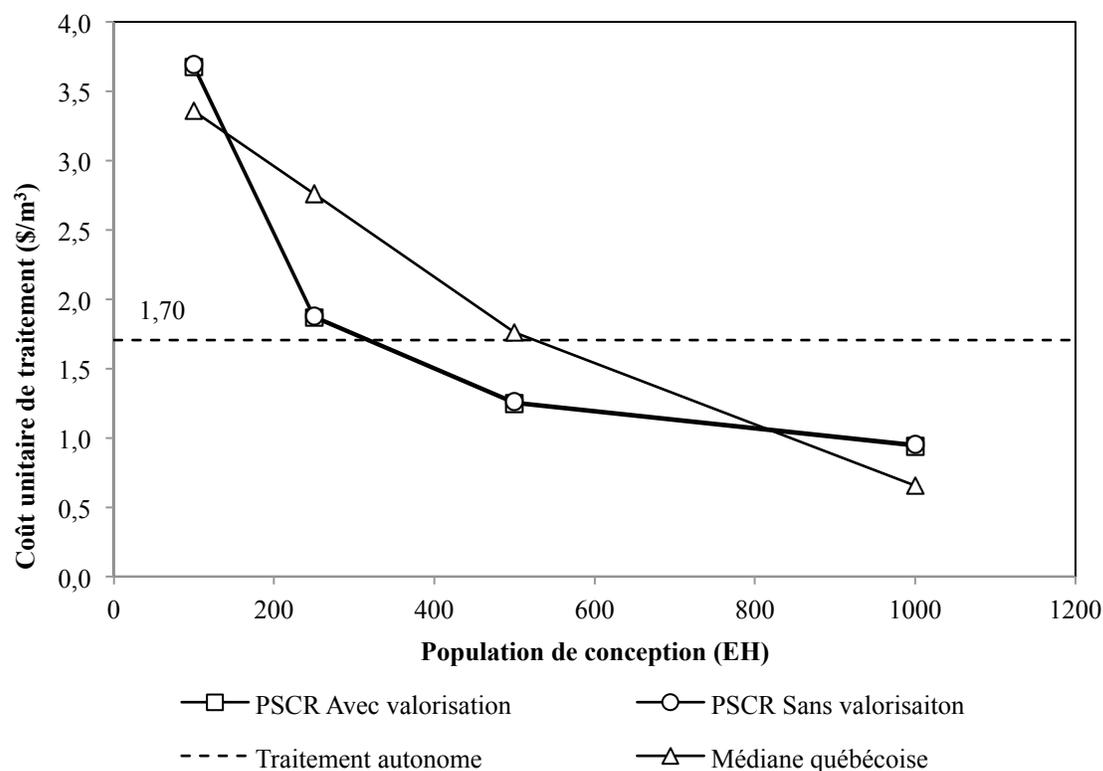


Figure 4.21. Coûts de traitement par PSCR, coûts par traitement autonome et coûts médians québécois

Le traitement par PSCR, qu'il y ait présence ou non d'un marché de valorisation de la biomasse, a un coût inférieur au coût médian québécois pour des populations allant de 200 à 800 EH. Le traitement par PSCR (avec ou sans valorisation) a un coût supérieur au traitement autonome pour des populations de 300 EH et moins. L'économie engendrée par l'absence de réseau d'acheminement des eaux usées dans le cas d'un traitement autonome n'a cependant pas été considérée. L'intervalle de taille de population où le traitement par PSCR est économiquement avantageux face aux autres technologies existantes est donc de 300 à 800 EH. Le détail des coûts estimés est présenté à l'Annexe T.

CHAPITRE 5 DISCUSSION

Ce chapitre aborde les objectifs spécifiques du projet de recherche à la lumière des résultats obtenus, la vérification de l'hypothèse scientifique de la recherche ainsi que les retombées et l'originalité du projet.

5.1 Objectifs spécifiques

5.1.1 Bilan hydrique d'une PSCR en considérant l'évapotranspiration

5.1.1.1 Caractérisation hydraulique du dispositif

La conductivité hydraulique du sol du site de SRDLA ($2,0 \text{ E-}03 \text{ cm/s}$ pour les 30 premiers centimètres de sol) place le dispositif à la limite d'un système à infiltration lente et d'un système de traitement par aquifère en matière d'hydraulique (Tableau 2.1). Les taux de charges hydrauliques annualisés équivalents aux doses D0, D1 et D2 (2,5, 1,8 et 2,9 m/an, en considérant une période d'application de 180 jours) s'insèrent cependant dans les plages recommandées pour les systèmes à infiltration lente (0,5 à 6 m/an; US EPA, 2006). De plus, les taux journaliers d'irrigation des doses D0, D1 et D2 (14, 10 et 16 mm/d) sont largement inférieurs au taux maximal de 73 mm/d recommandé pour un sol dont la conductivité hydraulique est de $2,0 \text{ E-}03 \text{ cm/s}$ (Crites et al., 2006). Ces résultats suggèrent que la charge hydraulique n'est pas le paramètre limitant de conception des PSCR opérés en sols à texture sableuse.

Les déficits d'eau estimés dans la zone racinaire des parcelles irriguées par l'effluent primaire lors des sept premières semaines de l'expérience (Figure 4.4), les plus forts degrés de saturation des pores du sol mesurés lors des semaines 14 à 16 (Figure 4.5) et les accumulations d'eau observées au sein de certaines parcelles du dispositif lors de ces semaines, suggèrent un déséquilibre entre l'irrigation appliquée à un taux fixe pendant l'expérience et les besoins en eau des saules (déficit d'eau en période de forte ET et surplus d'eau en période de faible ET et de fortes précipitations automnales).

5.1.1.2 Comparaison à la littérature

Les taux d'évapotranspiration moyens estimés pour les parcelles D1 et D2 (4 et 5 mm/d, respectivement) sont inférieurs aux taux rapportés par Dimitriou et Aronsson (7 à 8 mm; 2011)

suite à l'application de charges en N et en P se rapprochant des charges associées à la dose D1 (Tableau 5.1). De même, les taux d'évapotranspiration des parcelles D1 et D2 sont du même ordre de grandeur que les taux rapportés par Curneen & Gill (2014 et 2016; Tableau 5.1). Cependant, les taux rapportés par Curneen et Gill (2014) l'ont été pour des saules fertilisés par des charges en N et P largement inférieures aux charges associées aux doses D1 et D2. De plus, les taux rapportés par Curneen et Gill (2016) l'ont été pour des saules dont le rendement de biomasse est largement inférieur à ceux des parcelles des doses D0, D1 et D2. Ceci suggère que l'ET des parcelles du dispositif pourrait avoir été sous-estimé. Ce faisant, les volumes de percolation profonde pourraient avoir été surestimés, ce qui pourrait avoir conduit à une surestimation des charges en MO, N et P à l'effluent du dispositif et à une sous-estimation des efficacités d'enlèvement des charges.

Tableau 5.1. Évapotranspiration des saules suite à l'irrigation d'effluents d'eaux usées - Projet à l'étude et littérature

Charges appliquées		Biomasse produite	Âge des pousses / Âge des plants ²	TCH (incluant pluie)	ET	Dose / Référence
N	P					
kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	kg P ha ⁻¹ an ⁻¹	t MS ha ⁻¹ an ⁻¹	Année	mm / d	mm / d	
Projet à l'étude						
0	0	12 ± 4 ¹	0 / 8	17	2	D0
370	37	22 ± 8 ¹	0 / 8	14	4	D1
580	58	26 ± 7 ¹	0 / 8	20	5	D2
Littérature						
--	--	--	0 / 0 à 1 / 1	--	5 - 11*	Gregersen et Brix, 2001
316	26	21 - 79	1 / 3 à 2 / 4	11	7 - 8	Dimitriou et Aronsson, 2011
71 - 147	8 - 12	--	1 / 1 à 0 / 3	6 - 7	3 - 6	Curneen et Gill, 2014
117 - 483	8 - 37	> 2,4 et ≤ 6,9	0 / 1 à 1/4	--	2 - 5*	Curneen et Gill, 2016

Notes:

-- : Donnée non disponible

¹ Crédit Ahmed Jerbi

² Âge au début des saisons de mesure d'ET

* Hypothèse d'une saison de 184 d (mai à octobre) pour calculer l'ET journalière en raison d'une ET rapportée sur une base annuelle

5.1.1.3 Limites

Estimation de l'évapotranspiration

L'utilisation de coefficients de plants tirés de la littérature pour estimer l'ET des saules du dispositif présente certaines limites. D'abord, les coefficients utilisés ont été déterminés pour une différente espèce de saules (*Salix alba*) sous un climat différent (climat méditerranéen; Guidi et al., 2008). Ensuite, ces coefficients ont été déterminés pour des pousses en première année de croissance sur des plants de deux ans (nouvelles pousses sur plants de deux ans), alors que les plants du dispositif de SRDLA avaient huit ans au début de la saison de croissance 2016 (nouvelles pousses sur plants de 8 ans). Ceci pourrait avoir entraîné une sous-estimation des taux d'ET du dispositif. Enfin, les coefficients de plants fertilisés ($k_{c,F1}$) tirés de Guidi et al. (2008) ont été déterminés à l'aide de plants fertilisés pendant une saison complète de croissance, alors que la fertilisation des saules du dispositif expérimental n'a débuté qu'à partir du 20 juillet. Ceci pourrait avoir entraîné une surestimation des taux d'ET du dispositif.

Degrés de saturation des pores du sol

Les degrés de saturation des pores du sol ont été mesurés au sein de la parcelle D0-2, qui n'a pas été fertilisée et dont l'ET est certainement inférieure à celle des parcelles irriguées par les doses D1 et D2. De plus, différents TCH ont été appliqués sur les parcelles des doses D0, D1 et D2 (14, 10 et 16 mm/d, respectivement). Il est raisonnable de supposer que ces différences hydrauliques ont engendré différents degrés de saturation des pores du sol entre la parcelle D0-2 et les parcelles des doses D1 et D2.

L'analyse de l'épuisement de la réserve d'eau de la zone racinaire (DR/TAW), estimée dans le cadre de l'établissement du bilan hydrique des parcelles, permet de constater que les parcelles des doses D0 n'ont pas subi d'épuisement de leur zone racinaire pendant l'expérience, alors que les parcelles des doses D1 et D2 ont subi certains épisodes d'épuisement partiel de leur zone racinaire au cours des six premières semaines (période de forte évapotranspiration) et des neuvième et dixième semaines de l'expérience (panne du système de pompage; Figure 5.1). Les épuisements partiels de la zone racinaire des parcelles des doses D1 et D2 sont survenus à 28 et 18 occurrences pendant la saison d'irrigation, respectivement (épuisements respectifs moyens de 36 et 23 % lors de ces occurrences).

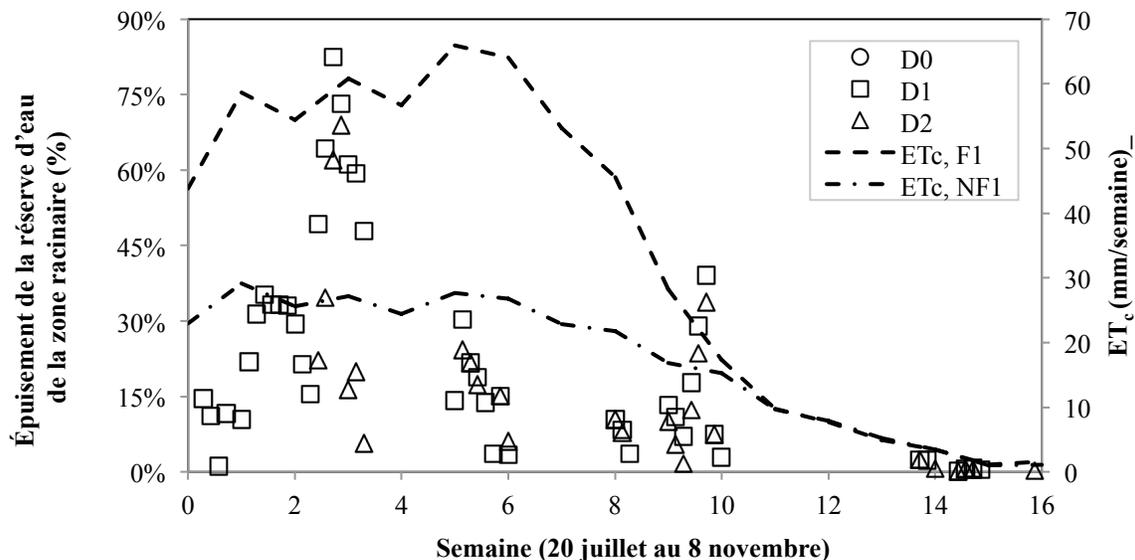


Figure 5.1. Épuisement estimé de la réserve d'eau de la zone racinaire et évapotranspiration de plants de saules d'un an fertilisés ($ET_{c,F1}$) et non fertilisés ($ET_{c,NF1}$)

L'analyse de l'épuisement de la réserve d'eau de la zone racinaire des parcelles suggère donc que les résultats de degrés de saturation des pores du sol mesurés à la parcelle D0-2 (Figure 4.5) surestiment le degré de saturation des pores du sol des parcelles irriguées par les doses D1 et D2. Cette analyse suggère également une surestimation plus marquée pour la dose D1. Les degrés de saturation mesurés permettent néanmoins d'établir l'ordre de grandeur de la saturation partielle du sol suite à l'irrigation ainsi que certaines tendances saisonnières.

5.1.1.4 Conclusion

Les résultats relatifs à l'établissement du bilan hydrique suggèrent que :

- L'irrigation à un taux journalier fixe a provoqué un déséquilibre de l'irrigation vis-à-vis des besoins des saules (déficit d'eau en période de forte ET et surplus d'eau en période de faible ET et de fortes précipitations automnales).
- Une sous-estimation de l'ET des parcelles du dispositif pourrait avoir mené à une surestimation des charges en MO, N et P à l'effluent du dispositif et à une sous-estimation des efficacités d'enlèvement des charges de polluants.
- La charge hydraulique n'est pas le PLC des systèmes de traitement d'eaux usées municipales par PSCR opérés en sol à texture sableuse.

5.1.2 Capacité de traitement d'une PSCR en termes de charges en matière organique, azote et phosphore

5.1.2.1 Matière organique

Les fortes efficacités d'enlèvement des charges de DCO mesurées (92 et 91 %) et de DBO₅ estimées (98 et 98%) pour les doses D1 et D2, témoignent du potentiel élevé d'enlèvement de la charge organique des système à infiltration lente de PSCR opérés en sol à texture sableuse.

Mécanisme d'enlèvement

Plusieurs éléments peuvent expliquer l'oxydation quasi complète de la fraction biodégradable des eaux usées observée pendant l'expérience (Figure 4.13). D'abord, les charges en DBO₅ irriguées (1,3 et 2,0 kg ha⁻¹ d⁻¹, pour D1 et D2) sont largement inférieures à la borne inférieure de la plage de charge journalière d'irrigation de 50-500 kg DBO₅ ha⁻¹ d⁻¹ recommandée pour un SIL (US EPA, 2006). Les faibles charges appliquées s'expliquent par la nature peu chargée en DCO et en DBO₅ de l'affluent de la StaRRE de SRDLA, dont les concentrations sont inférieures aux valeurs typiques associées à un affluent d'origine domestique de faible concentration (Tableau 4.7; M&E-A, 2014).

Ensuite, la texture sableuse du sol du site est favorable à l'aération du sol et à la dégradation de la MO (Veen & Kuikman, 1990). De même, les temps de repos entre les applications d'eaux usées (moyennes de 22,9 et 22,4 h pour les doses D1 et D2) ont permis le maintien d'un degré de saturation des pores du sol propice à l'oxydation aérobie de la matière organique (Figure 4.5). De fait, le degré de saturation moyen des pores du sol de 56 ± 2 % à la parcelle D0-2 lors de semaines 1 à 13 s'inscrit dans la plage de degré de saturation de 50 à 80 % nécessaire à l'activité des bactéries hétérotrophes (Havlin et al., 2013). L'augmentation de la saturation partielle des pores du sol lors des semaines 14 à 16 à un niveau moyen de 85 ± 8 % ne s'est pas reflétée par une diminution de l'efficacité d'enlèvement de la DCO à cette période.

Le bilan d'O₂ réalisé a mis en lumière la faible consommation d'oxygène associée à l'oxydation des charges organiques et azotées comparativement aux charges d'oxygène entrantes dans le sol par diffusion (Tableau 4.10). Les résultats du bilan ont permis d'estimer les concentrations en DCO, DBO₅ et NTK équivalentes à une consommation complète du flux entrant d'O₂ en considérant les TCH de 10 et 16 mm/d et les temps de repos de 22,4 et 22,9 h des doses D1 et D2

maintenus pendant l'expérience (Tableau 5.2). Les concentrations obtenues sont largement supérieures aux concentrations typiques d'un effluent brut domestique de forte concentration (1 016 mg DCO/L, 400 mg O₂/L et 69 mg N/L; M&E-A, 2014).

Tableau 5.2. Concentration, charges et TCH équivalents à une consommation complète du flux d'O₂ entrant dans le sol par diffusion

Paramètre	Unités	Valeur	
TCH fixe, taux d'irrigation fixe et concentration variable			
Dose	--	D1	D2
TCH	mm/d	<u>10</u>	<u>16</u>
Taux d'irrigation	mm/h	<u>9</u>	<u>10</u>
Temps de repos	h	<u>22,4</u>	<u>22,9</u>
Charges équivalentes			
DCO	g DCO m ⁻² d ⁻¹	67	66
DBO ₅	g O ₂ m ⁻² d ⁻¹	37	36
NTK	g O ₂ m ⁻² d ⁻¹	9	9
Concentrations équivalentes			
DCO	mg DCO/L	6 680	4 180
DBO ₅	mg O ₂ /L	3 630	2 270
NTK	mg N/L	930	580
Demande d'O ₂ = Flux entrant d'O ₂	g O ₂ m ⁻² d ⁻¹	<u>97</u>	<u>96</u>
TCH variable, taux d'irrigation fixe et concentration fixe			
TCH	mm/d	168	
Taux d'irrigation	mm/h	10	
Temps de repos	h	7,2	
Charges équivalentes			
DCO	g DCO m ⁻² d ⁻¹	38	
DBO ₅	g O ₂ m ⁻² d ⁻¹	20	
NTK	g O ₂ m ⁻² d ⁻¹	5	
Concentrations équivalentes			
DCO	mg DCO/L	<u>224</u>	
DBO ₅	mg O ₂ /L	<u>122</u>	
NTK	mg N/L	<u>31</u>	
Demande d'O ₂ = Flux entrant d'O ₂	g O ₂ m ⁻² d ⁻¹	54	

Note:

Les valeurs soulignées ont été mesurées ou estimées pendant l'expérience et les valeurs en gras correspondent aux équivalences de consommations complètes du flux entrant d'O₂

Les résultats du bilan ont également permis d'estimer le TCH et le temps de repos journalier équivalent à une consommation complète du flux entrant d'O₂ en considérant les concentrations moyennes en DBO₅ et en NTK mesurées pendant l'expérience. Le TCH trouvé de 168 mm/d est plus de 10 fois supérieur au TCH de la dose D2. Ce TCH est cependant deux fois plus élevé que le TCH maximal de 73 mm/d recommandé pour un sol dont la conductivité hydraulique est de 2,0 E-03 cm/s (Crites et al., 2006).

L'absence de différence significative de concentration de DCO entre les échantillons prélevés à 20, 40 et 60 cm et d'accumulation significative de MO et de COT dans le sol suite à l'irrigation des doses D1 et D2 n'est pas surprenante. De fait, la filtration et l'oxydation biologique de la MO ont typiquement lieu dans les premiers centimètres de sol des SIL (Tzanakakis et al., 2003; Fox et al., 2005; US EPA, 2006).

Comparaison aux normes québécoises

Il n'existe actuellement pas de normes de rejets en DBO₅ ou en DCO pour les systèmes de traitement d'eaux usées municipales par infiltration dans le sol, les résultats obtenus ont donc été comparés aux normes relatives aux rejets en eaux de surface. Les concentrations en DBO₅ estimées aux lysimètres ($2,7 \pm 5,6$ et $2,9 \pm 4,0$ mg O₂/L) sont inférieures à la norme de performance nationale de 25 mg O₂/L pour un effluent municipal énoncée par le *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux* (Gouvernement du Québec, 2017). À titre de comparaison, ces concentrations sont également inférieures à la concentration de 15 mg O₂/L associée à l'atteinte du niveau de traitement secondaire avancé pour un effluent d'une résidence isolée (MDDELCC, 2015b).

Comparaison à la littérature

Les résultats d'enlèvement de la concentration et de la charge organique obtenus vont de pair avec la forte efficacité d'enlèvement de la MO généralement associée aux SIL (US EPA, 2006).

Les diminutions de concentration de DCO mesurées (91 et 90% pour D1 et D2) sont similaires à la diminution de DCO de 85 % rapportée par Miguel et al. (2014) après l'irrigation d'une plantation de peuplier par un effluent primaire (Tableau 5.3). De même, les efficacités estimées d'enlèvement de la concentration de DBO₅ (98 % pour D1 et D2) sont du même ordre que l'efficacité rapportée par Perttu & Kowalik (1997) suite à l'application d'une charge organique de

3 900 kg O₂ ha⁻¹ an⁻¹ (94 %; Tableau 5.4). Les plus faibles efficacités rapportées par Larsson et al. (2003) s'expliquent par la nature organique et par la texture fine du sol d'application.

Tableau 5.3. Charges de DCO appliquées par le biais d'eaux usées et efficacités d'enlèvement - Projet à l'étude et littérature

TCH moyen	Charges appliquées	Effic. enlèv. charge	Effic. enlèv. conc.	Textures du sol ¹	Dose ou référence
mm / an	kg DCO ha ⁻¹ an ⁻¹	%	%		
Projet à l'étude					
1 160	2 650	92	91	Sable silteux	D1
1 820	4 150	91	90		D2
Littérature					
808	486	--	85	Loam	Miguel et al., 2014

Note:

¹Utilisation de la classification des sols de la USDA (1987) lorsque seuls les pourcentages de sable, de silt et d'argile étaient disponibles

Tableau 5.4. Charges de DBO₅ appliquées par le biais d'eaux usées et efficacités d'enlèvement - Projet à l'étude et littérature

TCH moyen	Charges appliquées	Effic. enlèv. charge	Effic. enlèv. conc.	Textures du sol ¹	Dose ou référence
mm / an	kg O ₂ ha ⁻¹ an ⁻¹	%	%		
Projet à l'étude					
1 160	1 440	98	98	Sable silteux	D1
1 820	2 260	98	98		D2
Littérature					
4 000	3 900	--	94	Silt	Perttu & Kowalik, 1997
2 074	--	91-98	--	Loam silteux organique	Hasselgren, 1998
447	558	28	--	Sols silteux et argileux	Larsson et al., 2003
893	1 032	42	--		
1 339	1 506	57	--		

Note:

¹Utilisation de la classification des sols de la USDA (1987) lorsque seuls les pourcentages de sable, de silt et d'argile étaient disponibles

Limites

Comme mentionné précédemment, les échantillons prélevés à l'aide des lysimètres à succion ont été filtrés à 1,3 µm par les cartouches poreuses de céramique des lysimètres. La fraction particulaire de l'eau des pores du sol n'a donc pas été échantillonnée et, ce faisant, les efficacités d'enlèvement de la DCO pourraient avoir été surestimées. Cette limite s'applique également aux résultats d'efficacité d'enlèvement de l'azote organique et du PT. Il est cependant raisonnable de supposer que la percolation des eaux usées dans le sol jusqu'aux cartouches poreuses des lysimètres (60 cm de profondeur) ait entraîné l'enlèvement par filtration et par hydrolyse d'une part importante de la fraction particulaire des eaux usées.

Conclusion

Les résultats relatifs à l'enlèvement de la matière organique suggèrent que :

- Les modalités d'irrigation mises en place, notamment les temps d'irrigation et de repos entre les applications, ont permis une oxygénation journalière du sol suffisante pour supporter l'oxydation aérobie de la charge organique des doses D1 et D2.
- La norme de performance québécoise de 25 mg/L en DBO₅ pour un effluent municipal (rejet en surface) énoncée par le *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux* a été respecté pendant l'application des doses D1 et D2.
- La charge organique n'est pas le paramètre limitant de conception des systèmes de traitement d'eaux usées municipales par PSCR opérés en sol à texture sableuse.

5.1.2.2 Azote

Azote organique

Les efficacités d'enlèvement de 95 et 94 % des charges en azote organique des doses D1 et D2 témoignent de la forte capacité d'ammonification du dispositif expérimental. Comme mentionné précédemment, un nombre élevé d'analyses de NTK ont été rapportés à la limite de détection de 0,5 mg N/L, ce qui a probablement engendré une sous-estimation des efficacités rapportées. Une ammonification complète de l'azote organique est cependant peu probable pour des systèmes végétalisés de traitement des eaux usées en raison de la présence d'une teneur de fond d'azote organique. Cette teneur de fond peut être due à la décomposition de particules organiques du sol

ou à la présence de composés organiques persistants dans la solution de sol (Kadlec & Wallace, 2009).

Ammoniaque total

Les efficacités d'enlèvement d'azote Kjeldahl des eaux usées primaires d'irrigation des doses D1 et D2 (95 et 94 %, respectivement) portent à conclure en une forte capacité d'enlèvement du NH_4 par les PSCR opérés en sol à texture sableuse.

Les plus fortes concentrations de NH_4 mesurées à deux lysimètres de la parcelle D2-2 (D2-2-1 et D2-2-3) lors des semaines 6 et 8 (Figure 4.16) pourraient s'expliquer par une accumulation momentanée de NH_4 causée par la dégradation d'une source externe d'azote organique aux environs de cette parcelle (Kadlec & Wallace, 2009).

Mécanismes d'enlèvement

Nitrification

Les enlèvements élevés de NTK des doses D1 et D2 pourraient s'expliquer par l'état favorable du sol du site pour l'activité des bactéries nitrifiantes. D'abord, le $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ du sol du site ($5,7 \pm 0,1$ et $5,8 \pm 0,1$ pour D1 et D2 à 20 cm) s'inscrit dans la plage de pH de 5 à 9 favorable à la nitrification. Ensuite, la texture grossière du sol de la zone racinaire (sable silteux) est propice à l'oxygénation du sol (Havlin et al., 2013)

Les conditions hydrauliques propices à la nitrification du N qui ont été maintenues pendant la saison d'irrigation pourraient également expliquer les efficacités d'enlèvement de NTK observées. De fait, la saturation partielle moyenne des pores du sol de 56 ± 2 % mesurée au sein de la parcelle D0-2 lors des semaines 1 à 13 s'inscrit dans la plage de saturation partielle de 10 à 80 % nécessaire à la nitrification et s'approche de l'optimum de 60 % pour ce processus (Figure 4.5; Paul, 2007). L'augmentation du degré de saturation des pores du sol lors des semaines 14 à 16 à un niveau moyen de 85 ± 8 % n'a pas entraîné une diminution de l'efficacité d'enlèvement du NTK.

Comme discuté précédemment, la faible demande en O_2 associée aux charges de MO et de NTK de l'effluent irrigué, comparativement au flux entrant d' O_2 dans le sol, supporte également l'hypothèse d'une nitrification quasi complète de la charge de NTK (Tableau 4.10).

Adsorption et volatilisation

Les autres processus de transformation ou d'immobilisation du NH_4 dans le sol sont peu susceptibles d'avoir joué un rôle significatif aux enlèvements observés. D'abord, l'adsorption du NH_4 sur les particules d'argile devrait avoir été négligeable en raison de la faible teneur en argile du sol du site (4 % de 0 à 50 cm et 0 % de 50 à 70 cm). Les résultats d'analyse des échantillons de sol n'ont d'ailleurs montré aucune accumulation significative de NH_4 dans le sol suite à l'application des doses D1 et D2 (Tableau 4.9). La volatilisation d'une quantité significative de NH_3 est également peu probable en raison du pH du sol du site largement inférieur au seuil de 7,5 à partir duquel ce processus devient appréciable (Havlin et al., 2013).

Comparaison à la littérature

Les résultats d'enlèvement de NTK obtenus sont du même ordre que l'enlèvement de 94 % observé par Tzanakis et al. (2003) suite à l'irrigation d'une plantation par un effluent primaire. La plus grande part de l'enlèvement notée par ces auteurs (91 %) a eu lieu dans les 15 premiers cm, ce qui va de pair avec l'absence de différence significative de concentration de NTK notée entre les échantillons prélevés à 20, 40 et 60 cm aux parcelles D1-2 et D2-2.

Conclusion

Les résultats relatifs à l'enlèvement du NH_4 suggèrent que :

- La nitrification est le mécanisme principal sous-jacent aux enlèvements de NTK observés pour les doses D1 et D2.
- Les modalités d'irrigation ont permis une oxygénation du sol suffisante pour supporter la nitrification des charges de NTK des doses D1 et D2, en plus des charges organiques.
- L'efficacité d'enlèvement de l'ammoniaque total n'est pas un facteur qui limitera le dimensionnement des systèmes de traitement des eaux usées municipales par PSCR opérés en sol à texture sableuse.

Nitrites et nitrates

L'écart entre les efficacités d'enlèvement d'azote total observées (enlèvement de 94 et 87 % pour D1 et D2) suggère que la charge en N pourrait être le PLC des PSCR pour le traitement des usées municipales en sol à texture sableuse.

Mécanismes d'enlèvement

La dénitrification et l'absorption par les plantes sont les deux principaux processus de transformation des nitrates dans le sol d'un SIL (Tableau 2.3).

Dénitrification

Les conditions d'humidité et d'aération du sol permettant une dénitrification optimale n'ont pas été maintenues pendant la période d'irrigation. En effet, la saturation partielle moyenne des pores du sol de 56 ± 2 % mesurée au sein de la parcelle D0-2 lors de semaines 1 à 13 est inférieure au seuil minimal de 60 % requis pour la dénitrification (Figure 4.5). La saturation partielle a toutefois atteint un niveau se situant entre 60 et 65 % pour une durée moyenne d'une heure par jour lors de cette même période (principalement pendant les événements d'irrigation), ce qui pourrait avoir permis une certaine dénitrification (Figure 4.6). L'augmentation du degré de saturation des pores du sol lors des semaines 14 à 16 à un niveau de 85 ± 8 % semble avoir eu un effet bénéfique sur la dénitrification (Figure 4.15).

Le ratio C:N de 4:1 mesuré à l'affluent de la plantation est supérieur au ratio de 3:1 jugé suffisant pour supporter la dénitrification au sein d'un SIL (Reed et al., 1995). Ceci suggère que le besoin en carbone de la dénitrification a pu être assuré par l'apport de l'effluent primaire d'irrigation. L'absence de différence significative entre les teneurs en MO et COT des parcelles des doses D0, D1 et D2 indique d'ailleurs que les bactéries dénitrifiantes n'ont pas eu à puiser dans les réserves de carbone du sol pour soutenir leur activité (Tableau 4.9).

Une certaine part de dénitrification pourrait également avoir eu lieu au sein de microsites du sol où les conditions d'anoxie et de disponibilité des nitrates et de matière organique biodégradable auraient été réunies (Sylvia et al., 2005). L'hétérogénéité de la dénitrification au sein d'un sol pourrait d'ailleurs expliquer les variations de concentration de nitrates mesurées aux lysimètres des parcelles des doses D1 et D2 pendant l'expérience ($1,3 \pm 2,7$ et $3,2 \pm 5,2$ mg N/ L pour D1 et D2).

De meilleures efficacités d'enlèvement de NT ont été observées pour les deux parcelles situées à l'ouest du dispositif expérimental (98 % et 97 % pour les parcelles D1-1 et D2-1). Comme mentionné précédemment, certains rangs de ces parcelles présentent un sol plus fortement compacté en raison de la présence d'ornières causée par le passage de machineries agricoles (observation qualitative). La compaction d'un sol mène à une diminution de la taille et du volume

des pores de ce sol et ce faisant, limite les échanges gazeux au sein de celui-ci (Weil & Brady, 2016). La plus forte compaction des parcelles D1-1 et D2-1 semble donc avoir favorisée l'établissement de conditions anoxies favorables à la dénitrification qui pourrait expliquer les meilleures efficacités d'enlèvement observées.

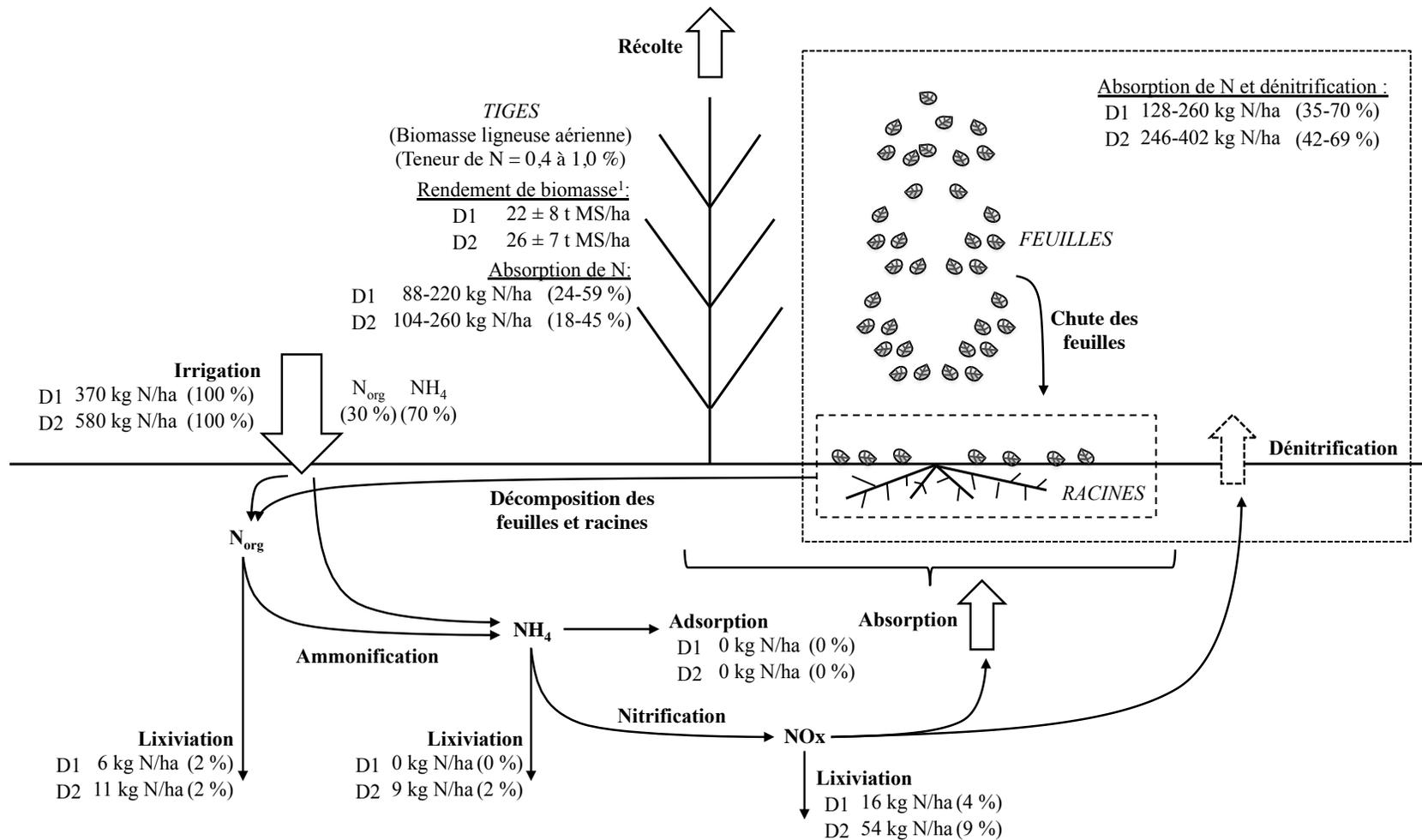
Absorption par les saules

L'absence de conditions anoxies prédominantes suggère que l'absorption par les saules a contribué de façon notable aux enlèvements d'azote total observés.

L'absorption des nutriments par les plantes n'est pas constante pendant une saison de croissance. Cette absorption suit une tendance saisonnière similaire à la tendance de transpiration des plantes (US EPA, 2006). L'augmentation des concentrations de NT observée aux lysimètres des doses D1 et D2 à partir de la semaine 8 (mi-septembre), soit en début de période de diminution des coefficients de transpiration des saules ($k_{c,F1}$; Figure 4.15), suggère une diminution d'absorption des nitrates par les saules à cette période. La huitième semaine de l'expérience correspond également à la fin de la période de croissance active des saules au Québec qui a lieu de mai à août (Labrecque & Teodorescu, 2003).

Les teneurs en azote de la biomasse ligneuse aérienne des saules tirées de la littérature (exception faite de la plus forte teneur rapportée par Gregersen & Brix, 2001; Tableau 2.8) et les rendements moyens de biomasse mesurés en novembre 2016 (crédit Ahmed Jerbi de l'Institut de recherche en biologie végétale [IRBV] de l'Université de Montréal) ont permis d'estimer l'ordre de grandeur de l'absorption de N dans la biomasse ligneuse aérienne des saules, soit 88 à 220 et 104 à 260 kg N/ha pour D1 et D2, respectivement (Figure 5.2). Ces absorptions représentent de 24 à 59 et de 18 à 45 % des charges de N des doses D1 et D2, respectivement. Le N absorbé dans la biomasse ligneuse aérienne est retiré définitivement du site lors de la récolte des plants.

Une fraction importante d'azote est susceptible d'avoir été transférée vers les racines et les feuilles des saules, qui constituent les deux principaux réservoirs d'azote des saules (Amichev et al., 2014). Les ordres de grandeur de l'absorption de N dans la biomasse ligneuse ont également permis d'estimer l'enlèvement de N incombant à la dénitrification et à l'absorption dans la biomasse des racines et des feuilles des saules, soit 128 à 260 et 246 à 402 kg N/ha pour D1 et D2, respectivement (35 à 70 et de 42 à 69 % des charges de N; Figure 5.2).



Notes:

Les pourcentages des charges d'irrigation sont présentés entre parenthèses

¹ Crédit Ahmed Jerbi, IRBV

Figure 5.2. Charges d'azote, estimation de l'absorption dans la biomasse aérienne ligneuse, estimation de la dénitrification et de l'absorption dans la biomasse des racines et des feuilles et lixiviation.

Bien qu'ils présentent de larges incertitudes, ces résultats suggèrent que la dénitrification et l'absorption par les saules ont tous deux joué un rôle notable aux enlèvements de N observés. Il n'a cependant pas été possible d'estimer de manière raisonnable la part de l'enlèvement due à la dénitrification (enlèvement définitif), de la part due à l'absorption dans la biomasse des feuilles et des racines (enlèvement temporaire en raison de recyclage éventuel du N suite à la décomposition des racines et des feuilles).

Comparaison aux normes québécoises

Il n'existe actuellement pas de normes de rejets en NO_x pour les systèmes de traitement d'eaux usées municipales, les résultats obtenus ont donc été comparés aux normes relatives à la qualité de l'eau potable. Les concentrations moyennes de NO_x mesurées aux lysimètres ($1,3 \pm 2,7$ et $3,2 \pm 5,2$ mg N/L pour D1 et D2) sont inférieures à la concentration maximale de 10 mg N/L prescrite par le *Règlement sur la qualité de l'eau potable du Québec* (RQEP; MDDELCC, 2015a). Des concentrations supérieures à cette limite ont cependant été mesurées en période de plus faible évapotranspiration (semaines 8 à 14; 3 et 9 occurrences aux lysimètres; concentrations maximales de 12,3 et 22,5 mg N/L pour D1 et D2, respectivement; Annexe Q). Le traitement des eaux usées par PSCR est un procédé qui vise à traiter les eaux usées de petites communautés rurales québécoises pour lesquelles l'approvisionnement en eau potable est souvent de source souterraine (MDDELCC, 2016a). Les PSCR pour le traitement des eaux usées devraient donc être dimensionnées et opérées afin d'éviter la percolation d'eaux dont la concentration en NO_x serait supérieure à la concentration maximale prescrite par le RQEP et qui pourrait entraîner une contamination des sources d'approvisionnement en eau potable.

Comparaison à la littérature

Les charges d'azote total appliquées (370 et 580 kg N ha⁻¹ pour D1 et D2 en 16 semaines) dépassent largement la fertilisation azotée recommandée pour les PSCR (37-150 kg N ha⁻¹ an⁻¹; Tableau 2.4). Ceci suggère que les charges appliquées, notamment pour la dose D2, ont dépassé les besoins en N des saules. Ce dépassement pourrait expliquer la plus grande part de l'enlèvement de N vraisemblablement attribuable à la dénitrification et à l'absorption dans la biomasse des racines et des feuilles pour la dose D2 (Figure 5.2).

Les charges appliquées et les efficacités d'enlèvement de la charge observées pour la dose D1 sont du même ordre de grandeur que certaines charges et efficacités rapportées dans la littérature (Dimitriou and Aronsson, 2011; Miguel et al., 2014; Guidi Nissim et al. ; 2015 ; Tableau 5.5). La différence entre les efficacités d'enlèvement de la charge et de la concentration rapportées par Miguel et al. (17% ; 2014) est attribuable l'effet de concentration causée par l'évapotranspiration des plants et témoigne de l'importance d'évaluer l'efficacité des systèmes végétalisés de traitement des eaux usées en termes de charges.

Tableau 5.5. Charges d'azote total appliquées par le biais d'eaux usées et efficacités d'enlèvement - Projet à l'étude et littérature

TCH moyen	Charges appliquées	Effic. enlèv. charge	Effic. enlèv. conc.	Biomasse produite	Textures du sol ²	Dose ou référence
mm/an	kg N ha ⁻¹ an ⁻¹	%	%	t MS ha ⁻¹ an ⁻¹		
Projet à l'étude						
1 160	370	94	93	22 ± 8 ¹	Sable silteux	D1
1 820	580	87	85	26 ± 7 ¹		D2
Littérature						
4 000	2 100	--	43	--	Silt	Perttu & Kowalik, 1997
2 074	--	85 - 95	--	--	Loam silteux organique	Hasselgren, 1998
447	83	2	--	7	Sols silteux et argileux	Larsson et al., 2003
893	167	55	--	8		
1 339	250	69	--	9		
910	316	96	--	14 - 53	Sable ou argile	Dimitriou and Aronsson, 2011
160	29	58	--	5	Loam sableux	Holm & Heinsoo, 2013
808	279	90	73	--	Loam	Miguel et al., 2014
300	127	--	97	--	Loam sableux	Nissim et al., 2015
467	164	--	86	--		
735	231	--	95	--		

Notes:

¹ Crédit Ahmed Jerbi, IRBV

² Utilisation de la classification des sols de la USDA (1987) lorsque seuls les pourcentages de sable, de silt et d'argile étaient disponibles

Les faibles rendements de biomasse (< 10 t MS/ha) et les faibles absorptions de nitrates qui en découlent pourraient expliquer les plus faibles efficacités rapportées par Larsson et al. (2003) et par Holm & Heinsoo (2013). L'effet conjoint des faibles charges de NT appliquées et de la

présence d'une teneur de fonds d'azote dans les sols irrigués pourrait également expliquer les faibles efficacités rapportées par ces auteurs. De plus, le faible TCH appliqué par Holm & Heinsoo (160 mm/an), en comparaison aux taux appliqués à SRDLA pendant les 111 jours de l'expérience (1 160 et 1 820 mm pour D1 et D2), pourrait avoir nui à l'établissement de conditions anoxies favorables à la dénitrification. L'ampleur de la charge de N appliquée par Perttu & Kowalik (2 100 kg N ha⁻¹ an⁻¹; 1997) dépassent fort probablement les limites d'efficacité des systèmes de traitement par PSRC, ce qui pourrait expliquer la plus faible efficacité rapportée par ces auteurs.

Limites de l'analyse

Les ordres de grandeur de N contenu dans la biomasse ligneuse aérienne des saules ont été déterminés à l'aide des rendements de biomasses mesurés au terme de la saison d'irrigation 2016. Les plants des doses D1 et D2 ont été irrigués par l'effluent primaire à partir du 20 juillet. Ces plants ont donc dû puiser dans leurs réserves racinaires et possiblement, dans les réserves de nutriments du sol, pour soutenir leur croissance avant le début de l'irrigation. Les proportions des charges de N (et de P présentées ci-dessous) absorbées dans la biomasse ligneuse pourraient donc avoir été surestimées.

Les événements de pluie qui ont eu cours pendant l'expérience pourraient avoir engendré une lixiviation des NOx du sol vers les eaux souterraines du site. La fréquence d'échantillonnage des lysimètres de deux semaines n'a pas permis de mesurer l'impact de chacun de ces événements sur l'efficacité d'enlèvement des NOx du dispositif.

Conclusion

Les résultats relatifs à l'enlèvement des nitrates suggèrent que :

- Les modalités d'irrigation n'ont pas permis la mise en place de conditions anoxies optimales pour la dénitrification.
- La dénitrification et l'absorption par les saules ont tous deux joué un rôle notable pour les enlèvements de N observés.
- La norme de nitrites et nitrates de 10 mg N/L prescrite par le RQEP (norme de qualité de l'eau potable) a en moyenne été respectée suite à l'application doses D1 et D2. Plusieurs

dépassements de la norme ont cependant été observés en fin de saison au sein des parcelles de la dose D2.

- La charge d'azote est le paramètre limitant de conception des systèmes de traitement d'eaux usées municipales par PSCR opérés en sol à texture sableuse.

5.1.2.3 Phosphore

Les efficacités d'enlèvement des charges de PT (98 %) et d'o-PO₄ (99 %) observées pour les doses D1 et D2 vont de paires avec l'enlèvement de P quasi complet attendu des systèmes système d'application d'eaux usées avant la saturation du profil du sol en P (US EPA, 2006).

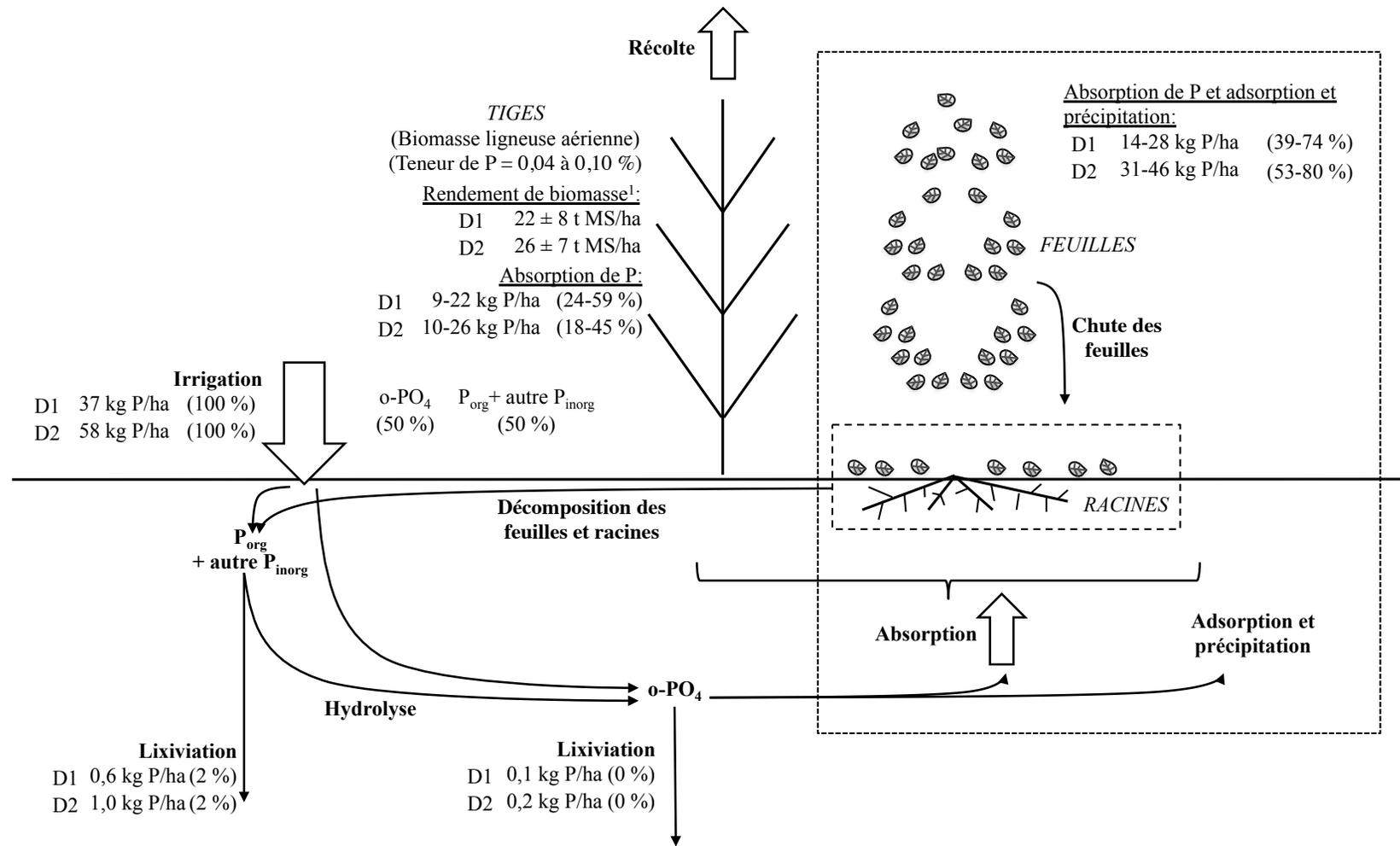
Mécanismes d'enlèvement

Absorption par les saules

Contrairement au cas des nitrates, aucune hausse notable d'orthophosphates, qui pourrait indiquer une baisse d'absorption du P par les saules, n'a été observée en période de plus faible transpiration des saules (Figure 4.12). Le ratio N:P:K de 100:10:13 mesuré à l'affluent de la PSCR présente une fraction de P légèrement inférieure aux besoins nutritionnels des saules (100:14:72; Tableau 2.6), ce qui suggère que la croissance des saules n'a pas été limitée de façon significative par un manque de phosphore. Le ratio N:P:K suggère plutôt que la croissance des saules pourrait avoir été limitée par un déficit de potassium dans l'effluent primaire.

Les teneurs en phosphore tirées de la littérature (exception faite de la plus forte teneur rapportée par Gregersen & Brix, 2001; Tableau 2.8) et les rendements de biomasse du dispositif ont permis d'estimer l'ordre de grandeur de l'absorption de phosphore dans la biomasse ligneuse aérienne des saules, soit 9 à 22 et 10 à 26 kg P/ha pour D1 et D2, respectivement (24 à 49 et de 18 à 45 % des charges de P appliquées).

Tout comme pour l'azote, une fraction importante du phosphore absorbé est susceptible d'avoir été transférée vers les racines et les feuilles des saules (Amichev et al., 2014). Les ordres de grandeur de l'absorption de phosphore dans les racines et les feuilles des saules ainsi que de l'adsorption et la précipitation du phosphore dans le sol sont de 14 à 28 et 31 à 46 kg P/ha pour D1 et D2, respectivement (39 à 74 et de 53 à 80 % des charges de P; Figure 5.3).

Notes:

Les pourcentages des charges d'irrigation sont présentés entre parenthèses

¹ Crédit Ahmed Jerbi, IRBV

Figure 5.3. Charges de phosphore, estimation de l'absorption dans la biomasse aérienne ligneuse, estimation de l'absorption dans la biomasse des racines et des feuilles et de l'adsorption et précipitation dans le sol et lixiviation

Ces résultats suggèrent que l'absorption par les saules et l'immobilisation dans le sol par adsorption et précipitation ont joué un rôle notable aux enlèvements de phosphore. Il n'a pas été possible d'estimer de manière raisonnable la part de l'enlèvement due à l'absorption dans la biomasse des racines et des feuilles, de la part due à l'immobilisation dans le sol.

Adsorption et précipitation

L'augmentation significative de la teneur en phosphore assimilable du sol à 20 cm suite à l'irrigation de la dose D2 indique une adsorption de phosphore dans le sol (P assimilable : D0 = 87 ± 9 et D2 = 96 ± 8 mg P/kg de sol; Tableau 4.9). La nature moyennement acide du sol du site (pH(CaCl₂) de $5,7 \pm 0,1$ et $5,8 \pm 0,1$ pour D1 et D2 à 20 cm) est propice à la précipitation conjointe du P avec les minéraux de fer et d'aluminium présents dans le sol (Beaudin et al., 2008; Havlin et al., 2013). Les plus faibles teneurs en fer échangeable mesurées dans le sol suite à l'irrigation des doses D1 et D2 suggèrent une telle précipitation et la formation de minéraux Fe-P plus difficilement extractibles. Ces résultats suggèrent qu'une saturation de la capacité d'adsorption et de précipitation du sol est à envisager advenant la poursuite de l'irrigation d'un effluent primaire au site. Cette saturation entraînerait une diminution de l'efficacité d'enlèvement de phosphore de la PSCR et ce faisant, la nécessité de procéder à une déphosphatation chimique en amont de la plantation.

L'estimation de la capacité d'adsorption du sol du site a mis en lumière le faible temps de saturation du sol en phosphore advenant la poursuite de l'irrigation au site à des TCH de 10 et 16 mm/d (saturation des 70 premiers cm de sol en 4,7 et 3,1 ans pour D1 et D2; Tableau 4.3). Ces temps de saturation sont inférieurs au temps typique de 10 ans de saturation d'une couche de sol de 30 cm habituellement attendu des SIL (US EPA, 1981). La faible teneur en argile du sol du site (inférieure à 5 %) pourrait expliquer les faibles temps obtenus (Havlin et al., 2013).

Comparaison aux normes québécoises

Il n'existe actuellement pas de normes de rejets en PT pour les systèmes de traitement d'eaux usées municipales par infiltration dans le sol, les résultats obtenus ont donc été comparés aux normes relatives aux rejets en eaux de surface. Les concentrations moyennes de PT mesurées aux lysimètres ($0,07 \pm 0,02$ et $0,08 \pm 0,03$ mg P/L pour D1 et D2) sont inférieures à l'exigence de rejet de 1 mg P/L en phosphore total prescrite par la *Position ministérielle sur la réduction du*

phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique pour un rejet dans un cours d'eau autre qu'un lac (MDDELCC, 2015c).

Les indices de saturation $P/(Al)$ et $P/(Al+Fe)$ mesurés dans le sol des doses D0, D1 et D2 (Tableau 4.9) sont inférieurs aux seuils critiques respectifs de ces indices (13,1 et de 11 %) au-delà desquels il existe un risque de contamination des eaux de surfaces pour les sols acides de texture grossière (Parent & Marchand, 2006; Pellerin et al., 2006). L'augmentation significative de la teneur en P assimilable du sol des parcelles de la dose D2 (20 cm) et la diminution des teneurs en fer échangeable du sol des parcelles des doses D1 et D2 (20 et 50 cm) suggèrent que l'irrigation d'un effluent primaire mènera éventuellement au dépassement de ces seuils critiques.

Comparaison à la littérature

La charge de phosphore de la dose D1 (37 kg P ha^{-1}) s'insère dans la zone supérieure de la plage de fertilisation de phosphore recommandée pour les PSCR ($8-40 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$; Tableau 2.4) alors que la charge de la dose D2 (58 kg P ha^{-1}) dépasse de près de 150 % la borne supérieure de cette plage. Ce dépassement suggère que la charge de la dose D2 pourrait avoir dépassé les besoins en P des saules.

Les efficacités d'enlèvement de la charge et de la concentration observées pour les doses D1 et D2 sont du même ordre de grandeur que plusieurs résultats rapportés dans la littérature (Hasselgren, 1998; Larsson et al., 2003; Dimitriou and Aronsson, 2011; Miguel et al., 2014; Guidi Nissim et al., 2015; Tableau 5.6).

Les efficacités d'enlèvement de la charge supérieures à 85 % et les plus faibles rendements de biomasse rapportés par Larsson et al. (2003) suggèrent des enlèvements principalement attribuables à une immobilisation du phosphore dans le sol par adsorption et précipitation. La texture fine des sols irrigués dans le cadre de cette expérience est d'ailleurs favorable à l'adsorption et à la précipitation du P. La plus faible efficacité rapportée par Holm & Heinsoo (2013) pourrait s'expliquer par le faible rendement de biomasse du dispositif ($5 \text{ t MS ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) ainsi que par l'effet conjoint des faibles charges de PT appliquées ($4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) et de la difficulté d'atteindre une concentration inférieure à la teneur de fonds du sol. Enfin, l'ampleur de la charge de phosphore appliquée par Perttu & Kowalik ($188 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$; 1997) et la texture non argileuse du sol irriguée dans le cadre de cette expérience pourraient expliquer la plus faible efficacité d'enlèvement de la concentration rapportée par ces auteurs.

Tableau 5.6. Charges de phosphore total appliquées par le biais d'eaux usées et efficacités d'enlèvement - Projet à l'étude et littérature

TCH moyen	Charges appliquées	Effic. enlèv. charge	Effic. enlèv. conc.	Biomasse produite	Textures du sol ²	Dose ou référence
mm/an	kg P ha ⁻¹ an ⁻¹	%	%	t MS ha ⁻¹ an ⁻¹		
Projet à l'étude						
1 160	37	98	98	22 ± 8 ¹	Sable silteux	D1
1 820	58	98	98	26 ± 7 ¹		D2
Littérature						
4 000	188	--	47	--	Silt	Perttu & Kowalik, 1997
2 074	--	95 - 96	--	--	Loam silteux organique	Hasselgren, 1998
447	56	86	--	7	Sols silteux et argileux	Larsson et al., 2003
893	111	94	--	8		
1 339	167	96	--	9		
910	26	95 - 100	--	14 - 53	Sable ou argile	Dimitriou and Aronsson, 2011
160	4	70	--	5	Loam sableux	Holm & Heinsoo, 2013
808	29	--	91	--	Loam	Miguel et al., 2014
300	32	87	--	--	Loam sableux	Guidi Nissim et al., 2015
467	33	83	--	--		
735	34	86	--	--		

Notes:

¹ Crédit Ahmed Jerbi, IRBV

² Utilisation de la classification des sols de la USDA (1987) lorsque seuls les pourcentages de sable, de silt et d'argile étaient disponibles

Limites

La méthode qui a été utilisée pour estimer la capacité d'adsorption de phosphore du sol présente certaines limites. D'abord, la fraction de la charge en phosphore absorbée dans la biomasse des saules n'a pas été considérée dans le cadre de cette estimation, en raison de la nature approximative de cette fraction. Ceci a certainement mené une sous-estimation des temps de saturation obtenue. Aussi, les capacités d'adsorption de P ont été déterminées à l'aide d'un seul échantillon de sol par profondeur (0-30 et 40 à 70 cm) prélevé au centre du dispositif expérimental. L'hétérogénéité du sol du site n'a donc pas été considérée. Ensuite, l'augmentation de la surface spécifique des grains de sol causé par l'abrasion de ceux-ci lors de leur agitation pendant les essais en bûchée avec agitation orbitale pourrait avoir engendré une surestimation de

la capacité d'adsorption du sol (Drizo et al., 2002). Enfin, les conditions de réalisation des essais en bâchée (contact continu et dynamique entre le sol et une solution de KH_2PO_4 et de K_2HPO_4 pendant 7 jours) ne correspondent pas aux conditions *in situ* d'irrigation d'un sol par un effluent d'eaux usées (période de repos entre les évènements d'irrigation, période de repos en hiver, lixiviation potentielle en période de précipitation ou de fonte de neige, présence d'autres anions dans l'effluent, etc.). Cette divergence de conditions pourrait avoir mené à une surestimation ou à une sous-estimation des potentiels d'adsorption estimés.

Conclusion

Les résultats relatifs à l'enlèvement du phosphore suggèrent que :

- L'absorption par les saules et l'immobilisation dans le sol par absorption et précipitation ont joué un rôle notable aux enlèvements de phosphore observés.
- L'exigence de rejet de 1 mg P/L en phosphore total prescrit par la *Position ministérielle sur la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique* pour un rejet dans un cours d'eau autre qu'un lac a été respectée suite à l'application des doses D1 et D2.
- Une saturation de la capacité d'adsorption et de précipitation du sol, qui pourrait entraîner une diminution de l'efficacité d'enlèvement de P et en risque environnemental, est à envisager advenant la poursuite de l'irrigation d'un effluent primaire au site de SRDLA.
- La charge de phosphore n'est pas le paramètre limitant de conception des systèmes de traitement d'eaux usées municipales par PSCR opérés en sol à texture sableuse.

5.1.3 Étude technico-économique du procédé de traitement des eaux usées par PSCR

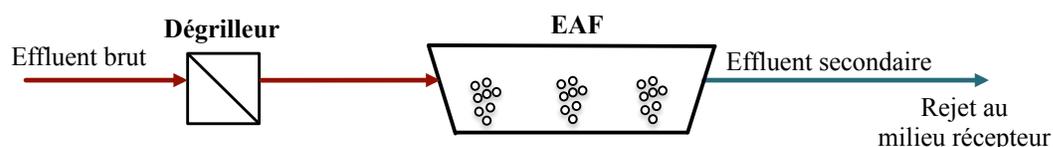
L'étude technico-économique réalisée suggère que l'utilisation des PSCR pour le traitement des eaux usées municipales québécoises, selon un TCH moyen saisonnier de 10 mm/d, est économiquement viable pour des populations de 300 à 800 EH. Ces municipalités représentent 30 % des municipalités québécoises, soit un total de 242 municipalités (MDDELCCb, 2016).

Les résultats suggèrent que le gain économique associé à la valorisation des saules est marginal comparativement au coût de traitement (Tableau 4.12). Ceci va de pair avec les conclusions des

analyses du potentiel économiques de l'utilisation des PSCR pour le traitement des eaux usées secondaires municipales réalisées en Suède et en Irlande (Rosenqvist et al., 1997; Rosenqvist & Dawson, 2005).

La plupart des coûts de capitalisation et d'exploitation du système proposé sont attribuables aux étangs de stockage hivernal (84 à 92 % des coûts totaux selon la taille de population; Tableau 4.13). Il serait donc intéressant d'évaluer le potentiel économique d'utilisation des PSCR pour le traitement des eaux usées municipales secondaires québécoises en période estivale seulement (à l'instar du système de type 1 suggéré par Rosenqvist et al., 1997; Tableau 2.9). Les PSCR pourraient notamment être mises en place en aval d'EAF, qui occupe une part importante du traitement décentralisé des eaux usées au Québec, et être irriguées par l'effluent de ceux-ci en période estivale (Figure 5.4). Ce faisant, les coûts et l'empreinte au sol des étangs de stockage pourraient être évités.

PÉRIODE HIVERNALE



PÉRIODE ESTIVALE

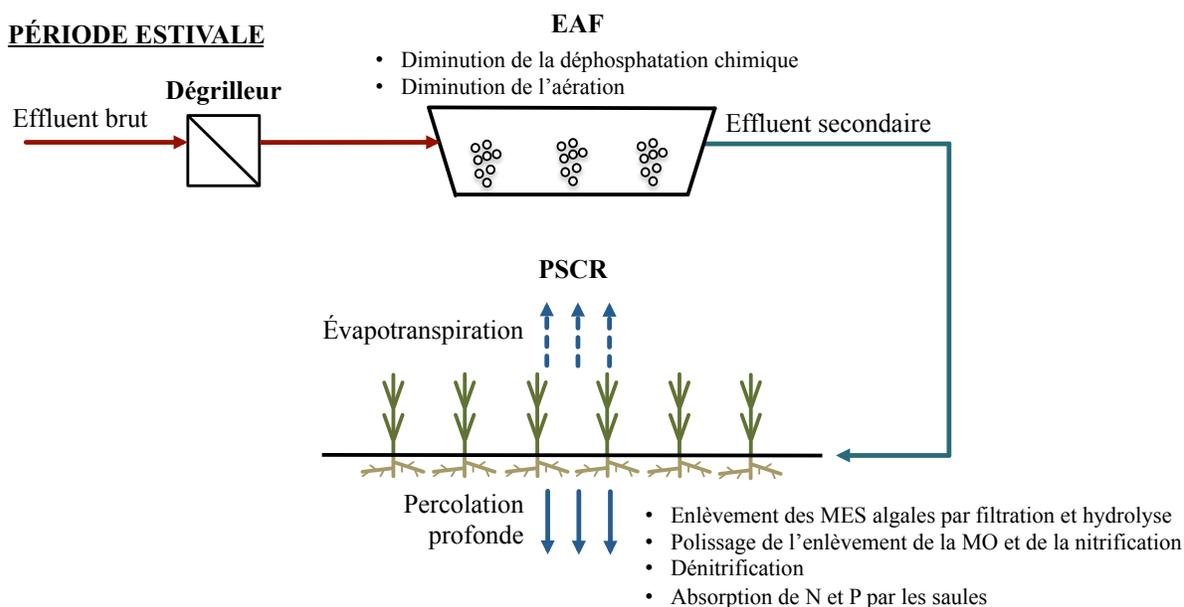


Figure 5.4. Schématisation d'un système de PSCR pour le traitement d'un effluent secondaire d'EAF en période estivale

Cette configuration pourrait également compenser certaines faiblesses des EAF. Elle pourrait d'abord permettre l'enlèvement par filtration des algues qui prolifèrent dans les EAF en période estivale. Ces algues pourraient cependant entraîner un colmatage du sol ou des équipements d'irrigation. Cette configuration pourrait ensuite permettre la nitrification de l'ammoniaque résiduelle à la sortie des EAF. Les nitrates issus de la nitrification en PSCR pourraient ensuite être partiellement dénitrifiés et absorbés dans la biomasse ligneuse des saules. Enfin, cette configuration pourrait permettre l'enlèvement d'une fraction du phosphore des eaux usées par l'absorption par les saules, et ainsi, limiter ou éliminer la déphosphatation chimique en période estivale.

5.1.3.1 Limites

La principale limite associée à l'analyse technico-économique réalisée est la nature fixe des paramètres d'étude, exception faite de la taille de la population. Il serait intéressant, dans le cadre d'études futures, de procéder à une analyse de sensibilité visant à mesurer l'effet d'une variation des paramètres de l'étude sur les coûts de traitement.

5.1.3.2 Conclusion

Les résultats relatifs à l'étude technico-économique suggèrent que:

- L'utilisation de système de PSCR pour le traitement des eaux usées municipales québécoises est économiquement viable pour des populations de 300 à 800 EH.
- La majorité des coûts (84 à 92 %) associés au système proposé de traitement des eaux usées par PSCR sont attribuables aux étangs de stockage hivernal.
- L'irrigation estivale des PSCR par l'effluent d'EAF québécois constitue une solution qui pourrait permettre de pallier les désavantages du système proposé (coûts et empreinte au sol élevés des bassins de stockage hivernaux) et certaines faiblesses des EAF.

5.2 Validation de l'hypothèse scientifique

L'hypothèse scientifique originale de cette recherche est que l'utilisation des PSCR pour le traitement des eaux usées est techniquement efficace et économiquement rentable pour de petites collectivités québécoises.

Cette hypothèse a été vérifiée puisque l'irrigation d'une PSCR par un effluent primaire à un TCH de 10 mm/d (dose D1) a permis l'atteinte de faibles concentrations en DBO_5 ($2,7 \pm 5,6$ mg O_2/L), NO_x ($1,3 \pm 2,7$ mg N/L) et PT ($0,07 \pm 0,02$ mg P/L), l'atteinte d'efficacités d'enlèvement élevées des charges en DCO (92 %), DBO_5 (98 %), NTK (98 %), NT (94 %) et PT (98 %) et serait économiquement viable pour des municipalités de 300 à 800 EH.

Ainsi, l'hypothèse n'a pas été réfutée puisque les concentrations en DBO_5 , PT et NO_x mesurées pendant l'irrigation d'une PSCR par un effluent primaire à un TCH de 10 mm/d sont inférieures aux normes québécoises considérées de rejets d'eaux usées (25 mg O_2/L et 1 mg P/L) et de qualité de l'eau potable (10 mg N/L). Une modulation de l'irrigation selon une courbe typique de transpiration des saules pourrait permettre une meilleure répartition de l'effluent irrigué en regard aux besoins des saules. Ceci pourrait permettre d'éviter l'occurrence de concentrations de NO_x supérieures à la norme de 10 mg N/L en aval du dispositif, en période de faible évapotranspiration.

5.3 Retombée et originalité des travaux

Ce projet a permis d'établir les critères de dimensionnement d'un procédé novateur de traitement et de valorisation des eaux usées par PSCR en climat québécois. Les résultats et les conclusions tirées de cette recherche pourront être utilisés pour concevoir, construire et opérer de tels systèmes au Québec.

L'originalité de ce projet consiste en l'utilisation des saules pour le traitement des eaux usées dans le contexte climatique québécois, en alternatives aux roseaux communs considérés comme envahissants et actuellement utilisés au Québec pour le traitement des eaux usées par filtre végétalisé.

Les résultats de ce projet suggèrent que l'irrigation par un effluent primaire d'une PSCR opérée en sol à texture sableuse, à un TCH de 10 mm/d (dose D1), permet de respecter les normes considérées de DBO_5 , NO_x et PT et est économiquement viable pour des municipalités de 300 à 800 EH.

Ce projet a mis en lumière que la charge d'azote total était le paramètre limitant de conception des systèmes de traitement des eaux usées par PSCR opérés en climat québécois et en sol à texture sableuse. Les résultats obtenus ont également mis en lumière le rôle important de

l'absorption de l'azote et du phosphore par les saules. Ce processus devra être considéré pour la conception des systèmes de PSCR, et ce, à la différence des marais filtrants, pour la conception desquels l'absorption des nutriments par les plantes est généralement négligée (Kadlec & Wallace, 2009).

Enfin, ce projet permet de combler certaines lacunes de la littérature à l'égard de l'utilisation des PSCR pour le traitement des eaux usées municipales. D'abord, la capacité de traitement d'une PSCR plantée d'une variété de saules cultivée et disponible en Amérique du Nord (*Salix miyabeana* 'SX67') a été établie. L'efficacité d'enlèvement de la charge organique d'une PSCR, habituellement peu documentée dans la littérature, a également été mise en lumière. Une première analyse technico-économique de l'utilisation des PSCR pour le traitement des eaux usées dans un contexte québécois a également été réalisée. Cette analyse visait à évaluer la viabilité économique du traitement d'un effluent primaire par PSCR, en alternative au traitement d'un effluent secondaire qui nécessite l'exploitation d'un système de traitement conventionnel de niveau secondaire et dont le potentiel économique est mieux documenté (Rosenqvist et al., 1997; Rosenqvist & Dawson, 2005).

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Ce projet visait à développer un système de traitement des eaux usées simple d'opération et à faible coût destiné aux petites municipalités québécoises. La solution proposée consiste à utiliser les plantations de saules à croissance rapide en tant que filtre végétalisé pour le traitement et la valorisation des eaux usées de ces communautés (Figure 1.1).

L'objectif de ce projet était d'établir les critères de dimensionnement et d'opération d'un procédé de traitement des eaux usées municipales par plantation de saules à croissance rapide en climat québécois. Il s'agissait (O.S. 1) d'établir le bilan hydrique d'une PSCR en considérant l'évapotranspiration de celle-ci, (O.S. 2) de déterminer la capacité de traitement d'une PSCR en termes de débit et de charges en matière organique, azote et phosphore et (O.S. 3) de réaliser une étude technico-économique de ce procédé de traitement. Pour ce faire, des essais d'irrigation d'eaux usées primaires ont été réalisés à échelle pilote à l'été et à l'automne 2016 au sein d'une plantation de saules à croissance rapide (*Salix miyabeana* 'SX67') située à Saint-Roch-de-l'Achigan, Québec.

6.1 Conclusions

Les principaux résultats de ce projet de recherche suggèrent que :

Bilan hydrique et irrigation

- L'irrigation d'une PSCR à un TCH journalier fixe provoque un déséquilibre entre l'irrigation et les besoins des saules, soit un déficit d'eau en période de forte ET et un surplus d'eau en période de faible ET et de fortes précipitations automnales.
- Les modalités d'irrigation mises en place pendant l'expérience (temps d'irrigation et de repos entre les applications) ont permis une oxygénation journalière du sol suffisante pour supporter l'oxydation aérobie de la charge organique et la nitrification de la charge de NTK des doses D1 et D2.
- Les modalités d'irrigation n'ont pas permis la mise en place de conditions anoxiques optimales pour la dénitrification.

Mécanismes d'enlèvement

- La nitrification est le mécanisme principal sous-jacent aux enlèvements de NTK observés.
- La dénitrification microbienne et l'absorption par les saules ont tous deux joué un rôle notable aux enlèvements de NOx observés.
- L'absorption par les saules et l'immobilisation dans le sol par absorption et précipitation ont joué un rôle notable aux enlèvements de P observés.
- Une saturation de la capacité d'adsorption et de précipitation du sol, qui pourrait entraîner une diminution de l'efficacité d'enlèvement de P et un risque environnemental, est à envisager advenant la poursuite de l'irrigation d'un effluent primaire au site de SRDLA.
- La croissance des saules a été limitée par un déficit de potassium qui a probablement également limité l'absorption de N et de P par les saules du dispositif.

Normes québécoises

- La norme de performance québécoise considérée de 25 mg/L en DBO₅ pour un rejet municipal en surface énoncée par le *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux* a été respectée pendant l'application des doses D1 et D2.
- La norme de qualité de l'eau potable considérée de 10 mg N/L en NOx prescrite par le RQEP a en moyenne été respecté suite à l'application doses D1 et D2. Plusieurs dépassements de la norme ont cependant été observés en fin de saison au sein des parcelles de la dose D2.
- L'exigence considérée de phosphore de 1 mg P/L prescrite par la *Position ministérielle sur la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique* pour un rejet dans un cours d'eau autre qu'un lac a été respectée suite à l'application des doses D1 et D2.

Paramètre limitant de conception

- Les charges hydraulique, organique et de phosphore ne sont pas les paramètres limitant de conception des systèmes de traitement d'eaux usées municipales par PSCR opérées en sol à texture sableuse.
- L'efficacité d'enlèvement de l'ammoniaque total n'est pas un facteur qui limitera le dimensionnement des systèmes de traitement des eaux usées municipales par PSCR opérés en sol à texture sableuse.
- La charge d'azote est le paramètre limitant de conception des systèmes de traitement d'eaux usées municipales par PSCR opérés en sol à texture sableuse.

Considérations économiques

- L'utilisation de système de PSCR pour le traitement des eaux usées municipales québécoises est économiquement viable à un TCH de 10 mm/d (180 d/an) pour des populations de 300 à 800 EH.
- La majorité des coûts (84 à 92 %) associés au système proposé de traitement des eaux usées par PSCR sont attribuables aux étangs de stockage hivernal.
- L'irrigation estivale des PSCR par l'effluent d'EAF québécois constitue une solution qui pourrait permettre de pallier les désavantages du système proposé (coûts et emprunte au sol élevés des bassins de stockage hivernaux) et certaines faiblesses des EAF.

Ce projet a permis d'établir les fondements des critères de dimensionnement d'un procédé novateur de traitement et de valorisation des eaux usées par PSCR en climat québécois, notamment par l'identification du paramètre limitant de conception de ce procédé (la charge d'azote totale en vue du respect de la norme de 10 mg N/L de nitrites et nitrates prescrite par le RQEP) et des principaux mécanismes sous-jacents à l'enlèvement des charges organique, d'azote et de phosphore. Les résultats ont notamment mis en lumière le rôle important de l'absorption de l'azote et du phosphore par les saules qui devra être considéré pour la conception des systèmes de PSCR. La somme des résultats et conclusions tirés de cette recherche pourra être utilisée pour concevoir, construire et opérer de tels systèmes au Québec, au Canada et dans le nord des États-Unis.

6.2 Recommandations

Des recommandations d'ordre opérationnel et économique ainsi que des avenues futures de recherche liées aux systèmes de traitement des eaux usées municipales par PSCR sont proposées à la lumière des résultats obtenus (Tableau 6.1).

Tableau 6.1. Recommandations proposées au terme du projet de recherche

Recommandation		Objectifs	Détails et autres considérations
Opération des PSCR			
1	Moduler l'irrigation sur une base saisonnière selon les tendances de transpiration saisonnières des saules	<ul style="list-style-type: none"> • Allocation de l'eau et des nutriments selon les besoins des saules • Augmentation des volumes évapotranspirés et des nutriments absorbés par les saules • Élimination des pointes de concentrations de NO_x à l'affluent de la PSCR en période de faible évapotranspiration 	--
2	Optimiser les modalités journalières d'irrigation (taux d'irrigation et temps de repos) afin de favoriser la dénitrification sans nuire à l'oxydation aérobie et à la nitrification	<ul style="list-style-type: none"> • Détermination du point d'équilibre d'efficacité des activités bactériennes aérobie et anoxie • Augmentation de l'enlèvement des nitrates due à la dénitrification • Conservation des efficacités quasi complètes d'oxydation aérobie et de nitrification 	<ul style="list-style-type: none"> • Conditions de saturation partielle des pores du sol favorables à la dénitrification (> 60 % pendant une plus longue durée) à mettre en place • Contrôle de l'irrigation en temps réel selon le degré de saturation du sol et les précipitations à considérer • Modélisation de la zone racinaire à considérer (p.ex. à l'aide du modèle <i>Root Zone Water Quality Model 2</i>, USDA - Agricultural Research Service, 2017)
3	Fertiliser la PSCR en potassium afin de pallier le déficit de ce nutriment de l'effluent primaire d'irrigation	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation potentielle du rendement de biomasse et de l'absorption de N et de P par les saules 	<ul style="list-style-type: none"> • Comparaison du coût d'une fertilisation en K et des bénéfices associés à l'augmentation de l'absorption de N et de P due à cette fertilisation à réaliser
4	Récolter les plants avant la chute des feuilles	<ul style="list-style-type: none"> • Retrait définitif de l'azote et du phosphore contenu dans les feuilles 	<ul style="list-style-type: none"> • Estimation de la masse de N et de P contenue dans la biomasse des feuilles à réaliser • Impact sur la santé des saules d'une telle récolte (avant la dormance) à considérer
Viabilité économique des PSCR			
1	Procéder à une analyse économique exhaustive de l'utilisation des PSCR pour le traitement des eaux usées dans un contexte québécois	<ul style="list-style-type: none"> • Obtention d'un meilleur portrait des utilisations potentielles des PSCR pour le traitement des eaux usées au Québec 	<ul style="list-style-type: none"> • Procéder à l'analyse de sensibilité des différents paramètres d'étude • Considérer le traitement d'effluent secondaire et l'utilisation des PSCR en aval d'EAF pour augmenter l'efficacité d'enlèvement des MES, de N et de P en période estivale
Avenues futures de recherche			
1	Déterminer les coefficients de plants (k_c) de <i>Salix miyabeana</i> 'SX67'	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation de la précision d'estimation de l'évapotranspiration de la PSCR • Amélioration de la répartition de la charge hydraulique selon les besoins des saules 	<ul style="list-style-type: none"> • Coefficient à déterminer pour : <ul style="list-style-type: none"> ▪ La saison typique de croissance des saules au Québec ▪ Différents âges de plants et de pousses ▪ Différentes charges et ratios N:P:K de fertilisant • Ces coefficients pourraient également être utilisés pour concevoir des systèmes de traitement des eaux usées à décharge nulle par évapotranspiration complète
2	Répéter l'expérience avec des plants en première rotation	<ul style="list-style-type: none"> • Validation des efficacités de traitement du système en condition de première rotation et pour des plants aux systèmes racinaires moins développés 	<ul style="list-style-type: none"> • Irrigation de nouvelles pousses sur plants d'un an jusqu'à l'irrigation de pousses de deux ans sur plants de trois ans
3	Répéter l'expérience en sol à texture fine	<ul style="list-style-type: none"> • Détermination des paramètres limitants de conception des PSCR opérés en sol à texture fine 	<ul style="list-style-type: none"> • Effets escomptés : <ul style="list-style-type: none"> ▪ Plus faible conductivité hydraulique et par conséquent, plus faible capacité d'infiltration ▪ Plus faible capacité d'oxygénation du sol au détriment de l'oxydation aérobie et de la nitrification et à l'avantage de la dénitrification ▪ Augmentation du potentiel d'adsorption et de précipitation du P dans le sol

Tableau 6.1. Recommandations proposées au terme du projet de recherche (suite)

4	Développer un outil d'estimation du potentiel d'adsorption du sol en P et d'estimation des temps de saturation du sol selon l'irrigation d'une charge en P donnée	• Faciliter la prévision du moment à partir duquel une déphosphatation chimique est nécessaire en amont de la PSCR	--
5	Mesurer l'effet d'une irrigation prolongée d'un effluent primaire sur la conductivité hydraulique du sol	--	--
6	Déterminer l'efficacité d'enlèvement des pathogènes du procédé et évaluer le risque de contamination des eaux souterraines	--	--
7	Mesurer l'effet d'une irrigation prolongée d'un effluent primaire sur la salinité du sol (effets sur les propriétés du sol et sur la santé des saules)	--	--
8	Mesurer l'effet d'une irrigation prolongée d'un effluent primaire sur l'accumulation de métaux et de contaminants émergents dans le sol	--	--
9	Mesurer les émissions de N ₂ O associés à la dénitrification au sein d'une PSCR irriguée par des eaux usées et établir le bilan carbone du procédé	--	--
Suite des essais expérimentaux au site de Saint-Roch-de-l'Achigan			
1	Quantifier le potentiel d'adsorption d'o-PO ₄ sur les cartouches poreuses de céramique des lysimètres à succion	--	--
2	Valider la courbe de calibration des sondes de teneur en humidité avec le sol en place	--	--
3	Quantifier le potentiel d'adsorption de NH ₄ sur le sol du site par des essais d'adsorption	--	--
4	Caractériser le filtrat des lysimètres avant, pendant et suite à une pluie afin d'évaluer le potentiel de lixiviation de NOx	--	--

RÉFÉRENCES

- Abrahamson, L. P., Volk, T. A., Smart, L. B., & Cameron, K. D. (2010). *Shrub Willow Biomass Producer's Handbook*. Syracuse, NY: State University of New York - College of Environmental Science and Forestry.
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). *Crop Evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements* (FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56). Rome, Italie: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Amichev, B. Y., Hangs, R. D., Konecsni, S. M., Stadnyk, C. N., Volk, T. A., Belanger, N., ... Van Rees, K. C. J. (2014). Willow short-rotation production systems in Canada and Northern United States: A review (Vol. 78, pp. S168–S182). *Soil Science Society of America*. doi: 10.2136/sssaj2013.08.0368nafsc
- Amichev, B. Y., Kurz, W. A., Smyth, C., & Van Rees, K. C. J. (2012). The carbon implications of large-scale afforestation of agriculturally marginal land with short-rotation willow in Saskatchewan. *GCB Bioenergy*, 4(1), 70–87. doi: 10.1111/j.1757-1707.2011.01110.x
- APHA, AWWA, & WEF. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (22^e éd.). Washington, DC: American Public Health Association, American Water Works Association & Water Environment Federation.
- Aronsson, P., & Bergström, L. F. (2001). Nitrate leaching from lysimeter-grown short-rotation willow coppice in relation to N-application, irrigation and soil type. *Biomass and Bioenergy*, 21(3), 155–164. doi: 10.1016/S0961-9534(01)00022-8
- Aronsson, P., Dahlin, T., & Dimitriou, I. (2010). Treatment of landfill leachate by irrigation of willow coppice – Plant response and treatment efficiency. *Environmental Pollution*, 158(3), 795–804. doi: 10.1016/j.envpol.2009.10.003
- Aronsson, P., & Perttu, K. (2001). Willow vegetation filters for wastewater treatment and soil remediation combined with biomass production. *The Forestry Chronicle*, 77(2), 293–299. doi: 10.5558/tfc77293-2
- ASTM International. (2007). *Standard Test Method for Particle-Size Analysis of Soils* (No. D422 – 63). West Conshohocken, PA: ASTM International.
- ASTM International. (2014a). *Standard Test Methods for Moisture, Ash, and Organic Matter of Peat and Other Organic Soils* (No. D2974 – 14). West Conshohocken, PA: ASTM International.
- ASTM International. (2014b). *Standard Test Methods for Specific Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer* (No. D854-14). West Conshohocken, PA: ASTM International.
- Banque du Canada. (2017). Feuille de calcul de l'inflation. Consulté le 8 juin 2017, tiré de <http://www.banqueducanada.ca/taux/renseignements-complementaires/feuille-de-calcul-de-linflation/>
- Beauchemin, S., & Simard, R. R. (1999). Soil phosphorus saturation degree: Review of some indices and their suitability for P management in Québec, Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 79(4), 615–625. doi: 10.4141/S98-087

- Beaudin, B., Giroux, M., Michaud, A., & Beaudet, P. (2008). *Les sources, les formes et la gestion du phosphore en milieu agricole* (Fiche technique #2). Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec.
- Bernier, B. (2001). *Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique*. Québec, QC: Ministère de l'Environnement du Québec - Direction des politiques du secteur municipal - Service de l'expertise technique en eau.
- Białowiec, A., Wojnowska-Baryła, I., & Agopsowicz, M. (2007). The efficiency of evapotranspiration of landfill leachate in the soil–plant system with willow *Salix amygdalina* L. *Ecological Engineering*, 30(4), 356–361. doi: 10.1016/j.ecoleng.2007.04.006
- Börjesson, P. al, & Berndes, G. (2006). The prospects for willow plantations for wastewater treatment in Sweden. *Biomass and Bioenergy*, 30(5), 428–438.
- Brix, H., & Arias, C. (2011). Use of willows in evapotranspirative systems for onsite wastewater management – theory and experiences from Denmark (pp. 137–146). Presented at the STREPOW International Workshop, Novi Sad, Serbie.
- Brosseau, C. (2015). *Récupération de la matière organique biodégradable présente dans l'effluent d'un MBBR à forte charge* (Mémoire de maîtrise). Polytechnique Montréal, Montréal, QC.
- Burt, R., & Soil Survey Staff. (2014). *Kellogg Soil Survey Laboratory Methods Manual* (Soil Survey Investigations Report No. 4, Version 5.02). Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service.
- Cameron, K., Smart, L., Ballard, B., Volk, T., & Abrahamson, L. (2007). *Salix miyabeana* 'SX67' Syracuse, NY: State University of New York College of Environmental Science and Forestry.
- CanadianForex. (2017). Yearly Average Exchange Rates for Currencies - CAD/SEK - 1990 to 2015. Consulté le 31 août 2017, tiré de <http://www.canadianforex.ca/forex-tools/historical-rate-tools/yearly-average-rates>
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec [CEAEQ]. (2014). *Méthode d'analyse - Détermination des métaux et du phosphore assimilables : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon* (No. MA. 200 – Mét-P ass. 1.0). Québec, QC: CEAEQ.
- CEAEQ. (2015a). *Méthode d'analyse - Détermination de l'azote ammoniacal : méthode colorimétrique automatisée avec le salicylate de sodium* (No. MA. 300– N 2.0). Québec, QC: CEAEQ.
- CEAEQ. (2015b). *Méthode d'analyse - Détermination des nitrates et des nitrites : méthode colorimétrique automatisée avec le sulfate d'hydrazine et le N.E.D.* (No. MA. 300 – NO3 2.0). Québec, QC: CEAEQ.
- Chapuis, R. P. (2008a). Installing a gravel pack or filter pack for a monitoring well. *Geotechnical News*, 26(4), 45–47.
- Chapuis, R. P. (2008b). Predicting the saturated hydraulic conductivity of natural soils. *Geotechnical News*, 26(2), 47–50.

- Chapuis, R. P. (2009). Interpreting slug tests with large data sets. *Geotechnical Testing Journal*, 32(2), 1–8.
- Comeau, Y. (2015). *Épuration biologique des eaux usées* (7^e éd.). Montréal: Presses Internationales Polytechnique.
- Crites, R. W., Middlebrooks, J., & Reed, S. C. (2006). *Natural Wastewater Treatment Systems*. Boca Raton, FL: CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Croghan, C. W., & Egeghy, P. P. (2003). Methods of dealing with values below the limit of detection using SAS. *Southern SAS User Group*, 22–24.
- Curneen, S. J., & Gill, L. W. (2014). A comparison of the suitability of different willow varieties to treat on-site wastewater effluent in an Irish climate. *Journal of Environmental Management*, 133, 153–161. doi: 10.1016/j.jenvman.2013.12.004
- Curneen, S. J., & Gill, L. W. (2016). Willow-based evapotranspiration systems for on-site wastewater effluent in areas of low permeability subsoils. *Ecological Engineering*, 92, 199–209. doi: 10.1016/j.ecoleng.2016.03.032
- Dawson, M. (2007). *Short rotation coppice willow best practice guidelines* (Renew Project) (p. 48). Omagh, Northern Ireland: OmaghCollege.
- Denning, J., Eliason, R., Goos, R. J., Hoskins, B., Nathan, M. V., & Wolf, A. (2011). *Recommended Chemical Soil Test Procedures for the North Central Region* (North Central Regional Research Publication No. 221 (Revised)). Columbia, MO: Agricultural Experiment Stations of Illinois, Indiana, Iowa, Kansas, Michigan, Minnesota, Missouri, Nebraska, North Dakota, Ohio, Pennsylvania, South Dakota and Wisconsin, and the U.S. Department of Agriculture cooperating.
- Desjardins, M.-A. (2009). *Traitement des boues - Épuration biologique des eaux usées (CIV6206) - Polytechnique Montréal*. Montréal.
- Desjardins, M.-A., Cormier, J., Houweling, D., & Comeau, Y. (2005). Modélisation de l'enlèvement de l'azote ammoniacal dans les étangs aérés. *Vecteur Environnement*, 38(4), 30–40.
- Dimitriou, I., & Aronsson, P. (2004). Nitrogen leaching from short-rotation willow coppice after intensive irrigation with wastewater. *Biomass and Bioenergy*, 26(5), 433–441. doi: 10.1016/j.biombioe.2003.08.009
- Dimitriou, I., & Aronsson, P. (2010). Landfill leachate treatment with willows and poplars – Efficiency and plant response. *Waste Management*, 30(11), 2137–2145. doi: 10.1016/j.wasman.2010.06.013
- Dimitriou, I., & Aronsson, P. (2011). Wastewater and sewage sludge application to willows and poplars grown in lysimeters—Plant response and treatment efficiency. *Biomass and Bioenergy*, 35(1), 161–170. doi: 10.1016/j.biombioe.2010.08.019
- Dimitriou, I., & Rosenqvist, H. (2011). Sewage sludge and wastewater fertilisation of Short Rotation Coppice (SRC) for increased bioenergy production—Biological and economic potential. *Biomass and Bioenergy*, 35(2), 835–842. doi: 10.1016/j.biombioe.2010.11.010

- Drizo, A., Comeau, Y., Forget, C., & Chapuis, R. P. (2002). Phosphorus Saturation Potential: A Parameter for Estimating the Longevity of Constructed Wetland Systems. *Environmental Science & Technology*, 36(21), 4642–4648. doi: 10.1021/es011502v
- Environnement Canada [EC]. (2011). *2011 Water Use Report - Municipal Water Use 2009 Statistics* (No. En11-2/2009E-PDF). Gatineau, QC: Environnement Canada.
- EC. (2013). La situation des eaux usées municipales au Canada. Consulté le 9 juin 2017, tiré de <https://www.ec.gc.ca/eu-ww/default.asp?lang=Fr&n=6E4ACEEE-1>
- EC. (2017). *Données historiques - Station de l'Assomption, Québec*. Montréal, QC: Environnement Canada.
- EnviroSim Associates Ltd. (2004). BioWin - Gujer (Pertersen) matrix (Version 2.2). Hamilton, ON: EnviroSim Associates Ltd.
- EnviroSim Associates Ltd. (2015). BioWin - Influent Specifier (Version 4.1). Hamilton, ON: EnviroSim Associates Ltd.
- Financière agricole du Québec [FADQ]. (2017). *Bulletin Transac-TERRES, édition 2017*. La Prairie (QC): Direction de la recherche et de la planification - La Financière agricole du Québec.
- Fédération canadienne des municipalités & Conseil national de recherches du Canada. (2001). *Optimisation du lagunage - Une règle de l'art du Guide national pour des infrastructures municipales durables* (No. 1.0). Ottawa, ON: et le Conseil national de recherches du Canada.
- Fox, P., Aboshanp, W., & Alsamadi, B. (2005). Analysis of Soils to Demonstrate Sustained Organic Carbon Removal during Soil Aquifer Treatment. *Journal of Environmental Quality*, 34(1), 156–163. doi: 10.2134/jeq2005.0156
- Gouvernement du Québec. Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées - Loi sur la qualité de l'environnement, Chapitre Q-2, r. 34.1 § (2017).
- Gregersen, P., & Brix, H. (2001). Zero-discharge of nutrients and water in a willow dominated constructed wetland. *Water Science and Technology*, 44(11–12), 407–412.
- Guidi Nissim, W., Jerbi, A., Lafleur, B., Fluet, R., & Labrecque, M. (2015). Willows for the treatment of municipal wastewater: Performance under different irrigation rates. *Ecological Engineering*, 81, 395–404.
- Guidi, W., Piccioni, E., & Bonari, E. (2008). Evapotranspiration and crop coefficient of poplar and willow short-rotation coppice used as vegetation filter. *Bioresource Technology*, 99(11), 4832–4840.
- Guidi, W., Pitre, F. E., & Labrecque, M. (2013). Short-rotation coppice of willows for the production of biomass in eastern Canada. *Biomass Now—Sustainable Growth and Use*, 421–448.
- Gustafsson, J., & Larsson, S. (2007). *Manual for Salix Growers (In Swedish)*. Uppsala, Suède: Lantmnnen Agroenergi.
- Hagan, R. M., Haise, H. R., & Edminster, T. W. (1967). *Irrigation of agricultural lands* (Vol. Agronomy series 11). Madison, WI: American Society of Agronomy.

- Hangs, R. D., Schoenau, J. J., Rees, K. C. J. V., & Steppuhn, H. (2011). Examining the salt tolerance of willow (*Salix* spp.) bioenergy species for use on salt-affected agricultural lands. *Canadian Journal of Plant Science*, *91*(3), 509–517. doi: 10.1139/CJPS10135
- Hasselgren, K. (1998). Use of municipal waste products in energy forestry: highlights from 15 years of experience. *Biomass and Bioenergy*, *15*(1), 71–74. doi: 10.1016/S0961-9534(97)10052-6
- Havlin, J. L., Tisdale, S. L., Nelson, W. L., & Beaton, J. D. (2013). *Soil Fertility and Fertilizers : An Introduction to Nutrient Management* (8^e éd.). New-York, NY: Pearson Education.
- Holm, B., & Heinsoo, K. (2013). Municipal wastewater application to Short Rotation Coppice of willows – Treatment efficiency and clone response in Estonian case study. *Biomass and Bioenergy*, *57*, 126–135. doi: 10.1016/j.biombioe.2013.08.001
- Holtz, R. D., & Kovacs, W. D. (1991). *Introduction à la géotechnique*. Montréal, QC: Presses Internationales Polytechnique.
- Houweling, C. D., Kharoune, L., Escalas, A., & Comeau, Y. (2005). Modeling ammonia removal in aerated facultative lagoons. *Water Science and Technology*, *51*(12), 139–142.
- Hydro-Québec. (2017). Tarif G - Tarif général pour la clientèle de petite puissance. Consulté le 1^{er} septembre 2017, tiré de <http://www.hydroquebec.com/affaires/tarifs-et-facture/tarification/tarifs-affaires-electricite/tarif-g/>
- Institut de la statistique du Québec. (2011). Ménages privés selon la taille du ménage, municipalités, MRC et TE de Lanaudière et ensemble du Québec, 2011. Consulté le 9 juin 2017, tiré de http://www.stat.gouv.qc.ca/statistiques/recensement/2011/recens2011_14/menages/men_taille14.htm
- Jerbi, A., Guidi Nissim, W., Fluet, R., & Labrecque, M. (2014). Willow root development and morphology changes under different irrigation and fertilization regimes in a vegetation filter. *BioEnergy Research*, *8*(2), 775–787.
- Joy, D., Kingsley, C., Schaefer, K., Pileggi, V., Skog, S., & Kok, S. (2003). *Traitement des eaux usées dans les petites collectivités* (Série des ateliers du CCME sur les sciences de l'eau et les politiques, Compte rendu no. 4) (p. 18). Winnipeg, MB: Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME).
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *Treatment wetlands* (2^e éd.). Boca Raton, FL: CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Labrecque, M., & Lajeunesse, S. L. (2017). *Guide de production de saules en culture intensive sur courtes rotations* (p. 29). Saint-Mathieu-de-Beloeil, QC: Réseau des Plantes Bio-industrielles du Québec.
- Labrecque, M., & Teodorescu, T. I. (2003). High biomass yield achieved by *Salix* clones in SRIC following two 3-year coppice rotations on abandoned farmland in southern Quebec, Canada. *Biomass and Bioenergy*, *25*(2), 135–146. doi: 10.1016/S0961-9534(02)00192-7

- Labrecque, M., Teodorescu, T. I., & Daigle, S. (1998). Early performance and nutrition of two willow species in short-rotation intensive culture fertilized with wastewater sludge and impact on the soil characteristics. *Canadian Journal of Forest Research*, 28(11), 1621–1635. doi: 10.1139/x98-142
- Lafleur, B., Lalonde, O., & Labrecque, M. (2017). First-Rotation Performance of Five Short-Rotation Willow Cultivars on Different Soil Types and Along a Large Climate Gradient. *BioEnergy Research*, 10(1), 158–166. doi: 10.1007/s12155-016-9785-4
- Larsson, S., Cuingnet, C., Clause, P., Jacobsson, I., Aronsson, P., Perttu, K., ... Hasselgren, K. (2003). *Short-rotation Willow Biomass Plantations Irrigated and Fertilised with Wastewaters*. Danish Environmental Protection Agency.
- Ministère des Affaires municipales, Régions et Occupation du territoire. (2011). *Mise à jour de l'Évaluation économique de la Stratégie québécoise d'économie d'eau potable et du Rapport concernant l'instauration d'une tarification de l'eau réalisés en 2006 - Rapport final*. Québec, QC: Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire - Direction générale des infrastructures.
- Martin, P. J., & Stephens, W. (2006). Willow growth in response to nutrients and moisture on a clay landfill cap soil. II: Water use. *Bioresource Technology*, 97(3), 449–458.
- McGechan, M. B., & Lewis, D. R. (2002). Sorption of Phosphorus by Soil, Part 1: Principles, Equations and Models. *Biosystems Engineering*, 82(1), 1–24. doi: 10.1006/bioe.2002.0054
- McMichael, F. C., & McKee, J. E. (1966). *Wastewater Reclamation at Whittier Narrows* (Publ. No. 33). Los Angeles, CA: State Water Quality Control Board.
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques [MDDELCC]. (2015a). *Guide de conception des installations de production d'eau potable* (Volume 1). Québec, QC: MDDELCC.
- MDDELCC. (2015b). *Guide technique - Traitement des eaux usées des résidences isolées*. Québec, QC: Direction des eaux municipales, Direction générale des politiques de l'eau, MDDELCC.
- MDDELCC. (2015c). Position ministérielle sur la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique. Consulté le 27 juillet 2017, tiré de <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/eaux-usees/reduc-phosphore/index.htm#exigences>
- MDDELCC. (2016a). Réseaux municipaux de distribution d'eau potable. Consulté le 29 juin 2017, tiré de <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/potable/distribution/resultats.asp>
- MDDELCC. (2016b). Suivi des ouvrages d'assainissement des eaux - Liste des stations. Consulté le 8 juin 2017, tiré de http://www.mamrot.gouv.qc.ca/fileadmin/publications/infrastructures/suivi_ouvrages_assainissement_eaux/liste_station.pdf
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs [MDDEP]. (2007). *Calcul et interprétation des objectifs environnementaux de rejet pour les contaminants du milieu aquatique - 2e édition*. Québec, QC: MDDEP, Direction du suivi de l'état de l'environnement.

- Mehlich, A. (1984). Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Communications in Soil Science & Plant Analysis*, 15(12), 1409–1416.
- Metcalf & Eddy, & AECOM [M&E-A]. (2003). *Wastewater Engineering - Treatment and Reuse* (4^e éd.). New-York, NY: McGraw-Hill Education.
- M&E-A. (2014). *Wastewater Engineering - Treatment and Resource Recovery* (5^e éd.). New-York, NY: McGraw-Hill Education.
- Miguel, A. de, Meffe, R., Leal, M., González-Naranjo, V., Martínez-Hernández, V., Lillo, J., ... Bustamante, I. de. (2014). Treating municipal wastewater through a vegetation filter with a short-rotation poplar species. *Ecological Engineering*, 73, 560–568. doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.09.059
- Montmarquette, C., & Scott, I. (2007). *Taux d'actualisation pour l'évaluation des investissements publics au Québec* (No. 2007RP-02). Montréal, QC: Centre interuniversitaire de recherche en analyse des organisations.
- Paranychianakis, N. V., Angelakis, A. N., Leverenz, H., & Tchobanoglous, G. (2006). Treatment of wastewater with slow rate systems: a review of treatment processes and plant functions. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 36(3), 187–259.
- Parent, L. E., & Marchand, S. (2006). Response to phosphorus of cranberry on high phosphorus testing acid sandy soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70(6), 1914–1921.
- Paul, E. A. (2007). *Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry* (3^e éd.). Oxford, UK: Academic Press, Elsevier.
- Pellerin, A., Parent, L.-É., Fortin, J., Tremblay, C., Khiari, L., & Giroux, M. (2006). Environmental Mehlich-III soil phosphorus saturation indices for Quebec acid to near neutral mineral soils varying in texture and genesis. *Canadian Journal of Soil Science*, 86(4), 711–723. doi: 10.4141/S05-070
- Perttu, K. L. (1993). Biomass Production and Nutrient Removal from Municipal Wastes Using Willow Vegetation Filters. *Journal of Sustainable Forestry*, 1(3), 57–70. doi: 10.1300/J091v01n03_05
- Perttu, K. L., & Kowalik, P. J. (1997). Salix vegetation filters for purification of waters and soils. *Biomass and Bioenergy*, 12(1), 9–19.
- Pistocchi, C., Guidi, W., Piccioni, E., & Bonari, E. (2009). Water requirements of poplar and willow vegetation filters grown in lysimeter under Mediterranean conditions: Results of the second rotation. *Desalination*, 246(1), 137–146. doi: 10.1016/j.desal.2008.03.047
- Reed, S. C., Crites, R. W., & Middlebrooks, E. J. (1995). *Natural Systems for Waste Management and Treatment* (2^e éd.). New-York, NY: McGraw-Hill.
- Ressources naturelles Canada. (2010). *Notes du Service canadien des forêts sur la science et les politiques - La bioénergie forestière est-elle bénéfique pour l'environnement?* Gatineau, QC: Ressources naturelles Canada.
- Ressources naturelles Canada. (2016). Granules de bois. Consulté le 17 août 2017, tiré de <https://www.rncan.gc.ca/forets/industrie/demandes/13737>

- Rosenqvist, H., Aronsson, P., Hasselgren, K., & Perttu, K. (1997). Economics of using municipal wastewater irrigation of willow coppice crops. *Biomass and Bioenergy*, 12(1), 1–8. doi: 10.1016/S0961-9534(96)00058-X
- Rosenqvist, H., & Dawson, M. (2005). Economics of using wastewater irrigation of willow in Northern Ireland. *Biomass and Bioenergy*, 29(2), 83–92. doi: 10.1016/j.biombioe.2005.04.001
- Saxton, K. E., & Rawls, W. J. (2006). Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1569–1578.
- Smart, L., Cameron, K., Rak, D., & Wrege, M. (2010). *Breeding and Commercialization of Shrub Willow Bioenergy Crops*. Ithaca, NY: Cornell University - College of Agriculture and Life Sciences.
- Soilmoisture Equipment Corp. (2007). *1900 Soil Water Samplers - Operating instructions*. Goleta, CA: Soilmoisture Equipment Corp.
- Soilmoisture Equipment Corp. (n.d.). *Porous Ceramics - Formula Description*. Goleta, CA: Soilmoisture Equipment Corp.
- State University of New York - College of Environmental Science and Forestry [SUNY-ESF]. (2014). *EcoWillow (Version 2.0)*. Syracuse, NY: College of Environmental Science and Forestry - State University of New York.
- Sylvia, D. M., Fuhrmann, J. J., Hartel, P. G., & Zuberer, D. A. (2005). *Principles and applications of soil microbiology* (2^e éd.). Upper Saddle River, NJ: Pearson Prentice Hall.
- Tzanakakis, V. E., Paranychianakis, N. V., Kyritsis, S., & Angelakis, A. N. (2003). Wastewater treatment and biomass production by slow rate systems using different plant species. *Water Science and Technology: Water Supply*, 3(4), 185–192.
- US EPA. (1981). *Process Design Manual for Land Treatment of Municipal Wastewater*. Cincinnati, OH: United States Environmental Protection Agency, CERL.
- US EPA. (2006). *Process Design Manual Land Treatment of Municipal Wastewater Effluent* (No. EPA/625/R-06-016 ; 625R06016). Cincinnati, OH: United States Environmental Protection Agency, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Land Remediation and Pollution Control Division.
- US EPA. (2011). *Principles of Design and Operations of Wastewater Treatment Pond Systems for Plant Operators, Engineers, and Managers*. Cincinnati, OH: United States Environmental Protection Agency, National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development, Land Remediation and Pollution Control Division.
- US EPA. (2017). Summary of the Clean Water Act | Laws & Regulations | United States Environmental Protection Agency. Consulté le 27 juillet 2017, de <https://www.epa.gov/laws-regulations/summary-clean-water-act>
- USDA. (1987). *USDA Soil Textural Classification - Study Guide* (Soil Mechanics, Level 1, Module 3). Washington, D.C.: United States Department of Agriculture, Soil Conservation Service.
- USDA. (2008). *Soil Quality Indicators - Infiltration*. Washington, D.C.: United States

Department of Agriculture, Soil Conservation Service.

USDA - Agricultural Research Service. (2017). Root Zone Water Quality Model 2 (RZWQM2) (Version 4.0). Fort Collins, CO: United States Department of Agriculture, Agricultural Research Service.

Veen, J. A. V., & Kuikman, P. J. (1990). Soil structural aspects of decomposition of organic matter by micro-organisms. *Biogeochemistry*, *11*(3), 213–233. doi: 10.1007/BF00004497

Weil, R. R., & Brady, N. C. (2016). *The Nature and Properties of Soils* (15^e éd.). Columbus, OH: Pearson.

ANNEXE A – LISTE DES ENAF DU QUÉBEC

Tableau A.1. Liste des ENAF du Québec

Région administrative	Municipalité	Type de station	Date de mise en opération	Population de conception	débit moyen de conception
			an	EH	m ³ /d
Abitibi-Témiscamingue	Béarn	ENA à vidange périodique	2005	1000	533
Abitibi-Témiscamingue	Saint-Bruno-de-Guigues	ENA à vidange périodique	1992	611	411
Abitibi-Témiscamingue	Saint-Édouard-de-Fabre	ENA à vidange périodique	1991	413	235
Abitibi-Témiscamingue	Saint-Eugène-de-Guigues	ENA à vidange périodique	2004	224	122
Bas-Saint-Laurent	Saint-Arsène	ENA à décharge en continue	1973	682	450
Bas-Saint-Laurent	Saint-Cléophas	ENA à décharge en continue	1978	175	150
Bas-Saint-Laurent	Saint-Tharcisius	ENA à décharge en continue	1986	300	65
Bas-Saint-Laurent	Saint-Vianney	ENA et filtre	1991	--	419
Capitale Nationale	Notre-Dame-des-Monts	ENA avec infiltration	1991	608	285
Centre-du-Québec	Baie-du-Febvre	ENA avec mesure de débit à l'effluent	1993	504	432
Centre-du-Québec	Saint-Célestin (Annville)	ENA à vidange périodique	1988	761	321
Centre-du-Québec	Saint-Wenceslas	ENA à vidange périodique	1991	626	202
Centre-du-Québec	Sainte-Eulalie	ENA à vidange périodique	1986	450	265
Chaudière-Appalaches	Saint-Just-de-Bretenières	ENA à décharge en continue	1975	360	1000
Chaudière-Appalaches	Saint-Luc-de-Bellechasse	ENA à vidange périodique	1991	413	235
Chaudière-Appalaches	Saint-Pamphile	ENA à décharge en continue	1962	2000	2300
Chaudière-Appalaches	Sainte-Marguerite	ENA à vidange périodique	1989	390	287
Estrie	Bury	ENA à vidange périodique	1991	485	266
Estrie	Frontenac	ENA à décharge en continue	1984	350	140
Estrie	Frontenac (Mercier)	ENA à décharge en continue	1990	160	110
Estrie	La Patrie	ENA à vidange périodique	1995	344	201
Estrie	Lac-Drolet	ENA à décharge en continue	1977	750	400
Estrie	Martinville	ENA à vidange périodique	1991	292	154
Estrie	Nantes	ENA à vidange périodique	1990	290	290
Estrie	Potton	ENA à vidange périodique	1995	679	244
Estrie	Saint-Robert-Bellarmin	ENA à vidange périodique	1987	347	136
Estrie	Saint-Romain	ENA à vidange périodique	1992	466	166
Estrie	Stornoway	ENA à vidange périodique	1992	300	123

Tableau A.1. Liste des ENAF du Québec (suite)

Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine	Saint-Elzéar (Bonaventure)	ENA à vidange périodique	1998	333	127
Lanaudière	Saint-Donat	ENA et filtre	1988	1679	2423
Nord-du-Québec	Akulivik	ENA à vidange périodique	2004	465	78
Nord-du-Québec	Aupaluk	ENA à décharge en continue	1985	159	23,9
Nord-du-Québec	Baie-James (Beaucanton)	ENA à décharge en continue	2009	--	117
Nord-du-Québec	Baie-James (Val Paradis)	ENA à décharge en continue	2009	--	95
Nord-du-Québec	Baie-James (Villebois)	ENA à décharge en continue	2009	--	118
Nord-du-Québec	Inukjuak	ENA à vidange périodique	2006	1037	317
Nord-du-Québec	Ivujivik	ENA à décharge en continue	1985	174	26,1
Nord-du-Québec	Kangihsualujuaq	ENA à vidange périodique	2006	728	114
Nord-du-Québec	Kangihsujuaq	ENA à décharge en continue	1984	614	77
Nord-du-Québec	Kangirsuk	ENA à vidange périodique	2006	446	44
Nord-du-Québec	Kuujuuaq	ENA à vidange périodique	2006	1890	269
Nord-du-Québec	Quaqtaq	ENA à décharge en continue	1984	333	50
Nord-du-Québec	Tasiujaq	ENA à vidange périodique	2006	220	21
Nord-du-Québec	Umiujaq	ENA à vidange périodique	2007	441	66
Saguenay-Lac-Saint-Jean	Saint-Augustin (Lac-Saint-Jean)	ENA à décharge en continue	1980	200	400
Saguenay-Lac-Saint-Jean	Saint-Stanislas (Lac-Saint-Jean)	ENA à décharge en continue	1965	100	121

ANNEXE B – PROCÉDURE DE RÉALISATION DES ESSAIS DE DESCENTE DE NAPPE (*SLUG TESTS*)

1. Mesure initiale du niveau d'eau dans le puits d'observation à l'aide d'une sonde de détection de niveau d'eau (*Water Level Meter, Model 101, Solinst*);
2. Installation d'une sonde de mesure de pression d'eau (*Levellogger, Model 3001, Solinst*) (prise de mesure toutes les deux secondes) au fond du puits d'observation;
3. Remplissage quasi instantané du puits à l'aide d'une chaudière de 20 litres d'eau;
4. Attente jusqu'à ce que le niveau d'eau retourne au niveau initial;
5. Réalisation d'un second essai sur le même puits (Étapes 3 et 4);
6. Retrait de la sonde de mesure de pression d'eau.

ANNEXE C – MÉTHODES D'ANALYSES DES PARAMÈTRES MESURÉS SUR LES ÉCHANTILLONS LIQUIDES ET DE SOLS

Tableau C.1. Méthodes d'analyses des paramètres mesurés sur les échantillons liquides

Paramètre	Symbole	Unité	Méthode
Matières en suspension	MES	mg MES/L	<ul style="list-style-type: none"> Méthode 2540 D. de Standard Methods (SM) (APHA et al., 2012) Filtration à l'aide d'un filtre de microfibre de glace de 1,2 µm (934-AHTM de Whatman™)
Matières volatiles en suspension	MVES	mg MVES/L	<ul style="list-style-type: none"> Méthode 2540 E. de SM Filtration à l'aide d'un filtre de microfibre de glace de 1,2 µm (934-AHTM de Whatman™)
Demande chimique en oxygène	DCO	mg DCO/L	<ul style="list-style-type: none"> Méthode au dichromate de potassium, méthode 8000 de HACH® équivalant à la méthode 5220 D. de SM Mesurée à l'aide de la gamme basse (3-150 mg DCO/L) pour les échantillons provenant des lysimètres et des puits d'observation et de la gamme élevée (20-1 500 mg DCO/L) pour les échantillons de l'affluent de la plantation Mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre DR6000 de HACH®
Demande chimique en oxygène filtrée	DCO _f	mg DCO/L	<ul style="list-style-type: none"> Idem DCO Mesurée sur le filtrat d'une membrane de cellulose de 0,45 µm (GN-6 Grid de Pall Corporation)
Azote total Kjeldahl	NTK	mg N/L	<ul style="list-style-type: none"> Méthode Quickchem # 10-107-06-2-D de Lachat Instruments équivalant à la méthode 4500 Norg.- C de SM Mesuré par injection de flux (Flow Injection Analysis, FIA), à l'aide d'un Quickchem QC8500 de Lachat Instruments
Ammoniaque total	NH ₄	mg N/L	<ul style="list-style-type: none"> Méthode Quickchem # 10-107-06-1-K de Lachat Instruments équivalent à la méthode 4500-NH3 H. de SM Mesurée sur le filtrat d'une membrane de cellulose de 0,45 µm (GN-6 Grid de Pall Corporation; seuls les échantillons de l'affluent ont été filtrés) Mesurée par FIA à l'aide d'un Quickchem QC8500 de Lachat Instruments
Nitrites et nitrates	NO _x	mg N/L	<ul style="list-style-type: none"> Méthode Quickchem # 10-107-04-1-O de Lachat Instruments équivalant à la méthode 4500-NO3 I. de SM Mesurés sur le filtrat d'une membrane de cellulose de 0,45 µm (GN-6 Grid de Pall Corporation; seuls les échantillons de l'affluent ont été filtrés) Mesurés par FIA à l'aide d'un Quickchem QC8500 de Lachat Instruments

Tableau C.1. Méthodes d'analyses des paramètres mesurés sur les échantillons liquides (suite)

Phosphore total	PT	mg P/L	<ul style="list-style-type: none"> • Méthode Quickchem #10-115-01-1-C de Lachat Instruments équivalant correspondant à la méthode 4500-P H. de SM • Mesuré par FIA à l'aide d'un Quickchem QC8500 de Lachat Instruments
Orthophosphates	0-PO ₄	mg P/L	<ul style="list-style-type: none"> • Méthode Quickchem # 10-115-01-1-A de Lachat Instruments dérivé de la méthode 4500-P G. de SM • Mesurés sur le filtrat d'une membrane de cellulose de 0,45 µm (GN-6 Grid de Pall Corporation; seuls les échantillons de l'affluent ont été filtrés) • Mesurés par FIA à l'aide d'un Quickchem QC8500 de Lachat Instruments
pH	pH	--	<ul style="list-style-type: none"> • Mesuré à l'aide d'un pH-mètre SevenEasy et d'une sonde InLab®413 SG/2m IP67 de Mettler Toledo
Électroconductivité	EC	dS/m	<ul style="list-style-type: none"> • Mesurée à l'aide d'un conductimètre SevenCompact et d'une sonde InLab®731 ISM Conductivity de Mettler Toledo
Calcium	Ca	mg Ca/L	<ul style="list-style-type: none"> • Mesurés sur le filtrat d'une membrane de cellulose de 0,45 µm (GN-6 Grid de Pall Corporation) • Mesurés par absorption atomique à l'aide d'un AAnalyst 200 de Perkin Elmer selon la méthode du fabricant
Magnésium	Mg	mg Mg/L	
Potassium	K	mg K/L	
Sodium	Na	mg Na/L	
Sulfates	SO ₄	mg SO ₄ /L	
Chlorures	Cl	mg Cl/L	
			<ul style="list-style-type: none"> • Méthode par bande de titrage, Quantab CAT 27449-40 de HACH®

Tableau C.2. Méthodes d'analyses des paramètres mesurés sur les échantillons de sols

Paramètre	Symbole	Unité	Méthode
Matière organique	MO	% de sol	<ul style="list-style-type: none"> Méthode de perte au feu, méthode D2974-14 de l'ASTM International (2014a)
Carbone organique total	COT	% de sol	<ul style="list-style-type: none"> Méthode par combustion et détection infrarouge Élimination des carbonates par acidification (ajout d'acide chlorhydrique) Mesuré à l'aide d'un LECO CS 744 de LECO corporation selon la méthode recommandée par le fabricant
Azote total Kjeldahl	NTK	mg N/kg	<ul style="list-style-type: none"> Méthode Quickchem # 10-107-06-2-D de Lachat Instruments Mesuré par FIA à l'aide d'un Quickchem QC8500 de Lachat Instruments
Ammoniaque total	NH ₄	mg N/kg	<ul style="list-style-type: none"> Extraction solide-liquide (ESL) par solution de KCl-, méthode MA. 300 – NO3 2.0 du CEAEQ (2015a) Mesurée sur le filtrat d'une membrane de cellulose de 0,45 µm (GN-6 Grid de Pall Corporation) Mesurée à l'aide de la méthode Quickchem # 10-107-06-1-K de Lachat Instruments Mesurée par FIA à l'aide d'un Quickchem QC8500 de Lachat Instruments
Nitrites et nitrates	NO _x	mg N/kg	<ul style="list-style-type: none"> ESL par solution de KCl-, méthode MA. 300– N 2.0 du CEAEQ (2015b) Mesurés sur le filtrat d'une membrane de cellulose de 0,45 µm (GN-6 Grid de Pall Corporation) Mesurés à l'aide de la méthode Quickchem # 10-107-06-1-K de Lachat Instruments Mesurés par FIA à l'aide d'un Quickchem QC8500 de Lachat Instruments
Phosphore total	PT	mg P/kg	<ul style="list-style-type: none"> Méthode Quickchem #10-115-01-1-C de Lachat Instruments Mesuré par FIA à l'aide d'un Quickchem QC8500 de Lachat Instruments
Phosphore assimilable	P _{assi}	mg P/kg	<ul style="list-style-type: none"> ESL de Mehlich 3 (Mehlich, 1984), méthode MA. 200 – Mét-P ass. 1.0 du CEAEQ (2014) avec utilisation de sel d'EDTA Mesuré sur le filtrat d'un filtre de fibres de verre de 1,2 µm (934-AHTM de WhatmanTM) Mesuré par spectrophotomètre, méthode par acide ascorbique (réactif PhosVer 3® de HACH®, méthode 8048), telle que recommandée par Denning et al. (2011) pour une extraction de Mehlich 3 Mesuré avec un spectrophotomètre DR6000 de HACH®
pH mesuré dans une solution de CaCl ₂ (0,01M)	pH(CaCl ₂)	--	<ul style="list-style-type: none"> Méthode de sol en suspension dans une solution de CaCl₂ (ratio sol:solution de 1:2) avec lecture par électrode, méthode 4C1a2a2a-b1 de la USDA (Burt & Soil Survey Staff, 2014) Mesuré à l'aide d'un pH-mètre <i>SevenEasy</i> et d'une sonde InLab®413 SG/2m IP67 de Mettler Toledo

Tableau C.2. Méthodes d'analyses des paramètres mesurés sur les échantillons de sols (suite)

Électroconductivité	EC	dS/m	<ul style="list-style-type: none"> Méthode de sol en suspension dans l'eau (ratio sol:eau de 1:1) avec lecture par électrode (Denning et al. 2011) Mesurée à l'aide d'un conductimètre <i>SevenCompact</i> et d'une sonde InLab®731 ISM Conductivity de Mettler Toledo
Aluminium échangeable	Al	mg Al/kg	<ul style="list-style-type: none"> ESL de Mehlich 3 (Mehlich, 1984), méthode MA. 200 – Mét-P ass. 1.0 du CEAEQ (2014) avec utilisation de sel d'EDTA Mesurés sur le filtrat d'un filtre de fibre de verre de 1,2 µm (934-AHTM de Whatman™) Mesurés par absorption atomique à l'aide d'un AAnalyst 200 de Perkin Elmer selon la méthode recommandée par le fabricant
Fer échangeable	Fe	mg Fe/kg	
Calcium échangeable	Ca	mg Ca/kg	
Magnésium échangeable	Mg	mg Mg/kg	
Potassium échangeable	K	mg K/kg	

ANNEXE D – CONTRÔLE DE QUALITÉ DES RÉSULTATS D'ANALYSES

Analyses sur échantillons liquides

Tableau D.1. Écarts entre les mesures de MES et MVES à l'affluent réalisées en duplicata

Paramètre	Date d'échantillonnage (AAMMJJ) / Écart entre les duplicatas (mg MES/L ou mg MVES/L)							
	160803	160817	160831	160916	160928	161012	161026	161109
MES	7	1	2	5	5	6	9	1
MVES	5	0	1	6	3	2	2	1

Tableau D.2. Écarts entre les mesures de DCO à l'affluent et aux lysimètres réalisées en duplicata

Point d'échantillonnage	Date d'échantillonnage (AAMMJJ) / Écart entre les duplicatas (mg MES/L ou mg MVES/L)							
	160803	160817	160831	160916	160928	161012	161026	161109
Affluent	4	4	16	11	5	8	6	4
Affluent filtré	4	3	1	3	2	4	4	0
D0-1-1	3	2	7	4	3	2	13	4
D0-1-2	2	3	4	0	0	4	3	3
D0-1-3	v	v	v	v	1	v	1	n
D0-2-1	1	2	1	n	1	6	1	2
D0-2-2	1	3	4	1	0	0	0	1
D0-2-2-20	4	1	v	v	2	v	v	4
D0-2-2-40	1	v	7	3	1	4	v	4
D0-2-3	2	49	7	1	4	7	10	3
D0-3-1	10	1	1	24	2	2	0	4
D0-3-2	1	15	1	4	14	2	v	4
D0-3-3	n	6	1	6	5	2	3	5
D1-1-1	0	4	2	1	5	1	4	1
D1-1-2	v	2	v	1	2	1	16	1
D1-1-3	2	4	4	n	1	2	26	1
D1-2-1	1	3	3	4	6	5	0	1
D1-2-2	1	3	0	2	3	2	1	0
D1-2-2-20	1	2	1	0	3	0	v	10
D1-2-2-40	2	12	1	2	9	3	v	9
D1-2-3	1	0	1	0	4	2	6	1
D1-3-1	2	1	3	3	0	3	1	1
D1-3-2	v	3	v	v	4	v	v	3
D1-3-3	1	2	2	1	4	1	4	3
D2-1-1	1	0	3	1	1	2	1	2

Tableau D.2. Écarts entre les mesures de DCO à l'affluent et aux lysimètres réalisées en duplicata (suite)

D2-1-2	2	4	0	0	0	2	5	3
D2-1-3	5	1	2	3	4	2	1	7
D2-2-1	0	1	2	2	2	1	1	1
D2-2-1-20	7	2	1	4	4	1	3	1
D2-2-1-40	1	1	1	2	2	0	3	3
D2-2-2	0	1	1	1	9	3	7	2
D2-2-3	1	1	4	3	5	4	5	7
D2-3-1	3	0	2	v	1	4	1	3
D2-3-2	4	3	2	2	2	5	0	1
D2-3-3	1	2	1	2	1	1	2	1

Notes :

v : Lysimètre vide, aucun échantillon prélevé

n : Valeur négative de l'un des deux duplicatas, aucun écart reporté

Tableau D.3. Résultats de témoins et étalons relatifs aux analyses de DCO réalisées

Gamme d'analyse de DCO / Paramètre de contrôle de la qualité	Unités	Date d'échantillonnage (AAMMJJ)							
		160803	160817	160831	160916	160928	161012	161026	161109
Gamme élevée (Échantillons de l'affluent)									
<u>Témoins</u>									
Écart entre témoin et zéro de l'appareil ¹	mg DCO/L	0	3	-3	-1	7	-5	1	0
<u>Étalon</u>									
Concentration prévue de l'étalon	mg DCO/L	500	500	500	500	500	500	500	500
Concentration obtenue, étalon 1	mg DCO/L	490	469	501	508	504	498	502	497
Concentration obtenue, étalon 2	mg DCO/L	502	461	500	496	510	508	493	505
Écart entre concentration prévue et obtenue moyenne	%	0,8%	7,0%	0,1%	0,4%	1,4%	0,6%	0,5%	0,2%
Gamme faible (Échantillons des lysimètres)									
<u>Témoins</u>									
Écart entre témoin et zéro de l'appareil ¹	mg DCO/L	4	-5	-1	1	2	-4	4	-1
<u>Étalon</u>									
Concentration de l'étalon	mg DCO/L	50	50	20	50	50	50	50	50
Concentration obtenue, étalon 1	mg DCO/L	47	51	19	52	51	46	52	52
Concentration obtenue, étalon 2	mg DCO/L	48	49	19	50	51	49	52	52
Écart entre concentration prévue et obtenue moyenne	%	5,0%	0,0%	5,0%	2,0%	2,0%	5,0%	4,0%	4,0%

Note:

¹ : Calibration du zéro de l'appareil de lecture effectuée à l'aide d'un premier échantillon témoin et écart mesuré à l'aide d'un second échantillon témoin

Tableau D.4. Résultats d'étalons relatifs aux analyses de NTK, NH₄, NO_x, PT, o-PO₄, pH et EC réalisées

Paramètre analysé / Paramètre de contrôle de la qualité ¹	Unités	Date d'échantillonnage (AAMMJJ)							
		160803	160817	160831	160916	160928	161012	161026	161109
NH₄									
Concentration prévue de l'étalon	mg N/L	2,03	2,03	2,03	2,03	2,03	2,03	2,03	2,03
Concentration obtenue	mg N/L	2,02	2,02	2,06	2,05	2,02	2,02	2,07	2,03
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyenne	%	0,5%	0,5%	1,5%	1,0%	0,5%	0,5%	2,0%	0,0%
NO_x									
Concentration prévue de l'étalon	mg N/L	3,80	3,80	3,80	3,80	3,80	3,80	3,80	3,80
Concentration obtenue	mg N/L	3,71	3,72	3,82	3,76	3,8	3,8	nd	3,7
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyenne	%	2,4%	2,1%	0,5%	1,1%	0,0%	0,0%	nd	2,6%
o-PO₄									
Concentration prévue de l'étalon	mg P/L	0,649	0,649	0,649	0,649	0,649	0,649	0,649	0,649
Concentration obtenue	mg P/L	0,637	0,647	0,645	0,630	0,630	0,630	0,646	0,650
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyenne	%	1,8%	0,3%	0,6%	2,9%	2,9%	2,9%	0,5%	0,2%
pH									
pH prévu de l'étalon	--	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00	7,00
pH obtenu	--	nd	nd	nd	nd	nd	nd	7,02	6,97
Écart entre pH prévu et obtenu moyenne	%	≤ 0,03	≤ 0,03	≤ 0,03	≤ 0,03	≤ 0,03	≤ 0,03	0,02	0,03
Électroconductivité									
EC prévue de l'étalon	µs/cm	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1 413
EC obtenue	µs/cm	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	1 451
Écart entre EC prévue et obtenue moyenne	%	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2,7%

Notes:

¹ : Aucune données disponibles relativement aux analyses du PT et du NTK

nd : Donnée non disponible

Tableau D.5. Résultats d'étalons relatifs aux analyses du Ca, Mg, K, Na et SO₄ et Cl réalisés

Paramètre analysé / Paramètre de contrôle de la qualité ¹	Unités	Date d'échantillonnage (AAMMJJ)							
		160803	160817	160831	160916	160928	161012	161026	161109
Calcium									
Concentration prévue de l'étalon	mg Ca/L	na	na	na	2,000	2,000	1,000	1,000	1,000
Concentration obtenue	mg Ca/L	na	na	na	1,98	1,987	0,994	1,007	1,006
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyenne	%	na	na	na	1,0%	0,6%	0,6%	0,7%	0,6%
Magnésium									
Concentration prévue de l'étalon	mg Mg/L	na	na	na	2,000	2,000	2,000	1,000	1,000
Concentration obtenue	mg Mg/L	na	na	na	1,979	1,977	2,001	0,997	0,990
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyenne	%	na	na	na	1,1%	1,2%	0,0%	0,3%	1,0%
Potassium									
Concentration prévue de l'étalon	mg K/L	na	na	na	2,000	2,000	1,000	1,000	nd
Concentration obtenue	mg K/L	na	na	na	2,010	1,988	1,015	0,991	nd
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyenne	%	na	na	na	0,5%	0,6%	1,5%	0,9%	nd
Sodium									
Concentration prévue de l'étalon	mg Na/L	na	na	na	na	2,000	2,000	1,000	nd
Concentration obtenue	mg Na/L	na	na	na	na	2,003	1,993	0,99	nd
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyenne	%	na	na	na	na	0,2%	0,3%	1,0%	nd
Sulfates									
Concentration prévue de l'étalon	mg SO ₄ /L	na	na	na	40,00	nd	nd	nd	nd
Concentration obtenue	mg SO ₄ /L	na	na	na	40,76	nd	nd	nd	nd
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyenne	%	na	na	na	1,9%	nd	nd	nd	nd

Notes:

¹ : Aucune données disponibles relativement aux analyses du C⁻

na : Non applicable, analyse non réalisée

nd : Donnée non disponible

Échantillons de sol

Tableau D.6. Résultats de témoins et d'étalons relatifs aux analyses de sol

Paramètre analysé / Paramètre de contrôle de la qualité ^{1,2}	Unités	Échantillonnage	
		Caractérisation initiale (mai et juin 2016)	Caractérisation après irrigation (novembre 2016)
Carbone total			
Concentration prévue de l'étalon	% de C	0,4	0,4
Concentration obtenue	% de C	0,4	0,4
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyennes	%	0,9 %	0,9 %
Concentration prévue de l'étalon	% de C	1,38	1,38
Concentration obtenue	% de C	1,44	1,44
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyennes	%	4,3 %	4,3 %
NH₄			
Concentration du témoin (solution d'extraction de KCl)	mg N/L	< 0,05	< 0,05
Concentration prévue de l'étalon	mg N/L	1	2
Concentration obtenue	mg N/L	0,99	1,82
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyennes	%	1,0 %	9,0%
NO_x			
Concentration du témoin (solution d'extraction de KCl)	mg N/L	< 0,02	< 0,01
Concentration prévue de l'étalon	mg N/L	1	4
Concentration obtenue	mg N/L	0,99	4,25
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyennes	%	1,0 %	6,3%
P_{assi}			
Concentration du témoin (solution d'extraction de Mehlich 3)	mg PO ₄ /L	0,00	0,00
Concentration prévue de l'étalon	mg PO ₄ /L	0,20	0,20
Concentration obtenue	mg PO ₄ /L	0,22	0,23
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyennes	%	10,0 %	16,3 %
Concentration prévue de l'étalon	mg PO ₄ /L	2,00	2,00
Concentration obtenue	mg PO ₄ /L	2,07	2,03
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyennes	%	3,5 %	1,5 %
pH			
pH prévu de l'étalon	--	7	7
pH obtenu	--	nd	nd
Écart entre pH prévu et obtenu moyens	%	≤ 0,03	≤ 0,03
EC			
EC prévue de l'étalon	µs/cm	na	1 413
EC obtenue	µs/cm	na	1 421
Écart entre EC prévue et obtenue moyennes	%	na	0,6 %

Tableau D.6. Résultats de témoins et d'étalons relatifs aux analyses de sol (suite)

Al			
Concentration prévue de l'étalon	mg Al/L	2,000	2,000
Concentration obtenue	mg Al/L	2,015	2,015
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyennes	%	0,7%	0,7%
Concentration prévue de l'étalon (mg Al/L)	mg Al/L	4,000	4,000
Concentration obtenue	mg Al/L	3,9	3,9
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyennes	%	2,5%	2,5%
Fe			
Concentration prévue de l'étalon	mg Fe/L	2,000	2,000
Concentration obtenue	mg Fe/L	1,997	1,997
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyennes	%	0,2%	0,2%
Concentration prévue de l'étalon	mg Fe/L	4,000	4,000
Concentration obtenue	mg Fe/L	3,975	3,975
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyennes	%	0,6%	0,6%
Ca			
Concentration prévue de l'étalon	mg Ca/L	2,00	2,00
Concentration obtenue	mg Ca/L	2,01	2,01
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyennes	%	0,5%	0,5%
Concentration prévue de l'étalon	mg Ca/L	4,00	4,00
Concentration obtenue	mg Ca/L	3,98	3,98
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyennes	%	0,5%	0,5%
Mg			
Concentration prévue de l'étalon	mg Mg/L	2,000	2,000
Concentration obtenue	mg Mg/L	2,025	2,025
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyennes	%	1,3%	1,3%
Concentration prévue de l'étalon	mg Mg/L	4,000	4,000
Concentration obtenue	mg Mg/L	3,960	3,960
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyennes	%	1,0%	1,0%
K			
Concentration prévue de l'étalon	mg K/L	2,000	2,000
Concentration obtenue	mg K/L	1,990	1,990
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyennes	%	0,5%	0,5%
Concentration prévue de l'étalon	mg K/L	4,000	4,000
Concentration obtenue	mg K/L	3,99	3,99
Écart entre concentrations prévue et obtenue moyennes	%	0,2%	0,2%

Notes:

¹ : Aucune donnée disponible relativement aux analyses MO, NTK et PT

na : Non applicable, analyse non réalisée

nd : Donnée non disponible

ANNEXE E – PROTOCOLE DE RÉALISATION DES ESSAIS D'ADSORPTION DE PHOSPHORE DU SOL

1. Préparer une solution mère de KH_2PO_4 (1,645 g/L) et une solution mère de K_2HPO_4 (2,105 g/L) de même concentration molaire en P et laisser reposer pendant 24 h à 20 °C;
2. Peser 20 g en équivalent sec de sol humide des échantillons de sables silteux (0-30 cm) et de sable (40-70 cm) prélevés au milieu de la zone d'étude au mois de mai 2016;
3. Préparer des solutions diluées de P composées d'un volume égal des deux solutions mères et d'un volume d'eau potable (prélevé à SRDLA le 5 octobre 2016) afin d'obtenir les concentrations suivantes : 0, 1, 2, 5, 10, 15, 20 mg P/L;
 - a. Mesurer la concentration en o- PO_4 des solutions;
4. Ajouter 200 mL des solutions diluées de P aux échantillons de 20 g de sol;
5. Prélever 200 mL de chacune des solutions;
6. Agiter les mélanges sol/solution de P et les 200 ml prélevés de chacune des solutions à 160 tr/min et à 20 °C pour 168 h (7d)
7. Mesurer la concentration en o- PO_4 des solutions de P;
 - a. Vérifier l'écart entre les concentrations à t_0 et à t_7 et retirer de l'analyse les échantillons qui présentent un écart trop important;
 - i. Échantillons relatifs à la solution de 20 mg P/L retirés de l'analyse en raison d'une diminution de concentration de 3,6 mg/L;
 - b. Utiliser les concentrations des solutions à t_7 pour le calcul des masses de P adsorbés;
8. Filtrer les mélanges sol/solutions de P à 0,45 μm ;
 - a. Mesurer la concentration en o- PO_4 du filtrat;
 - b. Sécher le sol restant à 105 °C pendant 24 h, mesurer les masses de sols et vérifier que celles-ci sont bien de 20 g;
9. Calculer, pour chacune des concentrations de P, l'équivalent de concentration adsorbée sur les particules de sol, et ce, en considérant la désorption de phosphore mesurée avec le mélange sol/eau potable (sol/ solution de P à 0 mg/L):

$$C_{\text{adsorbée}} = C_{\text{solution},t_7} - C_{\text{sol/solution},t_7} + (C_{\text{sol/eau potable},t_7} - C_{\text{sol/eau potable},t_0})$$
10. Calculer l'adsorption massique en divisant l'équivalent de concentration adsorbée par la masse sèche de l'échantillon de sol.

ANNEXE F – PROCÉDURE DE SUBSTITUTION DE DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

La procédure ci-dessous, suggérée par Allen et al. (1998), a été appliquée afin d'intégrer certaines des données de la station de l'Assomption (X_i) aux données incomplètes de la station météo de la plantation (Y_i).

Étape 1. Sélectionner une station météo à proximité du site dont les données sont disponibles pour la période d'étude (16/05/01 au 16/08/12), en l'occurrence la station de l'Assomption d'Environnement Canada.

Étape 2. Calculer la moyenne et l'écart-type des ensembles de données X_i et Y_i (\bar{x} , \bar{y} , s_x et s_y , respectivement) pour la période du 16/22/08 au 16/08/12, qui correspond à la période où l'ensemble de données Y_i est complet.

Étape 3. Effectuer une régression de y sur x pour la période du 16/22/08 au 16/08/12 (Équation F1) :

$$y_i^{\text{a}} = a + b x_i \quad (\text{F1})$$

Avec

$$a = \bar{y} - b \bar{x}$$

$$b = \frac{\text{cov}_{xy}}{s_x^2}$$

Où cov_{xy} est la covariance entre X_i et Y_i .

Étape 4. Calculer le coefficient de corrélation r (Équation F2) :

$$r = \frac{\text{cov}_{xy}}{s_x s_y} \quad (\text{F2})$$

Étape 5. Vérifier l'homogénéité de X_i et Y_i à l'aide des deux critères ci-dessous :

- $0,7 \leq b \leq 1,3$
- $r^2 \geq 0,7$

Le Tableau F.1 présente les résultats de cette vérification.

Tableau F.1. Critères de vérification d'homogénéité de X_i et Y_i des différents paramètres météorologiques complétés

Symbole	b	r^2
max	1,00	0,96
T_{\min}	0,95	0,96
HR_{\max}	0,56	0,65
HR_{\min}	0,88	0,84
V	1,65	0,72
R_s	0,60	0,31

Note:

Les cellules en gras et italique ne respectent pas le critère de vérification de l'homogénéité

Bien que l'homogénéité de X_i et Y_i n'ait pas été vérifiée pour les paramètres HR_{\max} , V et R_s , les données de la station de l'Assomption ont tout de même été utilisées pour compléter les données manquantes de la station de la plantation pour ces paramètres, et ce, faute de meilleures données disponibles.

Étape 6. Calculer les données manquantes de Y_i à l'aide de l'Équation F1.

ANNEXE G – PROCÉDURE D'INSTALLATION DES BAGUES D'IRRIGATION LAQUA

Étapes :

1. Percer d'un trou de 2,3 mm de diamètre (mèche de 3/32 de pouce) sur le côté supérieur de la conduite;
2. Insérer la bague d'irrigation Laqua sur la conduite centrée sur le trou percé;
3. Visser la bague d'irrigation à la conduite d'irrigation.

ANNEXE H – DÉTERMINATION DES TEMPS D'IRRIGATION DES PARCELLES

Étapes de détermination des temps d'irrigation des parcelles

Parcelles irriguées par de l'eau potable (D0) :

1. Mesure du débit à la sortie de chacune des bagues d'irrigation des six parcelles des doses D1 et D2 (12 juillet 2016).
 - 1.1. Ouvrir la valve contrôlant l'alimentation de la conduite principale d'alimentation en eau potable du dispositif expérimental;
 - 1.2. Activer l'électrovalve d'une parcelle;
 - 1.3. Mesurer le débit à la sortie d'une bague d'irrigation en mesurant le temps de remplissage d'un volume de 10 L;
 - 1.4. Répéter l'étape 1.3 un minimum de cinq fois;
 - 1.5. Répéter les étapes 1.3 et 1,4 pour les trois bagues restantes de la parcelle;
 - 1.6. Répéter les étapes 1.2 à 1.5 pour les deux autres parcelles du dispositif irriguées par la dose D0;
2. Somme des débits à la sortie des bagues par parcelles afin d'obtenir les débits totaux par parcelle.
3. Détermination des durées d'ouverture des valves des parcelles avec les débits totaux mesurés par parcelle et le volume d'irrigation cible de 1 000 L/d pour D0.
4. Programmation de l'horaire du panneau de contrôle de la plantation.
5. Vérification des temps de pompage pendant le projet à l'aide des volumes cumulatifs d'irrigation mesurés par les débitmètres à roues à aubes (aucun ajustement de temps de pompage nécessaire en cours de projet).

Parcelles irriguées par des eaux usées (D1 et D2) :

1. Mesure du débit à la sortie de chacune des bagues d'irrigation des six parcelles des doses D1 et D2 (12 juillet 2016).
 - 1.1. Activer le pompage vers la plantation à l'unité pilote BA+;
 - 1.2. Noter le débit mesurer par le débitmètre magnétique du pilote toutes les cinq minutes;
 - 1.3. Activer l'électrovalve d'une parcelle;
 - 1.4. Mesurer le débit à la sortie d'une bague d'irrigation en mesurant le temps de remplissage d'un volume de 10 L;
 - 1.5. Répéter l'étape 1.4 pour les trois bagues restantes de la parcelle;
 - 1.6. Répéter les étapes 1.2 à 1.5 pour les 5 autres parcelles du dispositif irriguées par les doses D1 et D2;
2. Comparaison des débits mesurés aux bagues d'irrigation et des débits notés au débitmètre magnétique du pilote et validation de la calibration du débitmètre magnétique.
3. Sommation des débits à la sortie des bagues par parcelles afin d'obtenir les débits totaux par parcelle.
4. Détermination du temps de pompage et d'ouverture des valves des parcelles à l'aide des débits totaux mesurés par parcelle et des volumes d'irrigation cibles de 1 000 et 1 500 L/d pour D1 et D2, respectivement.
5. Programmation de l'horaire de l'unité pilote et du panneau de contrôle de la plantation.
6. Ajustement des temps de pompage pendant le projet si les durées de pompage programmées ne permettent pas l'atteinte des volumes d'irrigation.

Résultats des essais de mesures de débits sortant des bagues d'irrigation

Les Tableaux H.1 et H.2 présentent les résultats des essais de mesure de débits aux bagues d'irrigation des parcelles irriguée par de l'eau potable (D0) et par des eaux usées (D1 et D2), respectivement.

Tableau H.1. Résultats des essais de mesure de débits aux bagues d'irrigation des parcelles de la dose D0

Parcelle	Bague	Nombre de remplissage	Débit moyen par bague	Débit total par parcelle	Volume d'irrigation cible	Temps d'irrigation requis par parcelle
			L/h	L/h		
D0-1	1	9	170	640	1 000	94
	2	6	137			
	3	5	111			
	4	9	219			
D0-2	1	8	245	750	1 000	80
	2	6	212			
	3	6	148			
	4	6	145			
D0-3	1	5	143	930	1 000	65
	2	7	274			
	3	7	253			
	4	6	257			

Tableau H.2. Résultats des essais de mesure de débits aux bagues d'irrigation des parcelles des doses D1 et D2

Parcelle	Bague	Débit moyen par bague	Débit total par parcelle	Lecture moyenne au débitmètre	Écart entre mesures au débitmètre et aux bagues	Volume d'irrigation cible	Temps d'irrigation requis par parcelle
		L/h	L/h	L/h	%		
D1-1	1	257	865	976	11 %	1 000	69
	2	212					
	3	185					
	4	212					
D1-2	1	212	757	838	10 %	1 000	79
	2	218					
	3	109					
	4	218					
D1-3	1	288	980	1015	3 %	1 000	61
	2	257					
	3	240					
	4	195					

Tableau H.3. Séquence journalière d'irrigation, heures de départ d'irrigation et durées d'irrigation programmée des parcelles (suite)

D1-1	3	6	9	3	6	9	9	9
	8:00	14:19	19:49	8:24	14:14	19:54	19:54	19:54
	63	64	64	64	74	77	77	77
D1-2	6	9	3	6	9	6	3	3
	13:55	19:23	8:03	13:38	19:28	13:44	7:59	7:59
	72	85	85	85	85	89	89	89
D1-3	9	3	6	9	3	3	6	6
	19:15	8:00	13:20	19:00	8:15	8:20	13:15	13:15
	62	63	63	63	64	66	66	66
D2-1	2	5	8	2	5	8	8	8
	6:33	12:28	17:58	6:33	12:23	17:58	17:58	17:58
	87	111	111	111	111	116	116	116
D2-2	5	8	2	5	8	5	2	2
	11:49	17:17	5:57	11:32	17:17	11:27	5:42	5:42
	126	126	126	126	131	137	137	137
D2-3	8	2	5	8	2	2	5	5
	17:35	6:20	11:40	17:20	6:35	6:35	11:30	11:30
	100	100	100	100	100	105	105	105

ANNEXE I – LOCALISATION DES INSTRUMENTS SUR LES PARCELLES

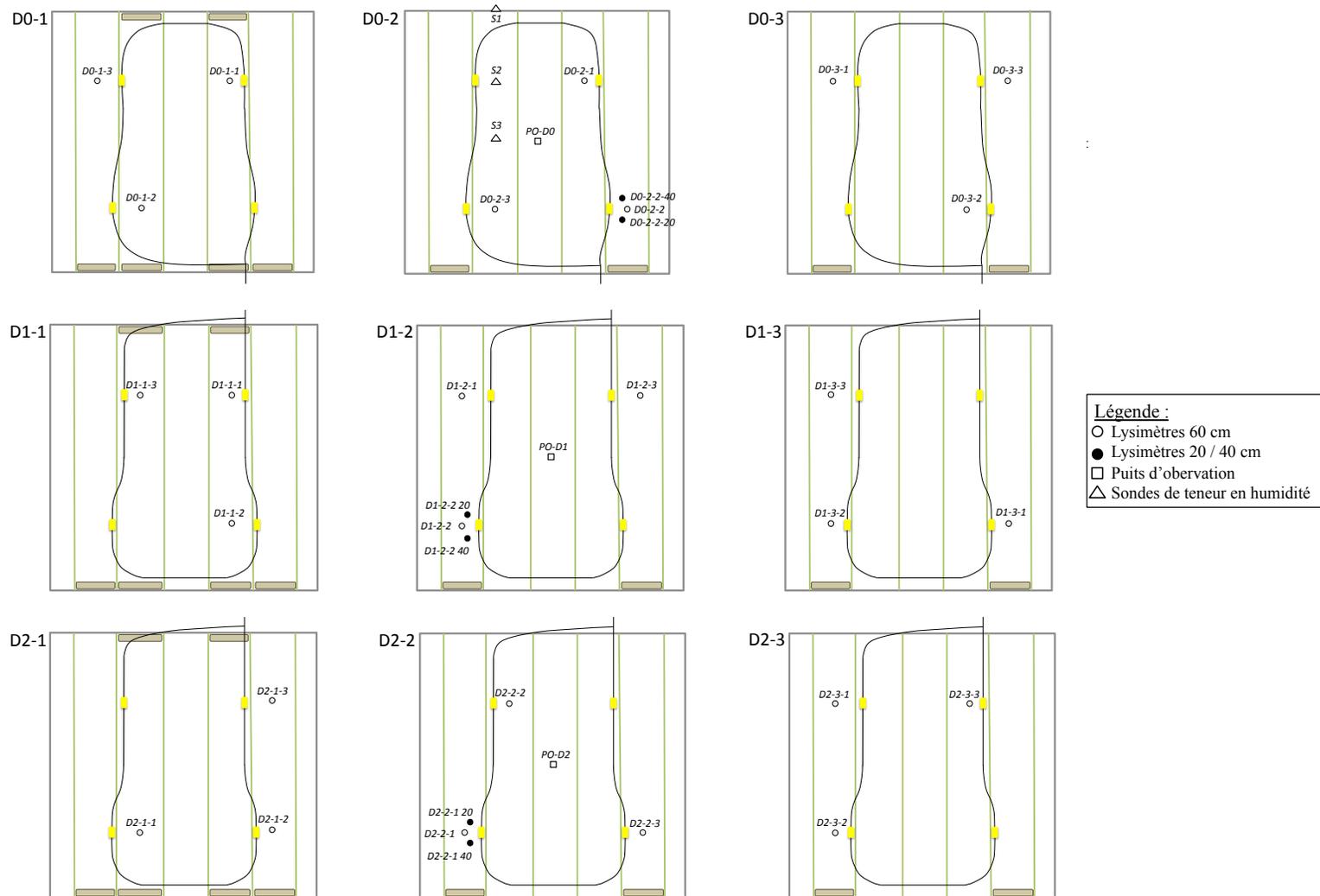


Figure I.1. Localisation des instruments sur les parcelles

ANNEXE J – DÉTERMINATION DES PARAMÈTRES DE L'ÉQUATION FAO PENMAN-MONTEITH

Équation FAO Penman-Monteith (Allen et al., 1998) :

$$ET_o = \frac{0,408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0,34u_2)} \quad (J1)$$

Avec R_n la radiation nette à la surface de plantation [$MJ m^{-2} d^{-1}$], G le flux de densité de chaleur du sol [$MJ m^{-2} d^{-1}$], T la température moyenne à 2 mètres au-dessus du sol [$^{\circ}C$], u_2 la vitesse du vent à deux mètres au-dessus du sol [$m s^{-1}$], e_s la pression de vapeur à saturation [kPa], e_a la pression de vapeur effective [kPa], $e_s - e_a$ le déficit de pression de vapeur [kPa], Δ la pente de la courbe de pression de vapeur [$kPa ^{\circ}C^{-1}$] et γ la constante psychométrique [$kPa ^{\circ}C^{-1}$].

La radiation nette journalière R_n à la surface de la plantation a été calculée à l'aide des paramètres R_s , T_{max} et T_{min} mesurés à la station météo de la plantation, de e_a , dont la méthode de calcul est présentée ci-dessous, de l'élévation du site au-dessus au niveau de la mer, de la latitude du site et du nombre de jours depuis le début de l'année. Le Tableau J.1 présente les principaux paramètres de calcul initiaux et intermédiaires nécessaires à l'obtention de R_n .

Tableau J.1. Principaux paramètres de calcul initiaux et intermédiaires nécessaires à l'obtention de la radiation solaire nette (R_n)

α		R_{ns}		R_n
R_s				
T_{max}		R_{nl}		
T_{min}				
e_a				
z				
φ	R_a	R_{so}		
J				

Note : Les paramètres en gras ont été mesurés à la station météo de la plantation de saules

Avec R_{ns} la radiation solaire nette entrante de courtes longueurs d'onde, α l'albédo de la plantation, R_s la radiation solaire entrante de courte longueur d'onde mesurée par la station météo de la plantation, R_{nl} la radiation solaire nette sortante de longue longueur d'onde, R_{so} la radiation solaire par ciel dégagé, z l'élévation de la station météo au-dessus de la mer, R_a la radiation

solaire au sommet de l'atmosphère terrestre, ϕ la latitude du site et J est le nombre de jours depuis le début de l'année.

Les étapes de calculs suivies pour obtenir R_n sont présentées au Chapitre 3 du guide de la FOA *Crop Evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56* (Allen et al., 1998).

Le flux de densité de chaleur du sol (G) a été négligé tel que suggéré par Allen et al. (1998) pour un pas de calcul de ET_0 allant de 1 à 10 jours.

La température moyenne (T) est la moyenne de T_{max} et T_{min} mesurées à la plantation.

La vitesse du vent à deux mètres au-dessus du sol (u_2) a été mesurée à la plantation.

La pression de vapeur à saturation (e_s) est la moyenne des pressions de vapeur à saturation à T_{max} et de T_{min} telle que présentée à l'Équation J2.

$$e^o(T) = 0,6108 \exp \left[\frac{12,27 T}{T+237,3} \right] \quad (J2)$$

Avec $e^o(T)$ la pression de vapeur à saturation à la température T et T la température de l'air (T_{max} ou T_{min}).

La pression de vapeur effective a été calculée à l'aide de l'Équation J3.

$$e_a = \frac{e^o(T_{min}) \frac{RH_{max}}{100} + e^o(T_{min}) \frac{RH_{min}}{100}}{2} \quad (J3)$$

La pente (Δ) de la courbe décrivant la relation entre la pression de vapeur de saturation et la température de l'air a été calculée à l'aide de l'Équation J4.

$$\Delta = \frac{4098 * e^o(T)}{(T+237,3)^2} \quad (J4)$$

ANNEXE K – COURBES D'INTERPOLATION DES COEFFICIENTS DE PLANTS TIRÉS DE GUIDI ET AL. (2008)

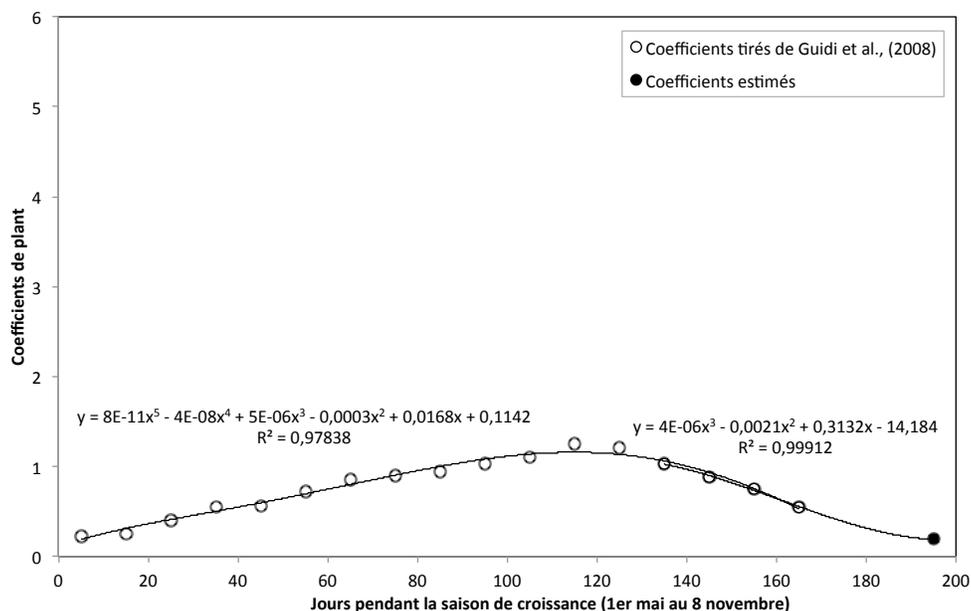


Figure K.1. Courbes d'interpolation des coefficients de plants non fertilisés de saules en première année de croissance ($k_{c,NF1}$)

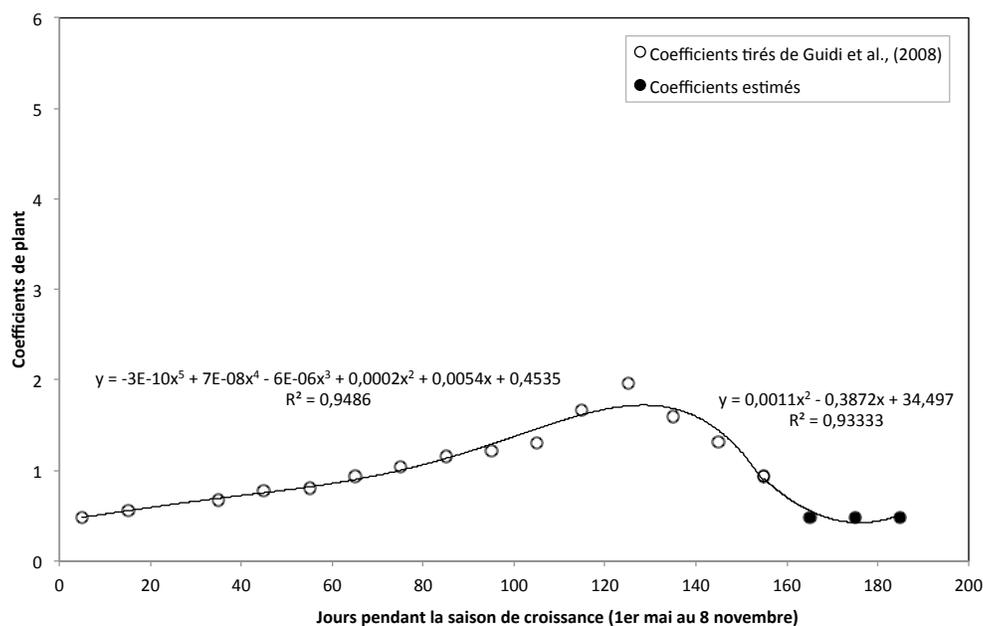


Figure K.2. Courbes d'interpolation des coefficients de plants non fertilisés de saules en deuxième année de croissance ($k_{c,NF2}$)

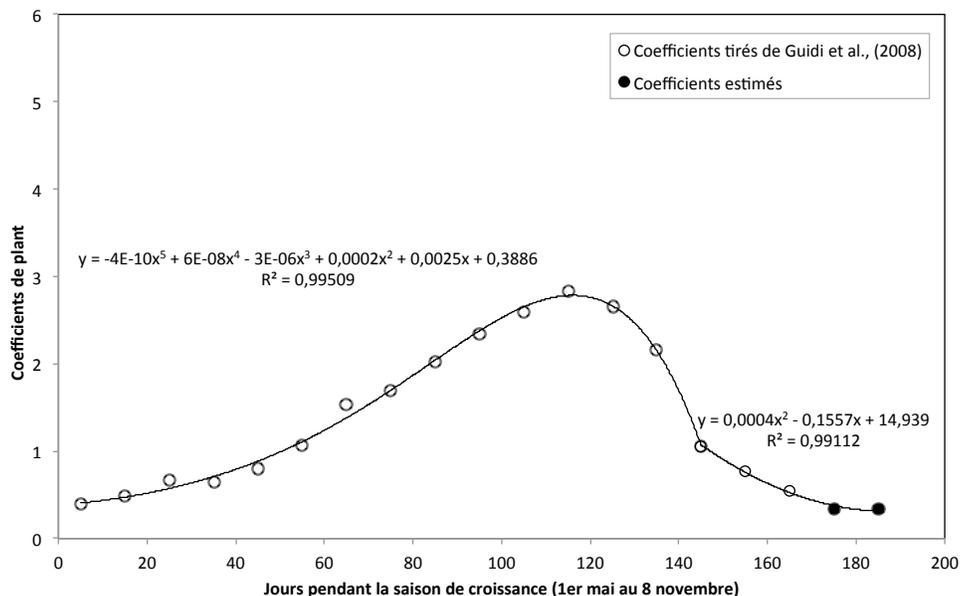


Figure K.3. Courbes d'interpolation des coefficients de plants fertilisés de saules en première année de croissance ($k_{c,F1}$)

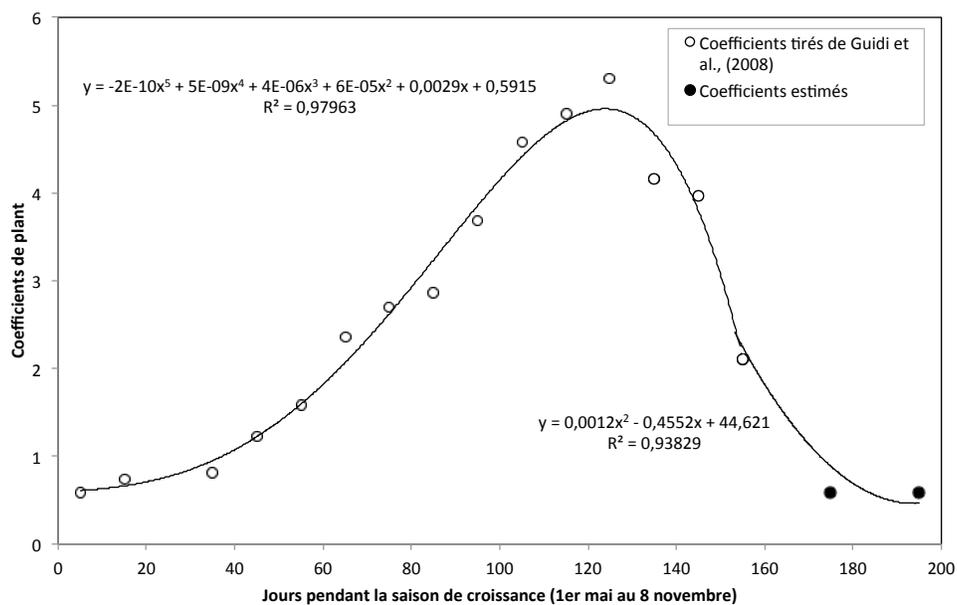


Figure K.4. Courbes d'interpolation des coefficients de plants fertilisés de saules en deuxième année de croissance ($k_{c,F2}$)

Tableau K.1. Sommaire des équations d'interpolation des coefficients de plants

Coefficient de plant	Jours pendant la saison (x; 1er mai au 31 octobre)	Équation
$k_{c,NF1}$	1 à 165	$kc = 8E-11x^5 - 4E-08x^4 + 5E-06x^3 - 0,0003x^2 + 0,0168x + 0,11$
	166 à 184	$kc = 4E-06x^3 - 0,0021x^2 + 0,3132x - 14,184$
$k_{c,NF2}$	1 à 145	$kc = -3E-10x^5 + 7E-08x^4 - 6E-06x^3 + 0,0002x^2 + 0,0054x + 0,4535$
	146 à 170	$kc = 0,0011x^2 - 0,3872x + 34,497$
	171 à 184	$kc = 0,46$
$k_{c,F1}$	1 à 145	$kc = -4E-10x^5 + 6E-08x^4 - 3E-06x^3 + 0,0002x^2 + 0,0025x + 0,3886$
	146 à 184	$kc = 0,0004x^2 - 0,1557x + 14,939$
$k_{c,F2}$	1 à 153	$kc = -2E-10x^5 + 5E-09x^4 + 4E-06x^3 + 6E-05x^2 + 0,0029x + 0,5915$
	154 à 184	$kc = 0,0012x^2 - 0,4552x + 44,621$

ANNEXE L – INFORMATIONS RELATIVES AUX COÛTS DES ÉTANGS NON AÉRÉS À VIDANGES PÉRIODIQUES OBTENUES DES MUNICIPALITÉS INTERROGÉES

Tableau L.1. Informations relatives aux coûts des étangs non aérés à vidanges périodiques obtenues des municipalités interrogées

Municipalité	Année de mise en opération	Âge de la station	Population de conception	Débit moyen	Charge moyenne de DBO ₅	Coût de construction	Coût d'opération, de maintenance et de produits chimiques*	Coût unitaire d'opération, de maintenance et de produits chimiques*	Fréquence de vidange du surnageant	Nombre de vidange des boues depuis mise en opération	Volumes des étangs	Composition du fond de l'étang
		années	EH	m ³ /d	kg O ₂ /d	\$ 2017	\$/an	\$ m ⁻³ d ⁻¹	vidange/an	vidange	m ³	
Béarn	2005	12	1000	533	46	2 379 000	50 100	94	2	0	102 600	Argile
Bury	1991	26	485	266	25	--	--	--		--	--	--
La Patrie	1995	22	344	201	26	--	3 500	17	1	0	--	--
Martinville	1991	26	292	154	15	1 268 000	8 500	55	2	0	49 400	Moraine compactée
Nantes	1990	27	290	290	16	--	--	--		--	--	--
Potton	1995	22	679	244	37	--	29 000	119	2	0	55 400	--
Saint-Bruno-de-Guigues	1992	25	611	411	36	1 558 000	--	--	3	0	68 900	Argile
Saint-Édouard-de-Fabre	1991	26	413	235	19	--	--	--	2	0	--	Argile
Saint-Elzéar (Bonaventure)	1998	19	333	127	18	--	--	--	--	--	--	--
Saint-Eugène-de-Guigues	2004	13	224	122	11	1 253 000	9 000	74	2	0	29 400	Argile
Saint-Luc-de-Bellechasse	1991	26	413	235	19	--	12 800	54	2	--	--	--
Saint-Romain	1992	25	466	166	26	952 000	14 600	88	1	0	50 000	Argile
Saint-Wenceslas	1991	26	626	202	30	--	--	--	2	0	44 000	Argile
Stormoway	1992	25	300	123	17	--	17 600	143	1	0	--	--

Moyenne

1 482 000

18 100

81

Fixe 740 000 \$

Variable 2 700 \$ m⁻³ d⁻¹

Notes:

-- : Donnée non obtenue

* : 35 % des coûts d'exploitation sont associés au dosage de produits chimiques pour l'enlèvement du phosphore (Municipalité de Martinville, communication personnelle, 2017)

ANNEXE M – CAPTURES D'ÉCRAN DE L'OUTIL D'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DE CULTURE DE SAULES ECOWILLOW 2.0

Fields Module

Project Documentation (optional)

Project Name:	<i>PhytoValP - Filière 2</i>
Location:	<i>Saint-Roch-de-l'Achigan (QC)</i>
Contact:	<i>XLT</i>
Date Established:	<i>2017</i>

Field Inventory

Field 1	unit		Suggested Value 2014
Field name/location		Field A	-
Field area	ha	7,5	10,0 ▼
Percent headlands/unplanted	%	20%	20% ▼
Headlands/unplanted area	ha	1,50	-
Planted area	ha	6,00	-
Transport distance	km	40	40 ▼

Transportation Module

Transport Costs	unit		Suggested Value 2014
Total planted area	ha	6,0	-
Standing biomass at harvest (wet)	Mg	405	-
Transport distance (one way)	km	40	-
Average truck speed	km/hr	80	80
Loading time per load	min	15	15
Dumping time per load	min	15	15
Truck capacity per load (wet)	Mg	23	23
Trucking costs	\$/hr	125	75 ▼
Roundtrip driving time per load	hrs	1,0	-
Total time per load	hrs	1,5	-
Number of loads		18	-
Total transport time	hrs	27	-
Loader costs	\$/day	150	150
Loader time	days	3	-
Blower costs	\$	0	0

Figure M.1. Captures d'écran de l'outil EcoWillow 2.0

Model Input-Output

Model Inputs

General data	unit		Suggested Value 2014
Total field area (from Fields module)	ha	7,5	-
Total planted area (from Fields module)	ha	6,0	-
Average annual biomass yield (wet)	Mg/ha/yr	22,5	22,5
Crop rotation length (harvest cycle)	yrs	3	3
Interest rate	%	0,00%	5,00%
Land costs (tax, lease, insurance)	\$/ha/yr	0	85
Internal administration costs	\$/ha/yr	0	12
Biomass price at plant gate (wet)	\$/Mg	30,50	30,50
Stock removal at project end	\$/ha	1 025	1 025
Moisture content at harvest (for dry outputs)	%	50%	45%
Incentive Program			
Years of enrollment in incentive program	yrs	0	11
Annual acreage incentive payments (AIP)	\$/ha/yr	0	75
Percentage of AIP paid in harvest year	%	0%	0%
Biomass incentive co-payments (wet)	\$/Mg	0	0
Establishment grants received	\$/ha	0	1200
Crop Establishment			
Vegetation removal (brush hogging)	\$/ha	65	65
Contact herbicide	\$/ha	70	70
Plow	\$/ha	50	50
Rock picking and site improvements	\$/ha	25	0
Disc	\$/ha	50	50
Plant cover crop	\$/ha	0	120
Kill cover crop	\$/ha	0	70
Planting costs (from Plant tab)	\$/ha	\$6 168	-
Crop Maintenance			
Preemergent herbicide after planting	\$/ha	120	120
Weed control - 1st growing season	\$/ha	35	35
Replant/Miscellaneous - 1st growing season	\$/ha	1 000	0
Coppice (cut back)	\$/ha	25	25
Fertilizer (recurring cost each harvest)	\$/ha	0	160
Weed control - 2nd growing season	\$/ha	40	40
Replant/Miscellaneous - 2nd growing season	\$/ha	0	0
Total establishment & maintenance costs	\$/ha	\$6 623	-
Establishment & maintenance after grants	\$/ha	\$6 623	-
Harvest Costs (from Harvest module)			
Harvest costs per unit biomass (wet)	\$/Mg	\$26,00	-
Harvest costs per unit land area	\$/ha	\$1 755	-
Transport Costs (from Transport module)			
Transport costs per unit biomass (wet)	\$/Mg	\$9,58	-
Transport costs per unit land area	\$/ha	\$647	-

Figure M.1. Captures d'écran de l'outil EcoWillow 2.0 (suite)

Planting Module			
General	unit		Suggested Value 2014
Total area to be planted	ha	6,0	-
Planting rate	ha/hr	0,25	1,00
Total planting time	hrs	24,0	-
Labor			
Number of crews		1	1
Laborers per crew		4	4
Foreman per crew		1	1
Pay rate (laborer)	\$/hr	16	14
Pay rate (foreman)	\$/hr	20	20
Indirect labor costs	%	35%	35%
Travel expenses	\$	570	0
Equipment			
Number of tractor-planter units		1	1
Transport of planter	\$/km	3	3
Transport of tractor	\$/km	3	3
Transport distance	km	100	80
Total delivery cost per unit	\$	1 200	-
Planter rental	\$/hr/unit	70	70
Tractor rental	\$/hr/unit	30	30
Tractor fuel consumption	l/hr	35	30
Fuel price	\$/l	1,20	1,00
Hours at site/unit	hrs	24	-
Refrigerated truck costs	\$/day	0	150
Refrigerated truck time	days	3	-
Equipment maintenance	\$/ha	5	5
Total equipment costs	\$	4 638	-
Per ha equipment costs	\$/ha	773	-
Supplies			
Planting stock	\$/cutting	0,30	0,12
Planting density	cuttings/ha	16 000	13 500
Stock delivery	\$	250	250
Other supplies	\$/ha	5	5
Total	\$	29 080	-
Per ha	\$/ha	4 847	-

Figure M.1. Captures d'écran de l'outil EcoWillow 2.0 (suite)

Harvest Module

General	unit		Suggested Value 2014
Area to be harvested	ha	6,0	-
Average row length	m	245	-
Standing biomass at harvest (wet)	Mg/ha	68	-
Harvest rate (field capacity)	ha/hr	0,50	1,20 ▼
Harvester throughput (material capacity)	Mg/hr	34	- ▼
Harvester speed (in field)	km/hr	2,5	-
Double row width	m	2,3	2,3
Harvester turn time	min/row	0,75	0,75
Harvester down time	%	6%	6%
Total harvest time	hrs	13,6	-
Equipment			
Number of harvesters		1	-
Transport of harvester	\$/km	14	7
Transport distance	km	100	80
Total transport cost	\$	1400	-
Harvester rental	\$/hr/unit	300	200
Harvester fuel consumption	l/hr	128	128
Total harvester costs	\$	5 747	-
Average tractor speed	km/hr	10	10
Wagon capacity	Mg	7	7
Time to fill wagon	min	12	-
Unloading time per wagon	min	3	3
Cycle time per wagon	min	17	-
Number of tractor-wagon units need		2	-
Tractor-wagon rental rate	\$/hr/unit	50	50
Tractor-wagon rental cost	\$	2 140	-
Tractor-wagon fuel consumption	l/hr	30	30
Fuel price	\$/l	0,95	0,95
Maintenance	\$/ha	12	12
Total tractor-wagon costs	\$	3 612	-
Labor			
Tractor operator(s) needed		2	-
Harvester operator(s) needed		1	-
Tractor operator rate	\$/hr	14	14
Harvester operator rate	\$/hr	21	20
Indirect labor costs	%	30%	30%
Total labor costs	\$	868	-
Labor cost per unit area	\$/ha	145	-
Total travel expenses	\$	300	0

Figure M.1. Captures d'écran de l'outil EcoWillow 2.0 (suite)

**ANNEXE N – ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES MÉTÉOROLOGIQUES À
LA PLANTATION DE SAULES ET À LA STATION DE L'ASSOMPTION
POUR L'ANNÉE 2016**

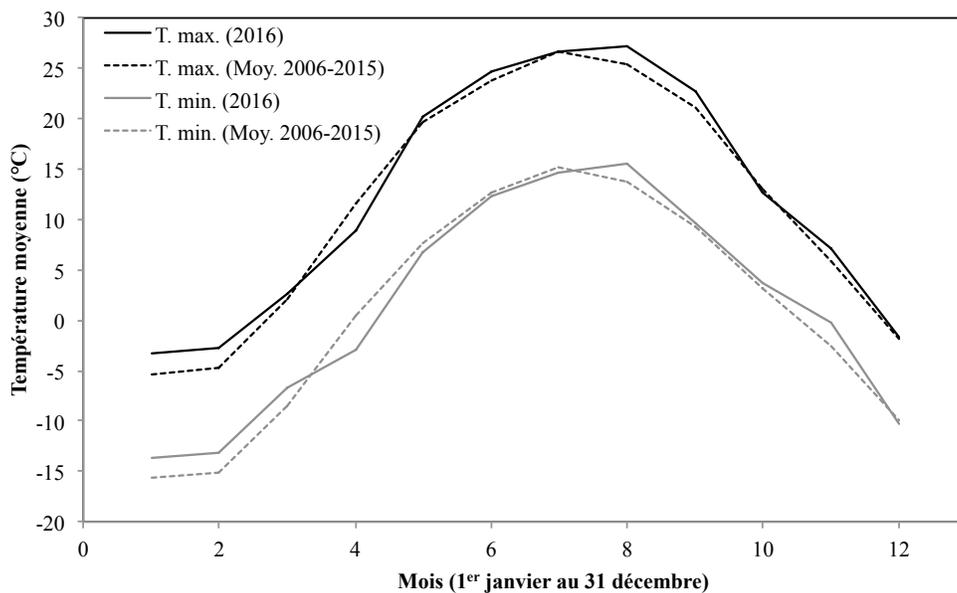


Figure N.1. T_{\min} et T_{\max} mensuelle moyenne à l'Assomption (2016 et 2006 à 2015)

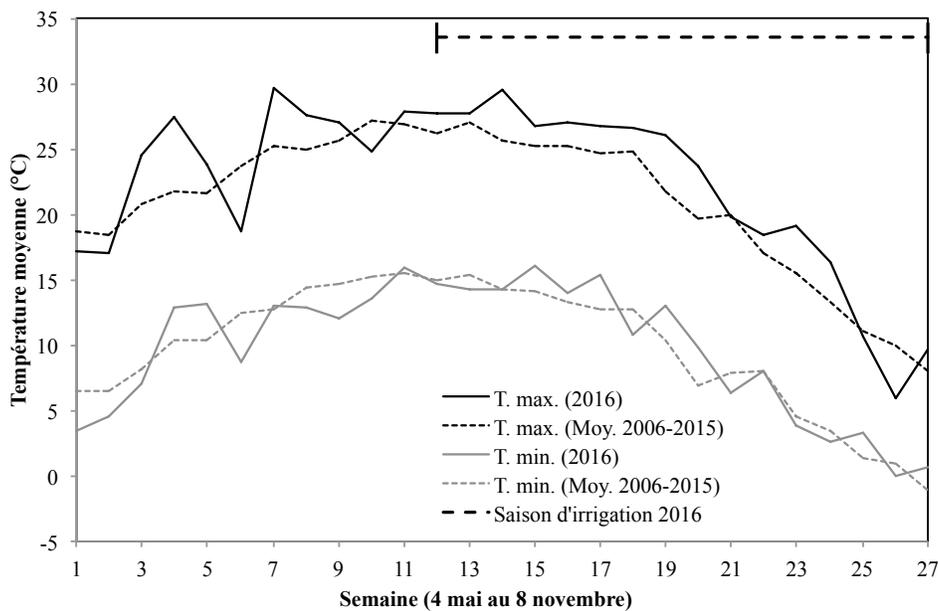


Figure N.2. T_{\min} et T_{\max} hebdomadaires moyennes à St-Roch-de-l'Achigan (2016) et l'Assomption (2006 à 2015)

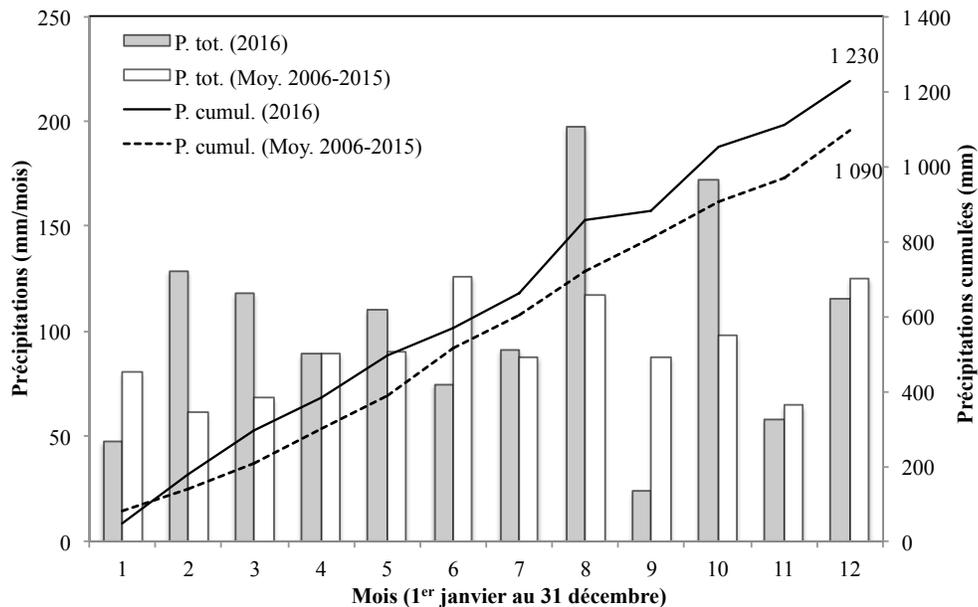


Figure N.3. HR_{\min} et HR_{\max} mensuelle moyenne à l'Assomption (2016 et 2006 à 2015)

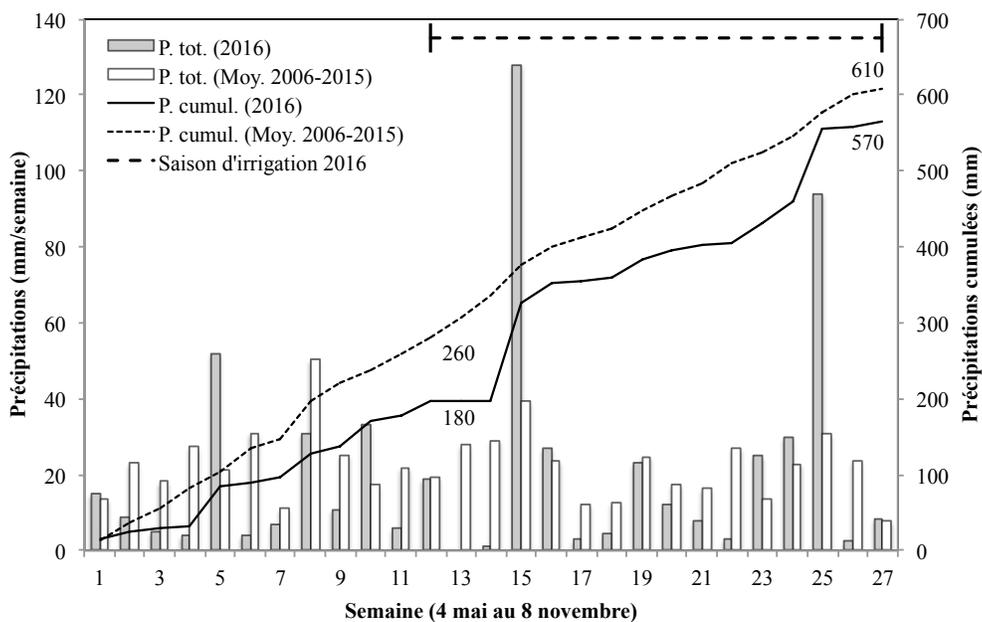


Figure N.4. Précipitations hebdomadaires moyennes et cumulatives à St-Roch-de-l'Achigan (2016) et l'Assomption (2006 à 2015)

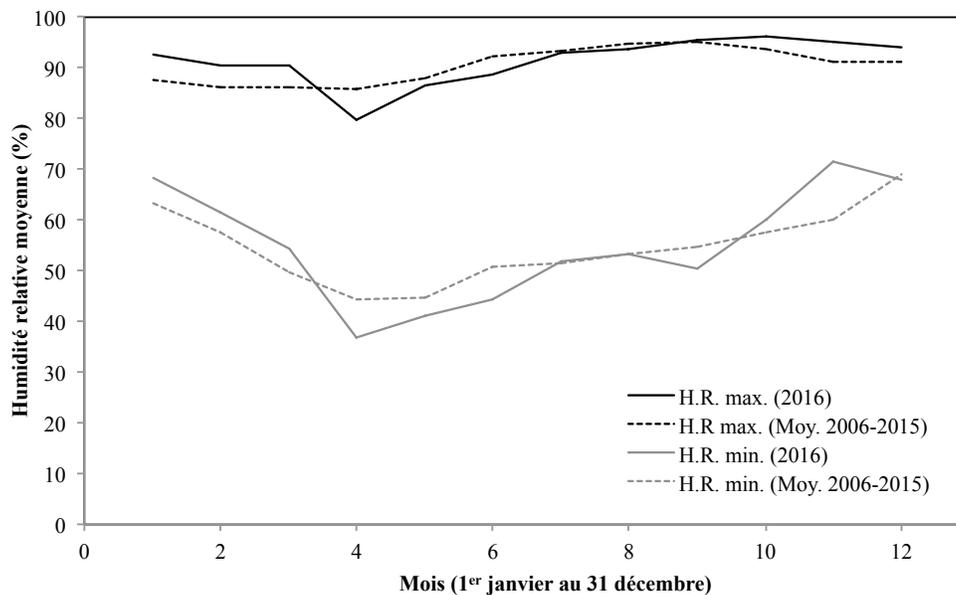


Figure N.5. Précipitations mensuelles moyennes et cumulatives à l'Assumption (2016 et 2006 à 2015)

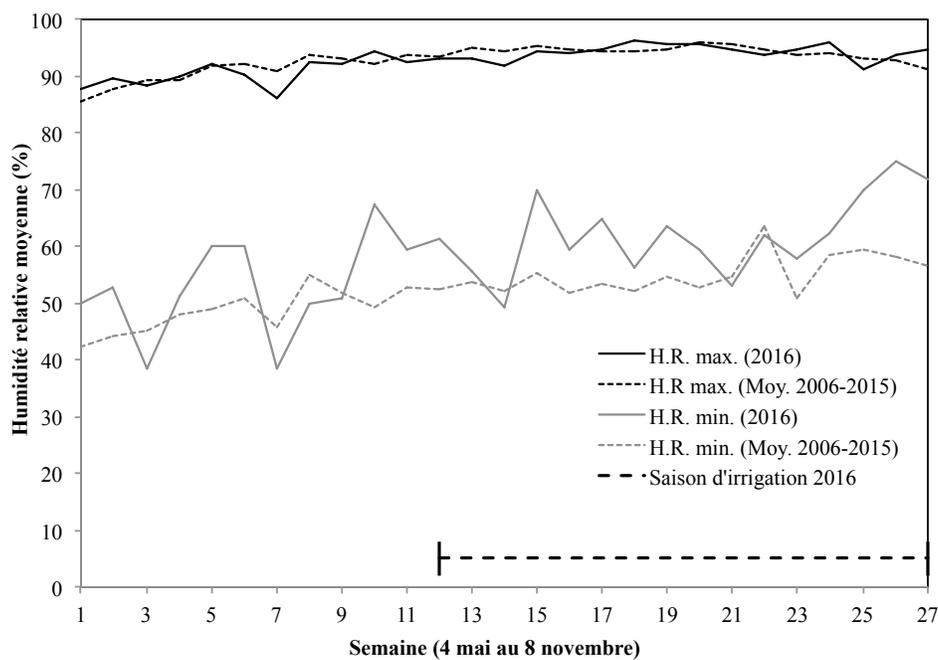


Figure N.6. HR_{\min} et HR_{\max} hebdomadaires moyennes à St-Roch-de-l'Achigan (2016) et l'Assumption (2006 à 2015)

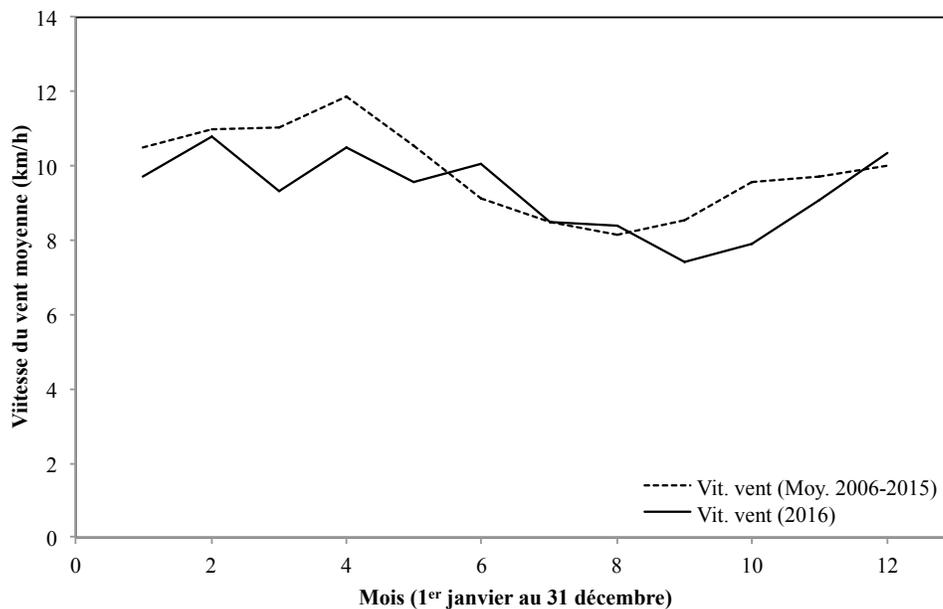


Figure N.7. Vitesse du vent mensuelle moyenne à l'Assomption (2016 et 2006 à 2015)

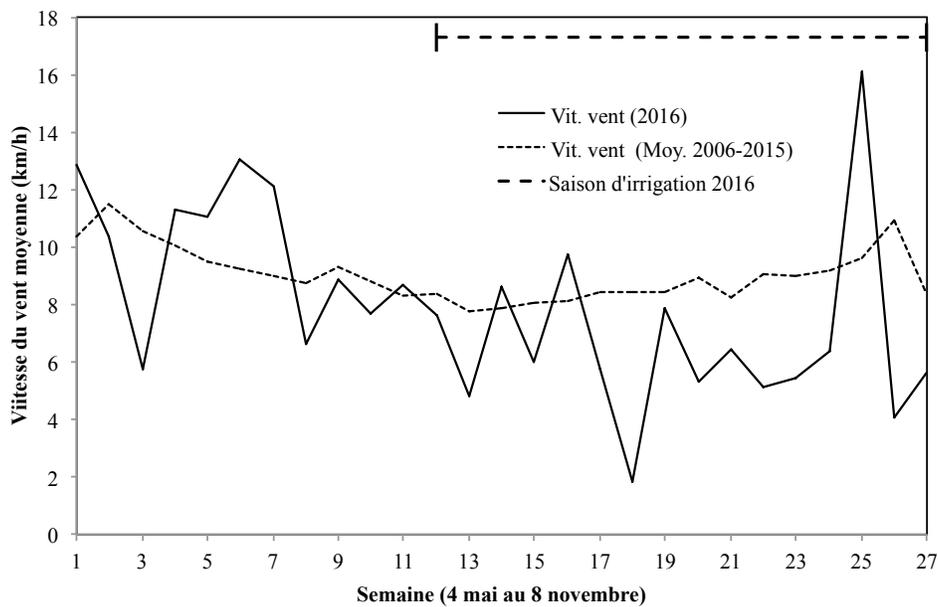


Figure N.8. Vitesse du vent hebdomadaire moyenne à St-Roch-de-l'Achigan (2016) et l'Assomption (2006 à 2015)

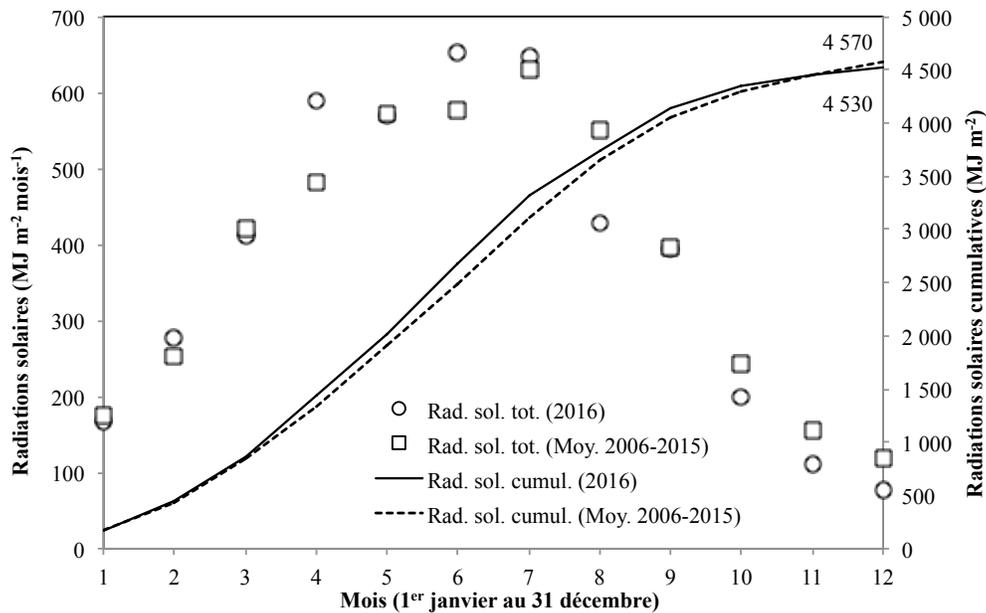


Figure N.9. Radiations solaires mensuelles moyennes et cumulatives à l'Assomption (2016 et 2006 à 2015)

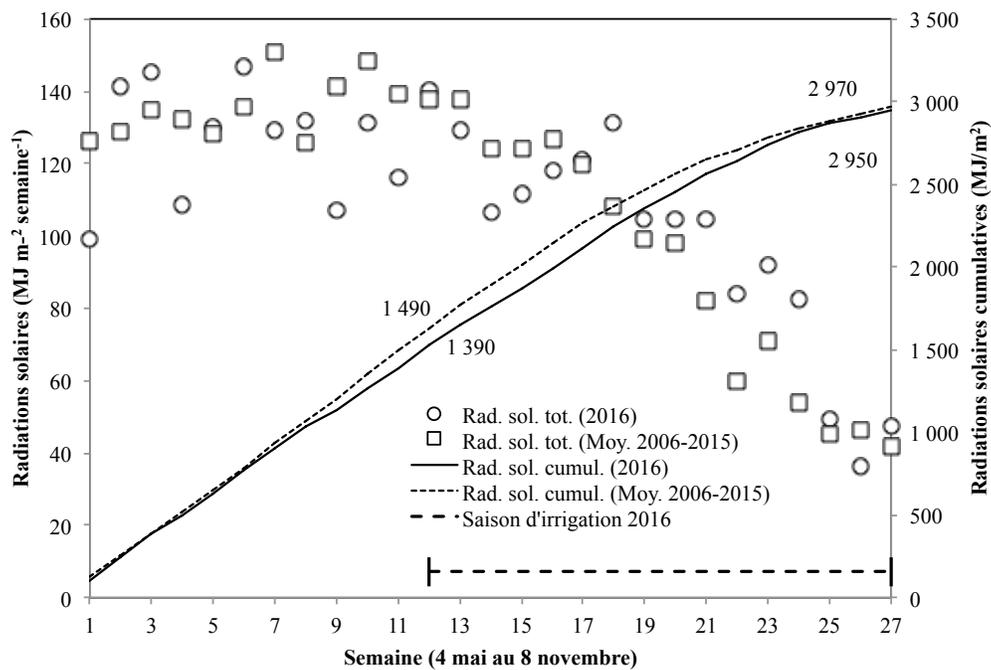


Figure N.10. Radiations solaires hebdomadaires moyennes et cumulatives à St-Roch-de-l'Achigan (2016) et l'Assomption (2006 à 2015)

ANNEXE O – BILANS HYDRIQUES PAR DEUX SEMAINES ET CUMULATIFS PAR DOSE

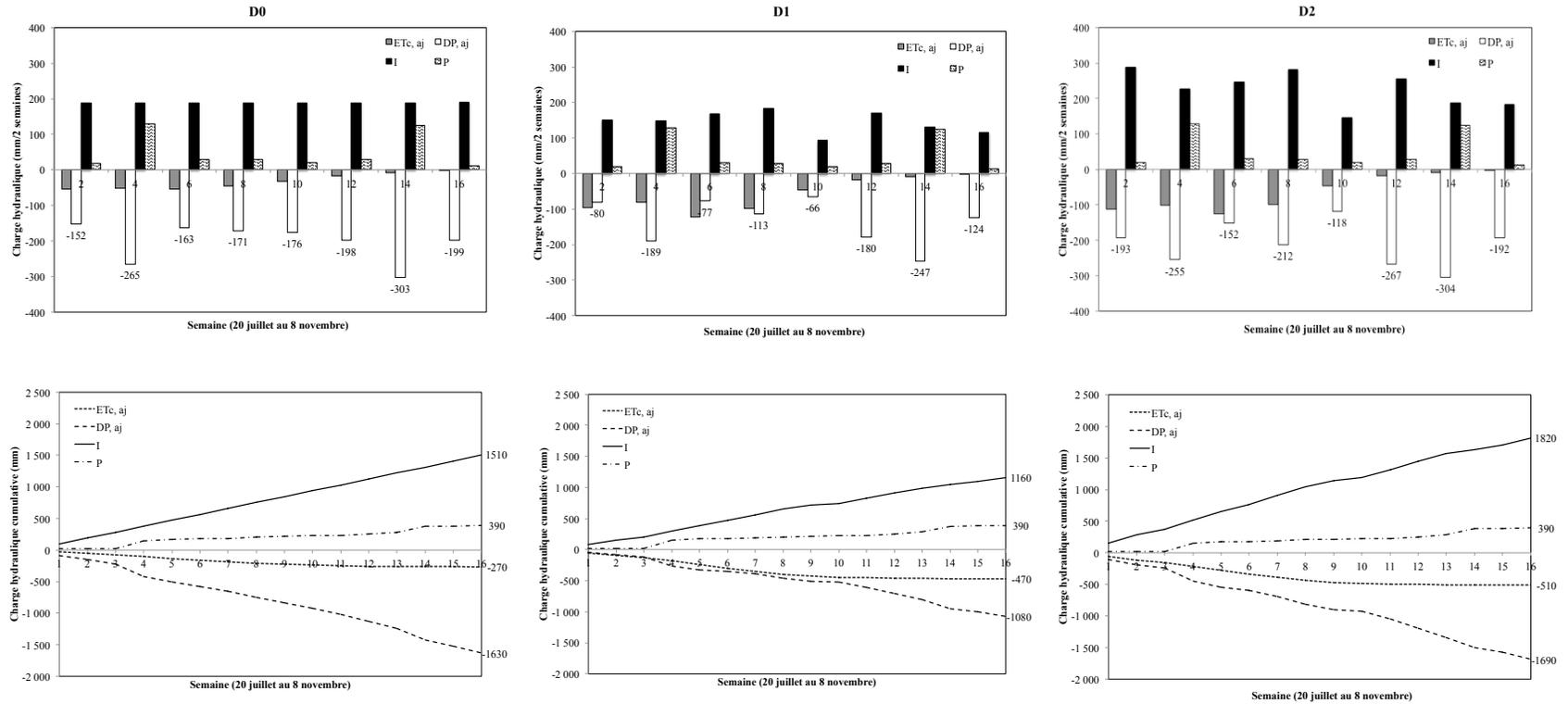


Figure O.1. Bilans hydriques par deux semaines (rang supérieur) et cumulatifs (rang inférieur) par dose

ANNEXE P – RÉSULTATS D'ANALYSES ET RATIOS DES ÉCHANTILLONS PRÉLEVÉS À L'AFFLUENT DE LA PLANTATION

Tableau P.1. Caractérisation et fractionnement de l'affluent de la plantation

Paramètre ¹	Unités	Semaine d'échantillonnage (20 juillet au 8 novembre 2016)								Moyenne	Écart type	Concentration typique ²		
		2	4	6	8	10	12	14	16			Faible	Moyenne	Forte
Physiques														
MES (Aff. Station) ³	mg/L	--	--	--	--	--	--	--	--	128 (n=13)	118	130	195	389
MES	mg/L	39	40	43	56	65	87	48	52	54	16			
MVES	mg/L	33	33	38	45	57	79	38	42	46	16	101	152	304
MIES	mg/L	6	6	5	12	7	8	11	10	8	2	29	43	86
Chimiques														
DBO ₅ (Aff. Station) ³	mg O ₂ /L	--	--	--	--	--	--	--	--	102 (n=4)	30			
DBO ₅	mg O ₂ /L	124	82	108	154	122	171	116	98	122	29	133	200	400
DCO (Aff. Station) ³	mg DCO /L	--	--	--	--	--	--	--	--	297 (n=13)	144			
DCO	mg DCO /L	229	150	198	283	225	315	214	180	224	53			
X _{DCO}	mg DCO /L	118	92	91	142	135	167	96	106	118	28			
DCO _f	mg DCO /L	111	59	108	141	90	148	118	74	106	31	--	--	--
S _{ij}	mg DCO/L	18	12	16	23	18	25	17	14	18	4	--	--	--
NT	mg N/L	43	23	31	26	32	43	30	24	30	7	23	35	69
NTK	mg N/L	43	23	31	26	32	43	29	24	31	8	23	35	69
N _{org}	mg N/L	13	6	5	6	13	19	11	5	9	5	10	14	29
NH ₄	mg N/L	30	18	25	20	19	24	19	19	20	3	14	20	41
NOx	mg N/L	--	<0,02	0,04	0,05	0,06	0,05	<0,10	--	0,05	0,03	0	0	0
TP (Aff. Station) ³	mg P/L	--	--	--	--	--	--	--	--	3,5 (n=3)	0,7			
TP	mg P/L	4,0	2,6	3,8	2,8	2,8	3,7	2,7	2,3	3,1	0,6	3,7	5,6	11
o-PO ₄	mg P/L	2,0	1,4	2,5	1,1	1,1	1,7	1,3	1,3	1,5	0,5	--	--	--
EC	dS/m	2,4	1,3	2,1	4,1	1,4	3,0	5,2	2,0	2,7	1,4	--	--	--
pH	--	7,4	7,7	7,9	7,7	7,8	7,6	7,7	7,8	7,7	0,2	--	--	--
Autres														
Ca	mg Ca/L	--	--	--	194	48	115	257	97	142	83	--	--	--
Mg	mg Mg/L	--	--	--	62	21	36	61	26	41	19	--	--	
K	mg K/L	--	--	--	20	13	13	12	9	13	4	11	16	32
Na	mg Na/L	--	--	--	--	192	413	623	256	371	192	--	--	--
SO ₄	mg S/L	--	--	--	21	34	40	33	43	34	8	8 ⁴	12 ⁴	24 ⁴
Cl	mg Cl/L	--	--	--	--	158	526	1200	--	628	528	39 ⁴	59 ⁴	118 ⁴

Notes :

¹ Valeurs en italique obtenues à partir de fractions typiques ou de la moyenne des fractions mesurées

² Valeur typique pour un affluent brute d'origine domestique (M&E-A, 2014)

³ Données mesurées à l'affluent de la StaRRE par les opérateurs de la station

⁴ Concentrations typiques sans la teneur de fond de l'eau potable

Tableau P.2. Ratios à l'affluent de la plantation

Fraction	Semaine d'échantillonnage (20 juillet au 8 novembre 2016)								Moyenne	Fraction typique ¹
	2	4	6	8	10	12	14	16		
DCO / NTK	5,4	6,4	6,5	10,9	7,0	7,4	7,3	7,6	7,3	--
DCO / TP	57	58	52	99	79	84	78	78	73,4	--
X _{DCO} / MVES	3,6	2,7	2,4	3,2	2,4	2,1	2,6	2,5	2,7	1,6
X _{DCO} / DCO	0,52	0,61	0,46	0,50	0,60	0,53	0,45	0,59	0,53	0,37
DCO _f / DCO	0,48	0,39	0,54	0,50	0,40	0,47	0,55	0,41	0,47	0,63
DBO : NTK (C:N)	2,9	3,5	3,5	5,9	3,8	4,0	3,9	4,1	4,1	1,2 à 8 ²
DBO : TP (C:P)	31	31	28	54	43	46	43	43	39	--
NH ₄ / NTK	--	0,76	0,82	0,76	0,59	0,56	0,63	0,79	0,70	0,75
o-PO ₄ / PT	--	0,55	0,65	0,40	0,38	0,46	0,49	0,58	0,50	0,75
DCO / DBO ₅	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1,84
DCO _B / DBO ₅	--	--	--	--	--	--	--	--	--	1,6
S _U / DCO	--	--	--	--	--	--	--	--	--	0,08

Notes :

¹ Sauf indication contraire, fractions typiques d'un effluent primaire tirées de Biowin (EnviroSim, 2015)

² Fraction typique d'un effluent primaire tirée de US EPA (2006)

ANNEXE Q – RÉSULTATS D'ANALYSES DES ÉCHANTILLONS PRÉLEVÉS AUX LYSIMÈTRES

Tableau Q.1. Résultats bruts de DCO des échantillons prélevés aux lysimètres

Profondeur du lysim. / Dose / Parcelle / Id. du lysim.	Concentration de DCO (mg DCO/L) selon le numéro de semaine							
	2	4	6	8	10	12	14	16
60 cm								
Moyenne D0	28	25	20	19	16	12	11	13
Moyenne D0-1	10	9	7	8	10	6	7	9
D0-1-1	9	8	5	4	8	3	7	10
D0-1-2	12	10	9	12	10	9	10	15
D0-1-3	v	v	v	v	13	v	6	2
Moyenne D0-2	33	26	17	12	13	8	11	14
D0-2-1	25	15	10	3	8	5	9	8
D0-2-2	24	24	28	19	13	13	14	13
D0-2-3	50	40	14	15	18	7	11	22
Moyenne D0-3	36	34	32	32	25	19	17	15
D0-3-1	26	27	30	35	20	14	13	13
D0-3-2	62	51	42	40	29	21	v	16
D0-3-3	19	26	25	21	26	22	21	16
Moyenne D1	28	19	16	19	23	20	17	27
Moyenne D1-1	38	23	17	20	22	21	15	48
D1-1-1	39	27	19	20	21	23	21	28
D1-1-2	v	20	v	22	24	26	11	62
D1-1-3	37	23	14	19	22	16	14	56
Moyenne D1-2	26	18	17	19	23	20	20	18
D1-2-1	28	17	10	18	21	19	18	14
D1-2-2	30	27	36	24	32	25	27	23
D1-2-3	22	11	6	14	17	15	14	18
Moyenne D1-3	22	15	14	17	23	20	17	16
D1-3-1	14	19	14	19	20	20	19	18
D1-3-2	v	14	v	v	29	v	v	21
D1-3-3	30	14	14	16	19	21	15	9
Moyenne D2	27	18	22	26	25	22	20	18
Moyenne D2-1	21	18	16	22	19	22	19	19
D2-1-1	15	10	14	19	17	18	17	20
D2-1-2	36	32	23	29	24	30	25	26
D2-1-3	14	12	12	18	16	18	17	11
Moyenne D2-2	24	17	25	33	29	20	18	19
D2-2-1	16	14	28	39	32	19	19	20
D2-2-2	39	28	20	25	24	23	20	20
D2-2-3	18	9	28	37	33	19	17	17

Tableau Q.1. Résultats bruts de DCO des échantillons prélevés aux lysimètres (suite)

Moyenne D2-3	34	21	25	20	28	23	21	18
D2-3-1	26	20	32	v	26	23	25	21
D2-3-2	39	20	24	24	36	25	21	15
D2-3-3	39	22	18	16	23	23	18	18
20 et 40 cm								
D0-2-2-20	36	38	v	v	40	v	v	31
D0-2-2-40	23	v	22	35	31	24	v	13
D1-2-2-20	25	36	53	25	29	23	v	19
D1-2-2-40	22	19	21	23	19	21	v	26
D2-2-1-20	35	49	22	21	22	25	22	18
D2-2-1-40	48	31	29	31	26	24	22	21

Note :

v : Lysimètre vide, aucun échantillon prélevé

Tableau Q.2. Résultats bruts de NTK des échantillons prélevés aux lysimètres

Profondeur du lysi. / Dose / Parcelle / Id. du lysi.	Concentration de NTK (mg N/L) selon le numéro de semaine							
	2	4	6	8	10	12	14	16
60 cm								
Moyenne D0	1,0	0,5	0,8	0,5	0,5	0,5	0,5	0,7
Moyenne D0-1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,6	0,5	0,5	0,9
D0-1-1	0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,7	< 0,5	< 0,5	< 0,56
D0-1-2	< 0,55	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1,0
D0-1-3	v	v	v	v	0,6	v	< 0,5	1,1
Moyenne D0-2	1,2	0,5	0,9	0,5	0,5	0,5	0,6	0,5
D0-2-1	1,2	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
D0-2-2	1,0	< 0,5	1,3	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
D0-2-3	1,4	< 0,5	0,8	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,7	< 0,5
Moyenne D0-3	1,1	0,6	1,0	0,5	0,5	0,5	0,5	0,8
D0-3-1	0,9	< 0,5	0,8	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,54
D0-3-2	1,5	< 0,5	0,6	< 0,5	< 0,5	< 0,5	v	1,1
D0-3-3	0,8	0,7	1,5	< 0,5	0,6	0,6	< 0,5	< 0,58
Moyenne D1	1,1	0,6	0,671	0,5	0,55	0,5	0,6	0,7
Moyenne D1-1	1,1	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,7
D1-1-1	1,1	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,7
D1-1-2	v	0,6	v	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,8
D1-1-3	1,2	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	0,7
Moyenne D1-2	1,1	0,5	0,7	0,6	0,6	0,6	0,6	0,9
D1-2-1	1,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
D1-2-2	1,2	0,6	1,0	< 0,5	0,8	0,7	0,7	1,0
D1-2-3	0,8	< 0,5	0,7	0,7	< 0,5	< 0,5	< 0,5	1,0

Tableau Q.3. Résultats bruts de NH₄ des échantillons prélevés aux lysimètres (suite)

Moyenne D0-3	< 0,05							
D0-3-1	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
D0-3-2	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	v	< 0,05
D0-3-3	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Moyenne D1	< 0,05							
Moyenne D1-1	< 0,05							
D1-1-1	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
D1-1-2	v	< 0,05	v	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
D1-1-3	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Moyenne D1-2	< 0,05							
D1-2-1	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
D1-2-2	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
D1-2-3	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Moyenne D1-3	< 0,05							
D1-3-1	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
D1-3-2	v	< 0,05	v	v	< 0,05	v	v	< 0,05
D1-3-3	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Moyenne D2	< 0,05	0,16	1,66	2,86	0,14	0,10	< 0,05	0,06
Moyenne D2-1	< 0,05	0,22	< 0,05					
D2-1-1	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
D2-1-2	< 0,05	0,55	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
D2-1-3	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Moyenne D2-2	< 0,05	0,21	4,78	7,53	0,31	< 0,05	< 0,05	< 0,05
D2-2-1	< 0,05	< 0,05	6,87	9,75	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
D2-2-2	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
D2-2-3	< 0,05	0,53	7,41	12,80	0,82	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Moyenne D2-3	< 0,05	< 0,05	0,15	< 0,05	< 0,05	0,20	< 0,05	0,07
D2-3-1	v	< 0,05	< 0,05	v	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
D2-3-2	< 0,05	< 0,05	0,36	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
D2-3-3	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,51	< 0,05	0,12
20 et 40 cm								
D0-2-2-20	< 0,05	< 0,05	v	v	< 0,05	v	v	< 0,05
D0-2-2-40	< 0,05	v	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	v	< 0,05
D1-2-2-20	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	v	< 0,05
D1-2-2-40	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	v	< 0,05
D2-2-1-20	v	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
D2-2-1-40	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05

Notes :

Moyennes par doses et par parcelles calculées à l'aide des valeurs de limite de détection lorsque applicable

v : Lysimètre vide, aucun échantillon prélevé

Tableau Q.4. Résultats bruts de NOx des échantillons prélevés aux lysimètres

Profondeur du lysi. / Dose / Parcelle / Id. du lysi.	Concentration de NOx (mg N/L) selon le numéro de semaine ¹							
	2	4	6	8	10	12	14	16
60 cm								
Moyenne D0	0,15	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02	0,10	0,10
Moyenne D0-1	0,14	0,04	0,04	0,02	0,02	0,02	0,10	0,10
D0-1-1	0,18	0,03	0,03	0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,10	< 0,10
D0-1-2	0,09	0,05	0,04	0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,10	< 0,10
D0-1-3	v	v	v	v	< 0,02	v	< 0,10	< 0,10
Moyenne D0-2	0,09	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02	0,10	0,10
D0-2-1	0,19	0,03	0,04	0,03	0,03	< 0,02	< 0,10	< 0,10
D0-2-2	0,03	0,02	0,03	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,10	< 0,10
D0-2-3	0,06	< 0,02	0,03	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,10	< 0,10
Moyenne D0-3	0,21	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,10	0,10
D0-3-1	0,49	0,03	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,10	< 0,10
D0-3-2	0,12	< 0,02	0,03	< 0,02	< 0,02	< 0,02	v	< 0,10
D0-3-3	< 0,02	0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,10	< 0,10
Moyenne D1	1,41	0,49	0,26	2,46	2,07	1,79	2,05	0,18
Moyenne D1-1	0,30	0,34	0,15	0,16	0,06	0,99	0,10	0,20
D1-1-1	0,32	0,03	< 0,02	< 0,02	0,02	< 0,02	< 0,10	< 0,10
D1-1-2	v	0,80	v	0,28	0,03	2,41	< 0,10	< 0,10
D1-1-3	0,28	0,19	0,27	0,18	0,13	0,54	< 0,10	0,40
Moyenne D1-2	1,43	0,04	0,13	2,16	1,97	1,30	3,50	0,10
D1-2-1	0,08	0,05	0,04	0,10	0,19	0,04	< 0,10	< 0,10
D1-2-2	4,07	0,03	0,32	5,91	5,67	3,83	10,30*	< 0,10
D1-2-3	0,15	0,03	< 0,02	0,48	0,05	< 0,02	< 0,10	< 0,10
Moyenne D1-3	2,49	1,09	0,57	6,34	4,19	3,74	2,80	0,23
D1-3-1	0,91	0,30	0,41	12,30*	10,00*	7,31	5,50	0,50
D1-3-2	v	< 0,02	v	v	2,21	v	v	< 0,10
D1-3-3	4,07	2,94	0,73	0,38	0,36	0,17	< 0,10	< 0,10
Moyenne D2	2,06	1,36	0,99	4,33	6,83	6,08	3,10	1,01
Moyenne D2-1	0,71	0,22	0,32	0,05	0,37	0,29	1,00	1,27
D2-1-1	0,20	0,07	0,06	0,11	0,16	0,55	2,30	3,60
D2-1-2	< 0,02	0,55	0,88	< 0,02	0,81	0,31	0,60	< 0,10
D2-1-3	1,91	0,04	< 0,02	0,03	0,14	< 0,02	< 0,10	< 0,10
Moyenne D2-2	0,18	0,71	0,12	6,27	13,02	10,97	2,60	0,63
D2-2-1	0,29	0,80	0,23	15,90*	22,50*	13,50*	2,60	0,20
D2-2-2	0,07	0,05	0,03	0,05	0,05	< 0,02	< 0,10	< 0,10
D2-2-3	0,19	1,27	0,09	2,85	16,50*	19,40*	5,10	1,60
Moyenne D2-3	6,91	3,14	2,54	7,83	7,10	6,99	5,70	1,12
D2-3-1	v	3,69	0,75	v	0,07	0,52	< 0,10	< 0,10
D2-3-2	7,66	1,66	1,31	4,85	5,72	7,34	5,10	2,47
D2-3-3	6,16	4,07	5,56	10,80*	15,50*	13,10*	11,90*	0,80

Tableau Q.4. Résultats bruts de NOx des échantillons prélevés aux lysimètres (suite)

20 et 40 cm								
D0-2-2-20	< 0,02	< 0,02	v	v	< 0,02	v	v	0,10
D0-2-2-40	0,04	v	0,03	< 0,02	< 0,02	< 0,02	v	0,10
D1-2-2-20	0,04	< 0,02	< 0,02	0,21	0,06	0,06	v	0,10
D1-2-2-40	0,26	0,03	0,03	0,14	0,21	0,04	v	0,10
D2-2-1-20	v	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,02	0,03	0,10	0,20
D2-2-1-40	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0,02	0,10	0,10

Notes :

Moyennes par doses et par parcelles calculées à l'aide des valeurs de limite de détection lorsque applicable

v : Lysimètre vide, aucun échantillon prélevé

* Concentrations supérieures à la norme de 10 mg N/L prescrite par Règlement sur la qualité de l'eau potable du QC

Tableau Q.5. Résultats bruts de PT des échantillons prélevés aux lysimètres

Profondeur du lys. / Dose / Parcelle / Id. du lys.	Concentration de PT (mg P/L) selon le numéro de semaine							
	2	4	6	8	10	12	14	16
60 cm								
Moyenne D0	0,12	0,09	0,08	0,07	0,06	0,09	0,05	--
Moyenne D0-1	0,10	0,10	0,08	0,10	0,06	0,08	0,05	--
D0-1-1	0,10	0,11	0,08	0,09	0,07	0,08	< 0,05	--
D0-1-2	0,10	0,09	0,08	0,11	0,06	0,08	< 0,05	--
D0-1-3	v	v	v	v	0,06	v	< 0,05	--
Moyenne D0-2	0,14	0,08	0,08	0,06	0,06	0,11	0,05	--
D0-2-1	0,17	0,08	0,08	0,06	0,06	0,07	< 0,05	--
D0-2-2	0,10	0,08	0,08	0,06	0,06	0,09	< 0,05	--
D0-2-3	0,14	0,08	0,08	0,06	0,07	0,16	< 0,05	--
Moyenne D0-3	0,11	0,09	0,09	0,06	0,07	0,07	0,05	--
D0-3-1	0,10	0,08	0,08	0,06	0,05	0,09	< 0,05	--
D0-3-2	0,14	0,11	0,10	0,06	0,07	0,07	v	--
D0-3-3	0,10	0,07	0,08	0,06	0,07	0,06	< 0,05	--
Moyenne D1	0,12	0,08	0,08	0,06	0,06	0,06	0,05	--
Moyenne D1-1	0,16	0,08	0,08	0,06	0,06	0,06	0,05	--
D1-1-1	0,14	0,07	0,08	0,05	0,07	0,06	< 0,05	--
D1-1-2	v	0,08	v	0,06	0,06	0,07	< 0,05	--
D1-1-3	0,18	0,08	0,08	0,06	0,06	0,06	< 0,05	--
Moyenne D1-2	0,11	0,08	0,07	0,06	0,06	0,06	0,05	--
D1-2-1	0,12	0,08	0,06	0,06	0,06	0,06	< 0,05	--
D1-2-2	0,11	0,09	0,08	0,06	0,06	0,06	< 0,05	--
D1-2-3	0,09	0,07	0,08	0,06	0,07	0,06	< 0,05	--
Moyenne D1-3	0,11	0,08	0,08	0,07	0,07	0,06	0,05	--
D1-3-1	0,10	0,08	0,07	0,05	0,05	0,05	< 0,05	--
D1-3-2	v	0,09	v	v	0,10	v	v	--
D1-3-3	0,11	0,08	0,08	0,08	0,06	0,06	< 0,05	--

Tableau Q.6. Résultats bruts d'o-PO₄ des échantillons prélevés aux lysimètres (suite)

Moyenne D1	0,03	0,02	0,01	0,01	0,04	0,02	0,01	0,01
Moyenne D1-1	0,03	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01
D1-1-1	0,04	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01
D1-1-2	v	0,02	v	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01
D1-1-3	0,02	0,01	0,01	0,01	0,03	0,02	0,01	0,01
Moyenne D1-2	0,02	0,01	0,02	0,01	0,07	0,02	0,01	0,01
D1-2-1	0,04	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01
D1-2-2	0,02	0,02	0,02	0,01	0,18	0,02	0,01	0,01
D1-2-3	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Moyenne D1-3	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
D1-3-1	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
D1-3-2	v	0,02	v	v	0,02	v	v	0,01
D1-3-3	0,03	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01
Moyenne D2	0,03	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01
Moyenne D2-1	0,04	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01
D2-1-1	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
D2-1-2	0,10	0,02	0,03	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01
D2-1-3	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Moyenne D2-2	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01
D2-2-1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,03	0,02	0,01	0,01
D2-2-2	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01
D2-2-3	0,02	< 0,002	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01
Moyenne D2-3	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01
D2-3-1	v	0,02	0,02	v	0,02	0,02	0,01	0,01
D2-3-2	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01
D2-3-3	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01	0,01
20 et 40 cm								
D0-2-2-20	0,04	0,02	v	v	0,02	v	v	0,01
D0-2-2-40	0,04	v	0,02	0,01	0,02	0,02	v	0,01
D1-2-2-20	0,16	0,04	0,06	0,04	0,03	0,03	v	0,01
D1-2-2-40	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	v	0,01
D2-2-1-20	v	0,03	0,02	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01
D2-2-1-40	0,02	0,02	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01

Notes :

Moyennes par doses et par parcelles calculées à l'aide des valeurs de limite de détection lorsque applicable

v : Lysimètre vide, aucun échantillon prélevé

Tableau Q.7. Résultats bruts de pH des échantillons prélevés aux lysimètres

Profondeur du lysim. / Dose / Parcelle / Id. du lysim.	pH selon le numéro de semaine							
	2	4	6	8	10	12	14	16
60 cm								
Moyenne D0	7,1	7,2	6,9	7,0	7,0	6,9	6,7	6,9
Moyenne D0-1	6,8	7,0	6,6	6,7	6,9	6,6	6,5	7,0
D0-1-1	6,8	7,2	6,8	6,7	6,8	6,6	6,6	7,5
D0-1-2	6,8	6,7	6,5	6,6	6,5	6,5	6,5	6,4
D0-1-3	v	v	v	v	7,4	v	6,4	7,1
Moyenne D0-2	7,4	7,3	6,9	7,0	7,1	6,9	6,9	6,8
D0-2-1	7,1	7,1	6,9	6,8	6,9	6,8	6,8	6,8
D0-2-2	7,9	7,4	6,9	7,0	7,0	6,9	6,9	6,7
D0-2-3	7,2	7,4	7,1	7,3	7,2	7,1	7,0	7,0
Moyenne D0-3	7,1	7,4	7,2	7,3	7,0	7,0	6,8	6,8
D0-3-1	6,9	7,3	7,1	7,2	7,0	7,0	6,9	6,7
D0-3-2	7,2	7,6	7,5	7,7	7,2	7,3	v	6,9
D0-3-3	7,1	7,1	6,9	7,0	6,9	6,9	6,8	6,8
Moyenne D1	6,9	7,1	6,9	7,1	7,2	6,9	6,7	6,8
Moyenne D1-1	7,0	7,3	6,9	7,1	7,2	7,0	6,9	7,2
D1-1-1	6,9	7,5	7,3	7,3	7,3	7,1	6,6	7,7
D1-1-2	v	7,2	v	7,1	7,2	6,9	6,8	6,8
D1-1-3	7,0	7,4	6,5	7,1	7,2	7,1	7,1	7,1
Moyenne D1-2	7,0	6,9	6,7	7,0	7,0	6,7	6,4	6,3
D1-2-1	6,9	6,9	6,8	6,7	6,9	6,7	6,4	6,2
D1-2-2	6,9	7,1	7,0	7,6	7,2	7,0	6,8	6,6
D1-2-3	7,1	6,8	6,5	6,6	6,8	6,4	6,1	6,1
Moyenne D1-3	6,9	7,1	7,1	7,2	7,5	6,9	6,8	7,0
D1-3-1	6,8	7,0	7,2	7,3	6,9	6,8	6,8	6,6
D1-3-2	v	7,1	v	v	8,1	v	v	7,5
D1-3-3	6,9	7,1	7,0	7,0	7,6	6,9	6,8	6,8
Moyenne D2	6,8	7,1	6,8	7,2	7,1	6,8	6,7	6,7
Moyenne D2-1	6,8	7,0	6,7	7,0	6,7	6,3	6,3	6,3
D2-1-1	6,8	6,8	7,2	7,2	6,9	6,1	6,3	5,7
D2-1-2	6,7	6,9	6,4	7,4	6,5	6,6	6,4	6,7
D2-1-3	6,9	7,3	6,5	6,5	6,6	6,3	6,3	6,5
Moyenne D2-2	6,7	6,9	6,7	7,5	7,1	7,0	6,8	6,8
D2-2-1	6,6	6,6	6,7	6,9	7,2	6,9	6,8	6,9
D2-2-2	6,8	7,3	6,8	7,1	7,1	7,1	6,9	6,7
D2-2-3	6,6	6,8	6,6	8,4	7,1	6,9	6,8	6,9
Moyenne D2-3	7,0	7,3	7,0	7,1	7,4	7,2	7,1	6,9
D2-3-1	6,9	7,4	7,3	v	7,6	7,2	7,5	7,3
D2-3-2	7,1	7,1	6,9	7,0	7,2	7,1	6,9	6,5
D2-3-3	6,9	7,4	6,9	7,2	7,3	7,2	6,9	6,9

Tableau Q.7. Résultats bruts de pH des échantillons prélevés aux lysimètres (suite)

20 et 40 cm								
D0-2-2-20	8,7	7,7	v	v	7,9	v	v	7,5
D0-2-2-40	7,3	v	7,0	7,2	7,1	7,2	v	7,0
D1-2-2-20	7,0	7,3	7,7	7,6	7,7	7,5	v	7,5
D1-2-2-40	7,0	7,1	7,1	7,3	7,2	7,0	v	7,2
D2-2-1-20	6,9	7,9	7,5	7,4	7,6	7,8	7,4	7,6
D2-2-1-40	6,8	7,2	6,9	7,3	7,3	7,0	7,2	7,3

Note :

v : Lysimètre vide, aucun échantillon prélevé

Tableau Q.8. Résultats bruts d'électroconductivité des échantillons prélevés aux lysimètres

Profondeur du lys. / Dose / Parcelle / Id. du lys.	Électroconductivité (dS/m) selon le numéro de semaine							
	2	4	6	8	10	12	14	16
60 cm								
Moyenne D0	0,69	0,53	0,44	0,44	0,32	0,40	0,26	0,29
Moyenne D0-1	0,48	0,37	0,28	0,28	0,21	0,28	0,22	0,28
D0-1-1	0,62	0,48	0,32	0,35	0,27	0,31	0,26	0,32
D0-1-2	0,33	0,26	0,24	0,22	0,17	0,24	0,23	0,28
D0-1-3	v	v	v	v	0,18	v	0,17	0,24
Moyenne D0-2	0,72	0,51	0,46	0,49	0,37	0,44	0,32	0,33
D0-2-1	0,65	0,54	0,48	0,42	0,28	0,39	0,35	0,36
D0-2-2	0,39	0,47	0,44	0,51	0,36	0,44	0,32	0,32
D0-2-3	1,10	0,51	0,46	0,53	0,48	0,48	0,28	0,29
Moyenne D0-3	0,81	0,66	0,54	0,50	0,38	0,44	0,24	0,26
D0-3-1	0,88	0,91	0,74	0,57	0,41	0,49	0,24	0,28
D0-3-2	1,31	0,78	0,61	0,67	0,51	0,56	v	0,27
D0-3-3	0,25	0,28	0,27	0,26	0,24	0,28	0,24	0,22
Moyenne D1	1,50	1,57	2,12	2,30	2,32	2,93	2,29	1,71
Moyenne D1-1	2,21	1,70	2,51	2,52	2,47	3,32	2,57	2,68
D1-1-1	2,50	1,86	2,59	2,63	2,31	3,03	2,05	2,53
D1-1-2	v	1,76	v	2,83	2,58	4,06	3,02	2,66
D1-1-3	1,92	1,50	2,43	2,09	2,51	2,88	2,65	2,86
Moyenne D1-2	1,15	1,63	1,81	2,28	2,12	2,63	2,11	1,57
D1-2-1	1,09	1,75	1,38	2,17	1,98	2,60	1,51	0,92
D1-2-2	1,61	1,76	2,75	2,64	2,79	2,86	2,59	1,75
D1-2-3	0,74	1,39	1,30	2,04	1,59	2,43	2,23	2,04
Moyenne D1-3	1,31	1,38	2,20	1,99	2,38	2,78	2,12	0,88
D1-3-1	1,18	1,64	3,18	1,95	2,28	2,88	2,37	1,44
D1-3-2	v	0,91	v	v	2,81	v	v	0,75
D1-3-3	1,44	1,58	1,22	2,02	2,04	2,68	1,87	0,45

Tableau Q.8. Résultats bruts d'électroconductivité des échantillons prélevés aux lysimètres (suite)

Moyenne D2	1,44	1,59	2,02	2,35	2,37	2,91	2,81	1,95
Moyenne D2-1	0,97	1,44	1,32	1,85	2,14	3,02	2,94	2,19
D2-1-1	0,57	1,21	1,42	1,69	1,54	2,63	2,82	2,57
D2-1-2	1,32	1,77	1,32	1,85	2,82	3,26	3,06	2,37
D2-1-3	1,01	1,32	1,20	2,01	2,05	3,16	2,95	1,63
Moyenne D2-2	1,51	1,64	2,61	2,78	2,43	2,71	3,12	2,30
D2-2-1	1,10	1,73	2,48	3,64	2,52	2,76	3,05	2,38
D2-2-2	2,10	1,87	2,71	2,55	2,68	2,55	3,32	1,99
D2-2-3	1,33	1,34	2,65	2,14	2,10	2,83	2,98	2,54
Moyenne D2-3	2,05	1,70	2,14	2,48	2,55	2,99	2,37	1,36
D2-3-1	v	1,72	1,55	v	1,98	2,88	1,39	0,26
D2-3-2	1,59	1,38	2,40	2,48	2,78	3,18	2,83	1,74
D2-3-3	2,51	2,00	2,48	2,47	2,90	2,91	2,89	2,09
20 et 40 cm								
D0-2-2-20	v	0,29	v	v	0,44	v	v	0,49
D0-2-2-40	0,26	v	0,29	0,44	0,41	0,45	v	0,33
D1-2-2-20	0,60	1,26	2,04	2,00	2,64	2,68	v	1,78
D1-2-2-40	0,65	1,10	1,03	1,85	2,33	2,90	v	1,34
D2-2-1-20	v	0,77	2,29	1,91	2,73	3,21	2,07	1,69
D2-2-1-40	1,01	0,81	2,01	2,34	2,50	3,93	2,88	1,90

Note :

v : Lysimètre vide, aucun échantillon prélevé

Charges à l'affluent et aux lysimètres

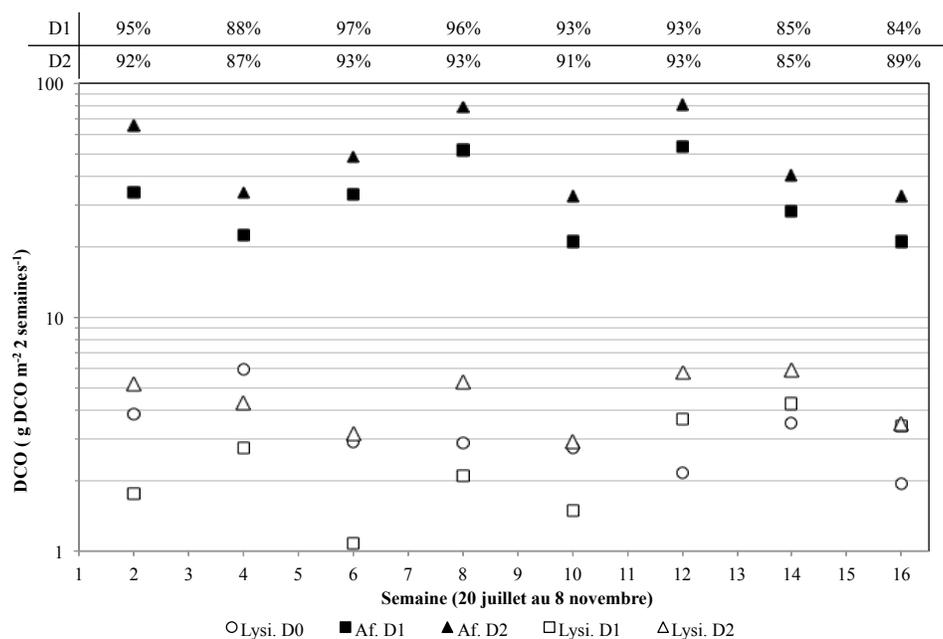


Figure Q.1. Charges de DCO à l'affluent et aux lysimètres de 60 cm et efficacité d'enlèvement (moyennes par dose)

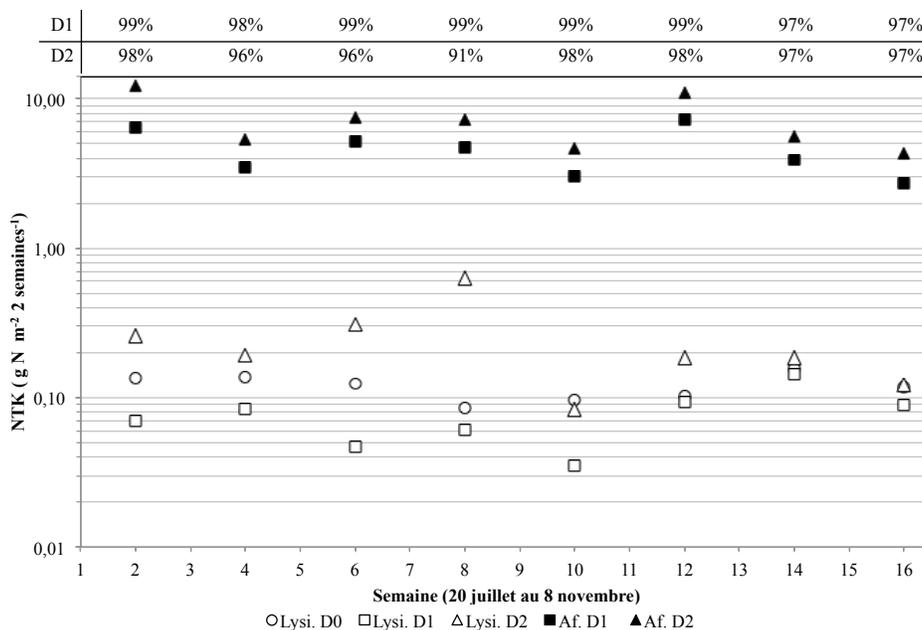


Figure Q.2. Charge de NTK à l'affluent aux lysimètres de 60 cm et efficacité d'enlèvement (moyennes par dose)

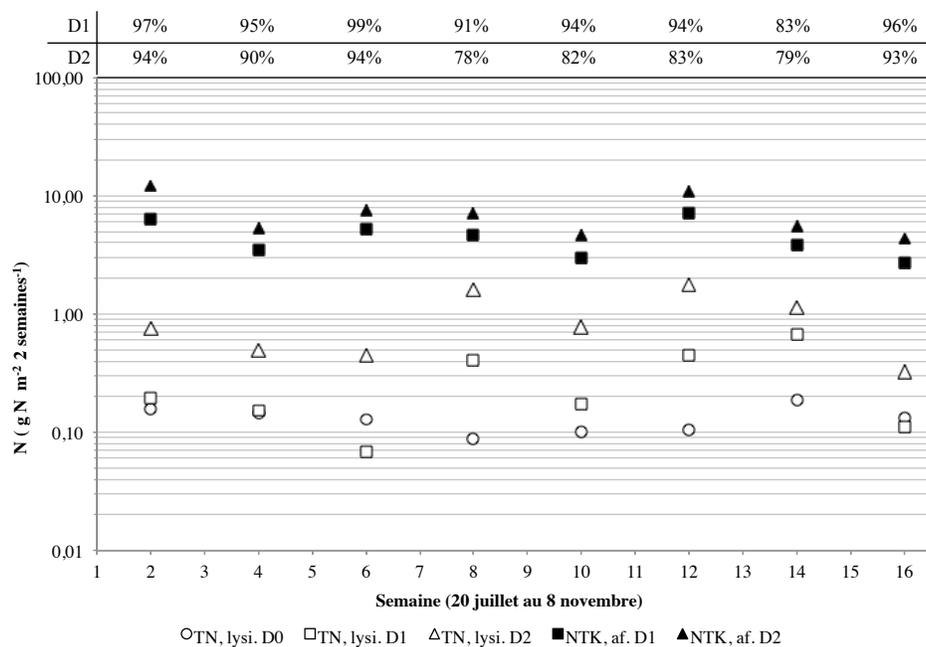


Figure Q.3. Charge de NTK à l'affluent et d'azote total aux lysimètres de 60 cm et efficacité d'enlèvement de l'azote total (moyennes par dose)

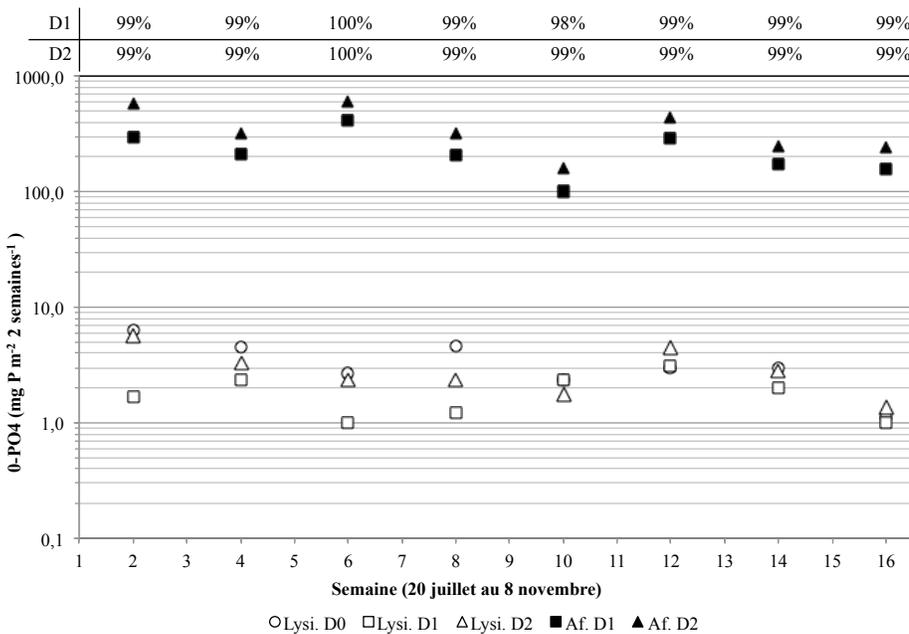


Figure Q.4. Charge d'orthophosphates à l'affluent aux lysimètres de 60 cm et efficacité d'enlèvement (moyennes par dose)

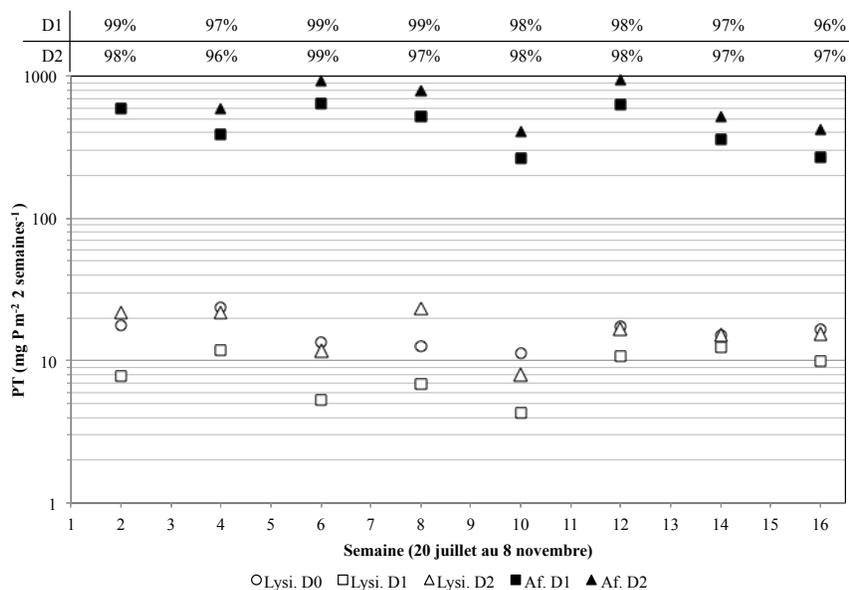


Figure Q.5. Charge de phosphore total à l'affluent aux lysimètres de 60 cm (moyennes par dose)

Concentration aux lysimètres de 20, 40 et 60 cm des parcelles D0-2, D1-2 et D2-2

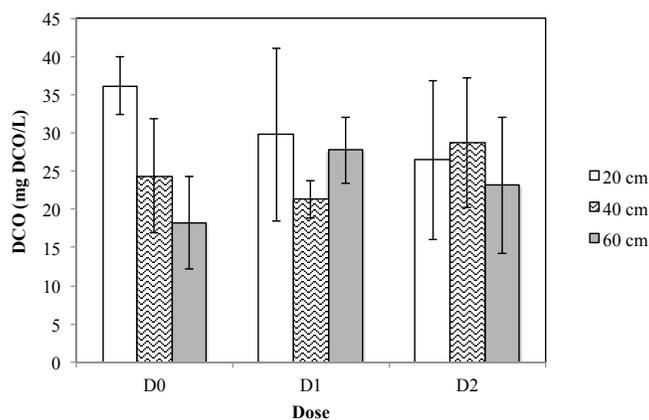


Figure Q.6. DCO aux lysimètres par profondeur, par dose (Moyennes de 2016 aux parcelles D0-2, D1-2 et D2-2)

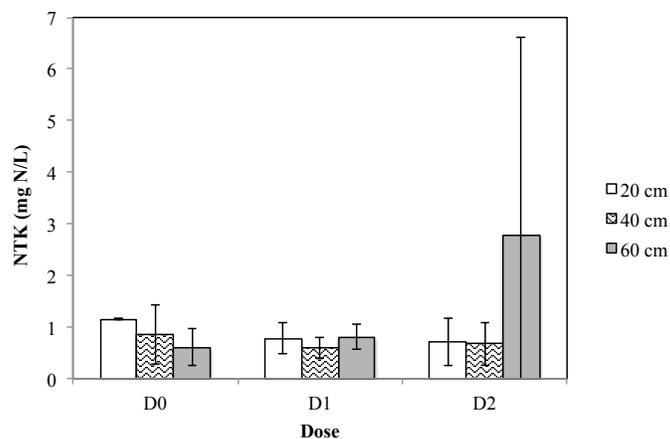


Figure Q.7. NTK aux lysimètres par profondeur, par dose (moyenne de 2016)

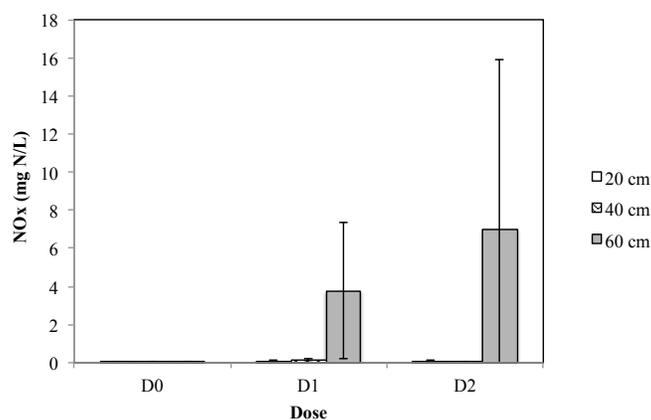


Figure Q.8. NOx aux lysimètres par profondeur, par dose (moyenne de 2016)

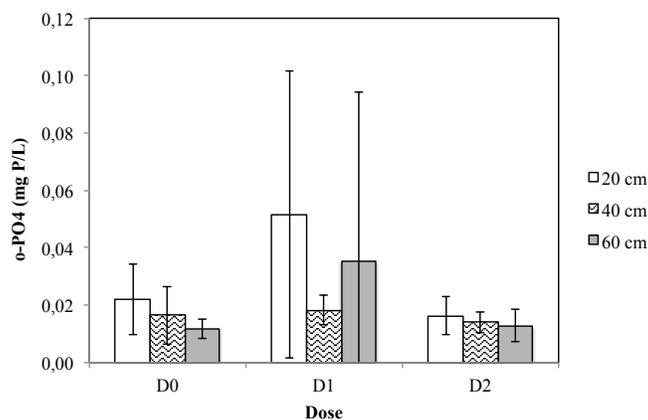


Figure Q.9. Orthophosphates aux lysimètres par profondeur, par dose (moyenne de 2016)

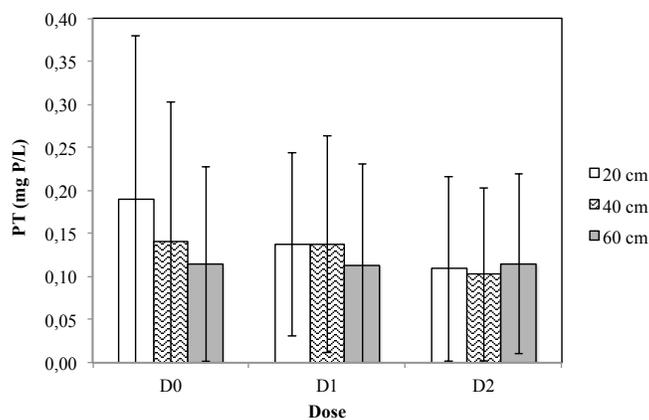


Figure Q.10. Phosphore total aux lysimètres par profondeur, par dose (moyenne de 2016)

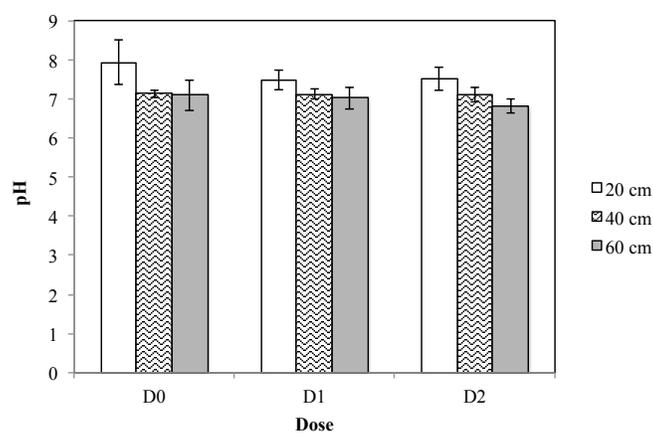


Figure Q.11. pH aux lysimètres par profondeur, par dose (moyenne de 2016)

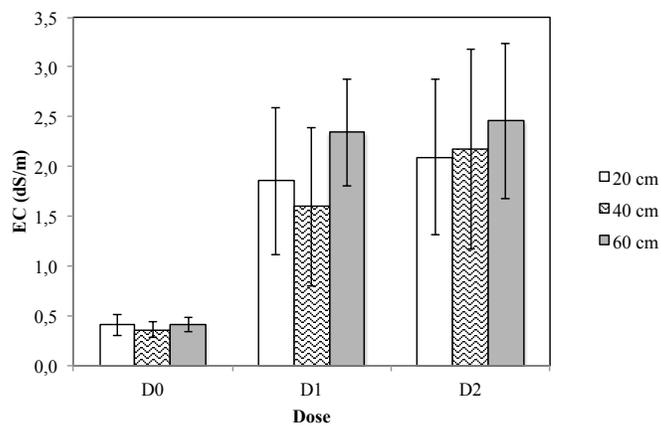


Figure Q.12. Électroconductivité aux lysimètres par profondeur, par dose (moyenne de 2016)

ANNEXE R – RÉSULTATS D'ANALYSES DES ÉCHANTILLONS PRÉLEVÉS AUX PUIITS D'OBSERVATION

Tableau R.1. Résultats d'analyse des échantillons prélevés aux puits d'observation

Paramètre	Unité	Date / Localisation du puits d'observation					
		26-oct-16			09-nov-16		
		D0-2	D1-2	D2-2	D0-2	D1-2	D2-2
DCO	mg DCO/L	13	17	14	10	12	12
DCO _f	mg DCO/L	13	14	13	9	11	10,5
pH	--	7,0	6,4	6,3	6,5	6,0	6,4
EC	dS/m	0,22	0,69	1,86	0,22	1,45	1,51
o-PO ₄	mg P/L	--	--	--	0,01	0,01	--
PT	mg P/L	--	--	--	<0,05	<0,05	<0,05
NTK	mg N/L	--	--	--	<0,20	<0,20	<0,20
NH ₄	mg N/L	--	--	--	<0,05	<0,05	<0,05

Note :

-- : Mesure non disponible

ANNEXE S – RÉSULTATS D'ANALYSES DES ÉCHANTILLONS DE SOL PRÉLEVÉS SUITE À LA SAISON D'IRRIGATION 2016

Tableau S.1. Résultats d'analyses brutes des échantillons de sol prélevés à la fin de la saison 2016

Profondeur / Parcelle (# échantillon)	Paramètre / Unité																
	MO	COT	NTK	NH ₄	NOx	PT	P _{assé}	Al	Fe	Indice P/(Al)	Indice P/(Al+Fe)	Ca	Mg	K	CEC	pH (CaCl ₂)	EC
	% de sol	% de sol	mg N/kg	mg N/kg	mg N/kg	mg P/kg	mg P/kg	mg Al/kg	mg Fe/kg	%	%	mg Ca/kg	mg Mg/kg	mg K/kg	cmol/kg	--	dS/m
20 cm																	
D0-1 (1)	3,2	0,9	1 204	0,9	0,1	999	96	1 152	332	8,3	6,5	537	39	24	3,1	5,6	0,09
D0-1 (2)	3,3	1,0	1 371	0,7	0,1	1 034	89	1 018	367	8,7	6,4	523	36	23	3,0	5,5	0,08
D0-1 (3)	3,2	0,7	1 231	0,5	0,1	1 012	82	1 007	373	8,2	6,0	575	32	26	3,2	5,4	0,08
D0-1 (4)	2,7	0,9	986	0,6	0,1	1 071	86	1 045	348	8,2	6,2	507	30	22	2,8	5,3	0,10
D0-1 (5)	3,1	0,7	1 335	0,5	0,1	1 014	82	1 148	298	7,1	5,7	544	37	19	3,1	0,0	0,07
D0-2 (1)	3,9	0,8	1 320	0,5	0,1	1 071	73	1 544	270	4,7	4,0	513	79	44	3,3	5,7	0,10
D0-2 (2)	3,6	0,9	1 341	0,5	0,1	1 046	82	1 401	378	5,9	4,6	545	63	24	3,3	5,6	0,10
D0-2 (3)	3,4	1,0	1 192	0,5	0,1	860	72	1 752	356	4,1	3,4	359	53	33	2,3	5,5	0,11
D0-2 (4)	3,5	1,0	1 332	0,5	0,1	1 036	78	1 493	385	5,2	4,2	579	80	20	3,6	5,8	0,10
D0-2 (5)	3,4	1,0	1 384	0,5	0,1	1 090	81	1 384	336	5,9	4,7	593	58	15	3,5	0,0	0,08
D0-3 (1)	3,9	1,2	1 439	0,5	0,1	1 353	76	1 300	259	5,9	4,9	732	99	61	4,6	5,7	0,11
D0-3 (2)	3,9	1,1	1 661	0,5	0,1	1 299	87	1 250	326	6,9	5,5	662	146	48	4,6	6,0	0,10
D0-3 (3)	3,8	1,1	1 623	0,6	0,1	1 425	117	1 155	300	10,1	8,0	527	122	77	3,8	5,6	0,11
D0-3 (4)	3,7	1,0	1 339	0,7	0,1	1 191	101	1 281	269	7,9	6,5	526	90	31	3,5	5,5	0,09
D0-3 (5)	3,8	1,2	1 509	0,5	0,1	1 212	83	1 219	250	6,8	5,7	666	161	36	4,8	0,0	0,08
D1-1 (1)	4,1	1,1	1 564	0,5	0,1	1 067	93	1 479	331	6,3	5,1	633	127	56	4,4	5,7	0,48
D1-1 (2)	3,7	1,1	1 339	0,5	0,1	995	84	1 212	305	6,9	5,5	699	70	21	4,1	5,8	0,43
D1-1 (3)	3,5	0,9	1 315	0,5	0,1	1 050	83	1 358	337	6,1	4,9	587	47	26	3,4	5,7	0,41
D1-1 (4)	3,2	0,9	1 151	10,0	0,1	902	80	1 176	385	6,8	5,1	545	44	27	3,2	5,6	0,59
D1-1 (5)	3,4	1,0	1 369	0,5	0,1	1 093	88	1 108	352	7,9	6,0	540	62	18	3,3	0,0	0,10
D1-2 (1)	4,0	1,2	1 681	0,5	4,4	1 242	98	954	258	10,3	8,1	669	129	24	4,5	5,9	0,40
D1-2 (2)	3,9	1,2	1 489	0,5	4,4	1 243	97	1 199	286	8,1	6,5	642	137	30	4,4	5,9	0,41
D1-2 (3)	4,0	1,3	1 555	0,5	10,0	1 209	87	882	285	9,9	7,5	551	100	21	3,6	5,7	0,42
D1-2 (4)	3,8	1,1	1 471	0,6	3,0	1 082	107	909	275	11,8	9,0	466	87	31	3,1	5,5	0,39
D1-2 (5)	4,1	1,2	1 529	0,5	0,3	1 110	106	724	278	14,6	10,5	677	112	14	4,4	0,0	0,12
D1-3 (1)	3,3	0,9	1 493	0,5	1,3	1 036	87	1 401	238	6,2	5,3	486	88	30	3,2	5,6	0,32
D1-3 (2)	3,4	1,0	1 382	0,5	3,9	1 118	77	1 330	204	5,8	5,0	484	99	42	3,4	5,7	0,37
D1-3 (3)	3,5	1,1	1 378	0,5	1,3	1 058	89	1 342	270	6,6	5,5	578	107	29	3,9	5,8	0,35
D1-3 (4)	3,7	1,0	1 829	0,5	3,1	1 428	83	1 327	244	6,3	5,3	631	116	24	4,2	5,9	0,45
D1-3 (5)	3,5	1,1	1 409	0,5	3,2	1 091	84	1 202	226	7,0	5,9	553	116	19	3,8	0,0	0,11
D2-1 (1)	3,4	0,9	1 256	0,5	0,7	948	87	1 447	278	6,0	5,0	625	89	33	4,0	5,7	0,55
D2-1 (2)	3,2	0,9	1 143	0,5	0,1	985	74	1 494	307	5,0	4,1	576	41	19	3,3	5,5	0,48
D2-1 (3)	3,7	0,9	1 273	0,5	0,3	999	76	1 631	345	4,6	3,8	549	50	21	3,2	5,4	0,49
D2-1 (4)	3,6	0,9	1 283	0,5	0,8	978	96	1 843	317	5,2	4,5	570	51	22	3,3	5,4	0,57
D2-1 (5)	3,6	1,0	1 327	0,5	0,1	1 029	83	1 580	277	5,2	4,5	594	30	20	3,3	0,0	0,18

Tableau S.1. Résultats d'analyses brutes des échantillons de sol prélevés à la fin de la saison 2016 (suite)

Profondeur / Parcelle (# échantillon)	Paramètre / Unité																
	MO	COT	NTK	NH ₄	NOx	PT	P _{assi}	Al	Fe	Indice P/(Al)	Indice P/(Al+Fe)	Ca	Mg	K	CEC	pH (CaCl ₂)	EC
	% de sol	% de sol	mg N/kg	mg N/kg	mg N/kg	mg P/kg	mg P/kg	mg Al/kg	mg Fe/kg	%	%	mg Ca/kg	mg Mg/kg	mg K/kg	cmol/kg	--	dS/m
20 cm (suite)																	
D2-2 (1)	4,2	1,2	1 557	0,5	0,1	1 067	89	1 055	311	8,4	6,5	982	118	37	6,0	6,0	0,40
D2-2 (2)	3,7	1,0	1 423	0,5	4,7	1 114	87	1 044	274	8,4	6,6	787	94	35	4,8	5,8	0,39
D2-2 (3)	3,7	0,9	1 526	0,5	0,9	1 240	83	1 350	270	6,1	5,1	694	79	41	4,2	5,8	0,36
D2-2 (4)	3,9	1,3	1 513	0,5	0,1	1 160	93	1 010	270	9,2	7,2	809	149	57	5,4	6,0	0,45
D2-2 (5)	3,8	1,1	1 491	0,5	0,1	1 355	89	972	307	9,1	6,9	967	102	23	5,7	0,0	0,11
D2-3 (1)	3,6	1,0	1 498	0,5	6,2	1 145	125	943	242	13,3	10,6	832	121	58	5,3	6,0	0,32
D2-3 (2)	3,2	1,0	1 273	0,5	5,9	1 141	127	683	236	18,6	13,8	742	108	59	4,8	5,9	0,42
D2-3 (3)	3,6	1,0	1 495	0,5	7,7	1 264	118	684	254	17,2	12,6	861	129	41	5,5	6,0	0,44
D2-3 (4)	3,7	1,1	1 843	0,5	5,1	1 176	103	814	281	12,7	9,4	742	112	44	4,8	6,0	0,23
D2-3 (5)	3,7	1,3	1 495	0,5	4,3	1 155	128	1 061	245	12,1	9,8	888	130	21	5,6	0,0	0,10
50 cm																	
D0-1 (1)	0,7	0,0	134	0,5	0,1	584	22	738	216	2,9	2,3	215	28	90	1,5	5,7	0,06
D0-1 (2)	1,5	0,1	317	0,5	0,1	768	29	1 883	182	1,5	1,4	188	12	21	1,1	5,2	0,04
D0-1 (3)	0,8	0,1	109	0,5	0,1	474	25	1 059	245	2,4	1,9	180	23	33	1,2	5,4	0,06
D0-1 (4)	0,9	0,1	193	0,5	0,1	798	29	876	265	3,3	2,6	190	16	28	1,2	5,5	0,06
D0-1 (5)	0,8	0,0	172	0,5	0,1	491	32	1 288	194	2,5	2,2	144	15	22	0,9	0,0	0,04
D0-2 (1)	1,4	0,2	284	0,5	0,1	653	44	1 279	174	3,5	3,1	223	29	14	1,4	5,7	0,07
D0-2 (2)	1,2	0,1	278	0,5	0,1	507	40	1 605	132	2,5	2,3	207	16	15	1,2	5,6	0,06
D0-2 (3)	1,0	0,1	147	0,6	0,1	771	28	1 467	163	1,9	1,7	190	12	15	1,1	5,6	0,06
D0-2 (4)	1,5	0,2	502	0,5	0,1	845	63	1 396	250	4,5	3,8	348	34	20	2,1	5,8	0,08
D0-2 (5)	0,6	0,0	96	0,5	0,1	634	25	743	137	3,3	2,8	162	19	19	1,0	0,0	0,05
D0-3 (1)	1,8	0,2	444	0,5	0,1	839	51	983	197	5,2	4,4	401	54	23	2,5	5,8	0,08
D0-3 (2)	1,2	0,2	277	0,5	0,1	878	36	1 018	130	3,5	3,1	252	48	24	1,7	5,9	0,07
D0-3 (3)	1,1	0,2	447	0,5	0,1	753	44	1 106	113	4,0	3,6	213	25	17	1,3	5,6	0,06
D0-3 (4)	0,9	0,1	406	0,5	0,1	614	36	1 138	106	3,2	2,9	180	35	21	1,2	5,8	0,06
D0-3 (5)	0,9	0,1	277	0,5	0,1	746	36	913	138	3,9	3,4	187	20	13	1,1	0,0	0,05
D1-1 (1)	1,1	0,1	227	0,5	0,1	610	34	1 162	173	2,9	2,5	269	46	17	1,8	6,0	0,46
D1-1 (2)	1,2	0,1	572	0,5	0,1	584	41	1 055	129	3,9	3,5	261	29	11	1,6	6,0	0,43
D1-1 (3)	1,7	0,3	432	0,5	0,1	641	57	1 288	138	4,4	4,0	247	18	27	1,5	5,2	0,39
D1-1 (4)	1,8	0,1	503	0,5	0,1	737	29	842	103	3,4	3,0	157	12	9	0,9	5,6	0,68
D1-1 (5)	1,0	0,1	330	0,5	0,1	683	42	1 112	124	3,8	3,4	310	23	13	1,8	0,0	0,08
D1-2 (1)	3,0	0,5	811	0,5	1,6	747	16	1 084	159	1,4	1,3	472	111	20	3,3	6,1	0,50
D1-2 (2)	1,7	0,2	370	0,5	2,4	899	37	1 096	120	3,4	3,1	334	50	10	2,1	6,0	0,30
D1-2 (3)	1,1	0,2	307	0,5	0,1	768	48	836	115	5,7	5,0	229	33	12	1,4	5,7	0,33
D1-2 (4)	1,2	0,1	345	0,5	0,3	571	45	869	103	5,2	4,6	298	45	10	1,9	5,9	0,37
D1-2 (5)	1,4	0,1	3 080	0,5	8,9	565	36	919	109	3,9	3,5	278	27	17	1,7	0,0	0,29
D1-3 (1)	1,0	0,1	179	0,5	0,1	430	34	984	129	3,4	3,0	284	49	20	1,9	5,9	0,28
D1-3 (2)	1,1	0,1	197	0,5	0,9	727	38	1 054	176	3,6	3,1	250	38	18	1,6	5,8	0,37
D1-3 (3)	2,0	0,2	633	0,5	0,1	868	78	1 274	218	6,1	5,2	426	63	20	2,7	5,7	0,27
D1-3 (4)	0,9	0,1	178	0,5	1,0	571	34	950	125	3,6	3,2	261	37	13	1,6	6,1	0,24
D1-3 (5)	1,1	0,1	217	0,5	0,1	590	40	1 053	126	3,8	3,4	267	38	23	1,7	0,0	0,28

Tableau S.1. Résultats d'analyses brutes des échantillons de sol prélevés à la fin de la saison 2016 (suite)

Profondeur / Parcelle (# échantillon)	Paramètre / Unité																
	MO	COT	NTK	NH ₄	NOx	PT	P _{assi}	Al	Fe	Indice P/(Al)	Indice P/(Al+Fe)	Ca	Mg	K	CEC	pH (CaCl ₂)	EC
	% de sol	% de sol	mg N/kg	mg N/kg	mg N/kg	mg P/kg	mg P/kg	mg Al/kg	mg Fe/kg	%	%	mg Ca/kg	mg Mg/kg	mg K/kg	cmol/kg	--	dS/m
50 cm (suite)																	
D2-1 (1)	1,0	0,1	220	0,5	0,1	416	33	940	127	3,5	3,1	160	29	11	1,1	5,6	0,54
D2-1 (2)	1,3	0,1	201	0,5	0,1	526	35	1 320	99	2,6	2,4	169	28	19	1,1	5,6	0,68
D2-1 (3)	1,4	0,1	278	0,5	0,1	644	36	1 286	127	2,8	2,5	173	30	16	1,2	5,5	0,63
D2-1 (4)	1,2	0,1	222	0,5	0,1	642	72	1 240	174	5,8	5,1	172	20	12	1,1	5,3	0,61
D2-1 (5)	1,2	0,1	156	0,5	0,1	481	46	1 014	134	4,5	4,0	122	10	10	0,7	0,0	0,31
D2-2 (1)	1,4	0,2	462	0,5	0,1	680	50	1 037	112	4,8	4,4	291	39	18	1,8	6,0	0,39
D2-2 (2)	1,7	0,2	345	0,5	1,4	703	36	1 157	118	3,1	2,8	210	26	18	1,3	5,6	0,37
D2-2 (3)	1,4	0,2	428	0,5	0,1	734	42	1 246	110	3,4	3,1	249	18	14	1,4	5,7	0,40
D2-2 (4)	1,1	0,1	311	0,5	0,1	502	53	946	138	5,6	4,9	260	28	16	1,6	6,0	0,32
D2-2 (5)	1,8	0,2	401	0,5	0,1	777	53	1 051	139	5,1	4,5	319	38	25	2,0	0,0	0,27
D2-3 (1)	1,5	0,1	394	0,5	10,5	665	41	1 218	106	3,4	3,1	357	52	25	2,3	6,0	0,35
D2-3 (2)	1,1	0,1	376	0,5	2,1	800	68	1 152	114	5,9	5,4	278	41	21	1,8	5,9	0,35
D2-3 (3)	2,0	0,2	426	0,8	1,0	828	47	1 560	105	3,0	2,8	343	56	16	2,2	5,8	0,43
D2-3 (4)	2,8	0,4	617	1,2	1,7	932	89	1 354	130	6,6	6,0	595	87	31	3,8	6,0	0,41
D2-3 (5)	1,4	0,1	367	2,2	0,9	1 014	32	994	142	3,2	2,8	242	22	23	1,5	0,0	0,21

Tableau S.2. Résultats d'analyses moyens des échantillons de sol prélevés à la fin de la saison 2016 en zones non directement irriguées (Forage F5, n=3 par dose, par profondeur)

Prof. / Dose	Paramètre / Unités																
	MO	COT	NTK	NH ₄	NOx	PT	P _{assi}	Al	Fe	Indice P/(Al)	Indice P/(Al+Fe)	Ca	Mg	K	CEC	pH (CaCl ₂)	EC
	% de sol	% de sol	mg N/kg	mg N/kg	mg N/kg	mg P/kg	mg P/kg	mg Al/kg	mg Fe/kg	%	%	mg Ca/kg	mg Mg/kg	mg K/kg	cmol/kg	--	dS/m
20 cm																	
EP	3,4%	1,0	1 410	0,5	0,1	1 110	82	1 250	295	6,6	5,4	601	85	23	3,8	5,6	0,08
D1	3,7%	1,1	1 440	0,5	1,2	1 100	93	1 012	285	9,8	7,5	590	97	17	3,8	5,6	0,11
D2	3,7%	1,2	1 440	0,5	1,5	1 180	100	1 205	276	8,8	7,1	816	87	21	4,9	5,7	0,13
50 cm																	
EP	0,8%	0,0	180	0,5	0,1	620	31	981	156	3,2	2,8	164	18	18	1,0	5,5	0,05
D1	1,1%	0,1	1 210	0,5	3,0	610	39	1 028	120	3,8	3,4	285	29	18	1,7	5,7	0,22
D2	1,5%	0,1	310	1,1	0,4	760	44	1 020	138	4,3	3,8	228	23	20	1,4	5,4	0,26

Les cellules en gras et en gras à teinte grise présentent un écart de plus d'un et de deux écart types, respectivement, avec la moyenne des échantillons prélevés en zones directement irriguées.

ANNEXE T – RÉSULTATS DÉTAILLÉS DES ESTIMATIONS DE COÛTS DE TRAITEMENT

Tableau T.1. Résultats de l'estimation de coûts de traitement par PSCR : Municipalité de 100 EH

Année	Étang non aéré					Pompe			Plantation de saules à croissance rapide					Irrigation	Avec valorisation		Sans valorisation	
	Terrain	Construction	O&M	Produits chimiques	Vidange des boues	Achat	O&M	Électricité	Terrain	Plantation initiale	Récolte	Valorisation	Démantèlement	Système d'irrigation	Valeur future	Valeur actualisée	Valeur future	Valeur actualisée
	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$ ₂₀₁₇	\$	\$ ₂₀₁₇
0	14 000	822 000	1 600	0	0	2 600	50	400	20 000	7 000	1 800	0	0	13 000	882 450	882 450	882 450	882 450
1	0	0	1 600	0	0	0	50	400	0	0	1 800	0	0	0	3 850	3 632	3 850	3 632
2	0	0	1 600	0	0	0	50	400	0	0	1 800	0	0	0	3 850	3 426	3 850	3 426
3	0	0	1 600	0	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	3 450	2 897	3 850	3 233
4	0	0	1 600	0	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	3 450	2 733	3 850	3 050
5	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	3 251	4 750	3 549
6	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	3 067	4 750	3 349
7	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	2 893	4 750	3 159
8	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	2 729	4 750	2 980
9	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	2 575	4 750	2 812
10	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	2 429	4 750	2 652
11	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	2 292	4 750	2 502
12	0	0	1 600	900	30 000	5 000	50	400	0	0	1 800	(400)	0	13 000	52 350	26 016	52 750	26 215
13	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	2 039	4 750	2 227
14	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	1 924	4 750	2 101
15	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	1 815	4 750	1 982
16	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	1 712	4 750	1 870
17	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	1 615	4 750	1 764
18	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	1 524	4 750	1 664
19	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	1 438	4 750	1 570
20	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	1 356	4 750	1 481
21	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	1 280	4 750	1 397
22	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	1 207	4 750	1 318
23	0	0	1 600	900	0	0	50	400	0	0	1 800	(400)	0	0	4 350	1 139	4 750	1 244
24	0	0	1 600	900	30 000	0	50	400	0	0	1 800	(400)	615	0	34 965	8 636	35 365	8 734
Valeur actualisée totale (\$ ₂₀₁₇)															966 000		970 000	
Coût unitaire (\$ ₂₀₁₇ /m ³)															3,68		3,69	

Tableau T.2. Résultats de l'estimation de coûts de traitement par PSCR : Municipalité de 250 EH

Année	Étang non aéré					Pompe			Plantation de saules à croissance rapide					Irrigation	Avec valorisation		Sans valorisation	
	Terrain	Construction	O&M	Produits chimiques	Vidange des boues	Achat	O&M	Électricité	Terrain	Plantation initiale	Récolte	Valorisation	Démantèlement	Système d'irrigation	Valeur future	Valeur actualisée	Valeur future	Valeur actualisée
	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$ ₂₀₁₇	\$	\$ ₂₀₁₇
0	32 000	943 000	4 000	0	0	3 400	70	600	48 000	13 000	3 000	0	0	18 000	1 065 070	1 065 070	1 065 070	1 065 070
1	0	0	4 000	0	0	0	70	600	0	0	3 000	0	0	0	7 670	7 236	7 670	7 236
2	0	0	4 000	0	0	0	50	600	0	0	3 000	0	0	0	7 650	6 808	7 650	6 808
3	0	0	4 000	0	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	6 650	5 583	7 650	6 423
4	0	0	4 000	0	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	6 650	5 267	7 650	6 060
5	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	6 613	9 850	7 360
6	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	6 239	9 850	6 944
7	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	5 886	9 850	6 551
8	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	5 553	9 850	6 180
9	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	5 238	9 850	5 830
10	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	4 942	9 850	5 500
11	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	4 662	9 850	5 189
12	0	0	4 000	2 200	57 000	5 000	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	18 000	88 850	44 156	89 850	44 653
13	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	4 149	9 850	4 618
14	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	3 914	9 850	4 357
15	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	3 693	9 850	4 110
16	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	3 484	9 850	3 877
17	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	3 287	9 850	3 658
18	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	3 101	9 850	3 451
19	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	2 925	9 850	3 256
20	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	2 759	9 850	3 071
21	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	2 603	9 850	2 897
22	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	2 456	9 850	2 733
23	0	0	4 000	2 200	0	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	0	0	8 850	2 317	9 850	2 579
24	0	0	4 000	2 200	57 000	0	50	600	0	0	3 000	(1 000)	1 537	0	67 387	16 643	68 387	16 890
	Valeur actualisée totale (\$ ₂₀₁₇)													1 225 000		1 235 000		
	Coût unitaire (\$ ₂₀₁₇ /m ³)													1,86		1,88		

Tableau T.3. Résultats de l'estimation de coûts de traitement par PSCR : Municipalité de 500 EH

Année	Étang non aéré					Pompe			Plantation de saules à croissance rapide					Irrigation	Avec valorisation		Sans valorisation		
	Terrain	Construction	O&M	Produits chimiques	Vidange des boues	Achat	O&M	Électricité	Terrain	Plantation initiale	Récolte	Valorisation	Démantèlement	Système d'irrigation	Valeur future	Valeur actualisée	Valeur future	Valeur actualisée	
	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$ ₂₀₁₇	\$	\$ ₂₀₁₇	
0	61 000	1 146 000	7 900	0	0	5 000	100	1 100	96 000	24 000	3 900	0	0	22 000	1 367 000	1 367 000	1 367 000	1 367 000	
1	0	0	7 900	0	0	0	100	1 100	0	0	3 900	0	0	0	13 000	12 264	13 000	12 264	
2	0	0	7 900	0	0	0	50	1 100	0	0	3 900	0	0	0	12 950	11 525	12 950	11 525	
3	0	0	7 900	0	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	10 850	9 110	12 950	10 873	
4	0	0	7 900	0	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	10 850	8 594	12 950	10 258	
5	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	11 321	17 250	12 890	
6	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	10 680	17 250	12 161	
7	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	10 076	17 250	11 472	
8	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	9 505	17 250	10 823	
9	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	8 967	17 250	10 210	
10	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	8 460	17 250	9 632	
11	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	7 981	17 250	9 087	
12	0	0	7 900	4 300	102 000	5 000	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	22 000	144 150	71 638	146 250	72 682	
13	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	7 103	17 250	8 087	
14	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	6 701	17 250	7 630	
15	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	6 322	17 250	7 198	
16	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	5 964	17 250	6 790	
17	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	5 626	17 250	6 406	
18	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	5 308	17 250	6 043	
19	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	5 007	17 250	5 701	
20	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	4 724	17 250	5 379	
21	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	4 456	17 250	5 074	
22	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	4 204	17 250	4 787	
23	0	0	7 900	4 300	0	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	0	0	15 150	3 966	17 250	4 516	
24	0	0	7 900	4 300	102 000	0	50	1 100	0	0	3 900	(2 100)	3 075	0	120 225	29 693	122 325	30 212	
	Valeur actualisée totale (\$ ₂₀₁₇)															1 636 000		1 659 000	
	Coût unitaire (\$ ₂₀₁₇ /m ³)															1,25		1,26	

Tableau T.4. Résultats de l'estimation de coûts de traitement par PSCR : Municipalité de 1 000 EH

Année	Étang non aéré					Pompe			Plantation de saules à croissance rapide					Irrigation	Avec valorisation		Sans valorisation		
	Terrain	Construction	O&M	Produits chimiques	Vidange des boues	Achat	O&M	Électricité	Terrain	Plantation initiale	Récolte	Valorisation	Démantèlement	Système d'irrigation	Valeur future	Valeur actualisée	Valeur future	Valeur actualisée	
	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$	\$ ₂₀₁₇	\$	\$ ₂₀₁₇	
0	118 000	1 551 000	15 700	0	0	8 000	160	1 900	192 000	46 000	5 700	0	0	35 000	1 973 460	1 973 460	1 973 460	1 973 460	
1	0	0	15 700	0	0	0	160	1 900	0	0	5 700	0	0	0	23 460	22 132	23 460	22 132	
2	0	0	15 700	0	0	0	50	1 900	0	0	5 700	0	0	0	23 350	20 781	23 350	20 781	
3	0	0	15 700	0	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	19 250	16 163	23 350	19 605	
4	0	0	15 700	0	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	19 250	15 248	23 350	18 495	
5	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	20 736	31 850	23 800	
6	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	19 563	31 850	22 453	
7	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	18 455	31 850	21 182	
8	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	17 411	31 850	19 983	
9	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	16 425	31 850	18 852	
10	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	15 495	31 850	17 785	
11	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	14 618	31 850	16 778	
12	0	0	15 700	8 500	191 000	5 000	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	35 000	258 750	128 591	262 850	130 628	
13	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	13 010	31 850	14 933	
14	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	12 274	31 850	14 087	
15	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	11 579	31 850	13 290	
16	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	10 924	31 850	12 538	
17	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	10 305	31 850	11 828	
18	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	9 722	31 850	11 158	
19	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	9 172	31 850	10 527	
20	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	8 653	31 850	9 931	
21	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	8 163	31 850	9 369	
22	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	7 701	31 850	8 839	
23	0	0	15 700	8 500	0	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	0	0	27 750	7 265	31 850	8 338	
24	0	0	15 700	8 500	191 000	0	50	1 900	0	0	5 700	(4 100)	6 150	0	224 900	55 545	229 000	56 558	
	Valeur actualisée totale (\$ ₂₀₁₇)															2 463 000		2 507 0000	
	Coût unitaire (\$ ₂₀₁₇ /m ³)															0,94		0,95	

Tableau T.5. Résultats de l'estimation de coûts de traitement par traitement autonome : Municipalités de 100, 250, 500 et 1 000 EH

Population de conception (EH)															
100				250				500				1 000			
Construction	Vidange	Valeur future	Valeur actualisée	Construction	Vidange	Valeur future	Valeur actualisée	Construction	Vidange	Valeur future	Valeur actualisée	Construction	Vidange	Valeur future	Valeur actualisée
\$	\$	\$	\$ ₂₀₁₇	\$	\$	\$	\$ ₂₀₁₇	\$	\$	\$	\$ ₂₀₁₇	\$	\$	\$	\$ ₂₀₁₇
400 000	0	400 000	400 000	1 000 000	0	1 000 000	1 000 000	2 000 000	0	2 000 000	2 000 000	4 000 000	0	4 000 000	4 000 000
--	4 000	4 000	3 774	--	10 000	10 000	9 434	--	20 000	20 000	18 868	--	40 000	40 000	37 736
--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0
--	8 000	8 000	6 717	--	20 000	20 000	16 792	--	40 000	40 000	33 585	--	80 000	80 000	67 170
--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0
--	8 000	8 000	5 978	--	20 000	20 000	14 945	--	40 000	40 000	29 890	--	80 000	80 000	59 781
--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0
--	8 000	8 000	5 320	--	20 000	20 000	13 301	--	40 000	40 000	26 602	--	80 000	80 000	53 205
--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0
--	8 000	8 000	4 735	--	20 000	20 000	11 838	--	40 000	40 000	23 676	--	80 000	80 000	47 352
--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0
--	8 000	8 000	4 214	--	20 000	20 000	10 536	--	40 000	40 000	21 072	--	80 000	80 000	42 143
--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0
--	8 000	8 000	3 751	--	20 000	20 000	9 377	--	40 000	40 000	18 754	--	80 000	80 000	37 507
--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0
--	8 000	8 000	3 338	--	20 000	20 000	8 345	--	40 000	40 000	16 691	--	80 000	80 000	33 381
--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0
--	8 000	8 000	2 971	--	20 000	20 000	7 427	--	40 000	40 000	14 855	--	80 000	80 000	29 709
--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0
--	8 000	8 000	2 644	--	20 000	20 000	6 610	--	40 000	40 000	13 221	--	80 000	80 000	26 441
--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0
--	8 000	8 000	2 353	--	20 000	20 000	5 883	--	40 000	40 000	11 766	--	80 000	80 000	23 532
--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0
--	8 000	8 000	2 094	--	20 000	20 000	5 236	--	40 000	40 000	10 472	--	80 000	80 000	20 944
--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0	--	0	0	0
Valeur actualisée totale (\$ ₂₀₁₇)			448 000				1 120 000				2 239 000				4 479 000
Coût unitaire (\$ ₂₀₁₇ /m ³)			1,70				1,70				1,70				1,70

ANNEXE U – ÉQUIVALENCE DES DATES ET DES SEMAINES

Tableau U.1. Équivalence des dates et des semaines – Période d’expérimentation

Semaine	Date de début	Date de fin
1	20-juil-16	26-juil-16
2	27-juil-16	02-août-16
3	03-août-16	09-août-16
4	10-août-16	16-août-16
5	17-août-16	23-août-16
6	24-août-16	30-août-16
7	31-août-16	06-sept-16
8	07-sept-16	13-sept-16
9	14-sept-16	20-sept-16
10	21-sept-16	27-sept-16
11	28-sept-16	04-oct-16
12	05-oct-16	11-oct-16
13	12-oct-16	18-oct-16
14	19-oct-16	25-oct-16
15	26-oct-16	01-nov-16
16	02-nov-16	08-nov-16

Tableau U.2. Équivalence des dates et des semaines – Saison de croissance

Semaine	Date de début	Date de fin	Semaine	Date de début	Date de fin
1	04-mai-16	10-mai-16	15	10-août-16	16-août-16
2	11-mai-16	17-mai-16	16	17-août-16	23-août-16
3	18-mai-16	24-mai-16	17	24-août-16	30-août-16
4	25-mai-16	31-mai-16	18	31-août-16	06-sept-16
5	01-juin-16	07-juin-16	19	07-sept-16	13-sept-16
6	08-juin-16	14-juin-16	20	14-sept-16	20-sept-16
7	15-juin-16	21-juin-16	21	21-sept-16	27-sept-16
8	22-juin-16	28-juin-16	22	28-sept-16	04-oct-16
9	29-juin-16	05-juil-16	23	05-oct-16	11-oct-16
10	06-juil-16	12-juil-16	24	12-oct-16	18-oct-16
11	13-juil-16	19-juil-16	25	19-oct-16	25-oct-16
12	20-juil-16	26-juil-16	26	26-oct-16	01-nov-16
13	27-juil-16	02-août-16	27	02-nov-16	08-nov-16
14	03-août-16	09-août-16			