POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Optimisation de la capacité de traitement des eaux usées municipales des plantations filtrantes de saules

SIMON AMIOT

Département des génies civil, géologique et des mines

Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de *maîtrise ès sciences appliquées*

Génie civil

Octobre 2019

© Simon Amiot, 2019.

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Ce mémoire intitulé:

Optimisation de la capacité de traitement des eaux usées municipales des plantations filtrantes de saules

Présenté par **Simon AMIOT**

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

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

Musandji FUAMBA, président
Yves COMEAU, membre et directeur de recherche
Michel LABRECQUE, membre et codirecteur de recherche
Suzelle BARRINGTON, membre externe

DÉDICACE

À mes fidèles compagnons de rédaction; C., S. et V.

Sans oublier Estelle. Merci d'y avoir cru.

REMERCIEMENTS

Je veux, en premier lieu, prendre le temps de remercier mes deux directeurs de recherche, Yves Comeau et Michel Labrecque, pour leur appui tout au long du projet. Merci beaucoup pour votre soutien, votre patience et votre pédagogie, ces éléments m'ont permis d'apporter le projet plus loin que ce que j'aurais pu l'imaginer. Votre encadrement, mélangé avec la latitude nécessaire et votre confiance envers moi ont contribué à laisser place à ma créativité. Je suis fier de voir le résultat de ce travail enfin prendre forme et j'espère que vous l'êtes tout autant. Il aura toujours été agréable de travailler avec vous et votre bonne humeur respective est certainement contagieuse. Bref, un énorme merci pour tout ce que vous avez fait, je vois aujourd'hui concrètement tous ces acquis que m'a apporté la maîtrise, et je vous en dois directement une bonne partie d'entre eux.

J'aimerais également remercier Dominique Claveau-Mallet et Sanaz Alizadeh, vous avec qui j'ai effectué mon premier stage et qui m'avez initié au travail de recherche en laboratoire. Vous avez certainement contribué, d'une part, à développer ma passion pour le traitement des eaux usées, mais également motivées à poursuivre aux études supérieures. Merci beaucoup pour tout votre soutien et votre aide, que ce soit pour la révision de texte, l'aide en laboratoire ou les conseils professionnels, votre présence a marqué mon passage à Polytechnique.

Un merci tout spécial pour Pascale Mazerolle, avec qui tout ce temps passé au laboratoire et à Saint-Roch-de-l'Achigan n'aurait pas été aussi agréable. Je me trouve très chanceux d'avoir eu l'opportunité de tu commences à travailler sur ton projet en même temps que moi. Ta présence a grandement facilité le temps passé à la maîtrise. Merci encore pour ton aide au laboratoire avec mes centaines (millions..?) d'analyse de sol.

Merci également à tous les techniciens du laboratoire, d'abord pour votre aide dans les analyses et votre expertise, mais également pour votre présence et vos conseils. Plus spécifiquement, merci à Mélanie Bolduc, Jérôme Leroy, Manon Leduc (Laboratoire de géochimie analytique de Polytechnique), Gabriel Saint-Jean (malgré que tu sois arrivé plus tard) et Denis Bouchard. Merci d'avoir pris le temps de m'expliquer et de me montrer comme il faut les manipulations au laboratoire et pour tous vos sages conseils. Merci Mélanie de m'avoir transmis cette rigueur et cette méthodologie et pour ces longues discussions. Merci encore une fois, Denis, pour toutes ces analyses.

Merci beaucoup à Ahmed Jerbi, mon binôme au doctorat de l'IRBV. Ce fut un grand plaisir de te côtoyer dans le cadre de ma maîtrise. Merci beaucoup pour nos longues discussions, pour ta confiance et ta patience. Nos échanges ont contribué au déploiement de ma créativité et à la progression de mes idées. Je suis fier d'avoir collaboré avec toi et d'avoir su mettre à profit nos expériences et connaissances respectives; c'est un bel exemple de travail multidisciplinaire qui combine la biologie à l'ingénierie !

Merci beaucoup à Hassan Hemouzal, mon stagiaire préféré (et mon seul stagiaire..!). Il ne m'aurait pas été possible de faire tout ce travail sans ton aide pendant l'automne 2017. Merci beaucoup pour ton travail bien fait, dévoué et avec rigueur. Ton sens de la débrouillardise et ta curiosité vont certainement te permettre d'aller loin. Je suis fier de pouvoir te compter aujourd'hui parmi mes amis.

Merci beaucoup également à Timea Torok. Je suis bien heureux de t'avoir découvert, malgré que ce soit dans la dernière année. J'aurais adoré pouvoir travailler davantage avec toi ! J'espère pouvoir te recroiser dans le futur.

Merci à Xavier Lachapelle-Trouillard pour tes commentaires toujours constructifs dans la révision de mes présentations/textes et pour nos discussions vers la fin de la maîtrise qui ont permis d'amener le projet à un autre niveau. Merci également à Chloé Frédette pour ton aide au cours des derniers mois.

Merci beaucoup aux partenaires du projet, dont Raméa pour le site expérimental et votre expertise, merci à la Ville de St-Roch-de-l'Achigan pour les accès aux installations et les ressources de la station. Merci à tous les autres partenaires du projet PhytoValP, qui ont soutenu le projet du début à la fin : Polytechnique Montréal, l'IRBV (et l'Université de Montréal), le CREDEAU, le CRSNG et CRSNG / Hydro-Québec en phytotechnologie, GHD, l'équipe Indigo, Harsco Métaux et Matériaux, NORDIKeau inc, le CRIBIQ, ArcelorMittal le MDDELCC, Agriculture, Pêcherie et Alimentation Québec, la SÉPAQ, Station Piscicole Trois-Lacs, le RAQ, la SÉPAQ, l'IRSTEA, Mines de Nantes, Naturally Wallace Consulting, SINT

RÉSUMÉ

Les plantations filtrantes de saules (PFS) représentent une technologie qui a un potentiel élevé pour procéder au traitement des eaux usées des petites municipalités (entre 300 à 800 habitants). Pour ces municipalités la technologie des PFS peut représenter une alternative moins coûteuse et plus facile que les systèmes de traitement conventionnel, qui demande des infrastructures importantes et une main d'œuvre qualifiée. Les PFS permettent, de leur côté, d'utiliser les nutriments contenus dans les eaux usées et l'eau en vue d'assurer la croissance de la plantation de saules. Les saules peuvent par la suite être valorisés (à des fins énergétiques par exemple). En contrepartie, les PFS requièrent un espace important et nécessitent un étang de stockage pendant la période hivernale. L'optimisation de la capacité de traitement des PFS permettrait d'élargir la plage d'accessibilité du procédé et réduire l'espace de culture.

L'efficacité de traitement des PFS dépend principalement du taux de charge hydraulique appliqué (l'irrigation), l'espèce de plantes utilisées et le type de sol (argileux ou sableux). De ces trois paramètres, le taux d'irrigation appliquée représente celui avec le plus d'impact sur la capacité d'enlèvement. Le choix du taux d'irrigation appliquée dépend, à son tour, de l'efficacité d'enlèvement des contaminants (matière organique, azote, phosphore, notamment), la conductivité hydraulique du sol et du bilan hydrique. Il est essentiel de bien comprendre le bilan hydrique des PFS pour déterminer la quantité d'eau rejetée vers les eaux souterraines. En effet, une partie importante de l'eau irriguée peut être transpirée par les arbres, ce qui diminue la quantité d'eau qui percole dans le sol et augmente l'activité biologique des arbres.

L'objectif de ces travaux était de déterminer les conditions optimisant la capacité de traitement des eaux municipales des plantations filtrantes de saules. Plus spécifiquement, le projet a consisté à : (1) déterminer le bilan hydrique de la plantation filtrante; (2) développer une méthode pour améliorer l'estimation de l'évapotranspiration (ET) du procédé; (3) déterminer l'impact d'ajuster le taux d'irrigation en fonction de l'évapotranspiration sur l'efficacité de traitement des eaux usées; (4) caractériser expérimentalement les effets du traitement sur la composition chimique du sol.

Trois hypothèses scientifiques originales soutenaient la réalisation de ces travaux. D'abord, la première hypothèse était que l'utilisation d'un procédé de PFS pouvait traiter adéquatement les eaux usées en milieu québécois, en procédant de manière efficace à l'enlèvement de la matière organique, de l'azote et du phosphore. La seconde hypothèse était que l'application d'un

programme d'irrigation suivant la courbe d'évapotranspiration des saules permettrait d'optimiser les volumes annuels d'eaux traitées. Finalement, la troisième hypothèse consistait à comparer des mesures ponctuelles de transpiration obtenues sur le site avec ceux présentés dans la littérature afin calculer un ratio (coefficient α), en vue de préciser la courbe d'ET annuelle.

Les travaux de recherche ont été exécutés à partir de la seconde année d'un projet pilote réalisé à St-Roch-de-l'Achigan en 2017, sur des plantations filtrantes installées près de la station de traitement local. Douze parcelles expérimentales de 108 m^2 ont permis de tester quatre traitements différents entre le 29 mai et le 8 novembre 2017; contrôle (S0; sans irrigation), eau potable (D0), eaux usées (D1 et D2). L'irrigation a été augmentée entre le 4 juillet et le 28 septembre 2017 à 16 mm/d (D0 et D1) et à 24 mm/d (D2), et a été maintenue à 10 mm/d (D0 et D1) et à 15 mm/d (D2) avant et après ladite période. L'efficacité d'enlèvement du traitement sur la matière organique, l'azote, le phosphore et sur les caractéristiques de l'eau comme le pH et l'électroconductivité a été évaluée toutes les deux semaines, à partir de lysimètres à succion, à une profondeur de 60 cm. Trois échantillonnages de sol, réalisés en novembre 2016, mai 2017 et novembre 2017 ont permis d'estimer l'effet des traitements appliqués sur les propriétés chimiques du sol.

Ces travaux proposent, notamment, une nouvelle méthode, soit la méthode α. La méthode propose de corriger les calculs d'ET avec le ratio α, soit le ratio entre la transpiration mesurée sur le terrain par la conductance stomatique et l'index de l'aire du feuillage et la transpiration estimée dans la littérature pour des arbres dans une situation comparable. L'application de la méthode a permis d'estimer l'évapotranspiration pour D1 et D2.

Les bilans hydriques effectués ont permis d'estimer que, pendant la période de forte ET (juin à août), la percolation profonde (PP; la quantité d'eau lixiviée vers les eaux souterraines), était minimisée, et ce, malgré l'augmentation de 50% de l'irrigation. En contrepartie, une hausse marquée de la PP a été observée à partir de la mi-septembre, indiquant qu'il est nécessaire de diminuer l'irrigation pendant cette période. Ces résultats indiquent que, d'un point de vue du bilan hydrique, l'augmentation du taux d'irrigation selon l'ET n'augmente pas la quantité d'eau lixiviée.

Du côté de l'enlèvement des polluants dans les eaux usées appliquées, un enlèvement moyen annuel de 96 à 97% a été observé pour la matière organique, 99% pour le phosphore total et 93 à 97% pour l'azote total. De manière plus spécifique, une hausse des concentrations d'azote total

dans l'effluent a toutefois été observée à partir de la fin septembre. Ces résultats, combinés avec ceux du bilan hydrique, suggèrent que l'irrigation était trop élevée à partir de la fin septembre, ce qui a causé une lixiviation plus importante des nitrates. En général, ces résultats indiquent qu'il est possible d'augmenter l'irrigation moyenne de 2 mm/d (soit environ 0,35 m^3/m^2 pour la saison).

Les résultats d'analyse du sol ont montré une augmentation statistiquement significative de l'azote minéral dans le sol de 40 à 50 mg/kg pour les traitements avec des eaux usées (D1 et D2) et une augmentation de 1,5 à 2% de l'indice de saturation du phosphore dans le sol P/(Al+Fe), pour un total d'environ 8,1 et 9,3% en moyenne, pour D1 et D2, respectivement. Ces augmentations indiquent que l'irrigation pourrait causer, à plus long terme, une augmentation de la lixiviation de l'azote minéral et du phosphore. L'application d'eaux usées a également eu un effet significatif sur le pH et l'électroconductivité dans le sol, comparé aux parcelles S0.

Les hypothèses scientifiques de ce projet ont pu être confirmées. La première hypothèse a été validée puisque les charges de polluants mesurés dans les eaux usées ont toutes diminué de plus de 93% après le traitement et les concentrations mesurées étaient faibles pour la DCO (D1 : 21 ± 6 et D2 :20 ± 2 mg DCO/L), pour le NT (D1 :2,8 ± 1,4 et D2 : 5,8 ± 3,1 mg N/L) et pour le PT (D1 :0,06 ± 0,01 et D2 :0,07 ± 0,02). La seconde hypothèse scientifique a été vérifiée puisque l'augmentation de l'irrigation de 50% pendant la période de haute évapotranspiration n'a pas eu d'effet négatif sur l'efficacité de traitement des eaux usées municipales, mais a permis d'augmenter le volume d'eau traité. La troisième hypothèse a pu être confirmée puisque la calibration de la méthode a pu être atteinte avec un r^2 de 0,88 pour l'approche de la moyenne et 0,94 pour l'approche d'application mensuelle.

Ce travail a permis, d'une part, de proposer une méthode pouvant servir à ajuster l'opération des plantations filtrantes de saules, après l'établissement de la plantation. Les résultats ont également permis d'établir qu'il était possible d'augmenter l'irrigation pendant la période de forte évapotranspiration, ce qui permet d'optimiser la capacité de traitement des eaux usées municipales des PFS. En somme, ces travaux amènent une meilleure compréhension du fonctionnement et des effets de l'irrigation d'eaux usées sur leur milieu et permettent de diminuer l'espace requis pour l'application de PFS. Les résultats pourront être utilisés pour effectuer, d'une part, une conception plus robuste des plantations filtrantes de saules et, d'autre part, d'effectuer des vérifications une fois l'établissement du procédé, pendant son opération.

ABSTRACT

Short-rotation willow coppice used as a vegetation filter (SRWC) is a technology, which offers great potential for the treatment of wastewater from small municipalities (between 300 to 800 population equivalent). For those municipalities, SRWC could be less expensive and easier to apply than conventional treatments, which require additional qualified personnel and larger infrastructure. SWRC uses the water and its nutrients contained in the wastewater to fulfill the plant's needs. Afterward, the willow can be valorized. To reach acceptable performance, the SWRC requires significant space and a storage to accumulate water during winter. However, optimization of the wastewater treatment capacity of SWRC, as proposed in this work, could expand the process's accessibility range and reduce the space required.

The SRWC treatment efficiency depends mainly on the rate of hydraulic loading applied (irrigation), the species of plants used and the type of soil (clay or sand). Of those three parameters, the applied rate of irrigation has the greatest impact on the contaminants removal capacity. The choice of applied irrigation rate depends on the removal efficiency of the contaminants (organic matter, nitrogen and phosphorus in particular), the hydraulic conductivity of the soil and the water balance. Understanding the SWRC water balance is critical to determine the amount of water released into groundwater. In fact, a significant portion of irrigated water can be transpired by the trees, which in turn decreases the amount of water that percolates into the soil and increases the trees biological activity.

The objective of this work was to determine the conditions necessary to optimize the wastewater treatment capacity of SWRC in order to maximize their used as vegetation filter. More specifically, the project consisted (1) in the determination of the SWRC water balance, (2) the development of a method to improve the evapotranspiration estimate, (3) to establish the impact of adjusting the irrigation rate according to the evapotranspiration on wastewater treatment efficiency and (4) to characterize experimentally the effects of the treatment on the chemical composition of the soil.

Three original scientific hypotheses supported the realization of this work. The first hypothesis was that the use of an SWRC process could adequately treat wastewater under conditions found in the province of Quebec, effectively removing organic matter, nitrogen and phosphorus. The second hypothesis was that the application of an irrigation program based on the willow evapotranspiration curve would optimize the annual volumes of treated water. Finally, the third hypothesis would

compare punctual transpiration values measured at the study site with the ones presented in the literature in order to calculate a ratio (coefficient α), which could then be used to calculate the annual evapotranspiration curve.

This research was initiated during the second year of the pilot project carried out at St-Roch-de-l'Achigan in 2017, using the filtering plantations installed near the local wastewater treatment station. Twelve experimental 108 m^2 plots enabled the evaluation of four different treatments between May 29 and November 8, 2017; control (S0, without irrigation), drinking water (D0), wastewater (D1 and D2). The irrigation rate was respectively increased between July 4 and September 28, 2017, to 16 mm/d (D0 and D1) and 24 mm/d (D2), while it was maintained at 10 mm/d (D0 and D1) and 15 mm/d (D2) before and after the said period. The treatment removal efficiency of organic matter, nitrogen, phosphorus, as well as water characteristics, such as pH and electroconductivity were evaluated every two weeks, from suction lysimeters, at a depth of 60 cm. Three soil samplings, carried out in November 2016, May 2017 and November 2017, made possible to estimate the effect of the applied treatments on the soil chemical properties.

This work proposes a new method; the α method. This method proposes to correct the ET calculations with the α ratio, the ratio of transpiration measured in the field by stomatal conductance and leaf area index compared to the transpiration values estimated from the literature for trees in comparable conditions. The application of the method made it possible to estimate evapotranspiration for D1 and D2.

The water balances values made it possible to estimate that during the period of high evapotranspiration (ET, June to August), deep percolation (DP), i.e. the amount of water leached to the groundwater, was minimized despite an increase of 50% in the irrigation rate. On the contrary, a marked increase in DP was observed after mid-September, indicating that it is essential to decrease irrigation rate during that period. These results indicate that, from a water balance point of view, increasing the rate of irrigation according to the ET does not increase the amount of water leachate.

For the removal of pollutants in the applied wastewater, an annual average removal of 96 to 97% was observed for organic matters, 99% for the total phosphorus and 93 to 97% for the total nitrogen. More specifically, an increase in total nitrogen concentrations in the effluent was observed from the end of September. These results, combined with those of the water balance, suggest that

irrigation rate was too high after the end of September, which caused an increase in nitrate leaching. In general, these results indicate that it is possible to increase the average irrigation rate by 2 mm/d (i.e. about 0.35 m^3/m^2 for the growing season).

Soil testing results showed a statistically significant increase in soil mineral nitrogen from 40 to 50 mg/kg for treatments with wastewater (D1 and D2) and an increase of 1.5 to 2% of the saturation index of phosphorus in soil P/(Al+Fe), for a total of about 8.1 and 9.3% on average, for D1 and D2 respectively. Those increases indicate that irrigation could cause, in the longer term, an increase in the leaching of mineral nitrogen and phosphorus. Sewage application also had a significant effect on soil pH and electroconductivity compared to S0 plots.

The scientific hypotheses of this project were confirmed. The first hypothesis was validated since the pollutant loads measured in wastewater all decreased by more than 93% after treatment and the measured concentrations were low for COD (D1: 21 ± 6 and D2: 20 ± 2 mg COD / L), for NT (D1: 2.8 ± 1.4 and D2: 5.8 ± 3.1 mg N / L) and for PT (D1: 0.06 ± 0.01 and D2: 0.07 ± 0.02). The second hypothesis was also verified since a 50% increase in the irrigation rate during the high evapotranspiration period had no negative effect on municipal wastewater treatment efficiency but enabled the treatment of larger volume of treated water. The third hypothesis can be confirmed since the calibration of the method was reached with a r^2 of 0.88 for the average approach and 0.94 for the monthly application approach.

This work has allowed us to develop a new method that could be used to adjust the operation of SWRC, after the establishment of the plantation. The results also established that it was possible to increase irrigation during the period of high evapotranspiration, in order to maximize the municipal wastewater treatment capacity of the SRWC. In summary, this work provides a better understanding of the SWRC treatment capacity and the effects of wastewater irrigation on their environment. It also means that the land area needed for the establishment of SWRC vegetation filters would be reduced if the irrigation rate during evapotranspiration peek is increased. The results of this work can be used, on the one hand, to obtain a more robust design of SWRC and, on the other hand, to carry out periodical verifications during the operation once a final process is available.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE III

REMERCIEMENTS IV

RÉSUMÉ VI

ABSTRACT IX

TABLE DES MATIÈRES XII

LISTE DES TABLEAUX XVI

LISTE DES FIGURES XVIII

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS XX

LISTE DES ANNEXES XXIII

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1

1.1 Mise en contexte 1

1.2 Organisation du mémoire 2

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE 3

2.1 Traitement des eaux usées décentralisé au Québec et au Canada 3

2.1.1 Traitement des eaux usées 3

2.1.2 Normes de rejet 4

2.1.3 Situations québécoise et canadienne 5

2.2 Système à infiltration lente de plantations filtrantes de saules 6

2.2.1 Système à infiltration lente 7

2.2.2 Paramètre d'optimisation 8

2.2.3 Usage dans la culture du saule 10

2.2.4 Mécanisme d'enlèvement 11

2.3 Évapotranspiration 14

2.3.1 Transpiration et évaporation 14

2.3.2 Méthode de calcul 15

2.3.3 Évapotranspiration des saules 16

CHAPITRE 3 OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES SCIENTIFIQUES 18

3.1.1 Objectif général 18

3.1.2 Objectifs spécifiques 18

3.1.3 Hypothèses de recherche 18

3.1.4 Originalité et retombées du projet 20

CHAPITRE 4 MÉTHODOLOGIE 21

4.1 Présentation générale de la méthodologie 21

4.2 Résumé méthodologique - article 1 24

4.3 Méthodologie complémentaire 29

4.3.1 Caractérisation des eaux usées supplémentaires 29

4.3.2 Caractérisation chimique du sol 29

4.4 Évapotranspiration 33

4.5 Ajustement et bilan hydrique 35

CHAPITRE 5 ARTICLE 1 - OPTIMIZATION OF THE WASTEWATER TREATMENT CAPACITY OF A SHORT ROTATION WILLOW COPPICE VEGETATION FILTER 37

Abstract 38

5.1 Introduction 39

5.2 Materials and methods 41

5.2.1 Experimental site 41

5.2.2 Experimental design 42

5.2.3 Stomatal conductance and photosynthesis measurements 44

5.2.4 Evapotranspiration modeling 45

5.2.5 Water balance 47
5.2.6 Wastewater treatment characterization 47
5.2.7 Removal efficiency 48
5.2.8 Statistical analysis 48
5.3 Results 48
5.3.1 Calibration of the α factor 48
5.3.2 α method application 50
5.3.3 Water balance 52
5.3.4 Treatment efficiency 54
5.4 Discussion 56
5.4.1 Calibration of the α factor 56
5.4.2 Application of the α factor method 58
5.4.3 Water balance 59
5.4.4 Treatment efficiency 61
Conclusion 63
CHAPITRE 6 RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES 65
6.1 Caractérisation des eaux usées supplémentaires 65
6.2 Caractérisation chimique du sol 67
CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE 72
7.1 Discussion sur les résultats complémentaires 72
7.1.1 pH 72
7.1.2 EC 76
7.1.3 Caractérisation chimique du sol 79
7.1.4 Limites des analyses de sol 84

7.2 Discussion générale du projet 85

7.2.1 Limite du projet 87

7.3 Test des hypothèses scientifiques 88

7.4 Retombée et originalité des travaux 89

CHAPITRE 8 CONCLUSION (ET RECOMMANDATIONS) 92

8.1 Conclusions 92

8.1.1 Chapitre 5 – Optimisation de la capacité de traitement des eaux usées municipales d'une plantation filtrante de saules 92

8.1.2 Chapitre 6 – Résultats complémentaires 93

8.2 Recommandations 94

RÉFÉRENCES 98

ANNEXES 103

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1 Résumé des études mesurant les coefficients de plants des saules arbustifs 16

Tableau 4-1 Caractérisation moyenne de l'affluent primaire 22

Tableau 4-2 Correspondances de la terminologie entre le mémoire et l'article 1 (chapitre 5).....24

Tableau 4-3 Résumé de la méthodologie appliquée au chapitre 5 25

Tableau 4-4 Résumé des paramètres analysés dans le cadre du projet 31

Table 5-1 Calibration results (kc 2016 generated from the proposed α method applied over 2017 kc). T = transpiration. 49

Table 5-2 Stomatal conductance (Gs), photosynthesis (A), WUEintrinsic, transpiration (T) and α factor for each treatment studied compared to the two years of Frédette et al. (2019) (α2016 used TSt2016 = 25.1 mm/d and α2017 used TSt2017 = 18.9 mm/d). 51

Table 5-3 Total nitrogen (NT) and organic matter (COD) removal efficiency for 2017.....56

Table 5-4 Summary of the seasonal water balance for 2016 (July 20 to November 8; 111 d; Irr = constant) (Lachapelle-T et al. 2019) and 2017 (May 29 to November 8; 163 d; Irr = varying). Notes: Irr. = irrigation, ETc,adj = Adjusted evapotranspiration, DP = deep percolation, ETc, max = maximum potential crop evapotranspiration.....60

Tableau 6-1 Effet du traitement sur les paramètres chimiques du sol 68

Tableau 6-2 Différences entre les caractéristiques chimiques du sol entre les périodes d'échantillonnage (16 novembre 2016, 17 mai 2017 et 16 novembre 2017), en fonction du traitement (S0, D0, D1 et D2) et de la profondeur (20 et 50 cm) 70

Tableau 7-1 Liste non exhaustive des réactions biologiques et physico-chimiques qui influencent le pH de l'eau en solution dans le sol. Adapté de Havlin et al. (2013).....73

Tableau 7-2 Lignes directrices sur l'évaluation de la qualité des eaux adaptées de Ayers and Westcot (1985) 77

Tableau 7-3 Nombre de dépassements du seuil critique de l'indice de saturation P/(Al + Fe) pour chaque traitement, profondeur et échantillonnage (novembre 2016, mai 2017 et novembre 2017).....83

Tableau A-1 Méthodes d'analyse utilisées pour la caractérisation des échantillons liquides.....103

Tableau B-1 Méthodes d'analyse utilisées pour la caractérisation des échantillons solides.....106

Tableau C-1 Exemple de chiffrier de calcul de l'ajustement de l'évapotranspiration et du calcul de percolation profonde (DP) via un bilan hydrique (partie à gauche).....109

Tableau C-2 Exemple de calcul de l'évapotranspiration ajustée et de la percolation profonde (DP) à l'aide d'un bilan hydrique entre le 30 avril et le 1er juin 110

Tableau D-1 Différence entre le mois de mai 2017 (F) et le mois de novembre 2016 (I) pour les paramètres chimiques du sol 111

Tableau D-2 Différence entre le mois de novembre 2017 (F) et le mois de novembre 2016 (I) pour les paramètres chimiques du sol.....112

Tableau D-3 Différence entre le mois de novembre 2017 (F) et le mois de mai 2017 (I) pour les paramètres chimiques du sol 113

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 Schéma d'une chaîne de traitement typique des eaux usées municipales (Brosseau, 2015. Reproduite et adaptée avec permission) 4

Figure 4-1 Représentation schématique et photo du projet pilote 21

Figure 4-2 Localisation typique des forages dans les parcelles pour les deux campagnes de 2017 30

Figure 5-1 Chapter 5 - Graphical abstract 38

Figure 5-2 Monthly minimum and maximum temperatures recorded on-site for 2017 compared to normal temperatures (2006-2016) from the nearest weather station (Environment Canada 2018) 42

Figure 5-3 Diagram of the experiment, adapted from Lachapelle-T et al. (2019). FM = flowmeter. 44

Figure 5-4 α method calibration result comparing the k_c generated from the method with the k_c from Frédette et al. (2019) 50

Figure 5-5 Comparison of k_c for L1 and L2 generated from α1 and α2 52

Figure 5-6 Estimated water balance for 2017 A) loading 0 B) loading 1 C) loading 2 (the evapotranspiration was corrected with the α factor). 53

Figure 5-7 Comparison of total nitrogen (TN) concentration means and evapotranspiration after treatment (60 cm, sample with lysimeter; with symbols and lines) for seasons 2016 (Lachapelle-T et al. 2019) and 2017. Note: 17-L0 represents loading 0 for growing season 54

Figure 5-8 TN and TKN loading removal for the 2017 season 55

Figure 5-9 Summary of the application protocol suggested for the α method 58

Figure 6-1 Variation du pH des échantillons collectés par les lysimètres à 60 cm de profondeur, après le traitement pendant les saisons 2016 (Lachapelle-T et al. 2019) et 2017 65

Figure 6-2 Variation de l'électroconductivité (µS/cm) des eaux collectées par les lysimètres à 60 cm de profondeur, après le traitement et le SAR à l'affluent pendant les saisons 2016 (Lachapelle-T et al. 2019) et 2017 66

Figure 7-1 Variations de l'EC (µS/cm) à 20 cm de profondeur dans le sol 78

Figure 7-2 Variations dans le temps de l'indice de saturation P/(Al + Fe) pour les traitements étudiés, à 50 cm de profondeur. 82

Figure 7-3 Représentations schématiques des principaux éléments de la méthodologie, des mécanismes impliqués et résultats obtenus 86

Figure E-1 Résultats partiels des sondes à humidité pour l'année 2017. Les données de la fin du mois de juillet et fin octobre sont manquantes. 114

Figure F-1 Photo prise par drone le 28 juin 2017, un mois après le début de la seconde saison d'irrigation.....115

Figure F-2 Photo prise par drone le 22 septembre 2017 116

Figure F 3 Photo prise par drone le 22 mai 2017 117

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

A	Photosynthèse (*photosynthesis)*
Al	Aluminium
Alc	Alcalinité
ANOVA	Analyse de variance
BOD_5	Demande biologique en oxygène 5 jour *(biological oxygen demand 5 days)*
C	*Control plot*
Ca	Calcium
CEC	Capacité d'échange cationique du sol
CICR	Culture intensive sur courte rotation
Cl	Chlorure
CO_2	Dioxyde de carbone
COD	Demande chimique en oxygène (*chemical oxygen demand)*
COT	Carbone organique total
CR	Remontée capillaire (*capillary rise*)
d	jour
D0	Dose 0 appliquée, eau souterraine potable (10-16 mm/d)
D1	Dose 1 appliquée, effluent d'eaux usées primaires (10-16 mm/d)
D2	Dose 2 appliquée, effluent d'eaux usées primaires (15-24 mm/d)
DBO_5	Demande biochimique en oxygène à 5 jours
DCO	Demande chimique en oxygène
DP	Percolation profonde (*deep percolation*)
DR	Épuisement de la réserve d'eau de la zone racinaire (*root zone depletion*)
EAF	Étangs aérés facultatifs
ENAF	Étangs non aérés facultatifs
EC	Électroconductivité
EH	Équivalent-habitant
ET	Évapotranspiration
ET_c	Évapotranspiration des plants
$ET_{c\ aj}$	Évapotranspiration des plants ajustée pour tenir compte de l'épuisement de la zone racinaire (*adjusted crop evapotranspiration ;* $ET_{c,adj}$)
ET_{lit}	Évapotranspiration provenant de la littérature (*evapotranspiration from literature)*
ET_{ofd}	Évapotranspiration estimée selon les données terrains (*evapotranspiration estimated from on-field data*)
ET_0	Évapotranspiration de référence
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture

Fe	Fer
FM	Débitmètre (*Flowmeter*)
G_s	Conductance stomatique (*stomatal conductance*)
HR	Humidité relative
HR_{max}	Humidité relative maximale
HR_{min}	Humidité relative minimale
HRT	Temps de rétention hydraulique (*hydraulic retention time*)
Inf.	Affluent (*Influent*)
Ir	Irrigation (*Irrigation; Irr)*
IRGA	Analyseur infrarouge d'échange de gaz (*infrared gas exchange analyser*)
K	Potassium
k_c	Coefficient de plant (*Crop coefficient*)
K_s	Coefficient journalier de réduction de la transpiration des saules
L0	Voir D0 *(Loading 0 – Potable underground water*)
L1	Voir D1 (*Loading 1 – Primary municipal wastewater*)
L2	Voir D2 (*Loading 2 – Primary municipal wastewater)*
LAI	Indice de surface foliaire (*leaf area index*)
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
MELCC	Ministère de l'Environnement et Lutte contre les changements climatiques
MES	Matières en suspension
MIES	Matières inorganiques en suspension
MO	Matière organique
MS	Matières sèches
MVES	Matières volatiles en suspension
N	Azote
Na	Sodium
NH_3	Ammoniac
NH_4^+	Ion ammonium (ammoniaque) *(gaseous and soluble ammonia*)
NH4	Azote ammoniacal (somme de ammoniac et ammoniaque)
NO_2^-	Nitrites
NO_3^-	Nitrates
N_{org}	Azote organique
NOx	Nitrites et nitrates
NT	Azote total
NTK	Azote total Kjeldahl
o-PO4	Orthophosphates
O_2	Oxygène
p	Pression atmosphérique *(atmospheric pressure*)

p	Fraction de l'eau disponible totale dans la zone racinaire que les plantes peuvent extraire sans stress
P	Phosphore
pH($CaCl_2$)	pH mesuré dans une solution de $CaCl_2$ (0,01M)
Pr	Précipitations totales
PSCR	Plantation de saules à croissance rapide
PT	Phosphore total
RAW	Eau facilement disponible dans la zone racinaire (*readily available soil water*)
ROMAEU	Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées
S0	Parcelle témoin (non irriguée)
SAR	Ratio d'adsorption du sodium (*sodium adsorption ratio*)
SO_4	Sulfate
SRC	*Short-rotation coppice*
St (Subscript)	Valeur provenant de l'étude avec laquelle on compare (*value from the study compared to*)
StaRRE	Station de récupération des ressources de l'eau
T	Transpiration des plantes
TAW	Eau disponible totale (*total available water*)
TCH	Taux de charge hydraulique
TKN	Azote total Kjeldahl (*total Kjeldahl Nitrogen*)
T_{max}	Température maximale de l'air
T_{min}	Température minimale de l'air
TN	Azote total (*total nitrogen*)
TP	Phosphore total (*total phosphorus*)
TSS	Matière en suspension (*total suspended solid*)
U	Eau souterraine potable (u*nderground tap water*)
US EPA	United States Environmental Protection Agency
v	Vitesse moyenne du vent
VPD	Déficit de pression de vapeur (*vapour pressure deficit*)
W	Effluent primaire (*primary effluent*)
WRRF	Voir StaRRE en français (*water resource recovery facility*)
WUE	Efficacité d'utilisation d'eau (*water use efficiency*)

LISTE DES ANNEXES

Annexe A Méthode d'analyse des échantillons liquides.....103

Annexe B Méthode d'analyse des échantillons solides 106

Annexe C Exemple de calcul de l'évapotranspiration et de la percolation profonde 109

Annexe D Résultats complets des analyses de sol 111

Annexe E Résultats partiels des sondes à humidité en 2017.....114

Annexe F Photos du projet 115

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte

Le Québec compte près de 639 municipalités de moins de 1000 habitants, soit près de 49,5% des municipalités du Québec et 3,3% de la population québécoise (ISQ 2019). Or, une proportion importante (16%) de ces municipalités ne bénéficie d'aucun traitement des eaux usées ou seulement d'un traitement préliminaire (Environment Canada 2011). Ces municipalités font face à plusieurs défis économiques, mais également des défis relatifs au manque de main-d'œuvre et d'expertise afin de pouvoir réussir à procéder au traitement de leurs eaux usées. La conséquence de ces manques de ressources pour les municipalités est claire; cela cause des rejets d'eaux usées dans l'environnement qui n'ont pas reçu un traitement adéquat (Joy et al. 2003) Le développement de système peu coûteux et plus extensif, c'est-à-dire plus autonome et simple d'opération, répond donc à un besoin des municipalités québécoises.

Les plantations filtrantes de saules (PFS) sont une technologie qui a déjà été utilisée en Suède comme procédé de traitement des eaux usées montré des performances intéressantes et qui permet de respecter les normes de rejet à l'environnement (Börjesson and Berndes 2006). Les nutriments présents dans les eaux usées (azote, phosphore, potassium) sont utilisés par les plantes pour assurer et augmenter leur croissance. Les plantes peuvent être par la suite récoltées et valorisées à des fins énergétiques ou autres (Guidi Nissim et al. 2015, Perttu 1994)

Les saules sont une espèce intéressante à utiliser dans les plantations filtrantes puisqu'ils possèdent, notamment, une capacité de croître rapidement, ce qui est associé à une capacité d'évapotranspiration élevée et une grande consommation de nutriments. Le taux élevé d'évapotranspiration permet d'éliminer une partie importante de l'effluent d'eaux usées rejeté dans l'environnement (Gregersen and Brix 2001). Ces caractéristiques permettent donc d'augmenter le volume d'eau traité par les PFS. Les saules ont été étudiés avec succès pour plusieurs applications environnementales comme la phytoremédiation de sol ou le traitement du lixiviat de site d'enfouissement, des eaux de rejets de cours à bois ou encore du traitement des eaux de pluie (Aronsson and Perttu 2001, Jonsson et al. 2004, Mirck and Volk 2010, Perttu and Kowalik 1997).

La conception des PFS doit prendre en compte, notamment, la capacité d'évapotranspiration et les besoins en nutriments des plantes pour éviter des dommages aux végétaux (Guidi Nissim et al. 2014).

1.2 Organisation du mémoire

Ce premier chapitre présente une brève mise en contexte du projet. La revue de littérature présente au Chapitre 2 les principaux éléments du traitement des eaux usées au Québec ainsi que les différents facteurs pouvant être modifiés pour optimiser la capacité de traitement des eaux usées des PFS. L'objectif général, les objectifs spécifiques du projet, les hypothèses scientifiques originales et l'originalité de ce mémoire sont ensuite présentés au Chapitre 3, suivis de la méthodologie du projet pilote et des analyses expérimentales au Chapitre 4. Les résultats et la discussion de l'optimisation de la capacité de traitement des eaux usées par plantations filtrantes de saules sont présentés sous forme d'un article au Chapitre 5. Les résultats supplémentaires, plus spécifiquement ceux liés à l'évolution du sol au cours de l'expérience, sont abordés au Chapitre 6, puis l'ensemble des résultats sont discutés au Chapitre 7. Finalement, les principales conclusions et recommandations de ces travaux sont présentées aux chapitres 8.

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE

Ce chapitre présente une revue littérature pour bien comprendre les objectifs, l'approche et les résultats de ce mémoire. Le traitement décentralisé au Québec et au Canada est d'abord présenté, suivi des systèmes à infiltration lente de plantations filtrantes de saules. Les pratiques agricoles et les mécanismes d'enlèvement de la matière organique, de l'azote et du phosphore sont présentés dans cette section. Les paramètres d'optimisation des systèmes par infiltration lente par plantations filtrantes de saules sont ensuite abordés. Finalement, l'évapotranspiration et les méthodes de calculs associées sont présentées.

2.1 Traitement des eaux usées décentralisé au Québec et au Canada

Cette section aborde le traitement des eaux usées de manière plus générale, suivie du cas plus spécifique du traitement des eaux usées décentralisé au sud du Québec et au Canada.

2.1.1 Traitement des eaux usées

Les eaux usées d'origine municipale contiennent des polluants qui, lorsque rejetés en excès, peuvent causer des impacts négatifs au milieu récepteur. Les eaux usées municipales sont notamment composées de matière organique (sous forme particulaire et soluble), de nutriments comme l'azote, le phosphore et le potassium, de matières grossières, de matières en suspension, des pathogènes ainsi que d'autres matières toxiques (Comeau 2015).

Le traitement des eaux usées, réalisé dans les stations de récupération des ressources de l'eau (StaRRE), vise à récupérer, valoriser ou retirer les polluants et ressources présentes dans les eaux usées avant rejet à l'environnement (Metcalf & Eddy Inc. 2014). Le niveau de traitement nécessaire dépend des normes de rejets à atteindre pour le milieu récepteur et de la composition des eaux usées à l'affluent (Comeau 2015). Les principales étapes sont présentées à la Figure 2-1.

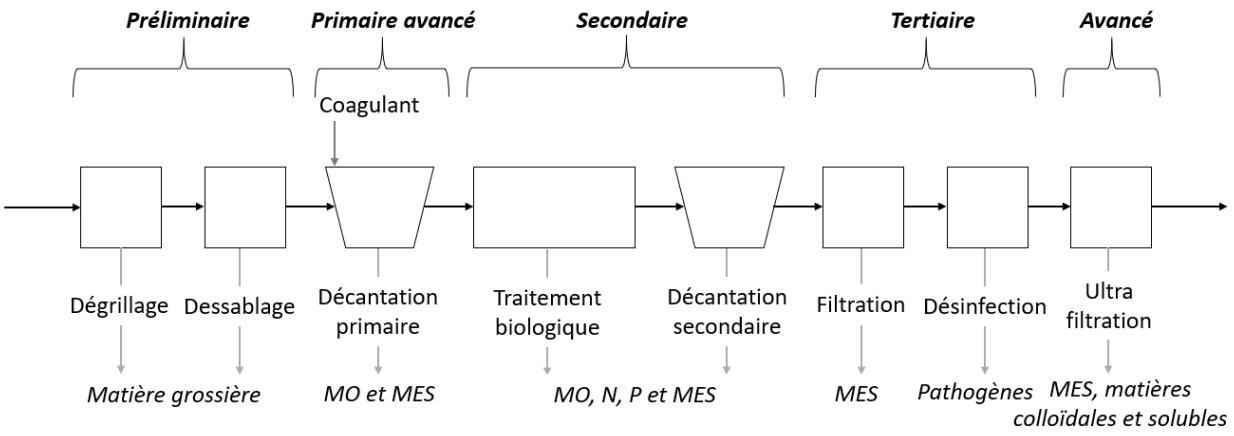


Figure 2-1 Schéma d'une chaîne de traitement typique des eaux usées municipales (Brosseau, 2015. Reproduite et adaptée avec permission)

Le traitement préliminaire retire les particules grossières présentes dans les eaux usées, généralement par dégrillage et dessablage. Le traitement primaire enlève, de son côté, les matières en suspension (MES) dans l'eau par décantation. Un coagulant, généralement des sels d'aluminium ou de fer comme l'alun ou le sulfate ferrique, peut être utilisé pour améliorer l'efficacité du procédé et enlever le phosphore des eaux (Metcalf & Eddy Inc. 2014). Le traitement secondaire consiste en un traitement biologique accompagné d'un second décanteur qui vise principalement au retrait de la matière organique dans l'eau. Une certaine partie du phosphore et de l'azote est généralement utilisée comme nutriment par les bactéries. Le traitement dit « tertiaire » touche tout ce qui complète la chaîne de traitement et vise à compléter l'enlèvement des MES et retirer les autres éléments comme les pathogènes, l'azote et le phosphore (Metcalf & Eddy Inc. 2014). Le traitement avancé est surtout appliqué lorsque l'eau est prévue être réutilisée et retire les matières colloïdales et solubles (Metcalf & Eddy Inc. 2014).

2.1.2 Normes de rejet

Au Québec, les normes de rejet des StaRRE sont définies spécifiquement pour chacune selon la capacité du milieu récepteur, en fonction d'objectifs environnementaux de rejet (OER) établis. Les normes sont définies par le *Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées* (ROMAEU), soit un règlement dépendant de la *Loi sur la qualité de l'environnement* (LQE) du Gouvernement du Québec et de la *Position ministérielle sur la réduction du phosphore dans les rejets d'eaux usées d'origine domestique*. La matière organique à l'effluent, mesurée par la

demande biologique en oxygène carbonée (DBO_5) doit être inférieure à 25 mg DBO_5/L. La concentration en MES doit être inférieur 25 mg MES/L, sauf si la cause est dû à la prolifération d'algues dans des étangs. Le ROMAEU prescrit également que le pH des eaux de rejet se situe entre 6,0 et 9,5. Les normes imposent également que l'effluent rejeté ne cause aucune toxicité aiguë sur deux espèces de poisson, soit la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) et la daphnie (*Daphnia magna*), règlementant notamment la concentration à l'effluent d'azote ammoniacal (NH4) (Gouvernement du Québec 2019).

2.1.3 Situations québécoise et canadienne

Une proportion importante (16% ; Environment Canada (2011)) des municipalités canadiennes de moins de 1000 habitants n'ont pas accès à un traitement des eaux, ou seulement un traitement préliminaire et 10% ont accès à un traitement primaire. Au Québec, 93% des municipalités de moins de 1000 habitants (sur un total de 639; ISQ (2019)) ont accès à un système de traitement de niveau secondaire (Lachapelle-T 2017). Ces municipalités causent donc des rejets fréquents d'eaux non suffisamment traitées, ce qui affecte la qualité de l'eau du milieu. Le traitement par lagunage est le type de procédé le plus répandu pour le traitement biologique pour les petites communautés de moins de 1000 EH, soit 64% des 72% qui ont accès à un traitement secondaire (Environment Canada 2011).

Les procédés par lagunage sont divisés en trois grandes catégories : (1) aérés mécaniquement ou non, (2) aérobies, anaérobies ou facultatifs (zones aérobies et zones anaérobies) et (3) à décharge continue, à vidange périodique ou à rétention complète. Les étangs aérés facultatifs (EAF) et non aérés facultatifs (ENAF) sont les procédés dont l'usage est le plus répandu pour le traitement des eaux usées municipales, particulièrement pour les petites municipalités (MDDELCC 2001).

Les EAF peuvent être utilisés sans équipement de prétraitement pour les petites communautés de moins de 1000 EH. Les EAF consistent en une série de bassins aérés au moyen de diffuseur d'air qui permettent un brassage partiel des eaux. Les matières en suspension peuvent décanter au fond du bassin et deviennent en condition anaérobies. Une partie solide reste en suspension due à l'énergie de brassage, où se produit le traitement biologique. La dernière zone des EAF est sans aération pour permettre une décantation plus complète des matières en suspension. Ce procédé permet le retrait de la matière organique soluble dans les eaux usées et l'atteinte de la norme de rejets de 25 mg DBO_5/L. En plein été, les normes de rejet en MES peuvent ne pas être atteinte due

aux développements des algues dans les bassins (MDDELCC 2001). Dans les EAF, l'enlèvement de l'azote ammoniacal se fait principalement par la nitrification et est lié à la température (moins la température est élevée, moins la nitrification est efficace). En hiver, le retrait de l'azote ammoniacal est donc fortement réduit (Houweling et al. 2005). L'enlèvement du phosphore nécessite l'ajout de coagulant chimique dans les bassins.

Les étangs non aérés facultatifs, comme leur nom l'indique, n'ont pas d'aération et sont composés, conséquemment, de grands bassins en terre peu profonds, sans traitement préalable. L'oxygénation du bassin se fait par transfert entre la couche supérieure de l'eau et l'air, mais n'est pas possible lorsque le bassin est couvert de glace. Les conditions de la zone intermédiaire des bassins alternent entre aérobie et anaérobie, alors que la couche inférieure du bassin est en condition anaérobie. Les MES décantent progressivement dans la zone anaérobie des bassins où les boues sont dégradées. Un faible nombre d'ENAF est utilisé au Québec, mais cette technologie est fortement utilisée aux États-Unis et ailleurs dans le monde. L'application des ENAF est limitée au Québec dû à la formation de glace qui empêche le transfert d'oxygène. Les municipalités accumulent l'eau dans des étangs pendant l'hiver et les eaux usées sont déversées à partir du printemps jusqu'à l'automne. Les concentrations à l'effluent des ENAF sont typiquement entre 20 à 40 mg/L de DBO_5 et 20 à 100 mg/L de MES. Les ENAF ne sont pas conçus pour procéder à la nitrification. Comme pour les EAF, l'enlèvement du phosphore se fait par l'ajout de coagulant chimique.

Le plus grand avantage de ce type de procédé représente sa simplicité d'opération. Ils ont toutefois certaines lacunes. La prolifération des algues dans les bassins représente un enjeu pour ces procédés, mais est acceptée par la législation (Gouvernement du Québec 2019, MDDELCC 2001). L'enlèvement de l'azote est limité à la nitrification, lorsque possible et l'enlèvement du phosphore nécessite l'ajout de produits chimiques.

2.2 Système à infiltration lente de plantations filtrantes de saules

Cette section présente, d'abord, les systèmes à infiltration lente, puis les usages dans la culture de saules et, finalement, les critères d'optimisation.

2.2.1 Système à infiltration lente

Les plantations filtrantes de saules sont une application des systèmes à infiltration lente (SIL; *slow rate system*). Plus largement, les SIL font partie de la catégorie des procédés de traitement des eaux usées par épandage (*land application systems*) avec les systèmes de traitement par aquifère (STA; *soil aquifer treatment*) les systèmes à ruissellement de surface (SRS; *overland flow*).

Les SIL ne sont pas de nouveaux systèmes de traitement des eaux usées. Ce type de système a évolué d'un usage agricole au XVIe siècle à être utilisé au XIXe siècle en Angleterre et aux États-Unis comme système de traitement des eaux usées pour répondre aux besoins de santé publique de traitement des eaux usées (Crites et al. 2014, Paranychianakis et al. 2006). Au XXe siècle, plusieurs recherches à court et long termes ont été réalisées aux États-Unis dans les années 70 (Crites et al. 2014). Les SIL se subdivisent en deux types, soit infiltration lente (*slow infiltration*) et irrigation de récolte (*crop irrigation*).

Les systèmes de type 1 sont utilisés pour le traitement des eaux usées. La conception vise donc à maximiser le volume d'eaux usées traitées par rapport à l'espace occupé. Plus spécifiquement, les critères de conception sont déterminés en fonction soit de la perméabilité du sol ou de la charge de contaminant limitante dans les eaux usées (Crites et al. 2014). Dans le cas plus spécifique des plantations filtrantes de saules irriguées à partir d'eaux usées municipales primaires, le critère de conception limitant est l'enlèvement de l'azote (Lachapelle-T et al. 2019).

Les systèmes de type 2 sont utilisés pour combler un besoin en eau d'une culture. La conception vise donc à ajouter seulement la quantité d'eau nécessaire pour permettre de répondre aux besoins des plantes. Ce type de système permet de réutiliser les eaux usées en vue d'augmenter la production d'une culture, mais conséquemment, le taux de charge hydraulique est réduit et une plus grande surface que les systèmes de type 1 est nécessaire pour traiter une même quantité d'eau. Les critères de conception des systèmes de type 2 sont donc davantage orientés vers les besoins des plantes que la capacité de traitement.

Dans les deux cas, l'eau est appliquée sur le site par gouteurs, arrosoirs ou inondation. Un traitement préliminaire et primaire des eaux usées est nécessaire pour les SIL pour diminuer les problèmes de colmatage, de santé publique et d'odeur causée par les particules dans l'eau lors de l'irrigation (Crites et al. 2014, Paranychianakis et al. 2006). Pendant l'hiver québécois, les SIL ne

peuvent pas être opérés et, dans un contexte municipal, l'eau doit être collectée et entreposée dans des bassins en vue d'être traitée pendant la saison d'irrigation (Crites et al. 2014).

2.2.2 Paramètre d'optimisation

L'optimisation des plantations filtrantes appliquées comme un SIL est abordée au chapitre 5. Cette section présente un résumé des principaux éléments considérés et présente certains ajouts sur les éléments à considérer dans le choix des plantes. Les paramètres principaux pour l'optimisation de procédé de SIL peuvent se résumer en trois composantes.

- Texture du sol
- Choix des plantes
- Taux d'irrigation.

La texture du sol influence, d'une part, la croissance de la plante et affecte les conditions d'aération et d'humidité de sol. Un sol argileux est plus dense et diminue la pénétration des racines, ce qui signifie que le sol retient davantage l'eau (favorise l'évapotranspiration), mais diminue l'aération alors qu'un sol sableux présente les caractéristiques opposées (Lafleur et al. 2016, Van Veen and Kuikman 1990).

Le type de plante est un paramètre important dans la conception des SIL, étant donnés l'impact sur la communauté microbienne et la quantité d'eau pouvant être irrigué. La production de biomasse permet également d'absorber les nutriments du sol (*nutrient uptake*) et le type de plante peut également avoir un impact sur le retrait/désactivation/dégradation de certains éléments traces (Paranychianakis et al. 2006). Pour être compatibles avec un système de type 1, les plantes doivent avoir une capacité de consommer une grande quantité d'eau, mais également pouvoir résister aux changements du taux d'humidité dans le sol. Les caractéristiques des eaux usées, notamment la salinité mesurée par l'électro-conductivité (EC), peuvent affecter la perméabilité du sol, la santé des plantes (Crites et al. 2014) ainsi que leur capacité à évapotranspirer (Allen et al. 1998).

L'indice d'efficacité d'utilisation d'eau (*WUE ; water use efficiency*) consiste en une évaluation de la production de biomasse unité d'eau consommée. En d'autres mots, le WUE permet d'évaluer l'efficacité de l'utilisation des ressources disponibles (Jørgensen and Schelde 2001). Le WUE peut être évalué de plusieurs manières, qui fournit différents types d'information et varie selon la

discipline d'étude. Le WUE peut être estimé sur le plan de la production globale de la plantation (WUE_p; matière organique sèche / transpiration ou évapotranspiration du plant) ou encore sur le plan de la feuille (WUE_i ; ratio de CO_2 consommé/transpiration ou photosynthèse / conductance stomatique) (Fischer et al. 2015). Le WUE_p est influencé par la fertilisation (Fischer et al. 2015, Guidi Nissim et al. 2008), alors que le WUE_i, étant plutôt au niveau des feuilles, varie en fonction de l'espèce et des cultivars, mais devraient rester approximativement constants pour un même cultivar, malgré la fertilisation (Bacon 2004). Le WUE peut être utilisé comme un indicateur pertinent pour le choix du type de plantes lors de la conception de plantations filtrantes (Headley et al. 2012).

Le choix des plantes doit également être fait en fonction des caractéristiques des eaux usées. La quantité de sodium dans les eaux usées peut affecter la matrice du sol et avoir un impact négatif sur les plantes, selon leur sensibilité. Le rapport d'adsorption du sodium (*sodium adsorption ratio,* SAR) mesure la saturation relative en sodium (Na) par rapport au calcium (Ca) et au magnésium (Mg) (Crites et al. 2014). Plus le SAR est élevé, plus les effets négatifs seront importants. Le SAR peut être calculé dans le sol, mais il n'existe pas de seuil critique fixe au-delà duquel la structure du sol sera modifiée (Paranychianakis et al. 2006). Le ratio peut également être mesuré sur les eaux d'irrigation. Combiné avec l'EC des eaux appliquées, il est possible de déterminer le risque d'application de ce type d'eau selon le type de sol (Paranychianakis et al. 2006).

Les saules arbustifs sont souvent utilisés comme plante pour des plantations filtrantes, notamment due à leur forte capacité d'évapotranspiration et leur forte absorption de nutriments (Guidi Nissim et al. 2015, Jørgensen and Schelde 2001). Le cultivar *Salix miyabeana* a montré de bonnes performances pour des applications environnementales et représente donc un bon choix pour un SIL (Guidi Nissim et al. 2013, Mirck and Volk 2010). Les saules possèdent une résistance modérée aux conditions salines (Hangs et al. 2011).

Le taux d'irrigation représente le paramètre clé pour optimiser la capacité de traitement des eaux usées municipales des SIL (Jonsson et al. 2004), notamment dû à son influence sur la charge en contaminant et son impact sur les conditions de sol.

2.2.3 Usage dans la culture du saule

Les plantations de saules sont généralement utilisées en culture intensive à courte rotation (CICR), c'est-à-dire qu'elles sont recepées sur un cycle de trois à quatre ans (Amichev et al. 2014). Les arbres sont d'abord plantés à partir de boutures, à une densité de 10 000 à 20 000 plants par hectare. Les arbres sont plantés en rangées permettant la circulation dans les allées. La première coupe se fait à l'hiver après la première saison (pendant la saison de dormance de l'arbre) et l'arbre est coupé à < 5 cm du sol, sans extraire les racines. Ce rabattement permet de stimuler et accélérer la croissance des plants, en doublant la densité des tiges (Amichev et al. 2014). Après les coupes, si les racines ne sont pas extraites, l'arbre repousse de lui-même. Les arbres sont ensuite récoltés à tous les trois à quatre ans, pendant la saison de dormance, c'est-à-dire au moment où les feuilles sont tombées pour permettre de retourner les nutriments dans le sol. Le cycle de pousse et de coupe se poursuit sur une période d'une vingtaine d'années (7-10 rotations), après quoi les plants et leurs racines sont complètement retirés et la culture du site est changée (Amichev et al. 2014). Dans le cadre d'application environnementale, la coupe permet de retirer du site les nutriments immobilisés dans la biomasse.

Les saules possédant un haut rendement de production de biomasse, il est nécessaire de procéder à l'ajout de fertilisant, particulièrement de l'azote qui est nécessaire pour ne pas appauvrir les sols en place (Labrecque and Lajeunesse 2017). Le cycle de minéralisation de la litière de feuille dans le sol permet de fournir, lorsque les conditions biologiques sont adéquates, près de 30% des nutriments nécessaires aux saules (Amichev et al. 2014), ce qui réduit la quantité d'engrais nécessaire par rapport à d'autres cultures (Labrecque and Lajeunesse 2017). La fertilisation doit être faite après le rabattement effectué après la première année et le retrait des mauvaises herbes pour éviter la concurrence entre celles-ci et les saules. L'ajout d'engrais traditionnel est complexe en application puisque la machinerie ne peut circuler qu'après les coupes. Autrement dit, il n'est pas possible d'ajouter d'engrais dans les champs pendant la croissance des plants (Labrecque and Lajeunesse 2017).

Les besoins moyens en nutriments des saules par hectare sont de 100 – 150 kg N, 15 – 40 kg P et environ 40 kg K par année, après l'année d'établissement. Ces valeurs ont été déterminées selon les besoins des cultures de saules dans le but de produire de la biomasse ligneuse (Guidi Nissim et al. 2013).

2.2.4 Mécanisme d'enlèvement

Les mécanismes d'enlèvement des principaux polluants présents dans les eaux usées, soit la matière organique, l'azote et le phosphore, sont présentés dans cette section. Dans un SIL, le système créé entre le sol, les eaux usées et l'atmosphère permettent la réalisation d'une grande variété de processus physiques (filtration), chimiques (p. ex. précipitation chimique, volatilisation, adsorption, transformation) et biologiques (p. ex. croissance des arbres, dégradation bactérienne, prédation, décomposition; Paranychianakis et al. 2006).

2.2.4.1 Matière organique

Dans les eaux primaires, bien que la majorité des matières en suspension ait été retirée, il reste toujours certaines matières particulaires de petite taille. La matière organique se trouve principalement sous forme soluble, mais il reste tout de même une certaine fraction colloïdale ou particulaire (Comeau 2015). Lors de l'irrigation au champ, le sol filtre la matière particulaire qui sera en partie minéralisée, alors que la fraction soluble est dégradée par des bactéries hétérotrophes aérobies. La matière organique est principalement dégradée par traitement biologique, dans les premiers centimètres du sol étant donné la plus grande disponibilité d'oxygène (US EPA 2006). La partie non soluble et particulaire n'est pas facilement accessible pour les microorganismes peut également être stabiliser dans la matière organique du sol, selon le type de sol.

La matière organique dans le sol est à différents niveaux de décomposition et fait partie d'un cycle de transformation entre la minéralisation des nutriments inorganiques en solution (inorganique) et l'immobilisation dans le sol sous forme organique plus complexe. La biomasse hétérotrophe représente typiquement 1-8% de la matière organique présente naturellement dans le sol (Havlin et al. 2013). Lorsque les nutriments et les conditions d'humidité du sol (50-85 % d'humidité) sont favorables, la minéralisation est favorisée par rapport à l'immobilisation. Les nutriments, pour être consommés par les plantes, doivent être sous forme minérale et soluble.

L'intensité de l'irrigation doit permettre d'éviter les longues périodes où le sol est inondé ou saturé afin de permettre un bon transfert d'oxygène vers les microorganismes du sol ainsi que vers le système racinaire. L'alternance entre les périodes d'irrigation offre un temps de repos aux parcelles et permet l'oxygénation du sol est nécessaire pour assurer l'efficacité de l'enlèvement de la matière organique (Paranychianakis et al. 2006).

2.2.4.2 Azote

L'azote dans les eaux usées se trouve sous deux principales formes; l'azote total Kjeldahl (NTK) et les nitrites (NO_2) et nitrates (NO_3), également appelés NOx. Le NTK se retrouve sous forme colloïdale et particulaire. La portion soluble du NTK est constituée principalement d'azote ammoniacal (NH_4). L'affluent d'eaux usées contient généralement très peu de NOx et une eau primaire est typiquement composée de 75% de NH_4 (EnviroSim Associates Ltd 2015). Le principal processus d'enlèvement de l'azote dans les eaux consiste en un processus biologique, via la nitrification des NH_4 en nitrite, suivi de la nitratation (nitrite en nitrate) et de la dénitrification qui permet de transformer les nitrates en N_2 gazeux (Comeau 2015, Havlin et al. 2013, Paranychianakis et al. 2006). Dans un SIL, une partie de l'azote est également absorbée par les plantes.

L'azote organique dans le sol n'est pas accessible aux plantes et est composé de la portion particulaire du NTK. L'azote minéral, en contrepartie, est soluble et est plus facilement accessible aux plantes et se retrouve sous la forme de NH_4 et des NOx.

Les plantes contiennent généralement entre 1-6% d'azote et peuvent consommer autant les nitrates que l'ammoniaque. Le NH_4 est plus efficace que les NO_3, mais une diminution du pH dans la rhizosphère, soit l'eau dans le sol, et des ions Ca^{+2}, Mg^{+2} et K^{+} (Havlin et al. 2013). Le NO_3 est typiquement davantage utilisé par les plantes étant donné la nitrification rapide observée dans un sol humide et aéré et le potentiel de toxicité du NH_4. La métabolisation du NO_3 cause une augmentation du pH dans la rhizosphère (Havlin et al. 2013).

L'azote relâché dans l'environnement via les eaux de percolation est sous forme de nitrate (Havlin et al. 2013). Le NH_4, de son côté, peut se volatiliser si le pH du sol est supérieur à 7,5 (sous forme NH_3 gazeux) ou être adsorbé sur le sol. L'adsorption est plus fréquente sur les sols argileux vu leur charge et peut être négligée dans le cas de sols sableux (Havlin et al. 2013).

2.2.4.3 Phosphore

Le phosphore dans les eaux usées est mesuré par deux paramètres, le phosphore total (PT) et les orthophosphates (o-PO_4). Le PT est constitué des o-PO_4 qui sont solubles et du phosphore particulaire. Typiquement, 75% du phosphore dans les eaux primaires est sous forme de o-PO_4, c'est-à-dire de phosphore minéral (EnviroSim Associates Ltd 2015). Le reste du phosphore est considéré comme inorganique, et est peu accessible aux plantes.

Les o-PO_4 peuvent être fortement enlevés au traitement primaire par ajout de coagulant. Sur un sol, les principaux mécanismes d'immobilisation du phosphore sont l'adsorption et la précipitation des o-PO_4 et la consommation des o-PO_4 par les plantes (Havlin et al. 2013, Paranychianakis et al. 2006). L'adsorption du phosphore sur les grains du sol peut varier en fonction du type de sol, de la fréquence d'application et de la quantité de matière organique dans le sol. L'ajout de phosphore sur une longue période peut en venir à saturer le sol en phosphore et réduire les sites disponibles pour adsorption. À long terme, l'irrigation avec des eaux usées devrait donc diminuer la capacité du sol à adsorber le phosphore, mais l'ajout de matière organique dans le sol devrait augmenter sa capacité de rétention (Paranychianakis et al. 2006).

L'adsorption peut être soit rapide, facilement réversible et d'une durée d'environ 24 h ou plus lente. La portion rapide est causée par les sols avec une grande affinité. Le mécanisme plus lent est lié à la diffusion du phosphore ainsi que la précipitation chimique. Dans un sol calcaire, le phosphore soluble précipite avec le Ca^{+2} afin de former des complexes Ca-phosphates (Havlin et al. 2013, Paranychianakis et al. 2006). Le pH du sol a également un effet sur la capacité du sol à retenir le phosphore. Dans un sol acide, le phosphore se fixe majoritairement sur l'aluminium et le fer (Beaudin et al. 2008).

Le phosphore représente un des paramètres critiques pouvant avoir des impacts importants lorsque le SIL est installé près d'un cours d'eau (Paranychianakis et al. 2006). L'évaluation de la saturation des sols en phosphore permet d'évaluer les risques environnementaux liés à la mobilité du phosphore. Au Québec, puisque les sols sont généralement acides, les taux de saturation sont évalués avec les indices de solubilité et de désorption du phosphore P/Al ou P/(Al + Fe) (Beaudin et al. 2008). Ces ratios indiquent la disponibilité des sites de fixation pour le phosphore puisque l'aluminium et le fer représentent les formes de fixation les plus dominantes en condition acide. L'indice de saturation permet donc d'évaluer, d'une part, la disponibilité du phosphore pour les plantes (indice agronomique), ainsi que, d'autre part, les risques de lixiviation du phosphore dans l'environnement (indice environnemental) (Beaudin et al. 2008)

Des travaux réalisés au Québec ont permis d'évaluer les indices de saturation limite pour des sols typiques québécois. Pour un sol à texture grossière, la valeur limite de l'indice de saturation (P/Al) est de 15% pour un sol acide (Khiari et al. 2000) et 13% pour un sol acide, mais presque neutre (Pellerin et al. 2006). Un sol acide à neutre avec des textures fines a un indice de saturation de 7,6%

(Pellerin et al. 2006). L'indice critique à ne pas dépasser P/(Al + Fe) pour éviter la lixiviation dans un sol sableux acide est de 11% (Parent and Marchand 2006).

2.3 Évapotranspiration

L'évapotranspiration est un phénomène ayant un rôle important dans les plantations filtrantes de saules, étant donné son impact sur le bilan hydrique et sur le traitement. Cette section explique les mécanismes de transpiration et d'évaporation, les méthodes de calculs applicables et aborde, plus spécifiquement, l'évapotranspiration par des saules arbustifs.

2.3.1 Transpiration et évaporation

L'évapotranspiration (ET) est la combinaison de l'évaporation de l'eau et de la transpiration par une plante. Les deux phénomènes sont généralement combinés étant donné la difficulté de séparer précisément les deux processus l'un de l'autre.

L'évaporation consiste en la transformation de l'eau liquide en vapeur d'eau (vaporisation). Le changement de phase implique un retrait de l'eau à la surface de provenance, tel que les eaux de surfaces (lac, cours d'eau, etc.), les eaux accumulées en surface d'un sol ou encore sur des plantes. L'évaporation à la surface du sol est influencée par le couvert de feuille et l'humidité du sol (Allen et al. 1998).

La transpiration consiste en la transformation en vapeur d'eau de l'eau dans les tissus de la plante, principalement au travers des stomates de la plante. Les plantes utilisent l'eau comme vecteur de transport des nutriments au travers de ses tissus, à partir des racines jusqu'aux feuilles. La majorité de l'eau prélevée par les racines des plantes est transpirée et une faible proportion est utilisée directement au sein de la plante (Allen et al. 1998).

Pour que l'eau soit vaporisée, autant par évaporation que par transpiration, de l'énergie est nécessaire. Cette énergie provient des conditions météorologiques, comme la température, la radiation solaire et la vitesse du vent. Le déficit de pression de vapeur (VPD; *vapour pressure deficit*) déterminé en fonction de l'humidité relative de l'air et indiquant la facilité de l'eau à se vaporiser dans l'air, est un paramètre important de l'évapotranspiration. La salinité de l'eau et le taux d'humidité du sol influencent également la facilité d'un plant à évapotranspirer. La transpiration est également dépendante de plusieurs facteurs environnementaux, des pratiques

agricoles et surtout, des caractéristiques liées aux plants. Les caractéristiques des plants varient en fonction du moment de l'année, du stage de croissance de la plante et de la gestion du plant (Allen et al. 1998).

2.3.2 Méthode de calcul

Plusieurs méthodes peuvent être utilisées pour estimer l'évapotranspiration. Cette section présente les concepts théoriques importants pour estimer l'évapotranspiration et la transpiration. Les détails méthodologiques sont présentés au chapitre 5.

2.3.2.1 Transpiration

La conductance stomatale (μmol H_2O/m^2 feuille) représente la quantité d'eau dans les stomates de la plante à un moment précis et donc, la quantité d'eau disponible pour être transpiré. Si la densité du feuillage est connue, soit *Leaf Area Index* (LAI; m^2 feuille/m^2 sol) ainsi que le VPD, il est possible d'estimer la quantité d'eau disponible pour la transpiration.

2.3.2.2 Évapotranspiration

La méthode proposée par Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO; *Food and Agriculture Organization of the United Nations*) pour le calcul de l'évapotranspiration est reconnue et largement utilisée, notamment pour sa simplicité (Pereira et al. 2015). La méthode calcule l'évapotranspiration de référence (ET_0), soit l'évapotranspiration pour une surface gazonnée, à partir de l'équation de Penman-Monteith. Cette équation est basée sur l'énergie disponible pour vaporiser l'eau, en fonction des conditions météorologiques (température, radiation solaire, vitesse du vent, humidité relative) (Allen et al. 1998). L'ET_0 est ensuite combinée avec un coefficient de plant (k_c; *crop coefficient*) afin d'estimer l'évapotranspiration des plants (ET_c; *crop evapotranspiration*). Finalement, l'évapotranspiration des plants est ajustée selon l'eau disponible dans le sol et un bilan hydrique.

Les k_c sont mesurés dans des conditions idéales d'eau et sont transférables pour une même espèce, à un stade de croissance précis, dans les mêmes conditions environnementales. Les k_c sont influencés, plus spécifiquement, par la fertilisation, le cultivar, l'âge des racines et du plant, le climat, la quantité d'eau disponible et autres pratiques agriculturales (Allen et al. 1998, Guidi Nissim et al. 2008, Pereira et al. 2015). La courbe des coefficients de plants offre une perspective

intéressante afin d'identifier, pour un type de plant spécifique, les moments les plus forts (Pereira et al. 2015). Le transfert des coefficients d'une étude à l'autre présente toutefois une source d'erreur importante, dû aux différences spécifiques présentes d'un site à l'autre dans les pratiques agriculturales (irrigation, engrais, etc.), l'âge des racines ou le type de sol. Il est recommandé d'établir des coefficients de plants locaux pour éviter cette erreur (Pereira et al. 2015).

2.3.3 Évapotranspiration des saules

Les saules arbustifs sont des arbres avec un haut taux d'évapotranspiration (Guidi Nissim et al. 2008, Jørgensen and Schelde 2001) et, pour cette raison, sont utilisés dans des conditions humides, plutôt qu'un climat sec (Headley et al. 2012). Deux études ont mesuré les coefficients de plants spécifiques pour les saules arbustifs. Les principaux résultats des coefficients de plants mesurés pour les saules arbustifs sont présentés au Tableau 2-1. Il est important de noter que les valeurs présentées pour Frédette et al. (2019) sont des valeurs qui seront corrigées dans un corrigendum à paraître. Les valeurs présentées sont les bonnes dans ce tableau sont les bonnes.

Tableau 2-1 Résumé des études mesurant les coefficients de plants des saules arbustifs

Cultivar	Âge des tiges	Fertilisation	k_c moyen	k_c max	Étude
Salix alba	1	NF	0,7	1,3	GN, 2008
	1	F	1,3	2,8	
	2	NF	1	2,0	
	2	F	2,3	5,3	
Salix miyabeana	2	F	4,5	7,3	F, 2019
	3	F	3,5	5,2	

Légende : GN, 2008 : Guidi Nissim et al. (2008) et F, 2019 : Frédette et al. (2019)

La première a été conduite par Guidi Nissim et al. (2008), sur le cultivar *Salix alba*, à Pise, en Italie. L'impact de l'âge des plants et de la fertilisation a été mesuré sur une période de deux ans. Les

arbres ont été plantés à l'année 1 de l'expérimentation, ce qui signifie que les racines étaient nouvelles. Les coefficients de plant maximaux ont été observés à la fin août pour les deux années et deux conditions (fertilisé ou non fertilisé). Les coefficients de plants des plants fertilisés sont approximativement 2 fois plus élevés que ceux non fertilisés, et cela s'explique par une amplitude plus élevée de la courbe des coefficients de plants fertilisés.

La seconde étude a été conduite par Frédette et al. (2019) sur un marais filtrant, opérer en condition saturée. L'évapotranspiration a été estimée à partir des mesures de transpirations des saules pour l'année 2 et 3 de croissance du cultivar *Salix miyabeana*,'SX67' avec l'ajout de fertilisant. Les racines étaient âgées, lors de l'expérimentation, de 4 et 5 ans, respectivement. Les coefficients de plants maximaux ont été observés au début août. Les coefficients de plants pour la seconde année sont plus élevés que ceux de la troisième année, ce qui s'explique par la plus grande croissance des plants lors de la deuxième année.

Les différences entre les deux études s'expliquent par la différence entre l'âge des racines, le climat ainsi que les différences physiologiques des deux cultivars. En effet, *Salix miyabeana* possède un *LAI* plus élevé que *Salix alba*, soit 4,5 et 1,6 m^2/m^2, respectivement, ce qui augmente le potentiel d'ET (Tharakan et al. 2005). Les deux études présentent des coefficients de plants élevés.

CHAPITRE 3 OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES SCIENTIFIQUES

Cette section présente l'objectif général, les objectifs spécifiques, les hypothèses de recherche et l'originalité des travaux présentés dans ce mémoire.

3.1.1 Objectif général

L'objectif général de ce projet est de déterminer les conditions optimisant la capacité de traitement des eaux usées municipales des plantations filtrantes de saules utilisés en conditions climatiques québécoises. Les résultats de ces travaux permettront d'augmenter le volume annuel d'eau traité par des plantations filtrantes, améliorer la compréhension sur un tel procédé et diminuer l'impact sur l'environnement des rejets. Le projet pourrait permettre de diminuer les coûts de traitement pour les petites municipalités et permettre d'élargir le champ d'application du procédé.

3.1.2 Objectifs spécifiques

Les objectifs spécifiques du projet concernent le calcul d'un bilan hydrique détaillé, le développement d'une méthode pour préciser les valeurs d'évapotranspiration et aux effets d'ajuster l'irrigation en fonction de l'évapotranspiration. Ces objectifs sont :

1) Déterminer le bilan hydrique de la plantation filtrante (chapitre 5)

2) Développer une méthode pour améliorer l'estimation de l'évapotranspiration du procédé (chapitre 5)

3) Déterminer l'impact d'ajuster le taux d'irrigation en fonction de l'évapotranspiration sur l'efficacité de traitement des eaux usées (chapitre 5)

4) Caractériser expérimentalement les effets du traitement sur la composition chimique du sol. (chapitre 6).

3.1.3 Hypothèses de recherche

Hypothèse scientifique #1

L'utilisation d'un procédé de plantation filtrante de saules traite adéquatement les eaux usées en milieu québécois en procédant de manière efficace à l'enlèvement de la matière organique, de l'azote et du phosphore.

Justification de l'originalité : Le procédé de PFS n'a pas été utilisé à des taux de charges hydrauliques aussi élevés en milieu québécois avant le projet de recherche.

Réfutabilité : L'hypothèse sera réfutée si le procédé ne fonctionne pas en milieu québécois avec ces taux de charge et donc, que les rejets en eau dans l'environnement après le traitement ne sont pas sous les normes de rejet prescrit par le Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées (ROMAEU) de la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE).

Hypothèse scientifique #2

L'application d'un programme d'irrigation suivant la courbe d'évapotranspiration des saules permet d'optimiser les volumes annuels d'eaux traitées.

Justification de l'originalité : Les taux de charges hydrauliques appliqués dans les études sont normalement constants ou varient selon les débits d'eaux usées. L'optimisation des taux de charges hydrauliques variant selon l'évapotranspiration des arbres n'a pas été testée. En pratique, des sondes d'humidité peuvent être utilisées pour contrôler l'irrigation afin d'avoir la teneur en eau souhaitée dans le sol. Une meilleure connaissance de l'ET permet de renforcer le design des plantations filtrantes.

Réfutabilité : L'hypothèse sera réfutée si les variations de taux de charge hydraulique réduisent l'efficacité de traitement des eaux usées.

Hypothèse scientifique #3

Des mesures ponctuelles de transpiration permettent de préciser la courbe d'évapotranspiration annuelle, à partir d'un ratio (coefficient α) entre la transpiration sur le site et la transpiration mesurée dans la littérature.

Justification de l'originalité : L'estimation de l'évapotranspiration est basée sur la transposition directe d'étude prise dans un autre contexte, mais avec les mêmes espèces. La seule manière de prendre en compte les différences dans la composition du sol ou des pratiques agriculturales (engrais, irrigation, etc.) demande de procéder à des estimations intensives d'évapotranspiration. La méthode proposée permettrait de simplifier la quantité de mesure nécessaire et compléter les informations de la littérature.

Réfutabilité : L'hypothèse sera réfutée s'il n'est pas possible de calibrer la méthode du coefficient α. La calibration consiste à appliquer la méthode du coefficient αproposée sur des coefficients de plants (k_c) mesurés sur une première année dans l'étude de Frédette et al. (2019), et généré, à partir de la méthode l'autre année de la même étude. Les coefficients de plants obtenus par l'application de la méthode α devraient être similaire que ceux estimés par Frédette et al. (2019). Une erreur de 10%-15% sera considérée acceptable.

3.1.4 Originalité et retombées du projet

Le projet vise à optimiser la capacité de traitement des eaux usées des procédés de plantations filtrantes de saules. Le taux de charge hydraulique (l'irrigation) appliquée est généralement constant dans les différentes études. L'impact de varier l'irrigation en fonction de l'évapotranspiration sur l'efficacité de traitement et les caractéristiques du sol est méconnue. Ces travaux devraient permettre d'augmenter le volume d'eau annuel qu'il est possible de traiter avec des PFS. Cela devrait permettre de diminuer l'espace requis, et donc les coûts, liés à l'application de PFS. Pour les petites municipalités, le procédé pourrait donc être plus attrayant.

L'évapotranspiration est un élément important du bilan hydrique, mais la méthode d'estimation demande une instrumentation importante pour être précise. Cette imprécision cause une incertitude quant à l'impact réel du procédé sur l'environnement. Augmenter la précision de l'évapotranspiration permettrait donc d'améliorer la compréhension de l'impact du système sur son milieu. Conséquemment, ces travaux renforceront la fiabilité et la prévision des critères de conception des PFS.

Plus spécifiquement, la méthode de calcul la plus répandue pour calculer l'évapotranspiration prend en compte la variation de la météo dans son calcul, mais ne prend pas en compte les variations de pratiques agriculturales (irrigation, engrais, type de sol, etc.) (Pereira et al. 2015). La méthode proposée dans ces travaux propose un ajustement simple qui permettrait de prendre en compte les pratiques agriculturales. Ces travaux pourraient aider à simplifier les estimations d'évapotranspiration, autant dans le contexte de futurs travaux de recherche, que dans l'application du procédé à plus large échelle.

CHAPITRE 4 MÉTHODOLOGIE

Cette section présente la méthodologie du projet. D'abord, les principaux aspects de la méthodologie sont abordés, suivi d'un bref résumé des aspects méthodologiques présentés au Chapitre 5 sont présentés. La présentation de la méthodologie des éléments présentés dans les résultats supplémentaires.

4.1 Présentation générale de la méthodologie

Le projet a été réalisé à St-Roch-de l'Achigan, au Québec. Le système expérimental est installé près de la StaRRE de la municipalité. Une représentation du système et du bilan hydrique est présentée à la Figure 4-1.

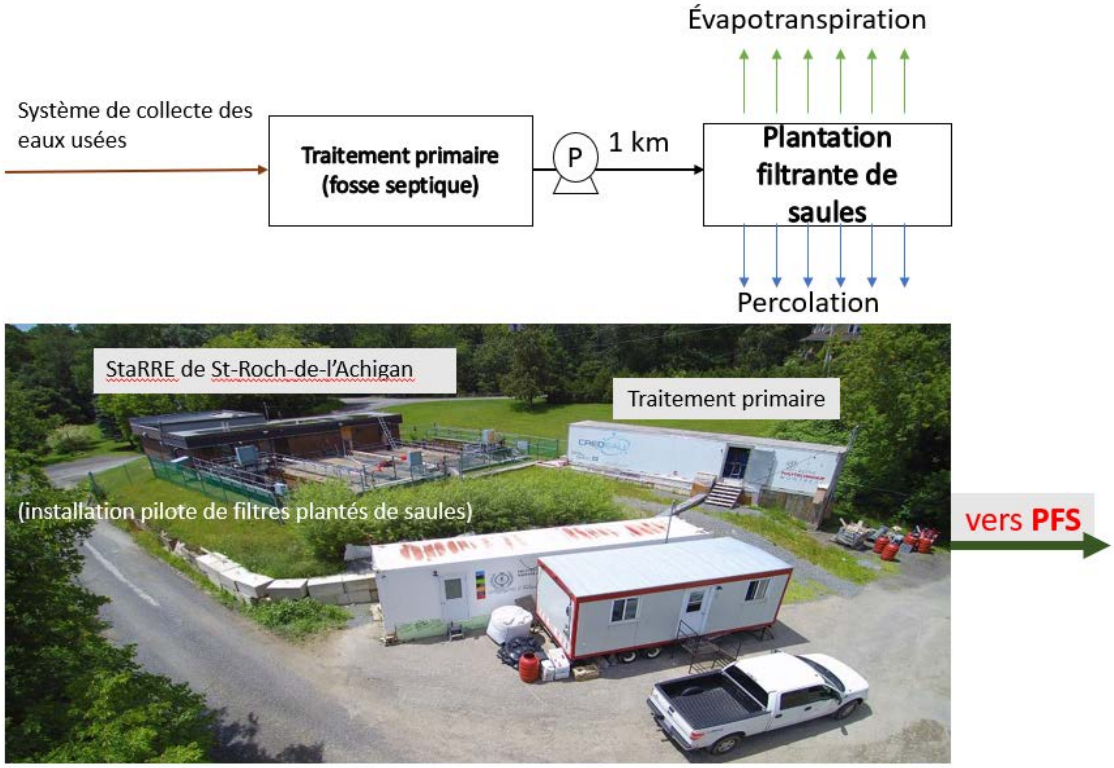


Figure 4-1 Représentation schématique et photo du projet pilote

La photo montre la StaRRE et les installations où le traitement primaire est réalisé. L'eau brute a été d'abord dégrillée (traitement préliminaire), puis pompée vers un traitement primaire, près de la

station. Aucun coagulant n'a été ajouté. L'effluent de la fosse septique était pompé par intermittence sur le site expérimental, 1 km plus loin. Une fois sur le site, l'eau sur la plantation filtrante est soit évapotranspirée (et utilisée par la plante) ou percole vers les eaux souterraines. Un schéma plus détaillé du site expérimental est présenté au Chapitre 5.

Le projet pilote a été caractérisé sur deux aspects principaux : les liquides du système, soit le bilan hydrique et la caractérisation de l'affluent d'eaux usées primaires et de l'effluent, et les solides, soit la matrice de sol de la PFS. La méthodologie et les résultats des analyses liquides sont présentés au chapitre Chapitre 5 (azote, phosphore et matière organique) et au chapitre Chapitre 6 (pH et électro-conductivité). La méthodologie des analyses de sol est décrite à la section 4.3.2.

Les principales caractéristiques des eaux usées primaires irriguées sur le site expérimental sont présentées au Tableau 4-1. Les moyennes ont été calculées à partir de 12 échantillons d'affluent collecté en même temps que les résultats d'effluent. Le nombre de résultats pour chaque paramètre est indiqué à la colonne « N ». La méthodologie de l'échantillonnage est présentée au Chapitre 5.

Tableau 4-1 Caractérisation moyenne de l'affluent primaire

Paramètre	Symbole	Unité	Valeur moyenne	N
Demande chimique en oxygène	DCO	mg DCO/L	290 ± 100	12
Demande chimique en oxygène soluble	DCO_s	mg DCO/L	258 ± 75	12
Matière en suspension	MES	mg MES/L	56 ± 20	12
Matière volatile en suspension	MVES	mg MVES/L	48 ± 16	12
Azote total	NT	mg N/L	42 ±18	8
Azote total Kjeldahl	NKT	mg N/L	42 ± 18	8

Tableau 4.1 Caractérisation moyenne de l'affluent primaire (fin)

Paramètre	Symbole	Unité	Valeur moyenne	N
Azote organique	N_{org}	mg N/L	22 ± 14	8
Azote ammoniacal	NH4	mg N/L	20 ± 6	12
Nitrites et nitrates	NOx	mg N/L	0,06 ± 0,04	12
Phosphore total	PT	mg P/L	4,1 ± 1,8	8
Ortho-phosphate	o-PO_4	mg P/L	2,7 ± 2,3	12
pH	pH	-	7.6 ± 0,3	12
Électro-conductivité	EC	dS/m	1,5 ± 0,5	12
Calcium	Ca	mg/L	98 ± 18	10
Magnésium	Mg	mg/L	29 ± 6	10
Potassium	K	mg/L	10 ± 4	10
Sodium	Na	mg/L	145 ±105	10
Sulfate	SO_4	mg /L	82 ± 27	12
Chlorure	Cl	mg Cl/L	190 ± 197	12

La caractérisation de l'affluent montre une variation dans les échantillons prélevés vu les écarts-types élevés, particulièrement pour les ions comme le sodium et les chlorures. La DCO est majoritairement soluble (258 sur 290 mg DCO/L; 89%). Les matières en suspension sont majoritairement volatiles (48 sur 56 mg/L; 86%). L'azote dans les eaux primaire est presque entièrement sous forme organique et ammoniacale, alors que les NOx sont négligeables. Près de la

moitié de l’azote est soluble, et sous forme minérale. Pour le phosphore, près du 2/3 du phosphore est soluble (2,7 sur 4,1 mg P/L).

4.2 Résumé méthodologique - article 1

Afin d’uniformiser avec la publication antérieure sur ce projet (Lachapelle-T et al. 2019), la nomenclature des traitements étudiés est différente dans le présent document et le chapitre 5. Ce mémoire utilise le terme « dose » afin de décrire les traitements appliqués et le chapitre 5 le terme « loading ». La correspondance est présentée au Tableau 4-2

Tableau 4-2 Correspondances de la terminologie entre le mémoire et l'article 1 (chapitre 5)

Mémoire Terminologie (abréviation)	Article 1 (Chapitre 5 Terminologie (abréviation)
Contrôle (S0)	Control (C)
Dose 0 (D0)	Loading 0 (L0)
Dose 1 (D1)	Loading 1 (L1)
Dose 2 (D2)	Loading 2 (L2)

Afin d’éviter la redondance, les principaux éléments de la méthodologie de l’article 1 sont résumés au Tableau 4-3. La méthodologie complète et détaillée est présentée au chapitre 5. Le résumé présente, en ordre, la méthodologie de la description du site, de l’expérimentation, des mesures de conductance stomatale, photosynthèse et WUE, suivi des calculs de transpiration et d’évapotranspiration. La calibration de la méthode du coefficient α est brièvement expliquée, suivie du bilan hydrique et des méthodes de caractérisation de l’efficacité de traitement des eaux usées du système. Finalement, la méthode statistique est abordée.

Tableau 4-3 Résumé de la méthodologie appliquée au chapitre 5

Activité	**Résumé de la méthodologie**
Description du site	• Proche de la StaRRE de St-Roch-de-l'Achigan - • Climat continental humide • Température moyenne annuelle (2003-2017): ▪ Minimum : 1 ± 12 ˚C ▪ Maximum : 11 ± 13 ˚C • Conditions météo moyenne 1er mai – 31octobre o 2006-2016 : ▪ Température minimum : 10,3 ± 5.7 ˚C ▪ Température maximum : 21,6 ± 6.4 ˚C ▪ Précipitation : 600 mm o Expérimentation : 2017 ▪ Température moy. Min. : 9,8 ± 5,6 ˚C ▪ Température moy. Max. : 22,1 ± 6,5 ˚C ▪ Précipitation : 680 mm • Caractéristique du champ: o 16000 plants/ha o *Salix miyabeana* 'SX67' o Sable silteux (0 – 30 cm) o Sable (30 – 70 cm) o Argile (> 70 cm) • Historique du site : o Expérimentation précédente sur le site : ▪ 2008-2012 : Irrigation d'eaux usées municipales secondaires (Guidi Nissim et al. 2015, Jerbi et al. 2014) o Arbre planté en 2008 o Arbre récolté à l'automne 2011 et 2015 • Pendant l'expérimentation, les tiges avaient 1 ans (2016) et 2 ans (2017)

Tableau 4.3 Résumé de la méthodologie appliquée au chapitre 5

Activité	**Résumé de la méthodologie**

Description de l'expérimentation	• Durée de deux ans :
	  o 2016 : 20 Juillet au 8 novembre (111d)– Taux de charge hydraulique constant (Lachapelle-T et al. 2019)
	  o 2017 : 29 Mai au 8 novembre (163d) – Taux de charge hydraulique (TCH) variable
	• 4 traitements analysés (TCH théorique) (Irrigation de base ; Irrigation augmentée)
	  o Témoin : Aucune irrigation (0 ; 0)
	  o Dose 0 : Irrigation avec de l'eau potable (10 ; 16 mm/d)
	  o Dose 1 : Irrigation avec de l'eau primaire municipal (10 ; 16 mm/d)
	  o Dose 2 : Irrigation avec de l'eau primaire municipal (15 ; 24 mm/d)
	• 3 parcelles réplicas par traitement (total 9 parcelles irriguées, 3 non-irriguées)
	  o 108 m^2 (72 m^2 irriguée)
	• 3 lysimètre (point d'échantillonnage des eaux) à 60 cm pour chaque parcelle irriguée (*Soilmoisture Equipment Corp. 1900L* Échantillonnage proche de la surface)
	• Échantillonnage des lysimètres (eaux dans la rhizosphère) et de l'affluent tous les 2 semaines
	  o 2016 : 8 échantillonnages
	  o 2017 : 12 échantillonnages
	• 27 échantillons par échantillonnage (total de 540 échantillons en deux ans)
	• Pression de 60 kPa dans les lysimètre (méthode du manufacturier). Les lysimètres échantillonnent l'eau de la rhizosphère à 60 cm de profondeur (après la fin du traitement) avec un diamètre de 1,4 μm
	• Données météorologiques collectée sur le site, aux 30 minutes (*Vantage Pro2, Davis instruments*)
	• Les débits d'eaux usées (D1 et D2) irriguée sont mesurés par débitmètre magnétique à la sortie de la fosse septique
	• Les débits des parcelles d'eau potable (D0) sont mesurés par un débitmètre à palette installée à l'entrée des parcelles, directement sur le site.

Conductance stomatale, photosynthèse et WUE_i	• Mesures de la conductance stomatale ('G_s'; vapeur d'eau en mmol H_2O m^{-2} s^{-1}) et de la photosynthèse ('A'; Taux d'assimilation de CO_2 en μmol CO_2 m^{-2} s^{-1}) (*LI-COR 6400 XTR Biosciences, Lincoln, Nebraska*)
	  o 3 campagnes de mesures : 7 Août 2017, 21 août 2017 et 21 septembre 2017
	  o 4 arbres par parcelle, une feuille par arbre (48 mesures par jour)
	• L'efficacité d'utilisation de l'eau (*WUE; Water Use Efficiency)* (WUE= A/G_s).

Tableau 4.3 Résumé de la méthodologie appliquée au chapitre 5

Activité	Résumé de la méthodologie
Calcul de la transpiration	• $T_{SX67} = G_s * LAI_{active} * \frac{VPD}{p}$ • T_{SX67} : Transpiration des saules. Dans le cas de l'expérimentation, l'hypothèse est posée que la transpiration correspond à l'évapotranspiration des saules. Plus de détails au chapitre 5. • $T_{SX67} = ET_{SX67}$
Calcul de l'ET	• $ET_c = (\alpha * ET_0) * k_c$ o ET_c= Évapotranspiration des plants de saules (mm/d) o $\alpha =$ Coefficient de correction (sans unité) o $\alpha = \frac{Transpiration_{tr}}{Transpiration_{st}} = \frac{\left(Gs_{tr} * LAI_{tr} * \frac{VPD_{tr}}{p}\right)}{\left(Gs_{st} * LAI_{st} * \frac{VPD_{st}}{p}\right)}$ o ET_0 : Évapotranspiration de référence calculée par l'équation de Penman-Monteith Equation (mm/d) (Allen et al. 1998) o k_c : Crop coefficient (sans unité) o Gs : conductance stomatique (mm H_2O m^{-2} d^{-1}) o LAI : Leaf Area Index (m^2 leaf / m^2 soil) o Tr : Traitement pour laquelle la correction est appliquée o Mod : Valeur provenant de l'étude qui est comparée • Plus de détails sur les hypothèses qui soutiennent la méthode α au chapitre 5.
Calibration de la méthode du coefficient α	• Utilisation des données de Frédette et al. (2019), présentant des coefficients de plants pour le cultivar *Salix miyabeana* 'SX67'. Les k_c sont estimés à partir d'un modèle basé sur des mesures de conductance stomatique. • Application de la méthode du coefficient α sur une des deux années par rapport à l'autre (Année 1/Année 2). La méthode devrait générer des k_c pour l'année 1. Les k_c générés devraient être similaires au k_c estimés dans l'étude de (Frédette et al. 2019)
Bilan hydrique	• $Irr. + Pr = ET + DP$ • La montée capillaire des eaux (*CP*; *Capillary rise*) et le ruissellement sont posés comme nul • Irr = Irrigation • Pr = Précipitation, pluie • DP = Percolation profonde (*DP ; deep percolation*)

Tableau 4.3 Résumé de la méthodologie appliquée au chapitre 5 (fin)

Activité	Résumé de la méthodologie
Caractérisation des eaux usées	• Méthode d'analyse utilisée : o PT, NTK, NOx, NH4 --> Système d'analyse d'injection (Quickchem 8500, Lachat Instruments) Méthode colorimétrique (APHA et al. 2012) o DCO : Méthode colorimétrique Hach (Hach method 8000, APHA et al. (2012)) o Conversion DCO vers la DBO_5 à partir de ratio typique (EnviroSim Associates Ltd 2015) o Mesure faite sur l'affluent brut et l'affluent filtré à 1,2 μm et 0,45 μm pour estimer la fraction colloïdale et soluble o Plus de détails en Annexe.
Efficacité de traitement	• Charge à l'affluent : Concentration du paramètre à l'affluent (mg/L)* volume d'affluent (irrigation) • Charge à l'effluent : Concentration du paramètre à l'effluent (mg/L) *Volume de la percolation profonde (déduit à partir du bilan hydrique).
Analyse statistique	• ANOVA avec un p-value 5% réalisé sur la A, la G_s et le WUE. • Modèle utilisé sur le logiciel JMP 14 (SAS Institute, Cary, NC) o Quatre doses (témoin, D0, D1 et D2) o Trois blocs de répliquas, comme des facteurs randomisés (trois par dose) o La normalité des résidus a été validée avant l'analyse o Les données ont été transformées en log pour G_s

4.3 Méthodologie complémentaire

Cette section présente la méthodologie des résultats complémentaires présentés au Chapitre 6. Les méthodes d'analyse des résultats de caractérisation des eaux usées qui n'ont pas été présentés aux Chapitre 5 sont présentées, suivies de la méthodologie liée aux analyses de la composition du sol. Les détails de la méthodologie des analyses sont présentés en annexe.

4.3.1 Caractérisation des eaux usées supplémentaires

Le pH et l'électro conductivité des échantillons (affluent et effluent) ont été réalisés sur les eaux échantillonnées au cours du projet. Les détails de la procédure d'échantillonnage sont présentés au Chapitre 5. L'eau potable a été caractérisée huit fois en 2017. Le sodium (Na), le calcium (Ca) et le magnésium (Mg) ont été mesurés sur les échantillons de l'affluent par chromatographie ionique (ICS 5000 AS-DP DIONEX Thermo Scientific). Le ratio SAR a été calculé à partir de l'équation 1 :

$$SAR = \frac{Na^{+}}{\sqrt{\frac{(Ca^{2+}+Mg^{2+})}{2}}} \tag{1}$$

où les concentrations des cations Na^{+}, Ca^{2+} et Mg^{2+} sont exprimées en méq/L.

Des sondes de teneur en humidité (Decagon EC-5; fréquence de collecte au 10 minutes) installées à 30 cm de profondeur, calibré selon les directives du fabricant. Les sondes ont été installées dans la parcelle D0-2. Les résultats de 2016 ont été publiés par Lachapelle-T et al. (2019). Certaines problématiques dans la collecte des données pour 2017 ont causé la perte de données entre le 17 juillet et le 26 août et le 13 octobre et le 27 octobre 2017.

4.3.2 Caractérisation chimique du sol

4.3.2.1 Campagne d'échantillonnage des sols

Trois campagnes d'échantillonnage du sol ont été organisées en vue de caractériser l'évolution des propriétés chimiques du sol, au fil de l'expérimentation. Une première analyse a été effectuée à la fin de la première année, le 16 novembre 2016. Les résultats sont publiés par Lachapelle-T et al. (2019). Les deux autres échantillonnages ont eu lieu avant et à la fin de l'irrigation, soit les 17 mai 2017 et le 16 novembre 2017, respectivement.

Un schéma représentant le plan d'échantillonnage des campagnes de 2017 est présenté à la Figure 4-2.

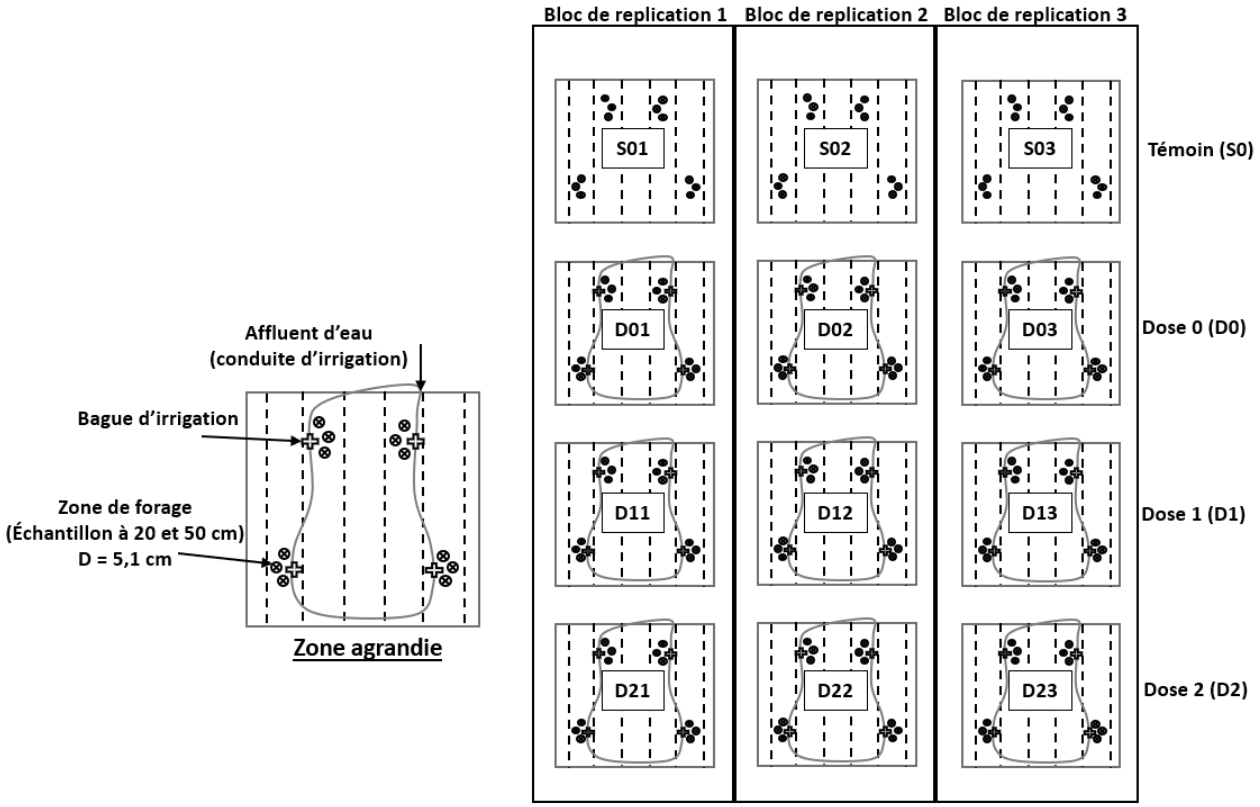


Figure 4-2 Localisation typique des forages dans les parcelles pour les deux campagnes de 2017

Les quatre traitements étudiés, soit la dose 0 (D0), dose 1 (D1), la dose 2 (D2) et la zone témoin (S0) ont été échantillonnés. Pour chaque campagne d'échantillonnage, quatre échantillons composites, à deux profondeurs différentes (20 ± 3 et 50 ± 3 cm) ont été prélevés dans chaque parcelle, autour des bagues d'irrigation, pour un total de 96 échantillons (8 échantillons par parcelle, trois parcelles par dose, quatre traitements étudiés). Les échantillons composites sont faits à partir de trois différents forages effectués avec une tarière manuelle de 5,1 cm de diamètre. Les échantillons à 20 cm étaient situés dans un sable silteux alors que ceux à 50 cm dans du sable.

4.3.2.2 Caractérisation des sols

Les sols ont été caractérisés sur une série de paramètres qui permet d'évaluer l'effet du traitement appliqué par rapport à l'évolution de parcelle témoin située en amont des parcelles de traitement. Un résumé des paramètres analysés est présenté au Tableau 4-4. Le détail de la méthodologie est

présenté à l'annexe B. Il est indiqué entre parenthèses sous quelle forme le paramètre mesuré est présenté. Les détails des calculs des indices sont présentés à la section 4.3.2.3.

Tableau 4-4 Résumé des paramètres analysés dans le cadre du projet

Paramètre	Symbole	Unités
Matière organique	MO	% du sol
Humidité relative	HR	% du sol
Nitrites et nitrates	NOx	mg N/kg sol
Ammoniaque total	NH4	mg N/kg sol
Phosphore assimilable (P/Al et P/(Al + Fe))	P_{assi}	mg P/kg
pH-$CaCl_2$	pH($CaCl_2$)	-
Électroconductivité	EC	dS/m
Aluminium échangeable (P/Al et P/(Al + Fe))	Al	mg Al/kg sol
Fer échangeable (P/Al et P/(Al + Fe))	Fe	mg Fe/kg sol
Calcium échangeable (CEC)	Ca	mg Ca/kg sol
Magnésium échangeable (CEC)	Mg	mg Mg/kg
Potassium échangeable (CEC)	K	mg K/kg sol

Les paramètres mesurés sont ramenés soit en fonction d'une fraction de sol, ou d'une masse de sol sèche afin d'uniformiser les mesures. Chacun des paramètres a été mesuré pour tous les échantillons de 20 et 50 cm de profondeur, pour les deux campagnes d'échantillonnage en 2017. Les résultats d'analyse sous la limite de détection ont été considérés comme étant la valeur de ladite limite de détection. (Croghan and Egeghy 2003)

4.3.2.3 Calcul des indices

La capacité d'échange cationique (CEC), en cmol/kg, a été calculée avec les ions Ca, Mg et K converti en cmol suivant l'équation 2 (Havlin et al. 2013) :

$$CEC = \frac{Ca}{200} + \frac{Mg}{120} + \frac{K}{390} \quad (2)$$

Les indices de saturation du phosphore dans le sol ont été calculés avec les concentrations en mg/kg d'o-PO_4, de fer et d'aluminium échangeable dans le sol. Les deux indices, P/(Al + Fe) et P/Al, ont été calculés. (Beaudin et al. 2008)

4.3.2.4 Analyses statistiques

Les résultats des analyses de sol ont été sujets à des analyses statistiques afin de vérifier (1) la différence entre les traitements et (2) la variation dans le temps. Le plan expérimental du modèle est présenté à la Figure 4-2. Les blocs présentés sont considérés comme étant des variables aléatoires. Les analyses ont été effectuées sur le logiciel JMP 14 (SAS Institute, Cary, NC).

(1) Le modèle statistique construit afin de vérifier la différence entre les traitements (S0, D0, D1 et D2) sur les paramètres mesurés et en prenant en compte les variations dans l'espace, de profondeur et de temps se résume par l'Équation 3 :

Y= Effet bloc (1-2-3), traitement (S0, D0, D1, D2), profondeur (20, 50 cm) et temps (échantillonnage 17 mai 2017 et 16 novembre 2017)

Tel que :

$$Y11 * Y12 * Y22 * Y21 = Bloc + traitement + Bloc * traitement \quad (3)$$

Où

Y1=L'effet de la profondeur (20 et 50 cm)

Y2= Temps (échantillonnage 2 et 3)

Traitement = Dose 2 (D2), dose 1 (D1), dose 0 (D0) et témoin (S0) (voir Figure 4-2)

Bloc = Bloc de réplication 1, 2 et 3 (voir Figure 4-2)

Une analyse des mesures répétées a été menée afin de vérifier l'effet moyen des paramètres, plus spécifiquement que l'effet unique du temps*profondeur par rapport au traitement

(dose) était significatif ($p < 0,05$). Par la suite, l'ANOVA et l'analyse post-hoc sont réalisées (étude des univariées) avec un niveau de signification de 5% afin de déterminer si le traitement (S0, D0, D1 et D2) avait un effet significatif sur les paramètres analysés. La normalité des résidus a été vérifiée visuellement pour chacun des paramètres analysés. Lorsque l'hypothèse de normalité des résidus n'était pas conforme, les données du paramètre ont été log transformé à des fins d'analyses statistiques. La méthode de Tukey (*Tukey's honest significance test*) avec un niveau de signification de 5% a été appliquée post-hoc pour déterminer la différence statistique entre les doses sur les différents paramètres.

(2) La méthode utilisée pour déterminer la variation des concentrations dans le temps selon la profondeur des échantillons, en prenant compte des différences entre les blocs randomisés et le traitement, est effectuée à partir du même plan expérimental. Puisque les échantillons sont prélevés dans la même zone pour chaque période d'échantillonnage, les résultats d'analyse sont d'abord soustraits entre eux selon les combinaisons suivantes :

- Résultats du 16 novembre 2017 (3) – Résultats du 16 novembre 2016 (1)
- Résultats du 16 novembre 2017 (3) – Résultats du 17 mai 2017 (2)
- Résultats du 17 mai 2017 (2) – Résultats du 16 novembre 2016 (1)

Si le paramètre ne change pas dans le temps, le résultat de la soustraction devrait être zéro. Une analyse de la distribution des échantillons, plus spécifiquement, un test de moyenne est donc effectué pour chacune des doses, pour chaque date et chaque profondeur afin de vérifier si le résultat de la soustraction est différent de zéro. Un seuil de signification de 5% a été utilisé.

4.4 Évapotranspiration

L'évapotranspiration des saules n'a pas été mesurée en continu de l'expérimentation et a donc été due être calculé. Les détails méthodologiques du calcul et de la méthode d'estimation sont

présentés au Chapitre 5. Cette section vise toutefois à faire un rappel théorique des principales étapes de base de l'estimation de l'évapotranspiration.

La méthode de la FAO, basée sur l'équation de Penman-Monteith est reconnu et largement utilisé dans le monde scientifique pour estimer l'évapotranspiration (Pereira et al. 2015). La méthode se résume par la combinaison de l'évapotranspiration de référence, c'est-à-dire l'évapotranspiration d'une surface gazonnée (ET_0 en mm/d) par un coefficient de plant spécifique au type de plants utilisés (k_c adimensionnel), telle que présentée l'Équation 4:

$$ET_c = ET_0 * k_c \tag{4}$$

Où ET_c est l'évapotranspiration des plants (mm/d)

ET_0 est calculé journalièrement en fonction des données météo (température, vitesse du vent, radiation solaire) et de la localisation géographique du site (Allen et al. 1998). Le calcul de ET_0 a été fait à partir de l'équation de Penman-Monteith (Équation 5; Allen et al. (1998)), tel que proposé par la méthode du rapport FAO-56:

$$ET_0 = \frac{\left(0.408*\Delta(Rn - G) + \Upsilon*\left(\frac{900}{(T+273)}\right) * u2 * (es - ea)\right)}{\Delta + \Upsilon(1+0.34*u2)} \tag{5}$$

où

Δ : Pente du déficit de vapeur (*Slope vapour pressure deficit* ; kPa)

R_n : Radiation solaire nette à la surface de la plantation (*Net radiation at the crop surface*; MJ m^{-2} d^{-1})

G : Densité du flux de chaleur du sol (*soil heat flux density* ; MJ m^{-2} d^{-1})

T : Température de l'air à 2m de hauteur (*Air temperature at 2m height*; ˚C)

u_2 : Vitesse du vent à 2 m de hauteur (*Wind speed at 2m height*; m s^{-1})

e_s: Saturation de la pression de vapeur (*Saturation vapour pressure*; kPa)

e_a : Pression de vapeur actuelle (*Actual vapour pressure*; kPa)

$e_s - e_a$: Saturation du déficit de pression de vapeur (*Saturation vapour pressure deficit*; kPa)

Υ: Constante psychométrique (*psychometric constant*; kPa ˚C^{-1})

Pour calculer l'évapotranspiration, la radiation nette utilisée (Rn) doit être calculée à partir de la différence entre la radiation entrante nette à courte longueur d'onde (*incoming net shortwave radiation ;* R_{ns}) et la radiation sortante nette à grande longueur d'onde (*outgoing net longwave radiation;* R_{nl}). La radiation solaire mesurée par la station météo (R_s) est utilisée pour estimer R_{ns} et R_{nl}, et non pas directement dans l'équation 4.

Les k_c utilisés proviennent d'étude connexe et sont distribués dans le temps afin d'avoir un coefficient de plant pour chaque journée. L'estimation des coefficients de plants représente un aspect important couvert au Chapitre 5 où une nouvelle méthode est suggérée afin de permettre d'améliorer la précision et la transférabilité des k_c.

4.5 Ajustement et bilan hydrique

L'évapotranspiration est une composante importante du bilan hydrique, mais le bilan hydrique représente également un outil important pour déterminer l'évapotranspiration qui peut survenir sur le terrain. D'une part, le bilan hydrique permet de déterminer la quantité d'eau lixiviée vers l'eau souterraine. D'autre part, le bilan hydrique permet de procéder à l'ajustement de la quantité d'eau évapotranspiré, en fonction de l'eau disponible (*total available water; TAW*) et l'eau facilement disponible (*readily available water; RAW*). Le ET_c calculé précédemment représente donc l'ET maximum potentiel, mais doit être ajusté ($ET_{c,aj}$). L'ajustement se fait selon la méthode proposée par Allen et al. (1998), après le calcul journalier du ET_c. Un exemple de chiffrier de calcul est présenté en annexe.

La méthode consiste à déterminer, au début de la journée, l'épuisement en eau de la zone racinaire (D_r; *root zone depletion*). Le D_r est compris entre 0 et le TAW. Le D_r au début de la journée ($D_{r,i\ initiale}$) est déterminé en fonction du moment de la dernière précipitation ou irrigation. Dans le cas du projet, puisque le moment de l'irrigation était variable et dans le but de simplifier le calcul, le $D_{r,i\ initiale}$ est considéré comme correspondant au D_r de la fin de la journée précédente ($D_{r,\ i-1\ fin}$). À partir de cette valeur, les différents paramètres qui permettent d'ajuster la valeur de $ET_{c,aj}$ peuvent être calculés. Le calcul de p, soit la fraction d'eau moyenne disponible pouvant être prélevée du sol par la plante avant de causer un stress sur celle-ci est présenté à l'équation 6. À noter que la valeur de p_5 utilisé correspond à 0,3, c'est-à-dire la valeur recommandée par Allen

et al. (1998) pour des espèces avec des racines peu profondes et un haut taux de ET_c (> 8mm/d). Le calcul du RAW et le calcul du facteur de réduction de la transpiration selon l'eau disponible dans le sol (K_s) est défini à l'équation 7 et l'équation 8. L'ajustement de l'ET est présenté à l'équation 9. Toutes ces équations proviennent de Allen et al. (1998). Les calculs sont effectués pour un jour *i*.

$$p_i = p_5 + 0{,}04(5 - ET_{c,i}) \tag{6}$$

$$RAW_i = p_i * TAW \tag{7}$$

où TAW=24,6 mm (Lachapelle-T et al. 2019)

$$K_{s,i} = \frac{TAW - D_{r,i}}{TAW - RAW_i} \tag{8}$$

$$ET_{c,aj,i} = K_{s,i} * ET_{c,i} \tag{9}$$

Un bilan hydrique est ensuite fait en vue de déterminer l'eau en surplus dans la matrice de sol qui lixivie vers l'eau souterraine. Le bilan hydrique est présenté à l'équation 10. Le ruissellement est considéré comme nul (*runoff, RO)* et les précipitations (Pr) sont considérées comme étant uniformes sur le site. Finalement, l'épuisement de la zone racinaire est calculé à nouveau, à la fin de la journée ($D_{r,\ i,fin}$). La remontée capillaire (CR) des eaux souterraines est considérée comme nulle. Cette hypothèse est expliquée, d'une part, par la période de calcul (Allen et al., 1998) et d'autre part, puisque les puits d'observations installés à 1 m de profondeur mesurés toutes les deux semaines étaient vides pour l'ensemble de la période d'expérimentation, indiquant que le niveau de la nappe phréatique était bas. Le calcul de l'épuisement est défini à l'équation 11.

$$DP_i = (Pr_i - RO_i) + Irr_i - ET_{c,i} - D_r, i\ initiale \geq 0 \tag{10}$$

$$D_{r,i} = D_{r,i\ initiale} - (Pr - RO)_i - Irr_i - CR_i + ET_{c,aj\ i} + DP_i \tag{11}$$

CHAPITRE 5 ARTICLE 1 - OPTIMIZATION OF THE WASTEWATER TREATMENT CAPACITY OF A SHORT ROTATION WILLOW COPPICE VEGETATION FILTER

Simon Amiot[1,2]*, **Ahmed Jerbi**[2,3], **Xavier Lachapelle-T.**[3], **Chloé Frédette**[2,3], **Michel Labrecque**[2], **Yves Comeau**[1]

1: Department of Civil, Geological and Mining Engineering – Polytechnique Montreal 2900 Edouard-Montpetit blvd, Montreal, QC, CANADA H3T 1J4

2: Department of Biological science– Université de Montréal, 4101 Sherbrooke East, Montréal, QC, CANADA H1X 2B2

3: Institut de recherche en biologie végétale, 4101 Sherbrooke East, Montréal, QC, CANADA H1X 2B2

4: Ramea phytotechnologies, 517 Rang du Ruisseau-des-Anges S, Saint-Roch-de-l'Achigan, QC, CANADA J0K 3H0
*Corresponding author: simon.amiot@polymtl.ca ; Department of Civil, Geological and Mining Engineering – Polytechnique Montreal 2900 Edouard-Montpetit blvd, Montreal, QC, CANADA H3T 1J4

Keywords:

Wastewater treatment, Municipal wastewater, Evapotranspiration, Willow, short rotation coppice, vegetation filters

This article as been submitted to Water Research - October 8th, 2019.

Abstract

The objective of this study was to determine the conditions optimizing the wastewater treatment efficiency of a short rotation willow coppice (SRWC) plantation used as a vegetation filter to treat small municipal primary effluents (with less than 800 population equivalent). With the aim of maximizing the annual amount of wastewater treated, the effect of adjusting the irrigation rate according to the estimated evapotranspiration was tested at demonstration scale under humid continental climate conditions. We proposed a new method to calculate the evapotranspiration rate from plant physiological data, introducing an α factor based on direct transpiration measurements. This method increased the accuracy of the water balance, with a prediction of the crop coefficient (k_c) based on either an annual average approach (r^2 of 0.88) or a monthly approach (r^2 of 0.94). This led to a more precise estimation of the pollutant loading reaching groundwater and could be used after the plantation establishment, as a fine-tuning tool. Adjusting the irrigation rate to that of evapotranspiration between May and October led to an annual increase of 2 mm/d (around 0.35 m3/m2 per growing season) in irrigation rate, while maintaining a pollutant loading removal efficiency of at least 96% for organic matter, 99% for total phosphorus and 93% for total nitrogen. A high irrigation rate at the end of the season caused nitrogen leaching into groundwater, indicating that the irrigation rate should be decreased in October, when willow growth is greatly reduced.

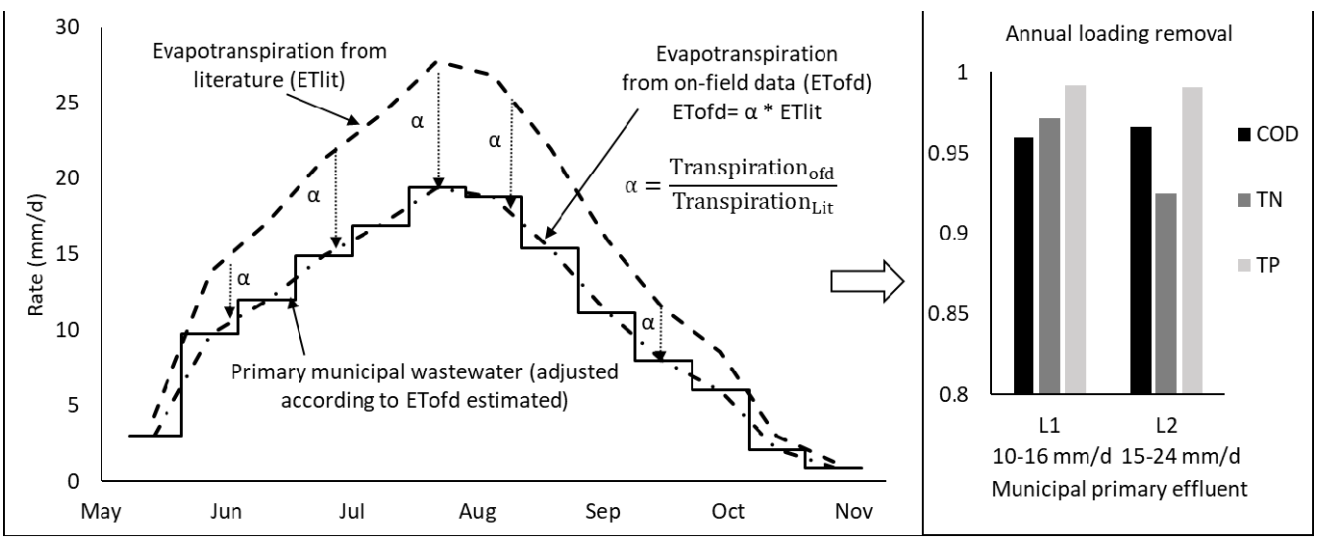


Figure 5-1 Chapter 5 - Graphical abstract

5.1 Introduction

Short rotation willow coppice (SRWC) used as a vegetation filter represents a wastewater treatment process that could be used by small municipalities (e.g. 300 to 800 population equivalent) (Dimitriou and Aronsson 2011, Guidi Nissim et al. 2015, Hasselgren 1998, Lachapelle-T et al. 2019). The efficiency of such treatment depends on critical parameters such as soil conditions, plant physiological characteristics and wastewater irrigation rate.

Soil texture and composition affect how water percolates and becomes available to plants. Compared to sandy-based soils, clay-based ones retain more water. Being denser, clay soil negatively affects plant growth by restricting root penetration and elongation (Lafleur et al. 2016). Soils with high clay content are mainly associated with high level of organic components and nutrient adsorption, which help maintain the concentration of nutrients in solution over time i.e. soil fertility (Havlin et al. 2013). Conversely, sandy soils have a higher hydraulic conductivity, which improves water infiltration. However, less water and nutrients are retained within a sandy soil matrix. Sandy-based soils are also more easily aerated than clay, which favors the decomposition of organic matter (Van Veen and Kuikman 1990).

The selection of plant types for use in wastewater treatment by short rotation coppice vegetation filter depends on the desired goal, which can be to maximize (e.g. zero-discharge wetland) or minimize the evapotranspiration rate (in an arid climate) (Headley et al. 2012). Fast-growing willow shrubs are a good choice for humid climate, under which maximizing evapotranspiration is desirable to minimize water discharge. Willows high water demand will result in greater treatment capacity (Guidi Nissim et al. 2015, Jørgensen and Schelde 2001).

Willow characteristics (root depth, growth rate, leaf area, etc.) vary according to the cultivar and have a strong effect on the evapotranspiration rate (Lafleur et al. 2016, Tharakan et al. 2005). Salix miyabeana has been studied extensively and has exhibited good performance for environmental purposes in various projects in Eastern Canada (Guidi Nissim et al. 2015, Guidi Nissim et al. 2013, Guidi Nissim et al. 2014, Jerbi et al. 2014, Lachapelle-T et al. 2019, Mirck and Volk 2010).

The evapotranspiration rate affects wastewater treatment efficiency. A high evapotranspiration rate leads to a reduction in the mass of contaminants discharged but, in some cases, may result in an

increase in the pollutant concentration in the water treated due to the reduction of dilution water (Zhao et al. 2012). Evapotranspiration (ET) also affects amount water discharge to groundwater by leaching, known as deep percolation (DP). Setting aside runoff and capillary layer rise, the DP can be calculated from the water balance, including irrigation (Irr) and rain, according to equation 1 (Allen et al. 1998):

$$DP = (Irr.+ Rain)IN - ET \quad (1)$$

The evapotranspiration rate is often estimated by the Penman-Monteith equation combined with crop coefficients (kc) measured for a given species watered as needed (Allen et al. 1998). The kc curve provides the seasonal tendency of the plant's evapotranspiration rate, but it is recommended that local data be collected to consider specific cultural practices and regional pedoclimatic conditions (Pereira et al. 2015). Without specific on-site data, the uncertainty in water balance becomes high, increasing the risks of discharging high loads of pollutants to the groundwater. Thus, there is a need to develop a method to adapt the crop coefficient derived from the literature to on-site conditions.

To optimize wastewater treatment efficiency, the irrigation rate is more important to consider than plant selection or soil type (Jonsson et al. 2004). A high irrigation rate favors a higher rate of pollutant loading removal but may result in increased deep percolation (or runoff). A low irrigation rate leads to a better groundwater infiltration water quality but a lower treatment capacity (Jonsson et al. 2004).

When the irrigation rate is kept constant over the growing season, it will often result in an imbalance between the needs of plants for water nutrients and their availability throughout the growing season (Lachapelle-T et al. 2019). The irrigation rate can be adjusted according to ET and meteorological conditions, such as daily, seasonal and annual variations. Increasing the irrigation rate may change soil water saturation and aeration, and its effects on groundwater water quality is not well understood. Changes in soil conditions can affect biological treatment (Havlin et al. 2013). Soil moisture sensors can be used to monitor the amount of water needed to maintain adequate conditions and modulate the influent flow rate (Cardenas-Lailhacar and Dukes 2010, Romano 2014).

Willow biomass yield (which is related to ET) varies depending on the number of years of plant growth and coppicing (Volk et al. 2011). Variations make the design more difficult to implement reliably, when it is not possible to measure ET extensively. A better knowledge of the expected evapotranspiration, however, would improve the design reliability and predictability. The originality of this work was to suggest a new approach to help fine-tune irrigation design over the years with in-field ET measurements.

The objective of this study was to determine the condition optimizing the wastewater treatment capacity of an SRWC vegetation filter to treat municipal wastewater. It also aimed to develop a method to adjust the crop coefficient from plant physiological data and to determine the consequences on the quantity and quality of the deep percolation water. Four different loadings were studied in a two-year demonstration scale project. The water balance and the water treatment efficiency were characterised for every loading over the two growing seasons to optimise the SRWC vegetation filter treatment efficiency.

5.2 Materials and methods

5.2.1 Experimental site

The SRWC vegetation filter was installed in a two-hectare willow plantation (Salix miyabeana ‘SX67’ at 16 000 plants/ha) established in 2008 and harvested in 2011 and 2015 (two-year-old stems on ten-year-old plants in the fall of 2017). The experimental site is located near the local water resource recovery facility (WRRF) of St-Roch-de-l’Achigan, Québec, Canada (45˚51’29” N, 73˚35’36” W, 52 m above sea level). From 2008 to 2012, an experiment was conducted with a secondary municipal effluent on the same plantation. (Guidi Nissim et al. 2015, Jerbi et al. 2014).

The climate of the region is humid continental with marked seasonal temperature variations. The nearest weather station is located 15 km away at l’Assomption, Québec (45˚48’34’’N, 73˚26’05’’O) and, for the period from 2003 to 2017, it recorded an annual average minimum and maximum temperature of 1 ± 12 ˚C and 11 ± 13 ˚C, respectively. On site measurements were recorded during the study.

Between May 1 and October 31, 2017, the on-site weather station measured average minimum and maximum temperatures of 9.8 ± 5.6 ˚C and 22.1 ± 6.5 ˚C, respectively, close to the 10.3 ± 5.7 ˚C and 21.6 ± 6.4 ˚C values for the 2006 to 2016 period recorded by Environment Canada (2018). The local WRRF measured total rainfall during the growing season of 680 mm, which was higher than the average of 602 mm observed for the last 10 years by Environment Canada (2018) (Figure 5-2).

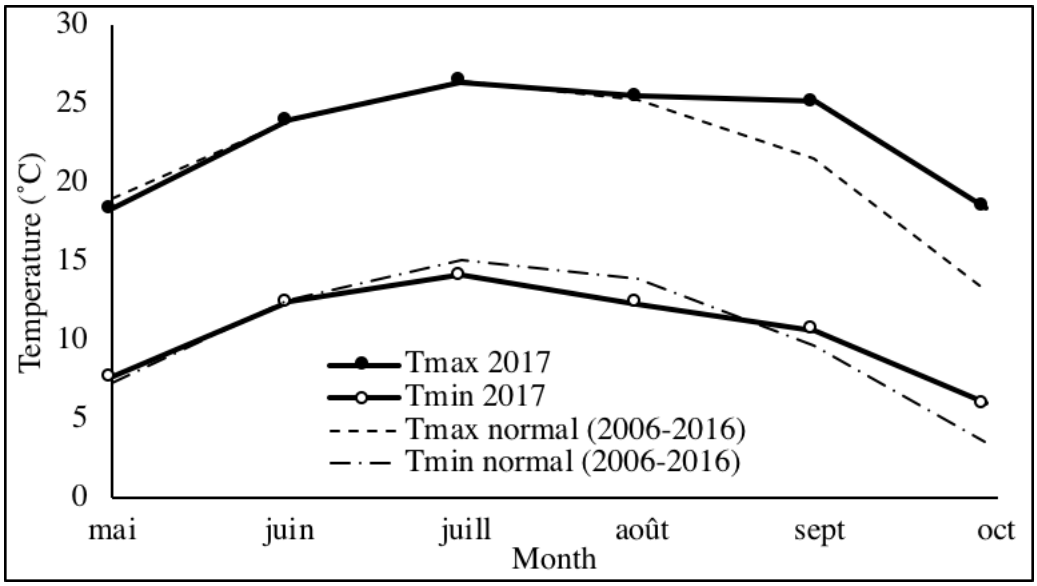


Figure 5-2 Monthly minimum and maximum temperatures recorded on-site for 2017 compared to normal temperatures (2006-2016) from the nearest weather station (Environment Canada 2018)

Soil characterization showed that the first layer of soil (0-30 cm) was a silty sand, followed by sand (30-70 cm) and clay (> 70 cm). More detailed information about soil conditions was published previously (Lachapelle-T et al. 2019).

5.2.2 Experimental design

The current experiment is a follow-up study conducted during the summer of 2016 (July 20 to November 8, 111 d) with results published by Lachapelle-T et al. (2019). The irrigation rate for 2016 was kept constant over the season and only determined a base irrigation, with no variation. It also did not apply the α method. For 2017 (May 29 to November 8, 163 d), the irrigation rate was increased from July 4 to September 28 to account for the increase in willow evapotranspiration. After September 28, the irrigation rate was decreased back to the pre-July 4 rate.

Four irrigation loadings (treatments) were applied with three replicates each, for a total of twelve experimental plots, each measuring 108 m^2(10 m x 10,8 m). The position of each plot was determined to prevent cross contamination via groundwater. Three control plots (C) with no irrigation were included in the study. Plots of the loading 0 (L0) were irrigated with potable underground water, while plots of loading 1 (L1) and loading 2 (L2) were irrigated with a primary wastewater effluent. The 2016 base irrigation loadings were applied at the start and at the end of the 2017 season (May 29 to July 4 and September 28 to November 8; L0 and L1: 10 mm/d and L2: 15 mm/d). Each loading was increased by 50% during the seasonal ET peak (July 4 to September 28; L0 and L1: 15 mm/d and L2: 24 mm/d). For L0, a paddle-wheel flowmeter installed upstream from each plot measured the volumes applied. For L1 and L2, a magnetic flowmeter controlled the volume of primary effluent pumped to the SRWC. Irrigation occurred during the day to maximize evapotranspiration and the irrigation sequence was changed every two weeks, to change time of day of the irrigation for every plot.

Four rows out of six were irrigated for every plot (72 m^2 irrigated out of 108 m^2 total). Three soil pore water sampling points were set up in each irrigated plot in three different rows, near the irrigation points, for a total of 27 sampling points. Each soil pore water sampling point consisted of a suction cup lysimeter (Soilmoisture Equipment Corp. 1900L near-surface samplers) installed at a depth of 60 cm, according to the manufacturer’s instructions (Soilmoisture Equipment Corp 2007). An on-site weather station (Vantage Pro2, Davis Instruments) recorded minimum and maximum temperatures, relative humidity, solar radiation and wind speed at a 30-minute interval.

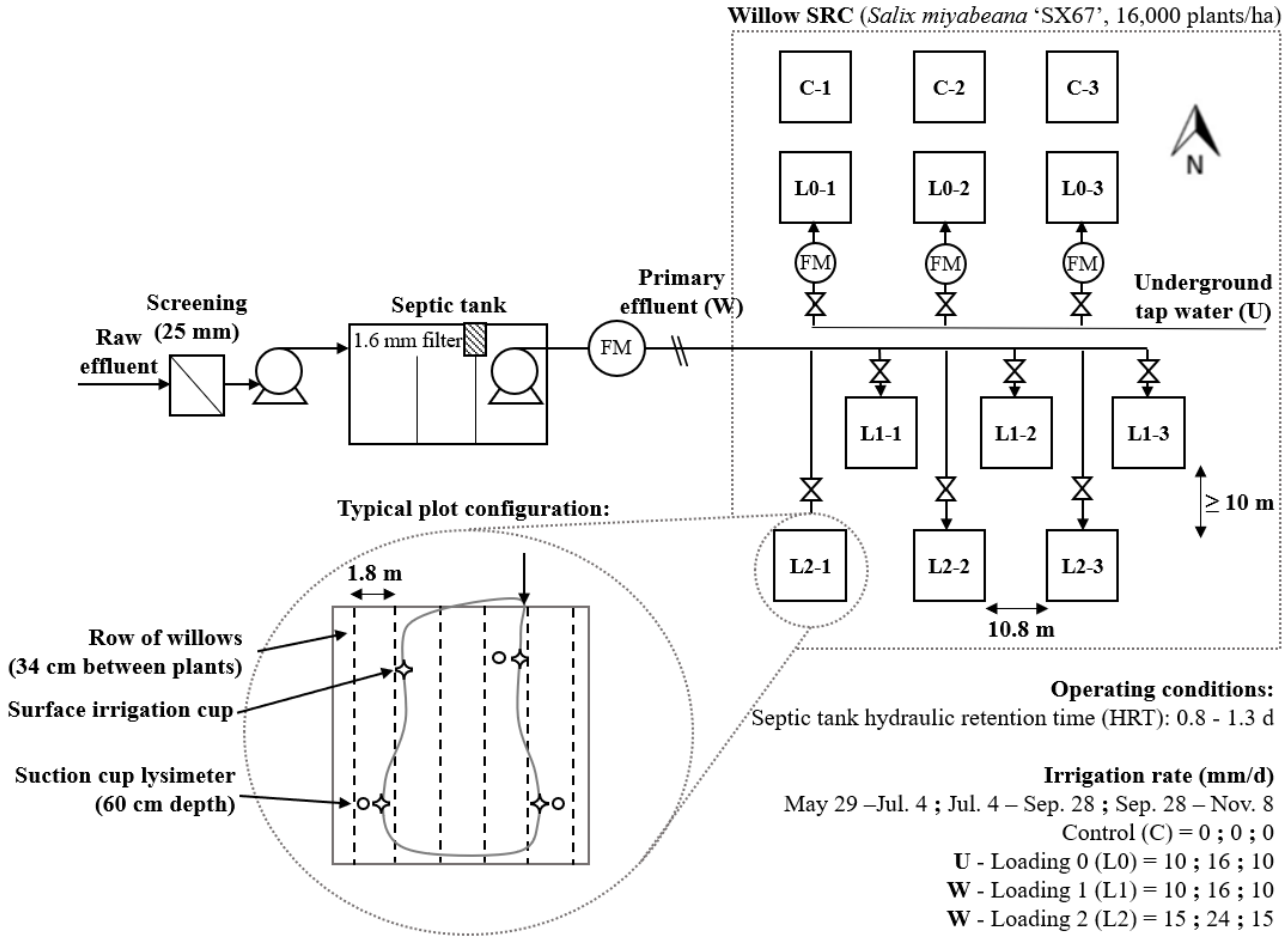


Figure 5-3 Diagram of the experiment, adapted from Lachapelle-T et al. (2019). FM = flowmeter.

5.2.3 Stomatal conductance and photosynthesis measurements

During 2017, on three occasions (August 7 and 21 and September 21), the net photosynthesis 'A' (CO_2 assimilation rate in μmol CO_2 m^{-2} s^{-1}) and the stomatal conductance 'Gs' (water vapor in mmol H_2O m^{-2} s^{-1}) were measured with a portable infrared gas exchange analyser (IRGA), according to the manufacturer's instructions (LI-COR 6400 XTR Biosciences, Lincoln, Nebraska). During measurement, the airflow was set to 500 μmol/s and leaf temperature was maintained at 26 ± 0.5 °C.

Four trees per plot and a single leaf per tree were tested for each loading studied (48 measurements per day, including control plots). Each measurement was taken on a fully expanded healthy leaf, located at two thirds of the plant height, on a clear windless sunny day. Prior to gas exchange

measurements, the intrinsic water use efficiency (WUE) was calculated with the ratio of A and Gs, as presented in equation 2:

$$WUE_{Intrinsic} = A/Gs\ (\mu mol\ CO_2/mmol\ H_2O) \quad (2)$$

The WUE being an ecophysiological attribute, it should remain nearly constant for plants of the same species or cultivars (Bacon 2004).

5.2.4 Evapotranspiration modeling

Considering the high plantation density (16 000/ha) and the large leaf area of S. miyabeana 'SX67' (Tharakan et al. 2005), evapotranspiration is mainly due to leaf surface (Shuttleworth and Wallace 2007), and we assumed that it can be estimated based on tree transpiration (Frédette et al. 2019). We assumed that this simplification was applicable to an SRWC, especially with the fertilized plots where the leaf cover is dense. Tree transpiration was estimated according to equation 3.

$$ET_{SX67} = G_s * LAI_{active} * \frac{VPD}{p} \quad (3)$$

Stomatal conductance (Gs; μmol H2O m^{-2} s^{-1}) can be converted into mm (m^{-2} leaf d^{-1}) using the molar volume of H2O and the mean monthly average of hours of bright sunshine per day. Combined with the leaf area index (LAI_{active}; leaf m^2/soil m^2) and the ratio of the vapor pressure deficit to the sea level barometric pressure (VPD/p), it can be used to estimate transpiration.

In this study, Gs and VPD were measured three times during the summer. This did not provide sufficient information about the transpiration that occurred over the whole growing season, but it was used to assist in validating our results.

To estimate crop evapotranspiration, we proposed an α factor based on the ratio between transpiration measured during this study and that obtained on more extensive studies where crop coefficients had been measured. The proposed α method is presented in equations 4 and 5.

$$ET_c = (\alpha * k_c) * ET_0 \quad (4)$$

where,

$$\alpha = \frac{Transpiration_{tr}}{Transpiration_{st}} = \frac{\left(Gs_{tr} * LAI_{tr} * \frac{VPD_{tr}}{p}\right)}{(Gs_{st} * LAI_{st} * \frac{VPD_{st}}{p})} \quad (5)$$

- ET_c: crop evapotranspiration (mm/d)
- ET_0 : reference evapotranspiration calculated with Penman-Monteith equation (mm/d)
- k_c : crop coefficient (unitless)
- α : correction coefficient with field data (unitless)
- Gs: stomatal conductance (mm H_2O m^{-2} d^{-1})
- LAI: leaf Area Index (m^2 leaf/m^2 soil)
- tr: (subscript) treatment for which the correction is applied
- st: (subscript) value from the study compared to. In this study, compare to Frédette et al. (2019)

The ET was calculated with the Penman-Monteith equation, using the FAO 56 report method for daily calculation (Allen et al. 1998). Crop evapotranspiration (ETc) for L1 and L2 (fertilized zone) was estimated with the corresponding crop coefficient (second year of growth) measured for S. miyabeana 'SX67' in a constructed wetland under the same climate (Frédette et al. 2019). To account for the unfertilized effect, ETc for L0 was estimated from a correction between fertilized and unfertilized crop coefficient (Guidi Nissim et al. 2008), but with the kc curve tendency measured in the same climate (Frédette et al. 2019). Average reference evapotranspiration (ET0) calculated was 2.9 mm/d, for a total of 530 mm for the growing season.

Since LAI was not measured in this study, we assumed that the LAI values of the treatment studied and of Frédette et al. (2019) to be the same. The lack of LAI measurements made it impossible to apply the method to unfertilized plots for which the LAI was smaller than the fertilized plot. To improve the precision of the ratio, the transpiration rate was calculated daily (ex: August 7 Gs with the daily LAI and VPD) and the average value was used in the calculations. Since the field

measurements were made in August and September, the ratio was calculated with the average for the same period but applied to the whole kc curve.

The proposed method was calibrated using the data published by Frédette et al. (2019). While applying the α method to compare the first and second year (2016 and 2017), we expected to generate the same crop coefficients obtained by the whole model proposed by Frédette et al. (2019). Since the LAI curves have the same tendency and to simplify the model, only the LAI max (11.6 for 2016 and 13.3 m^2/m^2 for 2017) was used for each year instead of the monthly variation (Frédette et al. 2019). Two applications of the method were tested; with the ratio applied on either the monthly mean (monthly approach) or the yearly mean (average approach).

5.2.5 Water balance

A small 200 mm dike was used to protect every plot from runoff, so that only irrigation and the rain that fell directly on the plot entered the system. The capillary rise was assumed to be zero, considering the daily calculation (Allen et al. 1998). The only outputs were ET and DP. The ET was adjusted (ETc,adj) to take into account plant stress due to a lack of available water in the soil (Allen et al. 1998). DP was calculated daily from a water balance.

5.2.6 Wastewater treatment characterization

Wastewater treatment efficiency was determined every two weeks (8 times in 2016 and 12 times in 2017). An automatic refrigerated sampler took 24-hour composite samples at 42 mL/h (total of 1 L) from the primary effluent. A lysimeter in each plot collected soil pore water over the day according to the manufacturer's instructions (Soilmoisture Equipment Corp 2007) to characterize the DP. The pore filtration size of the lysimeter was 1.4 μm.

A flow injection analysis system (Quickchem 8500, Lachat Instruments) was used to determine total phosphorus (TP), total Kjeldahl nitrogen (TKN), nitrate plus nitrite (NOx) and total ammonia (NH_4) by colorimetry (APHA et al. 2012). TKN and NOx concentration were summed up to calculate the total nitrogen (TN) concentration. The chemical oxygen demand (COD) was determined by the Hach colorimetric method (Hach method 8000, APHA et al. (2012)). Typical municipal wastewater COD to BOD_5 ratios were used to estimate the primary effluent BOD_5

(EnviroSim Associates Ltd 2015). The NOx and NH_4 were determined on filtered influent samples (0.45 μm) to characterize soluble components.

The average influent characteristics in 2017 were 290 mg/L of chemical oxygen demand (COD), 42 mg N/L and 20 mg N/L for total nitrogen (TN) and NH_4, respectively. The average total phosphorus (TP) was 4.1 mg P/L, the pH 7.6 and the total suspended solids (TSS) 56 mg /L.

5.2.7 Removal efficiency

Contaminant loadings were calculated for the influent and the DP for two-week periods, assuming that the sample was representative of the period. The influent loading (g m^{-2} d^{-1}) was calculated by combining the influent concentration (mg/L) and the volume of wastewater pumped over the two-week periods (L). The DP loading (g m^{-2} d^{-1}) was estimated from the soil pore water concentration (collected from the lysimeter) (mg/L) and the volume of DP water estimated for the same period (L).

5.2.8 Statistical analysis

One-way ANOVAs with a significance level of 5% were conducted on A, Gs and WUE to determine if the loadings applied had a significant effect on the parameters. A post-hoc Tukey HSD verified the impact of the treatment on the parameters. The statistical model consisted of four treatments (control, L0, L1 and L2) and three blocks as random factor (three replicates for each loading). Normality of the residuals was assessed visually, and log transformed for Gs. All tests were conducted using JMP 14 (SAS Institute, Cary, NC).

5.3 Results

5.3.1 Calibration of the α factor

The α method calibration results based on data from Frédette et al. (2019) are presented in Tableau 5-1. The maximum transpiration for 2016 and 2017 occurred in July (35 and 24 mm/d) and August

(33 and 23 mm/d). The monthly α factors calculated for years 2016 and 2017 were between 1.12 (September) and 1.51 (May). The seasonal mean value for the α factor for the average approach was 1.34. The monthly difference between the α method and the model from Frédette et al. (2019) was less than 10% from May to September, which represented 97% of the growing season ET. Using the average α factor, the error was less than 11% for May to August, which represented 86% of the total estimated ET. The monthly α method predictions were closer ($r^2 = 0.94$) than the average method ($r^2 = 0.88$; Figure 5-4). The percentage of the seasonal ET estimated for this study is also shown as a reference to determine the effect of the error on the total estimation of the seasonal ET. Most evapotranspiration (76%) took place between June and August.

Table 5-1 Calibration results (kc 2016 generated from the proposed α method applied over 2017 kc). T = transpiration.

Month	T 2016	T 2017	$\alpha_{16/17}$	Monthly difference	Average difference	Monthly % of seasonal ET
Units	mm/d	mm/d	-	%	%	%
May	20	13	1.51	1	11	10
June	24	19	1.25	10	4	22
July	35	24	1.45	-5	3	30
August	33	23	1.46	-6	2	24
September	17	15	1.12	-3	-23	11
October	8	6	1.28	-53	-62	2
Mean/ total	23	17	1.34	-5	-5	99

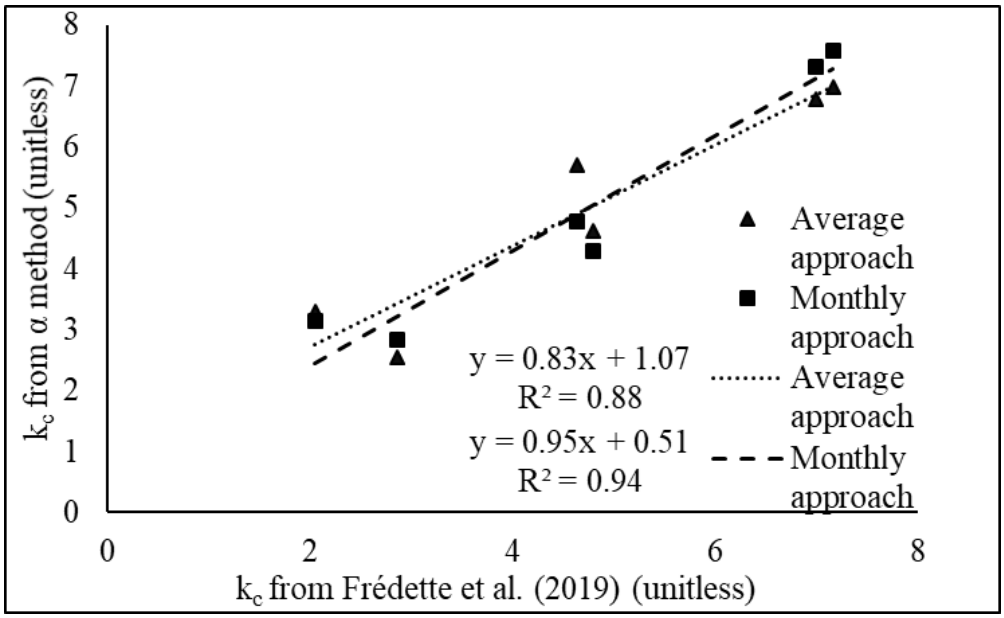


Figure 5-4 α method calibration result comparing the k_c generated from the method with the k_c from Frédette et al. (2019)

5.3.2 α method application

The results of the α method application to compare the data from this study and those from Frédette et al. (2019) are presented in Tableau 5-2. The stomatal conductance increased significantly with the loadings applied, from 310 ± 100 mmol H_2O m^{-2} s^{-1} (control) to 520 ± 120 mmol H_2O m^{-2} s^{-1} (L2;Tableau 5-2). The same trend was observable for photosynthesis, with 14.2 ± 2.4 (control) to 22.8 ± 2.9 (L2). The $WUE_{intrinsic}$ were between 0.046 μmol/mmol (L2) and 0.051 μmol/mmol (control).

The α factors were calculated from transpiration data obtained in this study (T_{tr}) and the August and September average transpiration values derived from Frédette et al. (2019) (T_{St2016}=25.1 mm/d and T_{St2017}=18.9 mm/d). Only the August and September data from the latter source were used to calculate the α factors since the data in this study were limited to that two-month period.

The α factors were calculated for the two reference years and the results are presented in Tableau 5-2. Most of the α factors were lower than 1.00. The k_c generated from α_1 and α_2 had a low standard deviation (4-5%) for a high k_c value (June to August) (Figure 5-5). The May difference was higher

(12%), but September and October had larger standard deviations (22 and 59%). The values generated from 2016 were chosen for this paper, considering that they estimated lower values of k_c for these periods.

Table 5-2 Stomatal conductance (Gs), photosynthesis (A), WUEintrinsic, transpiration (T) and α factor for each treatment studied compared to the two years of Frédette et al. (2019) (α2016 used TSt2016 = 25.1 mm/d and α2017 used TSt2017 = 18.9 mm/d).

Treatment	Gs	A	$WUE_{intrinsic}$	T_{tr}	α_{2016} T_{tr} / T_{St2016}	α_{2017} T_{tr} / T_{St2017}
Units	mmol H_2O m^{-2} s^{-1}	μmol CO_2 m^{-2} s^{-1}	μmol/mmol	mm/d	-	-
Control	310 ± 100[c]	14.2 ± 2.4[c]	0.051 ± 0.017[a]	11.9	0.48	0.63
L0	320 ± 70[bc]	15.0 ± 2.4[b]	0.049 ± 0.010[a]	12.6	0.50	0.66
L1	440 ± 140[b]	19.4 ± 2.9[a]	0.048 ± 0.015[a]	17.3	0.69	0.91
L2	520 ± 120[a]	22.8 ± 2.9[a]	0.046 ± 0.011[a]	20.7	0.83	1.09

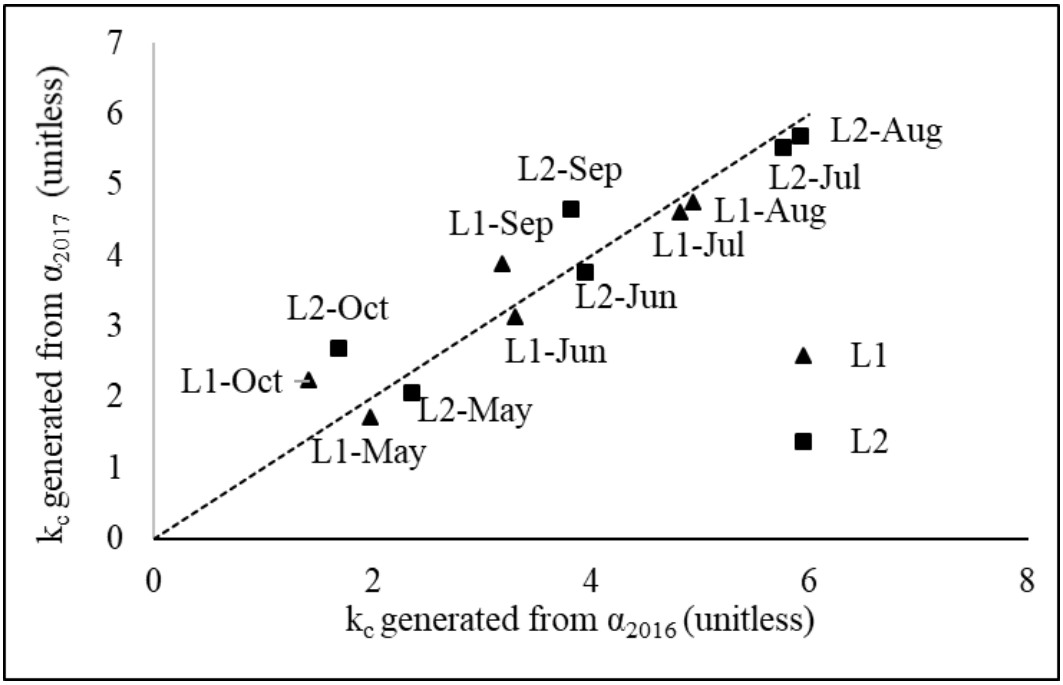


Figure 5-5 Comparison of k_c for L1 and L2 generated from α1 and α2

5.3.3 Water balance

The water balance results calculated on a two-week basis are shown in Figure 5-6. The ET increased along with the irrigation rate, which resulted in lower levels of DP. The DP pattern followed that of rain for L1. At the end of September, while the ET dropped, there was a high DP period (40% of total DP for 17% of total irrigation) which indicated that the irrigation rate exceeded the system treatment capacity at the end of the growing season. The L2 water balance followed the same general pattern as L1. The main difference was that the irrigation rate was higher than the ET rate, which caused higher levels of DP.

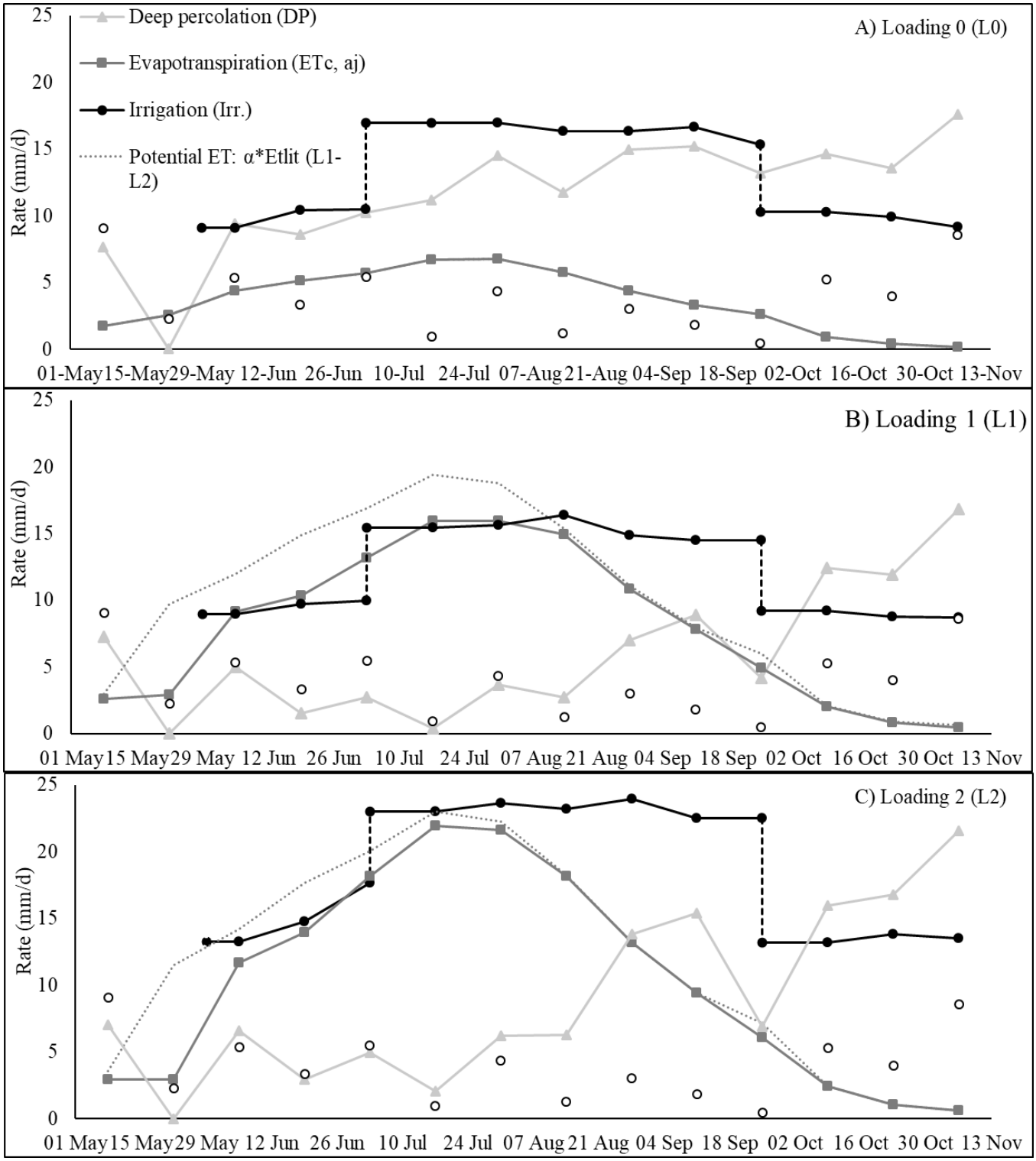


Figure 5-6 Estimated water balance for 2017 A) loading 0 B) loading 1 C) loading 2 (the evapotranspiration was corrected with the α factor).

5.3.4 Treatment efficiency

The total nitrogen (TN) concentration (mg N/L) results for 2016, from Lachapelle-T et al. (2019), and 2017 (this study) are presented in Figure 5-7. The evapotranspiration curves for both years are presented as a reference. The DP water concentrations were under 6 mg N/L, between May to September for both years, while the plant needs and estimated ET were high (Figure 5-7). The TN concentration in the DP water showed the same pattern in 2016 and 2017 with a low concentration until mid-September, then a peak until mid-October and a decrease at the end of October. The ET dropped at the same point that the TN increased, in mid-September.

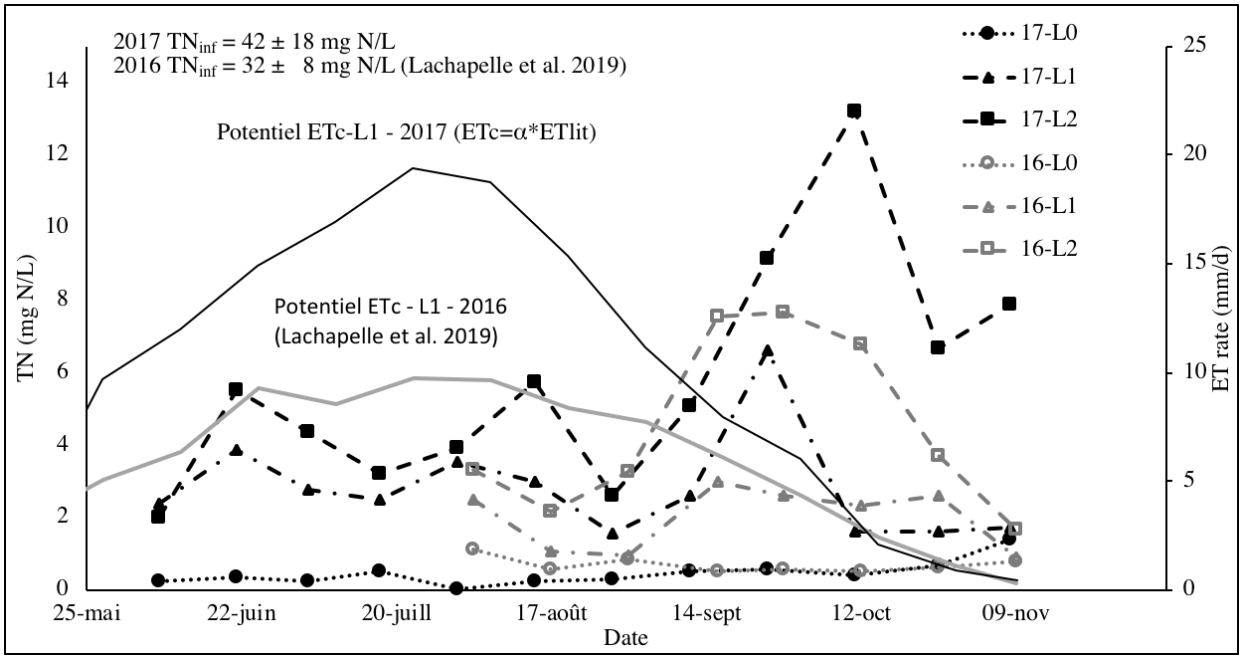


Figure 5-7 Comparison of total nitrogen (TN) concentration means and evapotranspiration after treatment (60 cm, sample with lysimeter; with symbols and lines) for seasons 2016 (Lachapelle-T et al. 2019) and 2017. Note: 17-L0 represents loading 0 for growing season

TN and TKN loading removal efficiencies over the growing season were similar for L1 and L2 (Figure 5-8). TKN loading removal decreased slightly at the beginning of November from 98 to 91% but remained constant over the course of the growing season. TN removal remained near 90% until the end of September and then decreased to 45% by November 9. The TN curve

followed a similar tendency as the ET curves, and they all reached their highest and lowest points at the same time. This can be explained by the effect of ET on the DP (quantity) and the higher concentration in the DP water at the end of the growing season (quality). Nonetheless, while the irrigation was at its peak in July, the loading removal was still greater than 90%. The drop of loading removal was approximately similar between TKN and TN for L1.

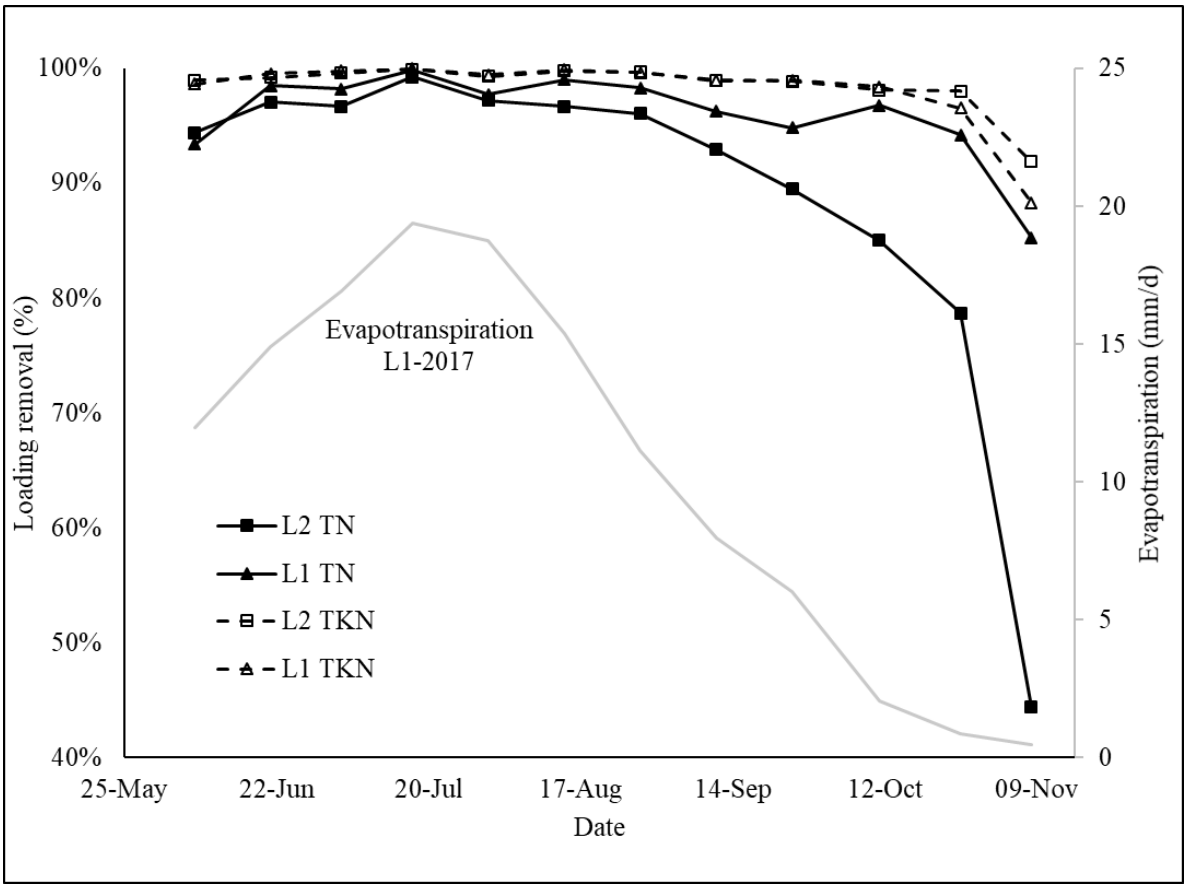


Figure 5-8 TN and TKN loading removal for the 2017 season

Organic matter (COD), TP and TN treatment efficiencies for 2017 are shown in Tableau 5-3. The mean concentration of COD in the DP water and the annual loading removal for the organic matter was similar for L1 and L2 (20 mg/L and 96%, respectively). The TN concentration was higher and the loading removal lower for L2, which indicated that TN treatment efficiency was limiting in the system. The TP removal was 98% for both loadings, with a concentration in the DP of 0.06 and 0.07 mg/L for L1 and L2, respectively.

Table 5-3 Total nitrogen (NT) and organic matter (COD) removal efficiency for 2017

Parameter		Mean conc. (Inf.)	Mean conc. (DP.)	Total loading (Inf.)	Total loading (DP)	Mean loading (Inf.)	Mean loading (DP)	Loading removal
Units		mg/L	mg/L	kg ha^{-1} yr^{-1}	kg ha^{-1} yr^{-1}	g m^{-2} d^{-1}	mg m^{-2} d^{-1}	%
COD	L1	290 ± 100	21 ± 6	5 740	230	3.4	140	96
	L2		19 ± 2	8 570	280	5.1	170	97
TN	L1	42 ± 18	3 ± 1	810	23	0.48	10	97
	L2		6 ± 3	1 220	90	0.72	50	92
TP	L1	4.1 ± 0.6	0.06 ± 0.01	80	0.6	0.05	0.4	99
	L2		0.07 ± 0.02	120	1.1	0.07	0.6	99

5.4 Discussion

5.4.1 Calibration of the α factor

Two approaches for calculating the monthly crop coefficients were tested to calibrate the α factor. The monthly approach used the monthly α factors, while the average approach used the growing season average α factor. Both approaches estimated the crop coefficients accurately, especially in the middle of the growing seasons when the ET was maximal (76% of the ET cover between June to August). The difference between the results of the method and the known results presented in Frédette et al. (2019)) was greater at the end of the season, but the effect on the total estimate of the ET was minimal for this period (Tableau 5-1). This error can be explained by the assumption that the maximum LAI of each year would be representative of that for the whole growing season. The leaf cover does not develop at the same rate in the second year of growth (2016) as in the third (2017). (Frédette et al. 2019). The comparison of only the maximum LAI values could explain that

the error was lower between June and September. This suggests that the α method for both approaches, should be limited to similar growth stages and characteristics. Since LAI measurements were time consuming, the calibration suggests that using the maximum LAI, which occurred at the end of June/beginning of July for *Salix miyabeana* in Québec (Frédette et al. 2019), would be appropriate.

The difference between the two approaches is a matter of precision and data availability. The monthly approach should be used whenever possible, since the results were shown here to be more precise than the average approach (Figure 5-4). However, the calibration suggests that the average approach could provide good results, especially for the period between June and August. Stomatal conductance should be measured during the maximum ET peak, between June and August.

The α factor was not calculated for situations when the crop would be under water stress. Water needs could cause variations in the application of the α method and could lead to an underestimation of the crop coefficients. The FAO-56 suggests a method to adjust the ET according to available water, but prior knowledge of the maximum ET is required (Allen et al. 1998). The effect of water stress with the proposed approach could be investigated.

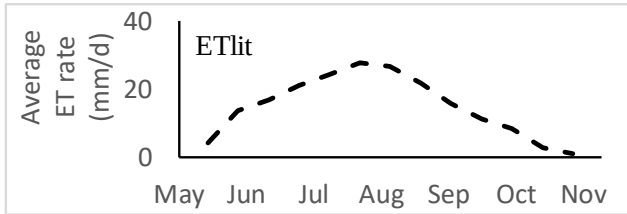
The α factor could be applied to adjust the design of SWRC as a vegetation filter after installation. Over the years, this could help the operator confirm the evolution of the crop compared to literature data. The α factor method could thus be used for fine-tuning by the treatment system operator, as illustrated in the summary of Figure 5-9.

Step 1: **Calculating evapotranspiration from the literature**

Calculate daily evapotranspiration (mm/d) (Allen et al., 1998)

$$ET_{Lit} = ET_0 * k_{c-lit}$$

ET0: calculated from daily local weather data (measured on site)



Step 2: **Calculate daily transpiration (Tr - mm/d) from on-field data (ofd)**

$$\mathrm{Tr} = \mathrm{G_s} * \mathrm{LAI} * \frac{\mathrm{VPD}}{\mathrm{p}}$$

Gs: stomatal conductance (measured) ; (mm s^{-1} leaf m^{-2}); take as many measures as possible
LAI: leaf Area index (measured) ; (leaf m^2)/(soil m^2) ; Hypothesis - LAI max is representative
VPD: vapor pressure deficit (measured) ; (kPa)
p: atm. pressure at sea level (101.3 kPa)

Step 3: **Calculate α ratio between on-field data and literature**

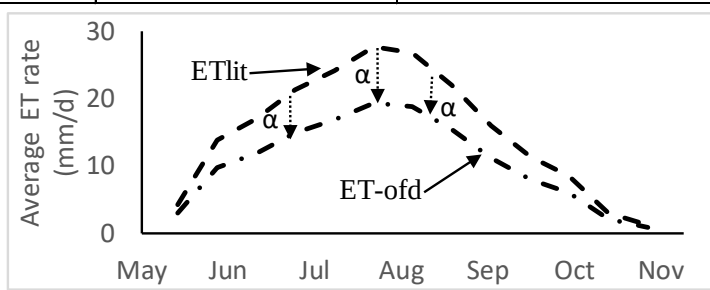
$$\alpha_{ofd} = \frac{\mathrm{Transpiration_{ofd}}}{\mathrm{Transpiration_{Lit}(same\ period)}}$$

Two approaches to calculating the α factor	
1. Monthly approach	2. Average approach

Step 4: **Calculate ET for treatment (Tr)**

$$ET_{Lit} = ET_0 * k_c \Rightarrow ET_{ofd} = \alpha_{ofd} * ET_{Lit}$$

$$ET_{ofd} = (\alpha_{ofd} * k_{c-lit}) * ET_0$$



Step 5: **Adjust the irrigation to match the ET for the next crop rotation**

Step 6: **Build water balance to estimate annual deep percolation**

Step 7: **Repeat next year / next crop cycle to confirm hypothesis**

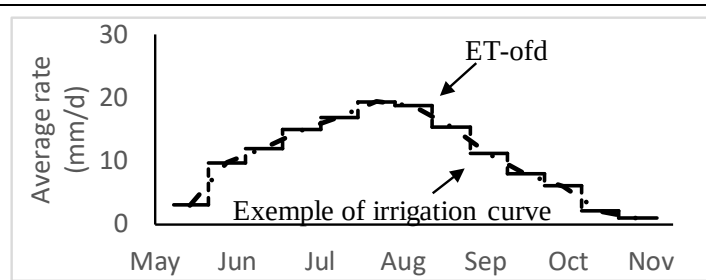


Figure 5-9 Summary of the application protocol suggested for the α method

5.4.2 Application of the α factor method

As expected, primary effluent irrigation increased plant activity, since more water and nutrients were available. The ratio of photosynthesis to stomatal conductance, the $WUE_{intrinsic}$, should be constant for every treatment, since the same cultivars were planted. The similarity of the $WUE_{intrinsic}$ between this study, between 0.046 and 0.051 μmol/mmol, and the average for willow

cultivars, 0.045 ± 0.016 μmol/mmol (Fischer et al. 2015), supports the validity of the measurements.

The crop coefficients obtained from the ratio applications α_{2016} and α_{2017} were similar, which support the interest in the α method (Tableau 5-2). The crop coefficients remained approximate, but the value obtained with this method was more precise than when using the crop coefficient value directly, especially for data obtained at two-week intervals. It was also possible to adjust the ET between L1 and L2, which would not have been possible without using the α method to correct ET according to plant physiological data.

The k_c values obtained were lower than those observed for a second year of growth by Frédette et al. (2019), but higher than those measured by Guidi Nissim et al. (2008). The first study estimated the k_c in wetland, which is subject to clothesline and oasis effects. The second study was conducted for two years with one-year old *Salix alba*. Stem age has an effect on the maximum annual potential yield (Fontana et al. 2016). *Salix miyabeana* also has a higher LAI than *Salix alba* (4.9 and 1.6 m^2/m^2, respectively; *(Tharakan et al. 2005).* The high crop coefficients estimated with the α method compared to the findings in these studies could be explained by the differences in the age of the plant and the LAI. The ETc rate for loadings 1 and 2 was 9 and 12 mm/d, respectively. These ETc rates were slightly higher than those of 7-12 or 7-9 mm/d reported by Guidi Nissim et al. (2008) and Dimitriou and Aronsson (2004), respectively.

Overestimating the ETc would lead to an underestimation of the DP and thus an overestimation of pollutant loading removal. The α method, however, provides a correction to the ETc estimate with the inclusion of local data, which reduces the error of the ETc compared to transposing k_c directly from the literature. The α factors were measured in August and September and thus resulted in some errors for the ET estimated in June (Figure 5-6). Measurements should be taken earlier in the summer during the peak growth period to improve accuracy.

5.4.3 Water balance

The proposed α method made it possible to differentiate between the ET rate for loadings 1 and 2. The estimated water balance suggests that more water could have been irrigated in June and early July, since evapotranspiration did not reach its full capacity for both treatments. It was estimated that DP was minimal during this period (Figure 5-6).

The irrigation that took place in mid-August exceeded the ET capacity, which led to an increase in the estimated DP. The irrigation rates for this period were 16 mm/d for L1 and 24 mm/d for L2, which were lower than the 73 mm/d (Crites et al. 2014) which is recommended for a soil with the hydraulic conductivity determined at the site (2.0 E-03 cm/s; (Lachapelle-T et al. 2019). Thus, in this case, the soil infiltration capacity was not limiting, even with the relatively high irrigation rate.

The variation of the annual water balance between data collected in 2016 (Lachapelle-T et al. 2019) and those of the current study are presented in Tableau 5-4, to compare the effect of adjusting the irrigation rate according to the evapotranspiration rate. The increase in irrigation rate during the peak of ET led to a slight increase in average daily irrigation rate (16 to 18 mm/d). The DP for the two years was similar, even if the experiment lasted 111 days in 2016 and 163 days in 2017. The maximum ET for 2016 was lower and could be explained by stem age (one-year-old for 2016, two-year-old for 2017; Guidi Nissim et al. (2008)), and the proposed α method was not applied since no stomatal conductance measurement was taken in 2016.

Table 5-4 Summary of the seasonal water balance for 2016 (July 20 to November 8; 111 d; Irr = constant) (Lachapelle-T et al. 2019) and 2017 (May 29 to November 8; 163 d; Irr = varying). Notes: Irr. = irrigation, ETc,adj = Adjusted evapotranspiration, DP = deep percolation, ETc, max = maximum potential crop evapotranspiration.

Element		Rain		Irr		$ET_{c,adj}$		DP		$ET_{c,\ max}$	
Units		mm	mm/d	mm	mm/d	mm	mm/d	mm	mm/d	mm	mm/d
2016	L0	390	4	1 510	14	270	2	1 630	15	270	2
	L1	390	4	1 160	10	470	4	1 080	10	530	5
	L2	390	4	1 820	16	510	5	1 690	15	530	5
2017	L0	580	4	2 180	13	670	4	2 080	13	730	4
	L1	580	4	1 940	12	1 490	9	1 010	6	1910	12
	L2	580	4	2 960	18	1930	12	1590	10	2300	14

The average ETc rate for 2017 was double that for 2016. This can be explained by higher crop coefficients due to stem age and the limited period of irrigation in 2016. The irrigation was increased by 2 mm/d between years one and two (approximately 350 mm/growing season), but the estimated annual DP remained approximately the same for both years, caused by over-irrigation at the end of the year. This indicates that increasing irrigation while the ET peaked did not affect the quantity of water released by deep percolation to the groundwater but allowed the cumulative annual volume of water treated to increase. Thus, the irrigation rate should be reduced at the end of September and minimal irrigation should occur in October to minimize the total water discharge to groundwater by leaching.

5.4.4 Treatment efficiency

Total nitrogen removal (especially NOx), is the treatment limiting factor for a SRWC on a sandy soil (Crites et al. 2014), based on data obtained in 2016 (Lachapelle-T et al. 2019) and in 2017 (Figure 5-6). The TKN removal remained high (average of 99%), while the TN began to drop, starting in September. At the same time, over-irrigation as indicated by ET, caused the estimated DP to increase (Figure 5-6). The NOx are highly soluble in acidic soils, such as those in Quebec (Havlin et al. 2013). With more DP, more leaching occurred, and the NOx had less time to be denitrified. Moreover, most nutrient uptake (such as NOx) takes place between May and August (Labrecque and Teodorescu 2003). In 2016, soil conditions were not adequate for achieving denitrification until the end of October, and the same pattern may have occurred in 2017 (Lachapelle-T et al. 2019).

The TN concentration in DP water for L1 did not exceed 7 mg N/L, while that for L2 reached between 6 and 13 mg N/L after mid-September (Figure 5-7). There are no nitrite and nitrate discharge standards for land treatment systems that operate by soil infiltration in Quebec. In comparison, the standard for nitrite and nitrate in drinking water is 10 mg N/L (MDDELCC 2015). Nitrite and nitrate concentrations higher than this value were measured in L1 (six occurrences) and L2 (17 occurrences), ranging from 10 to 26 mg N/L and 11 to 42 mg N/L, respectively (Figure 5-7). These occurrences took place between July and September for L1 and from the end of June to November for L2 and referred to one sample (not the average of samples). The number of occurrences and the concentration range were higher in 2017 than in 2016, when only two occurrences ranging from 10 to 12 mg N/L for L1 and nine occurrences ranging from 11 to 23 mg

N/L for L2 were reported (Lachapelle-T et al. 2019). The higher number of occurrences indicated that the increase in irrigation rate resulted in a greater variation between samples, but the average results remained under the NOx drinking water standard.

Decreasing the irrigation rate at the end of the season, especially for L2, could lower such NOx occurrences (Figure 5-8). As a result of its higher loading, L2 had a higher NOx concentration in DP than L1 throughout the entire 2017 season. This highlights how important controlling the irrigation rate is for treatment efficiency, and how on-site measurement of ET can assist for that matter.

The higher TN concentration (Figure 5-7) and water balance (Figure 5-6) results can explain why a drop in TN removal was observed in September 2017 (Figure 5-8). Despite a difference in TN concentrations (relative removal), loading removal was similar for L1 and L2 (absolute removal) until September, when DP increased significantly, as observed by Jonsson et al. (2004). The present study observed the same pattern for nitrogen as for the parameters studied by Jonsson et al. (2004) which had more ambiguous results for TN. The difference in the results could be explained by the low concentration input compared to that of the present study (42 mg N/L for this study compared to 3 mg/L for Jonsson et al. (2004)).

The COD concentration in the DP water was similar for L1 and L2 (21 vs 19 mg COD/L, respectively). The low standard deviation, 6 for L1 and 2 for L2, indicates small variations over the season, even with an increase in irrigation rate. These low concentrations can be explained by the low organic matter loadings of 19 and 28 kg BOD5 ha-1 d-1 for L1 and L2, respectively, compared to 50 – 500 kg BOD5 ha-1 d-1 as recommended for slow infiltration land application systems (US EPA 2006). COD annual loading removal of 96% for both treatments was consistent with those reporting for the first year of this study (Lachapelle-T et al. 2019). Organic matter removal was not limiting in this experiment and a higher irrigation rate did not affect the DP COD concentration.

The TP concentration in the DP water was similar for L1 and L2. The TP loading removal was nearly complete (98% removal) and was as high in 2017 as in 2016 (Lachapelle-T et al. 2019). TP in soil infiltration systems is expected to be removed by plants and fixed in soil (MDDELCC 2001). Phosphorus immobilization in soil could, however, be greatly reduced if the soil becomes saturated, which should occur after a few years of operation (Paranychianakis et al. 2006).

Conclusion

This study aimed to develop a method for estimating ET to optimize the wastewater treatment capacity of a short rotation willow coppice (SRWC) vegetation filter by adjusting the seasonal irrigation rate. The project was carried out on a two-hectare willow crop for two years. A new α method was proposed to estimate crop evapotranspiration, which made it possible to evaluate the effect of increasing the irrigation rate during periods of high evapotranspiration.

The conclusions of this study are:

- An α factor calculated from the ratio of the transpiration reported in the literature and the transpiration estimated from field data can be used to adjust evapotranspiration calculations for fertilized zones with approximately the same growth stage. This approach could be applied to fine-tune irrigation rate on a SWRC used as a vegetation filter, after establishment;
- Irrigation with a primary municipal effluent significantly increased willow stomatal conductance and photosynthesis ($p < 0.05$), but intrinsic water use efficiency remained stable. The estimated α factor between the transpiration reported in the literature and the transpiration estimated from field were 0,69 for loading 1 (L1) and 0,83 for loading 2 (L2);
- Estimated deep percolation (DP) was minimized when irrigation took place during periods of high evapotranspiration. Excessive irrigation at the end of 2017 resulted in an increase in estimated DP;
- High total nitrogen removal was estimated even at a hydraulic loading rate as high as 2.4 cm/d for L2 in 2017;
- Over-irrigation starting September, while the ET was low, caused high DP and nitrogen leaching. Irrigation rate and nitrogen removal were the limiting parameters of the SWRC vegetation filters.
- Organic matter removal (COD) and total phosphorus removal (TP) were high (96%, 98%, respectively) at both loadings L1 and L2;

- Adjusting the irrigation rate according to the evapotranspiration rate capacity would make it possible to optimize the treatment capacity in terms of quantity of water treated and quality of percolation water.

Acknowledgements

We thank Mélanie Bolduc, Denis Bouchard and Jérôme Leroy of Polytechnique Montréal for technical assistance, Stéphane Daigle for his assistance with statistical analysis, Karen Grislis for grammar correction, Hassan Hemouzal and Ramea phytotechnologies for assistance with the field experiment. We also thank the municipality of Saint-Roch-de-l'Achigan for providing access to its water resource recovery facility and to the experimental willow plantation. Funding for this project was provided by the Natural Sciences and Engineering Research Council, the Fonds de Recherche Nature et Technologies, Ramea phytotechnologies, the Consortium de recherche et d'innovation en bioprocédés industriels du Québec, Bionest, ArcelorMittal Produits Longs Canada and Harsco Minerals.

CHAPITRE 6 RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES

Ce chapitre présente les résultats complémentaires obtenus dans le cadre du projet pilote, mais non présentés au Chapitre 5. Les premiers résultats concernent la qualité des eaux usées à l'affluent et l'effluent du système de plantation filtrante de saules (PFS). La seconde section présente les résultats de caractérisation chimique du sol.

6.1 Caractérisation des eaux usées supplémentaires

Les résultats des analyses de pH pour 2016 et 2017, effectuées sur l'affluent non filtré et l'eau prélevée dans les lysimètres, à 60 cm de profondeur, sont présentés à la Figure 6-1. Chacun des points représente la moyenne des valeurs obtenues pour chacune des doses (9 lysimètres/dose). Les résultats de notre étude sont comparés à ceux obtenus dans le cadre d'une étude précédente (2016) publiée par Lachapelle-T et al. (2019).

Le pH moyen des affluents d'eaux usées était de 7,7 et 7,6 pour 2016 et 2017, respectivement. Le pH de l'eau souterraine (affluent de D0) a été mesuré seulement huit fois en 2017 et était de 8,3 ± 0,1. Cette valeur est assumée être la même en 2016.

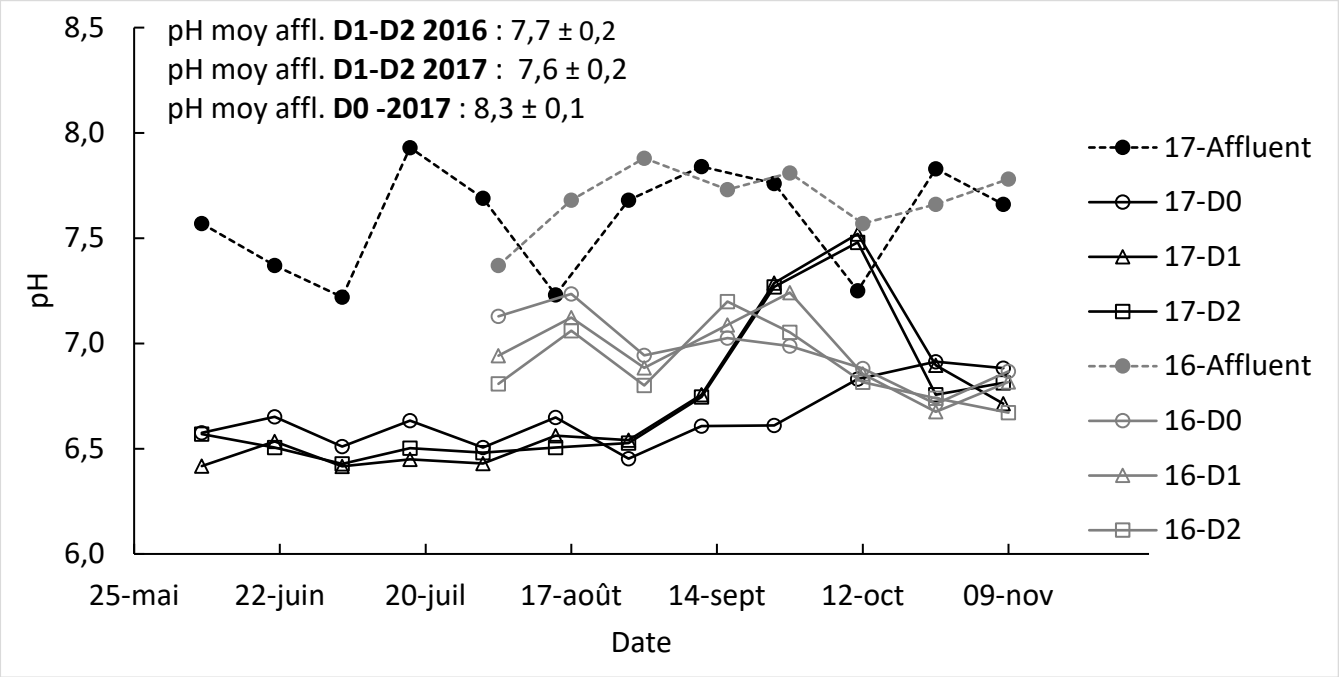


Figure 6-1 Variation du pH des échantillons collectés par les lysimètres à 60 cm de profondeur, après le traitement pendant les saisons 2016 (Lachapelle-T et al. 2019) et 2017

Pour l'année 2016 (en gris), le pH oscille autour de 7 pour les trois doses, et diminue légèrement à 6,7 vers la fin octobre. Pour 2017 (en noir), le pH se maintient autour de 6.5 pour les trois doses jusqu'en septembre, où le pH augmente jusqu'à 7,5 et diminue à la mi-octobre jusqu'à 6,7. Le pH de D0 est généralement supérieur à celui des doses 1 et 2, pour les deux années d'observation.

L'électroconductivité (μS/cm) mesurée à l'affluent et l'effluent et le ratio d'adsorption du sodium (SAR) de l'affluent au cours des deux années d'expérimentation (2016 et 2017) sont présentés à la Figure 6-2.

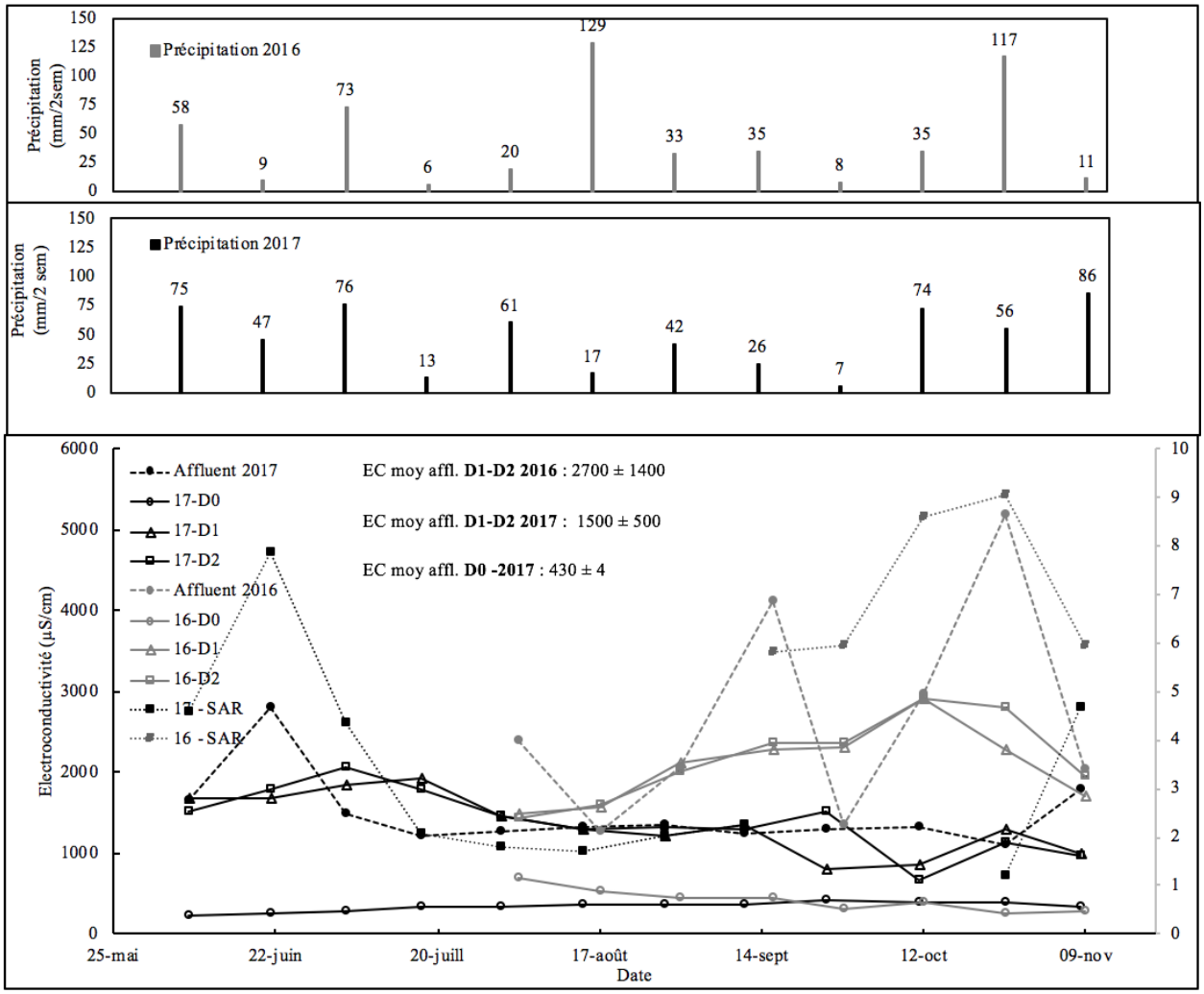


Figure 6-2 Variation de l'électroconductivité (μS/cm) des eaux collectées par les lysimètres à 60 cm de profondeur, après le traitement et le SAR à l'affluent pendant les saisons 2016 (Lachapelle-T et al. 2019) et 2017

Les valeurs mesurées en 2016 augmentent progressivement de 1400 μS/cm (juillet) à 2900 μS/cm (mi-octobre) et redescendent ensuite à approximativement 2000 μS/cm (novembre). Pour 2017, les mesures ont été réalisées dès le mois de mai et se situaient alors entre 1500-2000 pour diminuer progressivement jusqu'à 700-1000 en octobre et novembre. L'affluent de 2016 (2700 μS/cm) présente des concentrations plus élevées que celui de 2017 (autour de 1500 μS/cm). Pour la dose 0, les valeurs sont demeurées autour de 400 μS/cm pour la saison complète.

Du côté des SAR, en 2016, les valeurs varient entre 5,8 et 9,1 pour une valeur moyenne de 7,1 ± 1,6. En 2017, le SAR varie entre 1,2 et 7,9 et la valeur moyenne était de 3,3 ± 2,1. L'électroconductivité et le SAR suivent les mêmes tendances en 2016 et en 2017.

6.2 Caractérisation chimique du sol

Les résultats des analyses de sols sont présentés dans cette section. Pour chacun des échantillonnages (1 : Novembre 2016, 2 : Mai 2017, 3 : Novembre 2017), les résultats sont comparés à une même profondeur (20 cm et 50 cm, respectivement). Les résultats de l'échantillonnage de Novembre 2016 ont été publiés par Lachapelle-T et al. (2019) et ne sont donc pas présenté intégralement dans ces travaux. À noter que les résultats des analyses statistiques qui ont été conduites sous forme de log sont présentés dans ce tableau selon la valeur originale.

Les résultats présentés pour les doses représentent la moyenne des forages obtenus pour chacune des doses (12 échantillons). L'effet du traitement sur les paramètres est présenté au Tableau 6-2.

Tableau 6-1 Effet du traitement sur les paramètres chimiques du sol

Éch.	Prof.(cm)	Dose	MO %	[NH_4+NOx] mg/kg	[P/Al] %	[P/(Al + Fe)] %	pH $CaCl_2$ -	EC µS/cm	[CEC] cmol/kg
Mai 2017	20	S0	3,83a ± 0,2	37b ± 5,7	9,2b ± 2,4	8,0b ± 2	5,6a ± 0,3	92,8b ± 32	4,3a ± 1,3
		D0	3,68a ± 0,3	35b ± 4,5	10,2ab ± 3,2	8,3b ± 2,5	5,6a ± 0,3	98,7b ± 32	4,3a ± 1
		D1	3,95a ± 0,4	52a ± 14	11,4ab ± 2,6	9,8ab ± 2,4	5,9a ± 0,2	244,7a ± 96	5,3a ± 0,5
		D2	3,73a ± 0,8	50a ± 10	19,2a ± 8,7	16,3a ± 7,5	5,8a ± 0,3	217,8a ± 80	5,2a ± 0,7
		p	0,3	0,005	0,04	0,04	0,05	0,0003	0,1
	50	S0	1,75bc ± 0,5	33a ± 2,2	6,1a ± 5	5,3a ± 4,1	5,6b ± 0,3	74,1b ± 43	3,0a ± 1,1
		D0	1,38c ± 0,5	30a ± 2,7	5,7a ± 3,7	5,0a ± 3,3	5,7ab ± 0,2	76,5b ± 21	1,9a ± 0,5
		D1	1,91ab ± 0,4	32a ± 2,4	7,7a ± 11,1	6,7a ± 8,9	5,9a ± 0,4	160a ± 46	2,7a ± 0,5
		D2	2,24a ± 0,8	33a ± 3,1	8,2a ± 5,4	7,6a ± 5	5,8ab ± 0,2	198a ± 93	2,7a ± 1
		p	0,003	0,2	0,7	0,4	0,04	0,003	0,2
Nov 2017	20	S0	3,64a ± 0,2	42b ± 3,5	10,6a ± 2,5	8,9a ± 1,9	5,6b ± 0,2	45,7b ± 18	4,8a ± 0,5
		D0	3,49a ± 0,4	42b ± 3,6	8,2a ± 2,9	6,9a ± 2,5	5,7ab ± 0,2	58b ± 9	4,1a ± 0,7
		D1	3,57a ± 0,3	49ab ± 3,7	9,5a ± 1,6	8,1a ± 1,5	6,1a ± 0,2	115a ± 40	4,9a ± 1
		D2	3,49a ± 0,8	53a ± 5,5	10,9a ± 4,8	9,3a ± 4,1	5,9ab ± 0,3	125a ± 43	4,7a ± 0,9
		p	0,9	0,008	0,5	0,6	0,02	0,0008	0,1
	50	S0	2,23a ± 0,7	41a ± 5,5	6,1a ± 3,6	5,3a ± 2,8	5,6b ± 0,3	43b ± 17	3,2a ± 1,1
		D0	2,55a ± 2,9	38a ± 2,9	4,2a ± 2,5	3,8a ± 2,3	5,8ab ± 0,1	53b ± 9	2,3a ± 0,5
		D1	1,98a ± 0,6	41a ± 3	5,5a ± 2,9	4,9a ± 2,6	6a ± 0,2	121a ± 21	3,1a ± 0,7
		D2	2,2a ± 0,8	46a ± 9,3	6,0a ± 2,5	5,5a ± 2,2	5,9ab ± 0,2	146a ± 47	2,9a ± 1,1
		p	0,8	0,3	0,5	0,5	0,03	0,0001	0,4

Légende : p correspond au seuil de signification. Un seul de 0,05 est considéré comme significatif et les cases correspondantes ont été grisées. Les lettres (a, b et c) identifient les traitements qui sont significativement l'un de l'autre.
Les paramètres NH_4+NOx, P/Al, P/(Al+Fe) et CEC ont été logs transformés afin de réaliser l'analyse statistique suite à l'analyse des résidus. Ils sont présentés dans le tableau sous leur forme primaire (Non transformé)

Le pourcentage de matière organique dans le sol n’a pas été affecté par les traitements, excepté pour l’échantillonnage de mai 2017, à 50 cm de profondeur. L’écart-type entre les échantillons varie entre 0,2 à 0,8%, excepté pour la dose 0, de 50 cm de profondeur, du 16 novembre 2017. Le traitement a eu un impact significatif sur le pH et l’EC dans le sol (20 et 50 cm), pour les deux échantillonnages. Le pH de D1 et D2 (dose avec des eaux usées) est plus basique (entre 5,8-6,9) que celui des traitements D0 et S0. L’EC pour D1 et D2 est approximativement deux fois plus élevé que celle mesurée dans les parcelles de S0 et D0. Par contre, le traitement n’a pas eu d’effet significatif sur l’indice de capacité d’échange cationique (CEC).

La dose appliquée a également influencé l’indice de saturation du sol P/Al et P/(Al + Fe) pour l’échantillonnage de mai 2017, à 20 cm. L’indice P/(Al + Fe) à 20 cm varie entre 7,9 (S0) et 14,9 (D2). L’écart-type des autres points d’échantillonnage est élevé (2.2 à 8,9%). Pour l’azote minéral, les échantillons prélevés à 20 cm ont montré que le traitement avait un impact sur les concentrations mesurées, autant en mai qu’en novembre 2017. Les concentrations varient entre 35-40 mg N/kg (D0 et S0, respectivement) et environ 50 mg N/kg pour D1 et D2. Par contre, les concentrations mesurées d’azote minéral à 50 cm sont statistiquement similaires pour les deux échantillonnages, soit environ 30-33 mg N/L pour mai 2017 et 38 à 45 mg N/L.

La seconde analyse d’intérêt pour analyser les variations des caractéristiques chimiques est faite avec un test de moyenne réalisé sur la différence entre les différents échantillonnages, soit le novembre 2016 (1), mai 2017 (2) et novembre 2017 (3). Les résultats des différentes combinaisons (2 – 1, 3 – 1, 3 – 2) sont présentés au Tableau 6-2. Les analyses statistiques ont été réalisées sur trois traitements (D0, D1 et D2) pour les analyses impliquant novembre 2016 (aucun échantillon contrôle n’a été prélevé) et quatre traitements pour les analyses de 2017 (S0, D0, D1 et D2).

Tableau 6-2 Différences entre les caractéristiques chimiques du sol entre les périodes d'échantillonnage (16 novembre 2016, 17 mai 2017 et 16 novembre 2017), en fonction du traitement (S0, D0, D1 et D2) et de la profondeur (20 et 50 cm)

Éch. Final (F)	Éch. Initial (I)	Dose	Prof.	Δ [MO]$_{F-I}$ %	Δ [NH_4+NOx]$_{F-I}$ mg/kg	Δ [P/(Al)]$_{F-I}$ %	Δ [P/(Al + Fe)] %	Δ [pH($CaCl_2$)]$_{F-I}$ -	Δ [EC]$_{F-I}$ µS/cm	Δ[CEC]$_{F-I}$ cmol/kg
Mai 2017 (2)	Nov. 2016 (1)	D0	20	0,2 ± 0,3*	35 ± 5***	3,2 ± 2,9**	2,8 ± 2,2***	0 ± 0,2	1 ± 30	0,9 ± 0,7***
		D0	50	0,2 ± 0,5	29 ± 3***	2,5 ± 3,6*	2,3 ± 3,1*	0,1 ± 0,3	10 ± 20*	0,4 ± 0,6*
		D1	20	0,3 ± 0,2**	48 ± 14***	3,8 ± 3,2**	3,8 ± 2,6***	0,2 ± 0,1***	-170 ± 130***	1,5 ± 0,3***
		D1	50	0,4 ± 0,5**	31 ± 2***	3,8 ± 10,4	3,2 ± 8,4	0,1 ± 0,4	-220 ± 120***	0,9 ± 0,4***
		D2	20	0,1 ± 0,7	46 ± 8***	9,6 ± 5,1***	8,8 ± 4,8***	0 ± 0,2	-210 ± 110***	0,6 ± 0,7**
		D2	50	0,7 ± 0,7**	31 ± 3***	4,0 ± 5,2*	3,8 ± 4,7*	0,1 ± 0,2	-260 ± 150***	1 ± 0,4***
Nov. 2017 (3)	Nov. 2016 (1)	D0	20	0 ± 0,3	41 ± 4***	1,2 ± 2,7	1,4 ± 2,2*	0,1 ± 0,2	-40 ± 10***	0,6 ± 0,9*
		D0	50	1,4 ± 3	38 ± 3***	1,0 ± 2,7	1,1 ± 2,4	0,1 ± 0,2	-10 ± 10***	0,8 ± 0,6**
		D1	20	-0,1 ± 0,3	45 ± 3***	1,9 ± 2,5*	2,1 ± 1,8**	0,3 ± 0,2***	-300 ± 80***	1,1 ± 1,1**
		D1	50	0,5 ± 0,3***	40 ± 3***	1,6 ± 2,5*	1,5 ± 2,2*	0,2 ± 0,2**	-260 ± 120***	1,2 ± 0,8***
		D2	20	-0,1 ± 0,6	50 ± 5***	1,3 ± 1,8*	1,9 ± 1,6***	0,1 ± 0,1**	-300 ± 100***	0,1 ± 0,5
		D2	50	0,7 ± 0,7**	44 ± 9***	1,8 ± 1,9**	1,7 ± 1,7**	0,2 ± 0,2*	-310 ± 130***	1,2 ± 0,8***
Nov. 2017 (3)	Mai 2017 (2)	S0	20	-0,2 ± 0,2*	4 ± 8	1,1 ± 3,5	0,8 ± 2,7	-0,02 ± 0,2	-50 ± 30***	0,5 ± 1,1
		S0	50	0,5 ± 0,7*	8 ± 6***	0,0 ± 6,6	0 ± 5,3	0,1 ± 0,2	-30 ± 40*	0,2 ± 1,5
		D0	20	-0,2 ± 0,3*	7 ± 6**	-2,0 ± 3,6	-1,4 ± 2,9	0,1 ± 0,1*	-40 ± 30***	-0,2 ± 0,8
		D0	50	1,2 ± 3	8 ± 4***	-1,5 ± 3,0	-1,2 ± 2,8	0,04 ± 0,2	-20 ± 20**	0,4 ± 0,6*
		D1	20	-0,4 ± 0,3***	-3 ± 15	-1,9 ± 2,7*	-1,6 ± 2,4*	0,1 ± 0,2	-130 ± 100***	-0,4 ± 1
		D1	50	0,1 ± 0,4	8 ± 3***	-2,2 ± 8,8	-1,7 ± 6,9	0,1 ± 0,3	-40 ± 40**	0,4 ± 0,7
		D2	20	-0,2 ± 0,3**	4 ± 10	-8,3 ± 4,8***	-6,9 ± 4,0***	0,1 ± 0,3	-90 ± 80**	-0,5 ± 0,7*
		D2	50	-0,04 ± 0,4	12 ± 11**	-2,2 ± 3,8	-2,1 ± 3,5	0,1 ± 0,2	-50 ± 120	0,2 ± 0,9

Légende : Les cases en gris montrent qu'il y a une différence significative entre les deux échantillonnages. Les étoiles définissent l'intensité de la valeur du seuil de signification (* : ≤ 5%, ** : ≤ 1% et *** : ≤ 0,1%). Un seuil de signification bas signifie que la probabilité que les deux valeurs soit différente.

Il y a eu davantage de différence significative, de manière générale, entre les échantillonnages de novembre et ceux de mai (2-1 et 3-1) que de novembre 2017 à novembre à 2016 (3-2), soit, 31, 30 et 24, respectivement. La différence de pourcentage de matière organique (MO) dans le sol a été estimée plus bas que 1% pour toutes les mesures, excepté une mesure (3-1 – D0-50 cm ;1,3%). Les différences significatives ont été observées autant pour les doses S0, D0, D1 et D2, selon les comparaisons. Les doses D1 et D2 étaient significativement différentes entre novembre 2017 et novembre 2016, à 20 et 50 cm de profondeur. Les analyses d'électroconductivité ont indiqué que le sol, à 20 cm, avait une valeur en conductivité en général plus faible en 2017, mais la valeur à 50 cm était toutefois plus élevée.

Du côté des indices dans le sol, la capacité d'échange cationique (CEC) et les indices de saturation dans le sol P/Al et P/(Al + Fe) sont différentes pour les trois traitements (D0, D1 et D2) entre les échantillonnages de 2016 et ceux de 2017. Les différences entre mai 2017 et novembre 2017 sont limitées à la D0-50 cm et la D2-20 cm (0,4 et -0,5 cmol/kg, respectivement) pour la CEC et D1-20 cm et D2-20 cm (-2 et -7%, respectivement) pour P/(Al + Fe). L'azote minéral dans le sol a montré des différences significatives importantes (35 à 50 mg/kg) pour l'ensemble des analyses entre 2017 et novembre 2016. Des différences ont également été observées entre novembre 2017 et mai 2017 à 50 cm pour tous les traitements étudiés.

CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE

Cette section explique et compare avec la littérature les résultats complémentaires présentés au Chapitre 6. La seconde partie vise à discuter et intégrer l'ensemble des résultats des travaux de recherche présentés dans ce document.

7.1 Discussion sur les résultats complémentaires

Les échantillons liquides prélevés proviennent de l'eau dans la rhizosphère du sol et sont donc influencés par la composition du sol. Les eaux apportées par l'irrigation interagissent avec la composition du sol. Conséquemment, les résultats de pH et d'EC des échantillons liquides et de la composition du sol seront traités dans la même section, suivi des autres paramètres.

Les analyses de caractérisation chimique du sol présentées n'ont montré aucune différence significative entre les traitements D0 et S0, soit avec de l'eau provenant du puits artésien et sans aucune irrigation, respectivement. Dans certaines circonstances comme pour le pH et l'azote minéral, les données pour D0 ne diffèrent significativement pas de celles correspondant à la dose 1. Ces changements peuvent être expliqués par l'ajout d'eau qui favorise les conditions d'humidité dans le sol, ce qui est favorable à certaines réactions biologiques et chimiques. Les deux traitements peuvent donc être considérés comme similaires aux fins des analyses subséquentes.

7.1.1 pH

Tel qu'énoncé précédemment, l'eau prélevée dans les lysimètres a été sujette à des changements découlant probablement de réactions chimiques et biologiques qui surviennent dans l'interaction sol-bactéries-plantes. Par exemple, la nitrification (transformation de l'ammoniaque en nitrite) fait baisser le pH, alors que la dénitrification (NO_3 en N_2 gazeux) fait augmenter le pH. Les principales réactions qui peuvent avoir un effet sur le pH sont présentées au Tableau 7-1.

Tableau 7-1 Liste non exhaustive des réactions biologiques et physico-chimiques qui influencent le pH de l'eau en solution dans le sol. Adapté de Havlin et al. (2013)

Source	Réaction	Effet sur le pH	Sources
Bilan hydrique	Pluie	Diminue (-)	Havlin et al. (2013)
	Irrigation (pH eaux usées 7,6)	Augmente (+)	Chapitre 4.1
	Irrigation (pH eau souterraine 8,3)	Augmente (+)	
N	Absorption des nutriments (NO_3^-)	Augmente (+)	Havlin et al. (2013)
	Absorption des nutriments (NH_4^+)	Diminue (-)	
	Minéralisation NTK → NH_4^+	Augmente (+)	
	Immobilisation du NH_4^+	Diminue (-)	
	Volatilisation du NH_4^+ → $NH_{3\ (gazeux)}$	Diminue (-)	Comeau (2015)
	Nitrification et nitratation NH_4^+ → NO_3^-	Diminue (--)	
	Dénitrification NO_3^- → $N_{2\ (gazeux)}$ (augmente alcalinité)	Augmente (+)	
SO_4^{-2}	Absorption des nutriments (SO_4^{-2})	Augmente (++)	Havlin et al. (2013)
	Minéralisation des sulfates	Diminue (--)	

De manière naturelle, la pluie contribue à la diminution du pH dans le sol étant donné le pH à l'équilibre avec le CO2 de 5,6 (Havlin et al. 2013). Les eaux usées ajoutées sur le site ont toutefois un pH moyen de 7,6 et devraient tendre à neutraliser le sol. La minéralisation de l'azote et des sulfates en composés biodisponibles en vue d'être absorbé par la plante change également le pH. Toutefois, si le cycle est complet, c'est-à-dire dans un milieu fermé, le pH devrait s'équilibrer. Par contre, lors de fortes précipitations ou d'irrigation soutenue, les anions les plus solubles comme les

NO3, HCO3- et les SO4-2 peuvent être lixiviés en apportant avec eux des cations les plus solubles, c'est-à-dire Ca+2, Na+, Mg+2 et K+, affectant du coup la CEC. La lixiviation de ces éléments a pour effet de modifier le pH du sol, puisqu'elle empêche la complétion du cycle de l'azote, c'est-à-dire que seulement la nitrification a lieu (baisse de pH), mais pas l'adsorption/dénitrification des nitrates (Havlin et al. 2013).

La teneur en eau le sol est un paramètre important qui détermine les conditions d'aération, mais elle affecte également l'activité microbienne (Havlin et al. 2013, Paul 2007). Des sondes à humidité installées dans une des parcelles de la dose 0 ont montré, en 2016, que les pores du sol étaient saturés à plus de 50%, permettant la minéralisation de la matière organique (Lachapelle-T et al. 2019). Les données partielles des sondes à humidité sont présentées en annexe.

Le traitement a eu un effet significatif sur le pH du sol. La zone témoin est celle dont le sol était le plus acide. Les pH du sol des doses 0 et 2 ne sont pas significativement différents de celui des doses témoins et D1, alors que celui de la dose 1 est différent de la dose témoin. De manière générale, l'effet de l'irrigation d'eaux usées sur le pH du sol est variable selon le milieu d'irrigation (Paranychianakis et al. 2006).

7.1.1.1 Dose 0

Le pH mesuré dans les échantillons liquides montre, pour 2016 et 2017, que les valeurs pour la dose 0 sont les plus élevées, excepté pour la fin de l'année 2017. Cela s'explique par le pH plus élevé de l'eau souterraine (8,3) par rapport à celui des eaux usées irriguées (7,6). Cependant, le traitement D0 n'a pas eu d'effet significatif sur le pH mesuré, comparé à la dose témoin (S0). Le pH du sol n'a également pas été changé pour la dose 0 entre novembre 2016 et novembre 2017. Une légère modification a toutefois été observée entre novembre 2017 et mai 2017, à 20 cm de profondeur.

L'augmentation du pH à partir de la mi-octobre en 2017 a probablement été causée par une minéralisation supplémentaire. *A contrario*, en 2016, une baisse de pH a été observée. Cette baisse de pH pourrait s'expliquer par une saturation excessive des pores du sol (>80%), qui empêche la minéralisation, mais facilite le transfert du CO_2 dans l'eau (Lachapelle-T et al. 2019).

7.1.1.2 Dose 1 et dose 2

Pour l'année 2016, le pH est demeuré autour de 7, pour l'ensemble de l'année, sans différence significative entre D1 et D2. La même légère diminution du pH que la dose 0 a été observée et serait probablement due à la saturation excessive des pores du sol de ces parcelles.

Pour l'année 2017, le pH de D1 et D2 s'est maintenu autour de 6,5 jusqu'à la mi-septembre. Cette constance indique un certain bilan dans les réactions biologiques et physico-chimiques. Les résultats de concentration d'azote total présentés au Chapitre 5 indiquent que la nitrification et la dénitrification sont presque complètes (93 à 99% avant septembre 2017) et donc, la complétion du cycle de l'azote. À partir de la mi-septembre, la concentration de NT dans les lysimètres a également augmenté, selon la même courbe que le pH. Cette concentration supplémentaire de NT s'explique, notamment, par une hausse de la lixiviation due à une sur-irrigation. Normalement, cela devrait faire baisser le pH puisque seulement la nitrification a eu lieu. Cette augmentation étant observée au mois de septembre, la consommation des nutriments est normalement faible pour cette période (Labrecque and Teodorescu 2003). L'augmentation du pH peut donc être causée par une augmentation de la minéralisation jusqu'au 11 octobre 2017. Autre facteur important à considérer, l'irrigation a été maintenue élevée jusqu'au 25 septembre 2017, augmentant la période de saturation des pores du sol et la minéralisation de la matière organique.

Le pH des sols des parcelles D1 a été le seul statistiquement différent des parcelles de la dose témoin, et ce, malgré l'ajout de moins d'eaux usées que la dose 2. Cette différence pourrait s'expliquer par une plus faible charge de NH_4 nitrifié (la nitrification fait baisser le pH) pour la dose 1 par rapport à la dose 2. Entre novembre 2016 et novembre 2017, le pH du sol des doses irriguées avec des eaux usées a augmenté significativement à 20 et 50 cm de profondeur. L'augmentation pour la dose 1 était plus marquée que pour celle de la dose 2, également à cause de la nitrification. À long terme, l'application d'eaux usées risque de faire augmenter le pH des sols, vers un pH plus neutre, changeant la solubilité des éléments dans le sol. Toutefois, un pH acide du sol peut causer plusieurs problèmes de santé à la plante. Plus spécifiquement, dans un sol acide (ou trop basique), les racines sont affectées et les nutriments sont moins disponibles pour la plante (Havlin et al. 2013). En milieu agricole, il n'est pas rare de procéder à l'ajout de chaux (lime) pour empêcher l'acidification excessive des sols. Conséquemment, l'augmentation du pH ne représente pas un risque particulier à court terme.

7.1.2 EC

L'électro-conductivité fournit une information sur la salinité de la solution. Dans le sol, les cations présents dans le sel sont généralement les Na^+, K^+, Ca^{+2} et Mg^{+2} et les anions qui s'accumulent sont Cl^-, SO_4^{-2}, HCO_3^- et CO_3^{-2}. L'accumulation en trop grande quantité de sel dans le sol peut causer des dommages importants à la plante, limiter sa croissance et diminuer drastiquement le potentiel d'évapotranspiration. Les problèmes de salinité dans le sol sont généralement observés dans les régions arides et semi-arides avec des pH dans le sol >7,2 (Havlin et al. 2013). L'augmentation de la salinité dans le sol représente un des risques les plus importants d'irriguer avec des eaux usées qui contiennent beaucoup de sel. Une trop grande évapotranspiration peut causer une faible lixiviation et concentrer le sel dans le sol (Paranychianakis et al. 2006). Un sol normal et non affecté par le sel a une EC < 4000 μS/cm (Havlin et al. 2013). Chaque type de plante possède un seuil d'EC à ne pas dépasser, au-delà duquel la salinité devient trop toxique. Le seuil de salinité des saules serait autour de 5000 μS/cm (Hangs et al. 2011).

Le Na^+ peut avoir des impacts particulièrement toxiques sur la plante et le sol en rendant le sol imperméable à l'eau et en diminuant, à long terme, la conductivité hydraulique de l'eau (Havlin et al. 2013). À titre de référence, la concentration moyenne à l'affluent en Na^+ en 2016 était de 350 ± 170 mg/L, comparés à 150 ± 100 mg/L en 2017. Il est possible de prédire l'impact de l'accumulation du sodium en combinant le ratio d'adsorption du sol (SAR; *Soil adsorption ratio*) avec l'électro conductivité du sol (Paranychianakis et al. 2006) dans les eaux d'irrigation, mais également dans l'eau dans le sol. Le Na^+ n'a pas été mesuré dans cette étude, mais il serait intéressant de mesurer l'impact de l'ajout d'eaux usées sur l'accumulation du Na^+ dans le sol.

Du côté du SAR des eaux d'irrigation, le ratio en 2016 est plus élevé qu'en 2017 (7,1 ± 1,6 pour 2016 comparés à 3,3 ± 2,1 en 2017). Le SAR et l'EC permettent de caractériser et d'évaluer le risque d'irriguer les eaux et d'établir un niveau de restriction quant à l'application. Les lignes directrices présentées par Ayers and Westcot (1985) quant aux risques de salinités, aux risques de problèmes d'infiltration (comme la dispersion des particules du sol) ou aux risques liés à la toxicité des ions sodium distribué en surface pour les plantes plus sensibles sont reprises au Tableau 7-2.

Tableau 7-2 Lignes directrices sur l'évaluation de la qualité des eaux adaptées de Ayers and Westcot (1985)

Problème	Paramètre de référence	Degré de restriction		
		Pas de restriction	Restriction faible à modérer	Restriction majeure
Salinité	EC (dS/m)	< 0,7	0,7 à 3,0	> 3,0
Infiltration	SAR	EC (dS/m)		
	0 à 3	> 0,7	0,2 à 0,7	< 0,2
	3 à 6	> 1,2	0,3 à 1,2	< 0,3
	6 à 12	> 1,9	0,5 à 1,9	< 0,5
	12 à 20	> 2,9	1,3 à 2,9	< 1,3
	> 20	> 5,0	2,9 à 5,0	< 2,9
Toxicité du Sodium (Na)	SAR	< 3	3 à 9	> 9

Note : les cases grises identifient les plages applicables, en moyenne, dans le projet (2016 : SAR - 7,1 ± 1,6 et EC - 2,9 ± 1,7 dS/m et 2017 : SAR – 3,3 ± 2,1 et EC – 1,5 ± 0,5 dS/m)

La salinité et la toxicité spécifique de l'ion sodium (Na^+) présentent donc des restrictions faibles à modére et pourraient causer, à long terme, des problèmes à la structure du sol et des effets sur les plantes, selon le type de plantes. Par contre, les eaux usées irriguées ne posent pas de restriction sur l'infiltration. Dans tous les cas, aucune restriction majeure n'a été observée. Puisque les saules possèdent une résistance modérée à la salinité, les problèmes à court terme devraient être minimaux. Dans tous les cas, il est nécessaire d'avoir un minimum de percolation profonde pour permettre l'écoulement des ions qui causent la salinité et éviter une accumulation excessive à long terme. Le choix des plantes dans la conception des plantations filtrantes doit donc considérer cet

aspect et les vérifications sur l'affluent doivent être effectuées pour assurer un bon fonctionnement du système à long terme, tel que suggéré par Crites et al. (2014) et Paranychianakis et al. (2006). Il serait intéressant de suivre l'accumulation de la salinité et l'évolution du SAR dans le temps.

Les résultats d'EC dans le sol pour les échantillonnages effectués entre 2016 et 2017, à 20 cm de profondeur sont présentés à la Figure 7-1. Les résultats permettent de mettre en perspective la variation de l'EC dans le sol, en fonction du temps.

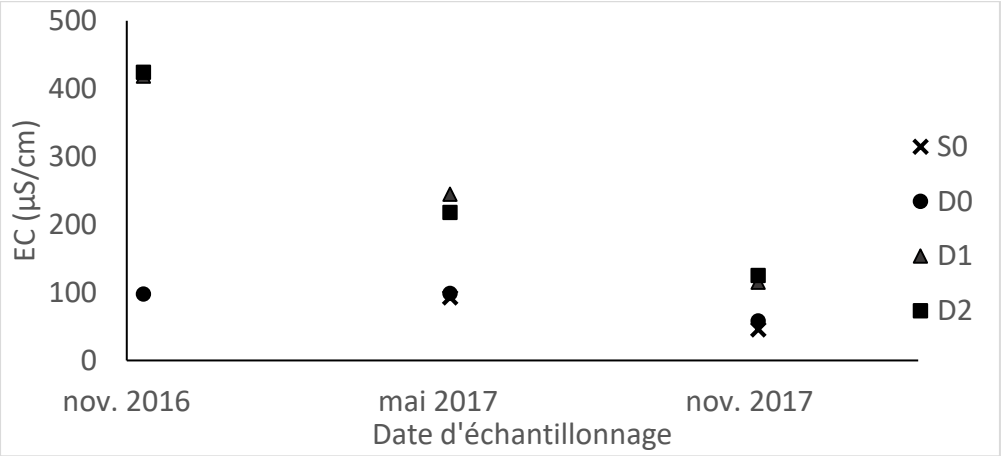


Figure 7-1 Variations de l'EC (μS/cm) à 20 cm de profondeur dans le sol

Les résultats de la D0 et des parcelles S0 étaient du même ordre de grandeur et n'ont pas varié beaucoup pour chaque échantillonnage. Les doses D1 et D2 sont du même ordre de grandeur et ont suivi la même tendance; une valeur élevée en novembre 2016 suivie d'une diminution en mai 2017 et en novembre 2017.

7.1.2.1 Dose 0

L'EC dans les eaux irriguées D0 était de 430 μS/cm, alors que la concentration à la sortie était d'environ 340 μS/cm. Les concentrations sont restées globalement stables, autant dans le sol que dans les eaux de lixiviation. Plus spécifiquement, une légère baisse a été observée dû à l'irrigation et la pluie entre mai 2017 et novembre 2017.

7.1.2.2 Dose 1 et dose 2

En 2016, l'EC moyenne à l'affluent était variable, 2700 ± 1400, avec des concentrations variantes entre 1300 (17 août 2016) et 5200 μS/cm (26 octobre 2016). Le sol était irrigué pour la première fois depuis plusieurs années. L'EC mesurée aux lysimètres a augmenté progressivement de 1500 a

approximativement 3000 μS/cm entre les échantillonnages du 3 août et du 12 octobre, dû aux fortes teneurs en EC de l'affluent (> 3000 μS/cm; Paranychianakis et al. (2006)). En 2017, les concentrations moyennes à l'affluent étaient de 1500 ± 500 μS/cm, soit près de deux fois moins qu'en 2016. Les concentrations observées dans les lysimètres ont augmenté légèrement pendant le premier mois, puis la tendance était à la baisse pour le reste de l'année. La baisse peut s'expliquer par une certaine lixiviation, ainsi qu'une concentration à l'affluent plus faible. Les précipitations en 2017 ont également été plus importantes qu'en 2016 (740 par rapport à 580 mm).

Les résultats des analyses de sol montrent qu'il y a eu une différence significative pour chaque traitement étudié, à chaque période d'échantillonnage (Tableau 6-2). Cela indique, d'une part une modification dans le temps, selon la fonte des neiges et les précipitations. D'autre part, la différence significative entre les traitements d'eaux usées et les autres traitements étudiés présentés au Tableau 6-1 montre que l'irrigation avec des eaux usées ajoute des sels dans le sol. Les concentrations dans le sol ont toutefois diminué entre novembre 2016 et mai 2017. Cette différence peut être expliquée par la lixiviation créée par la fonte des neiges, avant le redémarrage du système. La baisse entre mai 2017 et novembre 2017, signifie que la concentration à l'affluent plus faible a eu un impact sur la rétention des sels.

7.1.3 Caractérisation chimique du sol

Matière organique (MO)

La matière organique (MO) est composée de particules complexes, incluant, notamment, des C, N et P non accessibles directement pour les plantes. Dans un sol non cultivé et non fertilisé, la matière organique dépend de la texture du sol, de la topographie et des conditions climatiques (Havlin et al. 2013). Dans un sol argileux (texture fine), la MO dans le sol est normalement plus élevée que dans un sol à texture grossière (sable), étant donné l'accumulation plus grande des nutriments et de l'eau. Dans le même ordre d'idée, l'oxydation de la MO est plus élevée dans un sol à texture grossière, ce qui diminue l'accumulation de MO (Havlin et al. 2013). La MO dans le sol consiste en un réservoir de nutriments, sous forme complexe, qui est minéralisée en solution par la biomasse en nutriment inorganique (comme le NH_4), puis la fraction non soluble de la matière organique est de nouveau immobilisée et adsorbée sur les particules de sol. La fraction non soluble provient autant de la matière organique dans les eaux usées, la biomasse (hétérogène, nitrifiante, dénitrifiante, etc.) que des pathogènes (Paranychianakis et al. 2006). L'immobilisation survient

lorsque la quantité de nutriment nécessaire pour la croissance de la biomasse n'est pas suffisante, c'est-à-dire, lorsque le ratio C:N > 20:1. La minéralisation et l'immobilisation dépend de la température est l'humidité du sol (Havlin et al. 2013). La matière organique « non biodégradable » est en fait très lentement biodégradable et pourrait être oxydée sur une longue période (Ramdani et al. 2010).

Le traitement a eu un effet sur la MO dans le sol seulement pour l'échantillonnage de mai 2017, à 50 cm de profondeur. Ce changement peut s'expliquer par la minéralisation de la matière organique pendant l'hiver. Les autres analyses n'ont montré aucune différence significative en fonction du traitement. La matière organique a légèrement varié dans entre les moments de l'année (mai et novembre), mais aucune différence significative n'a été observée à 20 cm entre novembre 2016 et novembre 2017. Toutefois, une faible variation a été observée à 50 cm de profondeur pour les doses D1 et D2, entre novembre 2017 et novembre 2016. Ces résultats sont globalement comparables avec ceux observés par Degens et al. (2000), qui ne montre pas d'augmentation de la matière organique dans le sol, malgré l'ajout d'une charge élevée en matière organique. Cette stabilité est expliquée par la consommation de la MO dans les eaux irriguées plutôt que celle dans la matrice du sol (Degens et al. 2000). La majeure partie de la MO est normalement minéralisée dans les premiers centimètres du sol, alors qu'une condition anoxie peut se créer à une plus grande profondeur, limitant l'activité des bactéries hétérotrophes (Paranychianakis et al. 2006). Il peut en résulter de l'accumulation de MO facilement biodégradable (Küsel and Drake 1998), ce qui pourrait expliquer l'augmentation de la MO dans le sol entre novembre 2016 et novembre 2017, à 50 cm de profondeur.

Azote minéral dans le sol

L'azote minéral présent en solution dans le sol provient de la minéralisation de l'azote organique (NTK) en azote ammoniacal (NH_4) et de l'azote minéral présent dans les eaux d'irrigation (Paranychianakis et al. 2006). La minéralisation représente un processus biologique, soit l'hydrolysation et la dégradation de la matière organique, qui est influencé par la température, l'humidité du sol, le pH et la disponibilité d'oxygène (Dessureault-Rompré et al. 2010). Les principaux mécanismes d'enlèvement de l'azote minéral sont l'adsorption sur les particules de sol du NH_4 (particulièrement avec l'argile), la volatilisation du NH_4 lorsque le pH est élevé, la nitrification/dénitrification biologique, l'adsorption de l'azote par les plantes et la lixiviation. La

dénitrification peut représenter approximativement 25% de l'enlèvement de l'azote, avec un effet plus prononcé pour les sols argileux que les sols sableux étant donné le temps de rétention plus élevé. L'adsorption par les plantes dépend du type de plante et est liée directement à la production de la biomasse ligneuse. L'adsorption moyenne pour les saules peut varier entre 75 et 86 kg/ha pour la première année (Paranychianakis et al. 2006). Labrecque and Teodorescu (2003) a mesuré 389 kg/ha d'enlèvement d'azote pour *Salix vinimalis*, pour un arbre de trois ans, à la seconde rotation.

Les résultats d'azote minéral dans le sol ont fluctué dans le temps entre chaque échantillonnage (Tableau 6-2), notamment dû aux variations au cours d'une année qui sont fonction de la consommation des nutriments par la plante, la minéralisation et la lixiviation de l'azote. Le traitement a eu un impact significatif sur les concentrations d'azote minéral dans le sol, à 20 cm, pour les échantillonnages de mai 2017 et novembre 2017.

D'abord, la dose 0 et les parcelles témoins, puisqu'aucun azote supplémentaire n'a été ajouté, étaient similaires. La dose 1 se situe entre la dose 0 et la dose 2, c'est-à-dire que les résultats n'étaient pas statistiquement différents, malgré l'ajout d'une charge en azote. La dose 2 avait toutefois une concentration d'azote minéral dans le sol supérieur aux autres traitements, dû à la charge supérieure. Ces résultats semblent donc indiquer que la charge supplémentaire apportée dans la dose 2 (1200 kg/an pour D2 comparé à 800 kg/an pour D1) n'a pas pu être retirée complètement du système par un des mécanismes d'enlèvement et s'est accumulée dans le sol. Il faut toutefois noter que les concentrations absolues mesurées sont tout de même élevées pour la dose 1 également, mais que les résultats n'étaient pas statistiquement différents dus à l'écart-type élevé. L'écart-type important est cohérent avec les variations spatiales et temporelles importantes notées par Paranychianakis et al. (2006) sur la dénitrification pour un site donné.

Indice de saturation du phosphore

Les indices de saturation P/Al et P/(Al + Fe) globalement les mêmes tendances. La variation dans le temps de l'indice de saturation P/(Al + Fe) pour chacun des traitements, à 50 cm, est présenté à la Figure 7-2.

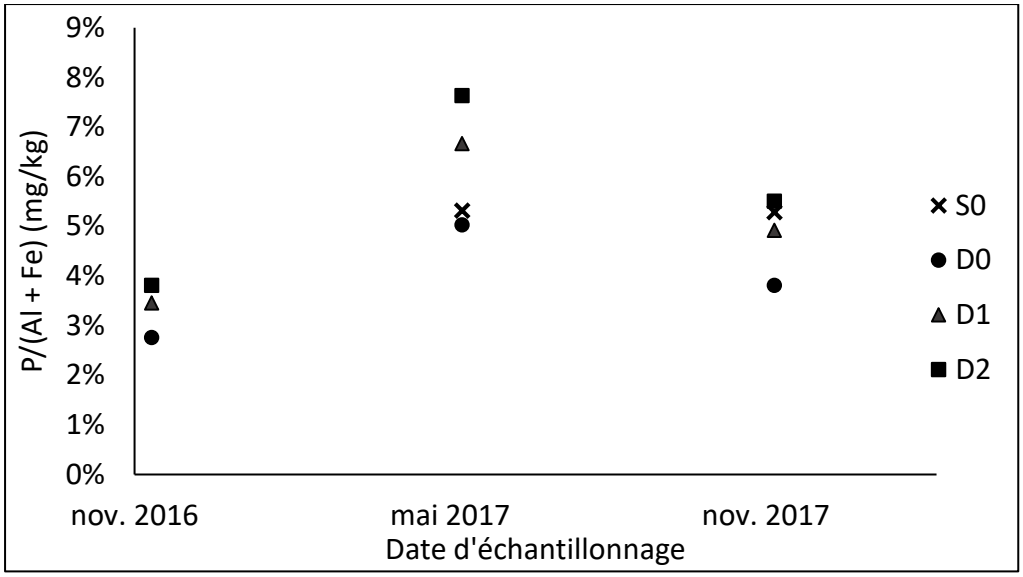


Figure 7-2 Variations dans le temps de l'indice de saturation P/(Al + Fe) pour les traitements étudiés, à 50 cm de profondeur.

La variation temporelle des indices de saturation P/Al et P/(Al + Fe) entre mai 2017 et novembre 2016 suggère que l'hiver a causé une modification de la saturation du phosphore dans le sol pour toutes les parcelles, probablement dues à la décomposition de la litière du sol (incluant les feuilles tombées) (Havlin et al. 2013). Entre mai 2017 et novembre 2017, l'indice de saturation a diminué. La valeur de novembre 2017 était toutefois significativement plus élevée pour les traitements D1 et D2, à 20 et 50 cm de profondeur (Tableau 6-2). L'augmentation de l'indice de saturation entre novembre 2016 et novembre 2017 est cohérente avec la littérature et peut être expliquée principalement par l'adsorption du phosphore ajouté par les eaux usées sur les particules du sol (Lachapelle-T et al. 2019, Paranychianakis et al. 2006).

L'indice de saturation n'était toutefois pas significativement différent entre les traitements, sauf pour l'échantillonnage de mai 2017, à 20 cm de profondeur où la dose 2 était significativement plus élevée que les autres traitements étudiés. La dose 2 a atteint un indice de saturation de 16%, comparé à 10% pour la dose 1. Cette variation pourrait être expliquée par une plus grande minéralisation du phosphore organique, mais également par l'écart-type trois fois plus élevé pour D2, soit 7,5% comparé à 2 à 2,5% d'écart-type pour les autres traitements.

De manière générale, les autres échantillonnages n'étaient pas significativement différents étant donné l'écart-type important. De plus, les moyennes de S0 pour l'échantillonnage novembre 2017

étaient dans le même ordre de grandeur que celles de la dose 2 (8,9% et 5,3% comparé à 9,3% et 5,5%, pour S0 et D2, respectivement). Ces valeurs plus élevées pourraient être expliquées par la lixiviation pour D0 comparée à S0. Toutefois, ces écarts ne sont pas significativement différents.

L'indice de saturation critique, c'est-à-dire l'indice au-delà duquel le risque de lixiviation du phosphore est important, pour un sol sableux acide comme sur le site de l'expérimentation est de 11% (Parent and Marchand 2006). Seule la moyenne des résultats pour D2 à 20 cm, pour l'échantillonnage de mai 2017 était supérieure à cet indice (16,3%). Cette valeur élevée indique donc qu'il y a probablement eu une lixiviation des o-PO_4 au printemps 2017. Le nombre d'échantillons qui dépasse ce seuil critique de 11% sur un total de 12 échantillons par traitement et profondeur présentés au Tableau 7-3.

Tableau 7-3 Nombre de dépassements du seuil critique de l'indice de saturation P/(Al + Fe) pour chaque traitement, profondeur et échantillonnage (novembre 2016, mai 2017 et novembre 2017)

Traitement	S0		D0		D1		D2	
Profondeur (cm)	20	50	20	50	20	50	20	50
Novembre 2016			0	0	0	0	2	0
Mai 2017	1	1	2	1	3	1	9	3
Novembre 2017	3	1	1	0	0	1	4	0
Total	4	2	3	1	3	2	15	3

Le nombre de dépassements moyen pour chacun des traitements se situe entre 1 et 4, excepté pour la D2, à 20 cm de profondeur où le nombre de dépassements est de 15. Cela indique, d'une part, une certaine variabilité spatiale dans les parcelles, et confirme un début de saturation pour la dose 2, à 20 cm. Il faut toutefois noter qu'aucun dépassement d'o-PO_4 n'a toutefois été observé dans les lysimètres, pendant les saisons d'irrigation. La plupart des dépassements pour D2 sont en mai 2017, ce qui suggère que la lixiviation a eu lieu avant le début de l'expérimentation, avec la fonte des neiges.

Capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique (CEC) est largement influencée par la quantité d'argile et de matière organique dans un sol; plus il y a d'argile et de MO, plus la CEC est élevée (Havlin et al. 2013). La plupart des cations échangeables, soient Ca^{+2}, Mg^{+2}, K^{+}, H^{+} et NH_4^{+}, sont considérés comme des nutriments pour la plante, excepté Al^{+3} et Na^{+}. L'échange cationique est un processus réversible et permet donc d'accumuler et fournir aux plantes les nutriments nécessaires, au besoin.

Pour chaque échantillonnage, le traitement n'a pas eu d'effet significatif sur la mesure du CEC. Il est toutefois intéressant de constater que la moyenne du CEC pour S0 était plus élevée que celle de D0, sauf pour l'échantillonnage de mai 2017 à 20 cm. Cela pourrait s'expliquer par une plus grande lixiviation sans ajout de cation échangeable pour la dose 0. En effet, lors de surirrigation, l'eau qui lixivie entraîne avec elle les anions les plus solubles (principalement NO_3) de même que les cations les plus solubles, soit Na^+, Ca^{+2}, Mg^{+2} et K^+ (Havlin et al. 2013).

La CEC augmente significativement entre mai 2017 et novembre 2017, mais reste stable entre mai 2017 et novembre 2017. Les valeurs sont toutefois significativement plus élevées entre novembre 2017 et novembre 2016, et ce, pour presque tous les traitements étudiés. La majorité des changements sont donc survenus pendant l'hiver, comme pour les changements de MO dans le sol. Les changements dans la quantité de MO ont donc pu changer la quantité de sites disponibles pour adsorption des cations échangeables.

7.1.4 Limites des analyses de sol

Les analyses de sol ont été réalisées intensivement à seulement trois moments dans le temps, soit novembre 2016 (après la première saison d'irrigation), mai 2017 et novembre 2017. Ces résultats sont intéressants, mais ne permettent pas bien de comprendre, au milieu de la saison, les changements pouvant survenir. Il aurait été intéressant de procéder à davantage d'analyses. Dans le même ordre d'idée, chaque échantillon composite est prélevé à partir de trois échantillons autour des points de distributions des eaux usées. Malgré que la technique d'échantillon composite soit favorable dans ce genre de situation, il reste que les résultats représentent un point à un moment dans le temps qui peut être influencé par les conditions du sol et météorologiques des jours précédents l'échantillonnage.

7.2 Discussion générale du projet

Les principaux éléments méthodologiques, mécanismes impliqués et résultats obtenus sont résumés dans la Figure 7-3. Les résultats obtenus montrent un enlèvement de plus de 96% de la charge annuelle pour la matière organique (DCO) et le phosphore total, malgré l'augmentation de la charge hydraulique. La surirrigation à partir de la mi-septembre a toutefois causé une lixiviation plus importante des NOx et a diminué l'enlèvement de NT avant le rejet dans les eaux souterraines, particulièrement pour D2. En parallèle, 15 dépassements de l'indice de saturation du phosphore P/(Al + Fe) ont été observés pour D2 pour les différents échantillonnages de sol. La différence d'irrigation entre D1 et D2 (1,9 m^3/m^2 annuel pour D1 et 3 m^3/m^2 annuel pour D2) a donc eu un certain effet qui pourrait s'accentuer au fil des ans. Toutefois, les résultats de D2 sont globalement adéquats. Les mécanismes d'enlèvement limitants identifiés par cette recherche sont liés aux cycles de l'azote et, à long terme, au cycle du phosphore. L'enlèvement de l'azote total a été problématique dans cette expérimentation lorsque le temps de résidence dans le sol n'était pas assez long, attribuable à la facilité de lixiviation des NOx. Du côté du phosphore, les sites d'adsorption dans le sol sont limités à long terme et le sol sera saturé sur une longue période, causant de la lixiviation des o-PO_4.

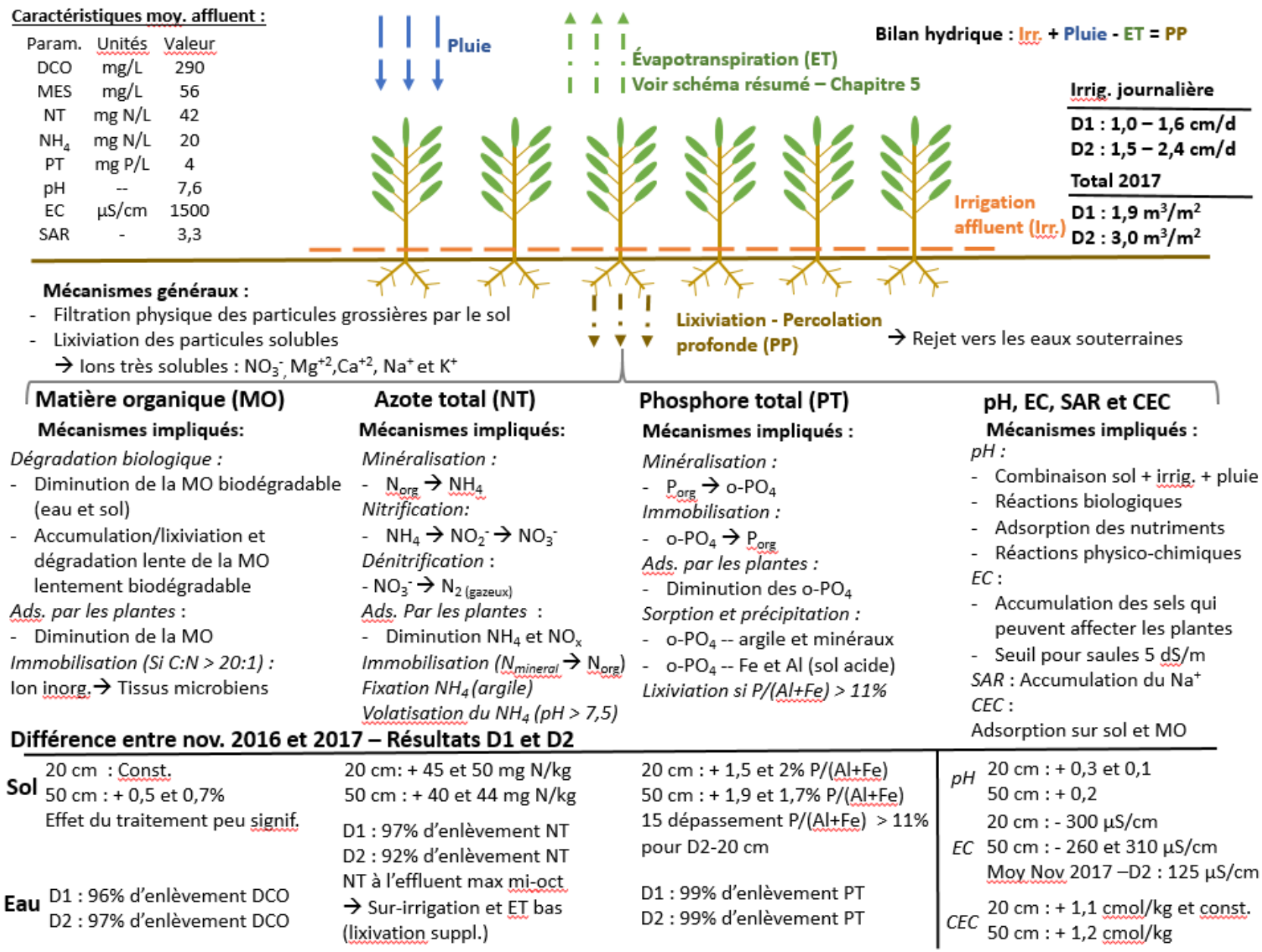


Figure 7-3 Représentations schématiques des principaux éléments de la méthodologie, des mécanismes impliqués et résultats obtenus

Il serait intéressant d'effectuer un plan agroenvironnemental de fertilisation et d'étudier la question des plantations filtrantes de saules d'un point de vue agronomique, sur une longue période et pouvoir ainsi mieux prévoir les effets à long terme du procédé.

Les résultats suggèrent qu'une conception basée sur les taux de la dose 1 permettrait d'obtenir des résultats d'enlèvement intéressants, en minimisant les effets à long terme. Un des défis de la conception des PFS représente la difficulté d'estimer précisément l'ET des plants. La méthode α présentée au Chapitre 5 pourrait permettre d'utiliser les données sur les saules estimés dans la littérature, puis de vérifier au fil des rotations l'ET réel sur le terrain. Cette mesure pourrait, d'une part, confirmer ou infirmer les hypothèses de conception. D'autre part, il est possible de confirmer les connaissances. En d'autres mots, la méthode α permet, par quelques mesures de conductance stomatique et de l'index de couvert de feuille (LAI; *leaf area index*) d'obtenir l'ET moyenne sur le terrain.

Les taux d'enlèvement élevés pendant la période de haute évapotranspiration, malgré l'augmentation du taux de charge hydraulique, suggèrent qu'il pourrait être possible de traiter des charges supplémentaires pendant cette période. La limite de capacité de traitement, pendant le sommet de croissance des saules, c'est-à-dire entre juin et août (Labrecque and Teodorescu 2003), ne semble pas avoir été atteinte. Il pourrait être intéressant d'expérimenter des charges supplémentaires afin de déterminer la limite du système, soit en augmentant l'irrigation avec des eaux usées municipales, soit avec des affluents comme du lixiviat de site d'enfouissement. *A contrario*, il serait également important de confirmer que les hausses en concentration d'azote à la fin septembre soient causées par une sur-irrigation.

7.2.1 Limite du projet

La première limite de l'étude représente la durée des travaux. L'étude a été réalisée sur une période de deux ans, sur des arbres dont les racines étaient déjà bien installées. Avec l'irrigation en continu, sur plusieurs années, d'eaux usées sur le site, certains mécanismes pourraient changer. L'irrigation avec des eaux usées affecte les communautés microbiennes dans le sol pour le mieux, ce qui pourrait augmenter la qualité du traitement (Truu et al. 2009). Il serait intéressant d'analyser l'évolution du traitement sur plusieurs rotations.

Il aurait pu être intéressant d'avoir accès à l'humidité dans le sol pour les doses fertilisées. En effet, étant donné les différences majeures d'ET entre les doses fertilisées et non fertilisées, il n'est pas clair s'il est possible de transposer les résultats obtenus pendant les résultats de forts ET pour les doses fertilisées. L'évapotranspiration estimée à partir de la méthode α, suggère un manque d'eau par rapport au potentiel d'évapotranspiration, avant juin. L'humidité dans le sol, pour cette période, devrait donc diminuer. Il pourrait être intéressant de mesurer l'humidité dans le sol pour D1 et D2 afin de confirmer s'il manque d'eau.

Lachapelle-T. et al. (2019) présente dans son étude une comparaison des résultats obtenus dans la première année de ce projet de recherche (été 2016 seulement) avec les principales études réalisées.

7.3 Test des hypothèses scientifiques

Cette section fait un retour sur les hypothèses scientifiques de ce mémoire

Hypothèse scientifique #1

Rappel de l'hypothèse : L'utilisation d'un procédé de plantation filtrante de saules traite adéquatement les eaux usées en milieu québécois en procédant de manière efficace à l'enlèvement de la matière organique, de l'azote et du phosphore.

Validation : L'hypothèse #1 a été vérifiée puisque les concentrations moyennes à 60 cm dans le sol étaient plus basses que les normes québécoises, soient 21 (D1) et 19 (D2) mg DCO/L pour la matière organique, 2,8 (D1) et 5,8 (D2) mg N/L pour l'azote total, 0,06 (D1) et 0,07 (D2) pour le phosphore total avec un pH d'environ 6,7. L'enlèvement moyen annuel était plus élevé que 92% pour tous les paramètres.

Hypothèse scientifique #2

Rappel de l'hypothèse : L'application d'un programme d'irrigation suivant la courbe d'évapotranspiration des saules permet d'optimiser les volumes annuels d'eaux traitées.

Validation : Les concentrations à la sortie du système sont similaires entre l'augmentation du taux de charge hydraulique et les concentrations obtenues avant l'augmentation, jusqu'à la mi-septembre. Avant cette période, la diminution de tous les paramètres est supérieure à 95%. Il est toutefois important de noter que l'irrigation a été maintenue trop élevée à la mi-septembre, et aurait

dû être diminuée puisqu'il s'en est suivi une légère baisse de performance du système. L'hypothèse est tout de même validée par les résultats obtenus décrits précédemment.

Hypothèse scientifique #3

Rappel de l'hypothèse : Des mesures ponctuelles de transpiration permettent de préciser la courbe d'évapotranspiration annuelle, à partir d'un ratio (coefficient α) entre la transpiration sur le site et la transpiration mesurée dans la littérature.

Validation : L'hypothèse scientifique a été validée par la calibration effectuée au Chapitre 5. L'application de la méthode sur les données publiées par Frédette et al. (2019) ont permis d'obtenir une prédiction de l'ET (via les coefficients de plants k_c) un r^2= 0,88 pour l'approche d'application avec la moyenne (*average approach*) et un r^2=0,94 avec l'approche d'application mensuelle (*monthly approach*). Ces résultats suggèrent qu'avec certaines estimations de la transpiration via la conductance stomatique et le LAI, il est possible de corriger l'ET entre deux études.

Il pourrait être intéressant de procéder à une application de la méthode avec une validation via un bilan hydrique plus complet, c'est-à-dire avec l'utilisation de lysimètres afin de collecter les eaux de percolation. Une vérification avec un bilan hydrique mesuré permettrait de confirmer plus précisément les détails de l'application possible de la méthode. Il est également important de noter que, jusqu'à présent, la méthode n'a été appliquée qu'avec des arbres dont le stage de croissance était davantage similaire (c'est-à-dire entre la deuxième et la troisième année de croissance). La première année de croissance après une coupe présente des différences significatives avec les deux autres années étant donné le peu de biomasses aériennes au début de l'année. Il serait intéressant de valider si la méthode peut être appliquée entre l'année 2 et 3 et l'année 1 de croissance. Cet aspect n'impacte pas la validation de l'hypothèse #3, mais suggère plutôt que davantage de recherche pourrait être effectuée afin de déterminer les limites d'application de la méthode α.

7.4 Retombée et originalité des travaux

Les travaux ont permis, d'une part, de montrer l'efficacité des procédés de traitement des eaux usées municipales par plantations filtrantes de saules, en milieux québécois. Plus précisément, les travaux ont montré que la surirrigation pouvait causer une lixiviation des nitrates et, qu'en période de croissance plus faible des saules, l'enlèvement d'azote total pouvait être limité. Le taux

d'irrigation, combiné avec l'enlèvement d'azote total (plus spécifiquement, l'enlèvement des nitrates) a donc pu être confirmé comme étant le paramètre limitant du procédé.

Les résultats ont également montré que l'ajustement de l'irrigation en fonction de l'évapotranspiration permettait d'augmenter le débit d'eau traitée journalièrement, tout en maintenant des performances de traitements élevés (au-dessus de 96% pour tous les paramètres mesurés). Cela permet, d'une part, de renforcir la conception des taux de charge hydraulique, et, d'autre part, de diminuer l'espace de plantations requises pour pouvoir procéder au traitement. Plus concrètement, ces résultats confirment que l'évapotranspiration est un bon indicateur pour estimer la capacité de traitement du système. En d'autres mots, lorsque l'évapotranspiration chute au milieu de septembre, la capacité de traitement des paramètres comme l'azote total comme a diminué en parallèle. Cela signifie qu'une bonne connaissance de la courbe d'évapotranspiration, sans connaître exactement les valeurs journalières, est essentielle lors de la conception pour prévoir quand augmenter l'irrigation et quand la diminuer.

La méthode α développé dans ce mémoire permet, dans le même ordre d'idée, d'estimer l'ET sur le terrain avec quelques mesures. Des connaissances plus précises de l'ET ont permis de mieux estimer l'impact du système sur le milieu récepteur, c'est-à-dire de mieux estimer les charges de polluants rejetés vers l'eau souterraine. La méthode α pourrait également être appliquée afin d'ajuster les paramètres d'opération une fois le système mis en place. En effet, l'estimation de l'ET étant complexe, la méthode α permet de confirmer les paramètres de conception utilisés, une fois la plantation filtrante mise en application, et permet de corriger les taux de charge hydraulique pour les rotations suivantes.

Les résultats des analyses de sol permettent également d'entrevoir les effets de l'application des doses d'eaux usées sur les sols. La dose 1 a montré moins d'effet que la D2 sur la modification des paramètres chimiques du sol, en texture sableuse. Combinés avec les résultats de la filière liquide, les résultats de D1 suggèrent une certaine prudence supplémentaire par rapport à D2. Ces résultats suggèrent que les taux de charge hydraulique utilisée pour D1 pourraient servir à la conception de plantations filtrantes avec des eaux usées municipales.

En somme, les résultats de ces travaux ont permis d'identifier les limites de capacité de traitement, vers la fin de la saison et d'entrevoir le début des modifications des propriétés chimiques de la matrice de sol, tout en renforçant les connaissances quant à l'estimation et l'impact de

l’évapotranspiration sur le système. En parallèle, des pratiques innovantes quant à la gestion du taux de charge hydraulique, c’est-à-dire l’augmentation de l’irrigation en fonction de la croissance des plantes, ont été mises en lumière.

CHAPITRE 8 CONCLUSION (ET RECOMMANDATIONS)

L'objectif général de ce projet était de déterminer les conditions optimisant la capacité de traitement des eaux usées municipales des plantations filtrantes de saules, utilisées en conditions climatiques québécoises. Pour y arriver, le projet visait à (O.S. 1) déterminer le bilan hydrique de plantation filtrante de saules, (O.S. 2) de développer une méthode pour améliorer l'estimation de l'évapotranspiration du procédé (Chapitre 5), (O.S. 3) déterminer l'impact d'ajuster le taux d'irrigation en fonction de l'évapotranspiration sur l'efficacité de traitement des eaux usées (Chapitre 5) et (O.S. 4) caractériser expérimentalement les effets du traitement sur la composition chimique du sol. Les objectifs ont été réalisés à partir d'essai pilote exécuté à Saint-Roch-de-l'Achigan sur des plantations filtrantes de saules à croissance rapide (*Salix miyabeana* 'SX67), pendant la saison de croissance 2017.

8.1 Conclusions

Les résultats principaux obtenus dans ces travaux sont présentés dans les sous-sections suivantes.

8.1.1 Chapitre 5 – Optimisation de la capacité de traitement des eaux usées municipales d'une plantation filtrante de saules

- Un facteur α calculé à partir du ratio de la transpiration entre la littérature et les données terrains peut être utilisé pour ajuster les calculs d'évapotranspiration avec des données terrains, pour des zones fertilisées avec des arbres avec approximativement le même stage de croissance. Le facteur α pourrait être appliqué pour effectuer l'ajustement de la conception des PFS
- L'irrigation d'un effluent primaire d'origine municipal augmente de manière significative la conductance stomatique et la photosynthèse ($p < 0,05$), mais l'indice d'efficacité de l'utilisation d'eau (WUE; *Water use efficiency*) reste stable. Ces résultats ont permis de calculer un facteur α de 0,69 pour la charge 1 et de 0,83 pour la charge 2.
- La percolation profonde estimée était minimisée quand l'irrigation était effectuée en même temps que les périodes de forte évapotranspiration. Une irrigation trop forte à la fin de l'été 2017 a résulté en une augmentation de la percolation profonde.

- Un enlèvement élevé d'azote total a été estimé, malgré l'augmentation du taux de charge hydraulique (irrigation) à un taux de 2,4 cm/d pour la dose 2, en 2017.
- La sur-irrigation qui a débuté en septembre, pendant que l'évapotranspiration était faible, a causé une percolation profonde importante et une lixiviation de l'azote (NO_3). Le taux d'irrigation et l'enlèvement de l'azote sont les paramètres limitants.
- L'enlèvement de la matière organique (demande chimique en oxygène; DCO) et l'enlèvement du phosphore total (PT) était élevé (96 et 98%, respectivement) pour les deux doses avec les eaux usées, D1 et D2.
- L'ajustement du taux d'irrigation en fonction du taux d'évapotranspiration peut permettre d'optimiser la capacité de traitement des eaux usées, autant en termes de la quantité d'eau traitée et de la qualité des eaux percolées vers la nappe phréatique.

8.1.2 Chapitre 6 – Résultats complémentaires

<u>Effet du traitement sur le pH et l'EC</u>

- Le pH observé dans les eaux de percolation varie entre 6,5 et 7,5 pour l'irrigation d'une eau usée à pH 7,6 dans un sol acide. Cette plage de pH est favorable au traitement biologique des eaux usées et limite la volatisation du NH_4
- L'irrigation d'eaux usées dans un sol acide, comme au Québec, tend à neutraliser légèrement le pH du sol (augmentation entre 0,1 et 0,3 de pH), ce qui est favorable au traitement biologique des eaux usées.
- Les réactions biologiques comme la minéralisation de la matière organique, la nitrification et la dénitrification ont un impact important sur le pH du sol. Conséquemment, une trop grande lixiviation peut augmenter l'effet des eaux usées irriguées (cycle non complet de l'azote)
- Une partie de la salinité des eaux usées percole dans le sol (la concentration d'entrée est du même ordre de grandeur que celle à la sortie, entre 1000 et 2000 μS/cm en 2017), mais une partie du volume d'eau s'est évapotranspiré.

- À long terme, une accumulation excessive de sel dans le sol pourrait causer des problèmes aux plantes/perturbé la structure du sol. À court terme, des variations importantes de la salinité du sol ont été observées entre l'année 2016 et 2017, notamment due aux précipitations plus fortes en 2017.
- Les eaux usées utilisées peuvent poser des problèmes faibles à modérés au niveau de la salinité et de la toxicité spécifique de l'ion sodium. Aucune restriction n'a toutefois été observée quant aux possibles problèmes d'infiltration que pourrait causer la salinité des eaux.

Effet du traitement sur le sol

- La matière organique dans le sol n'a pas beaucoup varié, malgré l'irrigation d'eaux usées
- Le traitement a eu un effet significatif sur la concentration de l'azote minéral de la couche supérieure de sol (20 cm de profondeur). Des fluctuations importantes, soient entre 40 et 45 mg/kg et 44 et 50 mg/kg d'azote minéral dans le sol ont été observés entre les saisons pour les doses 1 et 2, respectivement.
- L'indice de saturation de phosphore dans le sol (sableux) , P/(Al + Fe) a augmenté de 1,5% à 2% à la suite de deux ans d'irrigation avec des eaux usées.
- L'irrigation d'eaux usées n'a pas eu d'effet significatif sur la capacité d'échange cationique du sol ($p > 0,01$)
- Les impacts à court terme sur les sols, dans un sol sableux, sont principalement liés aux éléments solubles (indice de saturation du phosphore dans le sol, pH, EC et azote minéral)
- À long terme, une EC trop élevée pourrait nuire à l'évapotranspiration des arbres et le sol va se saturer en phosphore, ce qui va causer une lixiviation plus importante des o-PO_4

8.2 Recommandations

Les éléments suivants sont une liste de sujets qui pourrait être intéressants d'étudier dans des travaux de recherches futurs

Taux de charge hydraulique

- La limite de la capacité de traitement des plantations filtrantes n'a pas été atteinte pendant la période de forte évapotranspiration (juin à août). Il serait intéressant d'expérimenter avec des charges plus fortes, soit avec des affluents plus chargés (comme des lixiviats) ou avec des charges hydrauliques en eaux usées municipales plus importantes.
- Les résultats ont montré que l'irrigation appliquée vers la fin du mois de septembre était trop élevée, ce qui a causé une lixiviation des nitrates plus importante pendant cette période. Il serait intéressant d'expérimenter des taux de charges hydrauliques plus faibles pendant cette période de l'année.
- L'humidité dans le sol était mesurée seulement pour une parcelle de la dose 0. Sans utiliser nécessairement des sondes à humidité spécifiquement, il serait intéressant de voir les variations d'humidité dans le sol dans les parcelles à forte évapotranspiration comme les parcelles des doses D1 et D2. Ces zones indiquent, au mois de juin, un manque d'eau par rapport au potentiel d'évapotranspiration et des mesures de l'humidité dans le sol pourraient permettre de confirmer cette information, indirectement. Dans le même ordre d'idée, l'humidité dans le sol permettrait d'identifier la quantité d'eau journalière nécessaire pour éviter une lixiviation trop importante.
- Dans un sol sableux, les résultats ont montré une bonne capacité de traitement pendant la pointe d'évapotranspiration. Il serait intéressant de vérifier si ces résultats s'appliquent également dans un sol à texture fine, comme de l'argile.

Méthode α

- La méthode α proposée dans ce mémoire pourrait être testé dans différentes conditions afin de cerner davantage les zones d'application potentielles de la méthode. Plus spécifiquement :
    - Il doit être vérifié s'il est possible d'appliquer la méthode entre l'année 1 de croissance des plantes et les années 2 et 3. Les résultats préliminaires suggèrent que les différences dans le développement du couvert de feuille pourraient causer une erreur trop importante dans l'application, mais cela n'a pas pu être validé correctement.

- Il serait intéressant de valider l'application de la méthode avec une instrumentation plus complète, comme des lysimètres par exemple.
- Il serait intéressant de vérifier l'impact du manque d'eau disponible pour l'évapotranspiration sur l'application de la méthode α
- Les résultats présentés dans le cadre de ces travaux quant à la méthode α représentent un premier pas. Il serait intéressant de développer un protocole plus standard quant à l'application de la méthode. Ces travaux suggèrent un minimum de trois mesures, prises entre juin et août, mais ce protocole n'a pas été expérimenté directement. Par exemple, il serait intéressant de définir plus précisément le nombre de mesures de conductance stomatique nécessaires et sur quelle période.

Variations des paramètres chimiques du sol

- Des études à plus long terme sur l'impact de l'irrigation sur la composition chimique du sol seraient intéressantes à conduire.
- Il serait intéressant de vérifier l'impact d'une irrigation plus chargée sur les paramètres chimiques du sol, à court, moyen et long terme.
- Puisque le taux d'humidité dans le sol à un impact important sur les processus biologiques du sol, il serait également intéressant d'expérimenter l'effet d'un sol à texture fine sur la variation des paramètres chimiques du sol.
- Puisque la salinité du sol peut causer des dommages importants aux systèmes de plantations filtrantes, il serait important de mesurer l'effet à long terme d'irriguer des eaux usées ayant une certaine salinité en minimisant la percolation profonde ce qui pourrait résulter en une accumulation de sels dans le sol et devenir problématique.

Impact environnemental

- Il serait intéressant d'expérimentation et de mesurer, plus spécifiquement, les processus d'enlèvement de l'azote comme la dénitrification. Il est présumé, dans cette étude, que l'enlèvement des nitrates se fait par dénitrification, mais il serait intéressant et important de vérifier que du N_2O n'est pas plutôt produit, ce qui aurait un effet néfaste à long terme sur l'environnement.

- La méthode d'irrigation pour permettre un enlèvement optimal de l'azote. Plus précisément, quel cycle d'irrigation journalier, par exemple plusieurs petites périodes d'irrigation par jour ou une seule en continue, permet une meilleure dénitrification et une plus faible lixiviation des nitrates.
- Un des problèmes potentiels soulevés dans ces travaux de recherche concerne l'accumulation à long terme du phosphore dans le sol. Il pourrait être intéressant d'étudier l'utilisation d'autres plantes que les saules, dont les besoins en phosphore sont plus grands tels que le maïs.

Pathogènes

- Les eaux usées contiennent des pathogènes. Dans la présente étude, les pathogènes dans l'eau, n'ont pas été mesurés à aucune étape du procédé. Il serait intéressé d'investiguer plus en profondeur sur le devenir des pathogènes suite à l'irrigation des eaux usées.
- Dans le même ordre d'idée, il serait également intéressant de valider le devenir des pathogènes dans la matrice du sol et définir les risques potentiels par rapport aux petits animaux et à la biomasse.

RÉFÉRENCES

Allen, R., Pereira, L., Raes, D. and Smith, M. (1998) Crop Evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements - FAO Irrigation and drainage paper No. 56 (No. 56), Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

Amichev, B.Y., Hangs, R.D., Konecsni, S.M., Stadnyk, C.N., Volk, T.A., Bélanger, N., Vujanovic, V., Schoenau, J.J., Moukoumi, J. and Van Rees, K.C.J. (2014) Willow Short-Rotation Production Systems in Canada and Northern United States: A Review. Soil Science Society of America Journal 78(S1).

APHA, AWWA and WEF (2012) Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, Washington, D.C.

Aronsson, P. and Perttu, K. (2001) Willow vegetation filters for wastewater treatment and soil remediation combined with biomass production. The Forestry Chronicle 77(2), 293-299.

ASTM International (2014) Standard Test Methods for Moisture, Ash, and Organic Matter of Peat and Other Organic Soils (No. D2974-14), ASTM International, West Conshohocken, PA.

Ayers, R.S. and Westcot, D.W. (1985) Water Quality for Agriculture - FAO Irrigation and Drainage Paper 29, Revision 1, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.

Bacon, M.A. (2004) Water Use Efficiency in Plant Biology, CRC Press, Boca Raton, FL.

Beaudin, I., Giroux, M., Michaud, A. and 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.

Börjesson, P. and Berndes, G. (2006) The prospects for willow plantations for wastewater treatment in Sweden. Biomass and Bioenergy 30(5), 428-438.

Cardenas-Lailhacar, B. and Dukes, M.D. (2010) Precision of soil moisture sensor irrigation controllers under field conditions. Agricultural Water Management 97(5), 666-672.

CEAEQ (2014) Méthode d'analyse - Détermination des métaux et du phosphore assimilables : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma (No. MA. 200 - Mét-P ass. 1.0) d’argon Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Québec, QC.

CEAEQ (2015a) Méthode d'analyse - Détermination de l’azote ammoniacal : méthode colorimétrique automatisée avec le salicylate de sodium (No. MA. 300-N 2.0), Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Québec, QC.

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), Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Québec, QC.

Comeau, Y. (ed) (2015) Épuration biologique des eaux usées, Presses Internationales Polytechnique, Montréal.

Crites, R.W., Middlebrooks, J., Bastian, R.K. and Reed, S.C. (2014) Natural Wastewater Treatment Systems. Taylor and Francis group (ed), CRC Press, Boca Raton, FL.

Croghan, W. and Egeghy, P.P. (2003) Methods of Dealing with Values Below the Limit of Detection using SAS Carry, St. Petersburg, FL.

Degens, B.P., Schipper, L.A., Claydon, J.J., Russell, J.M. and Yeates, G.W. (2000) Irrigation of an allophanic soil with dairy factory effluent for 22 years: responses of nutrient storage and soil biota. Soil Research 38(1).

Denning, J., Eliason, R., Goos, R.J., Hoskins, B., Nathan, M.V. and Wofl, A. (2011) Recommended Chemical Soil Test Procedures for the North Central Region (Publication No. 221 (Revised)), Agricultural Experiment Stations of Illinois, Indiana, Iowa,Kansas, Michigan, Minnesota, Missouri, Nebraska, NorthDakota, Ohio, Pennsylvania, South Dakota and Wisconsin,and the U.S. Department of Agriculture Colombia, MO.

Dessureault-Rompré, J., Zebarth, B.J., Georgallas, A., Burton, D.L., Grant, C.A. and Drury, C.F. (2010) Temperature dependence of soil nitrogen mineralization rate: Comparison of mathematical models, reference temperatures and origin of the soils. Geoderma 157(3-4), 97-108.

Dimitriou, I. and Aronsson, P. (2004) Nitrogen leaching from short-rotation willow coppice after intensive irrigation with wastewater. Biomass and Bioenergy 26(5), 433-441.

Dimitriou, I. and 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.

Environment Canada (2011) Municipal Water Use Report: Municipal Water Use 2009 Statistics, Government of Canada, Gatineau, Qc.

Environment Canada (2018) Historical Data - l'Assomption Station, Quebec, Environment Canada, Montréal, QC.

EnviroSim Associates Ltd (2015) BioWin - Influent Specifier (Version 4.1). EnviroSim Associates Ltd., Hamilton, ON.

Fischer, M., Fichot, R., Albaugh, J.M., Ceulemans, R., Domec, J.C., Trnka, M. and King, J.S. (2015) Sustainable biofuels: An ecological assessment of the future energy. A. K. Bhardwaj, T. Zenone and C. Jiquan (eds), pp. 155-194, De Gruyter Higher education press, Berlin/Boston.

Fontana, M., Lafleur, B., Labrecque, M., Courchesne, F. and Bélanger, N. (2016) Maximum annual potential yields of Salix miyabeana 'SX67' in southern Quebec and effects of coppicing and stool age. BioEnergy Research 9(4), 1109-1125.

Frédette, C., Grebenshchykova, Z., Comeau, Y. and Brisson, J. (2019) Evapotranspiration of a willow cultivar (Salix miyabeana SX67) grown in a full-scale treatment wetland. Ecological Engineering 127, 254-262.

Gouvernement du Québec (2019) Règlement sur les ouvrages municipaux d'assainissement des eaux usées - Loi sur la qualité de l'environnement, Québec.

Gregersen, P. and 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. and Labrecque, M. (2015) Willows for the treatment of municipal wastewater: Performance under different irrigation rates. Ecological Engineering 81, 395-404.

Guidi Nissim, W., Piccioni, E. and 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 Nissim, W., Pitre, F. and Labrecque, M. (2013) Short-rotation coppice of willows for the production of biomass in eastern Canada. Matovic, M.D. (ed), pp. 421-448, Intech Open Science, Rijeka, Croatia.

Guidi Nissim, W., Voicu, A. and Labrecque, M. (2014) Willow short-rotation coppice for treatment of polluted groundwater. Ecological Engineering 62, 102-114.

Hangs, R.D., Schoenau, J.J., Van Rees, K.C.J. and 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.

Hasselgren, K. (1998) Use of municipal waste products in energy forestry: Highlights from 15 years of experience. Biomass and Bioenergy 15(1), 71-74.

Havlin, J., Tisdale, S.L., Nelson, W.L. and Beaton, J.D. (2013) Soil Fertility and Fertilizers- an Introduction to Nutrient Management, Pearson Education, New-York, NY.

Headley, T.R., Davison, L., Huett, D.O. and Muller, R. (2012) Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with Phragmites australis in sub-tropical Australia. Water Research 46(2), 345-354.

Houweling, C.D., Kharoune, L., Escalas, A. and Comeau, Y. (2005) Modeling ammonia removal in aerated facultative lagoons. Water Science and Technology 51(12), 139-142.

ISQ (2019) Le Québec chiffres en main, 2019, Gouvernement du Québec, Institut de la statistique du Québec, Québec.

Jerbi, A., Nissim, W.G., Fluet, R. and 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.

Jonsson, M., Dimitriou, I., Aronsson, P. and Elowson, T. (2004) Effects of soil type, irrigation volume and plant species on treatment of log yard run-off in lysimeters. Water Research 38(16), 3634-3642.

Jørgensen, U. and Schelde, K. (2001) Energy crop water and nutrient use efficiency. Agency, I.E. (ed), Danish Institute of Agricultural Sciences, Tjele, Denmark.

Joy, D., Kinsley, C., Pileggi, V., Skog, S., Kok, S. and Schaefer, K. (2003) CCME Linking Water Science to Policy Workshop Series: Wastewater Treatment for Small Communities - A workshop sponsored by the Canadian Council of Ministers of the Environment.

Khiari, L., Parent, L.E., Pellerin, A., Alimi, A.R.A., Tremblay, C., Simard, R.R. and Fortin, J. (2000) An Agri-Environmental Phosphorus Saturation Index for Acid Coarse-Textured Soils. Journal of Environment Quality 29(5), NP.

Küsel, K. and Drake, H.L. (1998) Microbial turnover of low molecular weight organic acids during leaf litter decomposition. Soil Biology and Biochemistry 31(1), 107-118.

Labrecque, M. and Lajeunesse, S.L. (2017) Guide de production de saules en culture intensive sur courtes rotations, p. 29, Montréal.

Labrecque, M. and 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.

Lachapelle-T, X. (2017) 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., Polytechnique Montréal, Montréal.

Lachapelle-T, X., Labrecque, M. and Comeau, Y. (2019) Treatment and valorization of a primary municipal wastewater by a short rotation willow coppice vegetation filter. Ecological Engineering 130, 32-44.

Lafleur, B., Lalonde, O. and Labrecque, M. (2016) 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.

MDDELCC (2001a) Lagunage - Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte aux changements climatiques, Québec, Qc.

MDDELCC (2001b) Study Guide on Conventional Domestic Wastewater Treatment Technologies, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte aux changements climatiques. (in French), Québec, Qc.

MDDELCC (2015) Design Guide for Drinking Water Production Facilities (in French), Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte aux changements climatiques, Québec, Qc.

Metcalf & Eddy-AECOM. (2014) Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery (5e éd), McGraw-Hill, New York, NY.

Mirck, J. and Volk, T.A. (2010) Response of three shrub willow varieties (Salix spp.) to storm water treatments with different concentrations of salts. Bioresource Technology 101(10), 3484-3492.

Paranychianakis, N.V., Angelakis, A.N., Leverenz, H. and 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. and Marchand, S. (2006) Response to Phosphorus of Cranberry on High Phosphorus Testing Acid Sandy Soils. Soil Science Society of America Journal 70(6).

Paul, E.A. (2007) Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry, Academic Press, Oxford, UK.

Pellerin, A., Parent, L.-É., Fortin, J., Tremblay, C., Khiari, L. and 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.

Pereira, L.S., Allen, R.G., Smith, M. and Raes, D. (2015) Crop evapotranspiration estimation with FAO56: Past and future. Agricultural Water Management 147, 4-20.

Perttu, K.L. (1994) Biomass Production and Nutrient Removal from Municipal Wastes Using Willow Vegetation Filters. Journal of Sustainable Forestry 1(3), 57-70.

Perttu, K.L. and Kowalik, P.J. (1997) Salix vegetation filters for purification of waters and soils. Biomass and Bioenergy 12(1), 9-19.

Ramdani, A., Dold, P., Déléris, S., Lamarre, D., Gadbois, A. and Comeau, Y. (2010) Biodegradation of the endogenous residue of activated sludge. Water Research 44, 2179-2188.

Romano, N. (2014) Soil moisture at local scale: Measurements and simulations. Journal of Hydrology 516, 6-20.

Shuttleworth, W.J. and Wallace, J.S. (2007) Evaporation from sparse crops-an energy combination theory. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society 111(469), 839-855.

Soil Survey Staff (2014) Soil Survey Field and Laboratory Methods Manual. Soil Survey Investigations Report No. 51, Version 2.0. R. Burt and Soil Survey Staff (eds), U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service

Soilmoisture Equipment Corp (2007) 1900 Soil Water Samplers - Operating Instructions, Goleta, GA.

Tharakan, P.J., Volk, T.A., Nowak, C.A. and Abrahamson, L.P. (2005) Morphological traits of 30 willow clones and their relationship to biomass production. Canadian Journal of Forest Research 35(2), 421-431.

Truu, M., Truu, J. and Heinsoo, K. (2009) Changes in soil microbial community under willow coppice: The effect of irrigation with secondary-treated municipal wastewater. Ecological Engineering 35(6), 1011-1020.

US EPA (2006) Process Design Manual Land Treatment of Municipal Wastewater Effluent (No. EPA/625/R-06-016; 625R06016). National Risk Management Research Laboratory, Office of Research and Development and Land Remediation and Pollution Control Division (eds), U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.

Van Veen, J.A. and Kuikman, P.J. (1990) Soil structural aspects of decomposition of organic matter by micro-organisms. Biogeochemistry 11(3), 213-233.

Volk, T., Abrahamson, L., Cameron, K.D., Castellano, P., Corbin, T. and Fabio, E. (2011) Yields of willow biomass crops across a range of sites in North America. Aspects of Applied Biology 112, 67-74.

Zhao, Y., Yang, Z., Xia, X. and Wang, F. (2012) A shallow lake remediation regime with Phragmites australis: Incorporating nutrient removal and water evapotranspiration. Water Research 46(17), 5635-5644.

ANNEXE A MÉTHODE D'ANALYSE DES ÉCHANTILLONS LIQUIDES

Tableau A-1 Méthodes d'analyse utilisées pour la caractérisation des échantillons liquides

Paramètre	Symbole	Unité	Méthode
Demande chimique en oxygène	DCO	mg DCO/L	▪ Méthode au dichromate de potassium, méthode 8000 de Hach® correspondant à la méthode 5220 D. de *Standard Methods* (SM) (APHA et al. 2012) ▪ Échantillons des lysimètres mesurés avec la gamme basse (3-150 mg DCO/L) ▪ Échantillons de l'affluent mesurés avec la gamme élevée (20-1500 mg DCO/L) ▪ Mesurée avec un spectrophotomètre DR6000 de Hach®
DCO filtrée 0,45 μm	DCO_f	mg DCO/L	▪ Même méthode que pour la DCO. ▪ Filtrée avec un filtre de 0,45 μm (GN-6 Grid de Pall Corporation)
Matières en suspension	MES	mg MES/L	▪ Échantillon collecté en filtrant l'échantillon avec un filtre de verre de 1,2 μm (934-AHTM de WhatmanTM) ▪ Méthode 2540 D de SM
Matières volatiles en suspension	MVES	mg MVES/L	▪ Échantillon collecté en filtrant l'échantillon avec un filtre de verre de 1,2 μm (934-AHTM de WhatmanTM) ▪ Méthode 2540 E de SM
Azote total Kjeldahl	NTK	mg N/L	▪ Quickchem QC8500 de Lachat instrument - Analyse par injection de flux (*flow injection analysis*; FIA) ▪ Méthode Quickchem #10-107-06-2-D de Lachat Instruments, qui correspond à la méthode de 4500 Norg.- C de SM

Tableau A-1 Méthodes d'analyse utilisées pour la caractérisation des échantillons liquides

Paramètre	**Symbole**	**Unité**	**Méthode**
Ammoniaque total	NH_4	mg N/L	▪ Quickchem QC8500 de Lachat instrument - FIA ▪ Méthode Quickchem #10-107-06-1-K de Lachat Instruments, qui correspond à la méthode de 4500 NH3-H de SM ▪ Échantillon d'affluent filtré avec une membrane de cellulose de 0,45 μm (GN-6 Grid de Pall Corporation)
Nitrite et nitrate	NOx	mg N/L	▪ Quickchem QC8500 de Lachat instrument - FIA ▪ Méthode Quickchem #10-107-04-1-O de Lachat Instruments, qui correspond à la méthode de 4500 NO3-I de SM ▪ Échantillon d'affluent filtré avec une membrane de cellulose de 0,45 μm (GN-6 Grid de Pall Corporation)
Phosphore total	PT	mg P/L	▪ Quickchem QC8500 de Lachat instrument - FIA ▪ Méthode Quickchem #10-115-01-1-C de Lachat Instruments, qui correspond à la méthode de 4500-P H de SM
Orthophosphates	o-PO_4	mg P/L	▪ Quickchem QC8500 de Lachat instrument - FIA ▪ Méthode Quickchem #10-115-01-1-A de Lachat Instruments, qui correspond à la méthode de 4500-P Gde SM ▪ Échantillon d'affluent filtré avec une membrane de cellulose de 0,45 μm (GN-6 Grid de Pall Corporation)
pH	pH		▪ Mesure fait avec d'un pH-mètre *SevenEasy* et d'une sonde InLab®413 SG/2m IP67 de Mettler Toledo

Tableau A-1 Méthodes d'analyse utilisées pour la caractérisation des échantillons liquides (fin)

Paramètre	**Symbole**	**Unité**	**Méthode**
Électroconductivité	EC	dS/m	▪ Mesure fait avec un conductimètre *SevenCompact* et d'une sonde InLab®731 ISM Conductivity de Mettler Toledo
Calcium	Ca	mg Ca/L	▪ Mesure fait seulement sur l'affluent. Échantillon filtré avec une membrane de cellulose de 0,45 μm (GN-6 Grid de Pall Corporation) ▪ Mesure fait par chromatographie ionique (*Ion chromatography;* IC) avec un appareil ICS-5000+ Double canal RFIC (Dionex), selon la méthode 4110 B de SM
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	

ANNEXE B MÉTHODE D'ANALYSE DES ÉCHANTILLONS SOLIDES

Tableau B-1 Méthodes d'analyse utilisées pour la caractérisation des échantillons solides

Paramètre	Symbole	Unité	Méthode
Matière organique	MO	% du sol	▪ Méthode de perte au feu, (D2974-14 ASTM International (2014))
Humidité relative	HR	% du sol	▪ Méthode de perte au feu, (D2974-14 ASTM International (2014))
Carbone organique total	COT	% du sol	▪ Méthode par combustion et détection infrarouge, LECO CS 744 de LECO corporation, selon méthode recommandée par le fabricant ▪ Élimination des carbonates par ajout d'acide chlorhydrique
Azote total Kjeldahl	NTK	mg N/kg sol	▪ Quickchem QC8500 de Lachat instrument - Analyse par injection de flux (*flow injection analysis*; FIA) ▪ Méthode Quickchem #10-107-06-2-D de Lachat Instruments, qui correspond à la méthode de 4500 Norg.- C de SM
Nitrites et nitrates	NOx	mg N/kg sol	▪ Extraction solide-liquide (ESL) par une solution KCl 2M (méthode MA.300-NO3 2.0 du CEAEQ (2015b) ▪ Solution d'ESL filtrée avec un filtre de verre de 1,2 μm (934-AHTM de WhatmanTM) suivi d'une membrane de cellulose de 0,45 μm (GN-6 Grid de Pall Corporation) ▪ Quickchem QC8500 de Lachat instrument - FIA ▪ Méthode Quickchem #10-107-04-1-O de Lachat Instruments

Tableau B-1 Méthodes d'analyse utilisées pour la caractérisation des échantillons solides

Paramètre	**Symbole**	**Unité**	**Méthode**
Ammoniaque total	NH4	mg N/kg sol	▪ Extraction solide-liquide (ESL) par une solution KCl 2M (méthode MA.300-N 2.0 du CEAEQ (2015a) ▪ Solution d'ESL filtrée avec un filtre de verre de 1,2 μm (934-AHTM de WhatmanTM) suivi d'une membrane de cellulose de 0,45 μm (GN-6 Grid de Pall Corporation) ▪ Quickchem QC8500 de Lachat instrument - FIA ▪ Méthode Quickchem #10-107-06-1-k de Lachat Instruments
Phosphore total	PT	mg P/kg sol	▪ Quickchem QC8500 de Lachat instrument - FIA ▪ Méthode Quickchem #10-115-01-1-C de Lachat Instruments
Phosphore assimilable	P_{assi}	mg P/kg	▪ ESL de Mehlich 3, selon la méthode MA. 200- Mét-P ass 1.0 du CEAEQ (2014) ▪ Solution d'ESL filtrée avec un filtre Whatman 41 ▪ Mesure fait par spectrophotométrie (DR6000 de HACH®) ▪ Méthode par acide ascorbique (réactif PhosVer 3®) de HACH®, tel que recommandé pour ESL de Mehlich 3 (Denning et al. 2011)
pH-$CaCl_2$	pH($CaCl_2$)	-	▪ Méthode de sol en suspension dans une solution de 0.01 M de $CaCl_2$ (Ratio sol:solution 1:2) ▪ Mesure fait avec d'un pH-mètre *SevenEasy* et d'une sonde InLab®413 SG/2m IP67 de Mettler Toledo ▪ Méthode tirée de la version 2 du *Soil Survey Investigation Report No. 51*, de la USDA Soil Survey Staff (2014)

Tableau B-1 Méthodes d'analyse utilisées pour la caractérisation des échantillons solides (fin)

Paramètre	**Symbole**	**Unité**	**Méthode**
Électroconductivité	EC	dS/m	▪ - Méthode de sol en suspension dans l'eau (Ratio sol:solution 1:1) avec lecture par électrode Denning et al. (2011) ▪ Mesure fait avec un conductimètre *SevenCompact* et d'une sonde InLab®731 ISM Conductivity de Mettler Toledo
Aluminium échangeable	Al	mg Al/kg sol	▪ ESL de Mehlich 3, selon la méthode MA. 200- Mét-P ass 1.0 du CEAEQ (2014) ▪ Solution d'ESL filtrée avec un filtre Whatman 41 ▪ Mesure fait par absorption atomique avec un AAnalyst 200 de Perkin Elmer selon la méthode du fabricant
Fer échangeable	Fe	mg Fe/kg sol	
Calcium échangeable	Ca	mg Ca/kg sol	
Magnésium échangeable	Mg	mg Mg/kg	
Potassium échangeable	K	mg K/kg sol	

ANNEXE C EXEMPLE DE CALCUL DE L'ÉVAPOTRANSPIRATION ET DE LA PERCOLATION PROFONDE

Tableau C-1 Exemple de chiffrier de calcul de l'ajustement de l'évapotranspiration et du calcul de percolation profonde (DP) via un bilan hydrique (partie à gauche)

Paramètre	Valeur	Unité	Note
TAW	=1000*0,082*B3	mm	Note: TAW = 8% Lachappelle et al. (2019)
Zr	0,3	m	Profondeur zone racinaire moyenne approximative (Jerbi et al. (2014))
p	0,3	--	(0-1) - Valeur utilisée pour des arbres avec des racines peu profonde et forte ET (- > 8 mm/d)
RO et Cr	0	mm/d	Voir Chapitre 5. Hypothèse qu'il n'y a pas de ruissellement ni de remontée capillaire des eaux souterraines.
Hypothèse de départ :			Le sol est saturé d'eau au jour 1 (avec la fonte des neiges)

	mm/d	mm/d	mm/d				p entre 0 et 1		Ks entre 0 et 1	mm/d	mm
	Irrigation	Pluie	ETc	RO i	CR	Drinitiale	p	RAW	Ks	ETc,aj	Dpa
30 avril 2017	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
1er mai 2017	0	33,8	0,6	0	0	=M10	=SI((B4+0,04*(5-D11))<0,1;0,1;SI((B4+0,04*(5-D11))>0,8;0,8;(B4+0,04*(5-D11))))	=H11*B2	=SI((B2-G11)/(B2-I11)>1;1;SI((B2-G11)/(B2-I11)<0;0;(B2-G11)/(B2-I11)))	=D11*J11	=SI(
2 mai 2017	0	38,8	2,95	0	0	=M11	=SI((B4+0,04*(5-D12))<0,1;0,1;SI((B4+0,04*(5-D12))>0,8;0,8;(B4+0,04*(5-D12))))	=H12*B2	=SI((B2-G12)/(B2-I12)>1;1;SI((B2-G12)/(B2-I12)<0;0;(B2-G12)/(B2-I12)))	=D12*J12	=SI(
3 mai 2017	0	2,8	3,81	0	0	=M12	=SI((B4+0,04*(5-D13))<0,1;0,1;SI((B4+0,04*(5-D13))>0,8;0,8;(B4+0,04*(5-D13))))	=H13*B2	=SI((B2-G13)/(B2-I13)>1;1;SI((B2-G13)/(B2-I13)<0;0;(B2-G13)/(B2-I13)))	=D13*J13	=SI(

Tableau C-1 Exemple de chiffrier de calcul de l'ajustement de l'évapotranspiration et du calcul de percolation profonde (DP) via un bilan hydrique (fin)

mm/d	mm/d		
ETc,aj	DPaj	Drfin	Vérification du bilan hydrique
0	0	0	
=D11*J11	=SI((($C11-$E11)+B11-K11-G11)<=0;0;(($C11-$E11)+B11-K11-G11))	=SI((M10-($C11-$E11)-B11-$F11+K11+L11)>$B$2;$B$2;MAX(0;(M10-($C11-$E11)-B11-$F11+K11+L11)))	=B11+$C11+(M11-G11)-K11-L11
=D12*J12	=SI((($C12-$E12)+B12-K12-G12)<=0;0;(($C12-$E12)+B12-K12-G12))	=SI((M11-($C12-$E12)-B12-$F12+K12+L12)>$B$2;$B$2;MAX(0;(M11-($C12-$E12)-B12-$F12+K12+L12)))	=B12+$C12+(M12-G12)-K12-L12
=D13*J13	=SI((($C13-$E13)+B13-K13-G13)<=0;0;(($C13-$E13)+B13-K13-G13))	=SI((M12-($C13-$E13)-B13-$F13+K13+L13)>$B$2;$B$2;MAX(0;(M12-($C13-$E13)-B13-$F13+K13+L13)))	=B13+$C13+(M13-G13)-K13-L13

Tableau C-2 Exemple de calcul de l'évapotranspiration ajustée et de la percolation profonde (DP) à l'aide d'un bilan hydrique entre le 30 avril et le 1er juin

Paramètre	Valeur	Unité	Note
TAW	24,6	mm	Note: TAW = 8% Lachappelle et al. (2019)
Zr	0,3	m	Profondeur zone racinaire moyenne approximative (Jerbi et al. (2014))
p	0,3	--	(0-1) - Valeur utilisée pour des arbres avec des racines peu profonde et forte ET (- > 8 mm/d)
RO et Cr	0	mm/d	Voir Chapitre 5. Hypothèse qu'il n'y a pas de ruissellement ni de remontée capillaire des eaux souterraines.
Hypothèse de départ	Le sol est saturé d'eau au jour 1 (avec la fonte des neiges)		

	mm/d	mm/d	mm/d				p entre 0 et 1		Ks entre 0 et 1	mm/d	mm/d		
Date	Irrigation	Pluie	ETc	RO i	CR	Dr-initiale	p	RAW	Ks	ETc,aj	DPaj	Dr-fin	Vérification du bilan hydrique
2017-04-30	0	0	0	0	0	0	0,0	0,00	0,00	0	0	0	
2017-05-01	0	34	1	0	0	0	0,5	11,71	1,00	1	33	0	0
2017-05-02	0	39	3	0	0	0	0,4	9,40	1,00	3	36	0	0
2017-05-03	0	3	4	0	0	0	0,3	8,55	1,00	4	0	1	0
2017-05-04	0	0	4	0	0	1	0,3	8,57	1,00	4	0	5	0
2017-05-05	0	6	2	0	0	5	0,4	10,17	1,00	2	0	1	0
2017-05-06	0	31	3	0	0	1	0,4	8,93	1,00	3	26	0	0
2017-05-07	0	6	3	0	0	0	0,4	9,08	1,00	3	3	0	0
2017-05-08	0	0	3	0	0	0	0,4	9,73	1,00	3	0	3	0
2017-05-09	0	0	3	0	0	3	0,4	9,27	1,00	3	0	6	0
2017-05-10	0	0	4	0	0	6	0,4	8,62	1,00	4	0	9	0
2017-05-11	0	0	5	0	0	9	0,3	7,79	0,90	4	0	14	0
2017-05-12	0	0	6	0	0	14	0,3	6,81	0,62	3	0	17	0
2017-05-13	0	0	7	0	0	17	0,2	5,60	0,40	3	0	20	0
2017-05-14	0	9	3	0	0	20	0,4	9,04	0,31	1	0	12	0
2017-05-15	0	0	11	0	0	12	0,1	2,46	0,59	6	0	18	0
2017-05-16	0	0	14	0	0	18	0,1	2,46	0,30	4	0	22	0
2017-05-17	0	0	18	0	0	22	0,1	2,46	0,12	2	0	24	0
2017-05-18	0	0	19	0	0	24	0,1	2,46	0,02	0	0	25	0
2017-05-19	0	3	13	0	0	25	0,1	2,46	0,00	0	0	22	0
2017-05-20	0	0	12	0	0	22	0,1	2,46	0,12	1	0	23	0
2017-05-21	0	0	8	0	0	23	0,2	5	0,06	0	0	24	0
2017-05-22	0	6	3	0	0	24	0,4	9	0,05	0	0	18	0
2017-05-23	0	2	12	0	0	18	0,1	2	0,30	4	0	20	0
2017-05-24	0	0	12	0	0	20	0,1	2	0,21	2	0	22	0
2017-05-25	0	0	7	0	0	22	0,2	5	0,11	1	0	23	0
2017-05-26	0	21	6	0	0	23	0,3	7	0,08	0	0	2	0
2017-05-27	0	0	11	0	0	2	0,1	2	1,00	11	0	14	0
2017-05-28	0	0	15	0	0	14	0,1	2	0,48	7	0	21	0
2017-05-29	15	2	7	0	0	21	0,2	6	0,17	1	0	5	0
2017-05-30	15	6	7	0	0	5	0,2	5	1,00	7	9	0	0
2017-05-31	15	22	15	0	0	0	0,1	2	1,00	15	22	0	0
2017-06-01	15	1	14	0	0	0	0,1	2	1,00	14	2	0	0

ANNEXE D RÉSULTATS COMPLETS DES ANALYSES DE SOL

Tableau D-1 Différence entre le mois de mai 2017 (F) et le mois de novembre 2016 (I) pour les paramètres chimiques du sol

Dose	Prof.	$\Delta(PO3\text{-}4)_{F-I}$ mg/kg	ΔAl_{F-I} mg/kg	ΔFe_{F-I} mg/kg	ΔCa_{F-I} mg/kg	ΔK_{F-I} mg/kg	ΔMg_{F-I} mg/kg
D0	20	-5 ± 13 P-value : 0,2	-459 ± 258 P-value : < 0,001	-155 ± 42 P-value : < 0,001	155 ± 125 P-value : 0,001	5 ± 12 P-value : 0,1	10 ± 25 P-value : 0,2
D0	50	7 ± 33 P-value : 0,5	-438 ± 414 P-value : 0,004	-86 ± 59 P-value : < 0,001	77 ± 102 P-value : 0,02	-8 ± 24 P-value : 0,3	6 ± 15 P-value : 0,2
D1	20	3 ± 16 P-value : 0,6	-402 ± 251 P-value : < 0,001	-154 ± 30 P-value : < 0,001	251 ± 67 P-value : < 0,001	35 ± 17 P-value : < 0,001	17 ± 23 P-value : 0,03
D1	50	18 ± 71 P-value : 0,4	-241 ± 218 P-value : 0,003	-64 ± 24 P-value : < 0,001	144 ± 52 P-value : < 0,001	11 ± 7 P-value : < 0,001	14 ± 22 P-value : 0,05
D2	20	27 ± 22 P-value : 0,001	-481 ± 285 P-value : < 0,001	-153 ± 24 P-value : < 0,001	105 ± 109 P-value : 0,01	23 ± 12 P-value : < 0,001	7 ± 28 P-value : 0,4
D2	50	6 ± 22 P-value : 0,4	-460 ± 239 P-value : < 0,001	-68 ± 19 P-value : < 0,001	171 ± 60 P-value : < 0,001	4 ± 4 P-value : 0,01	12 ± 13 P-value : 0,01

Tableau D-2 Différence entre le mois de novembre 2017 (F) et le mois de novembre 2016 (I) pour les paramètres chimiques du sol

Dose	Prof.	$\Delta(PO3\text{-}4)_{F\text{-}I}$ mg/kg	$\Delta Al_{F\text{-}I}$ mg/kg	$\Delta Fe_{F\text{-}I}$ mg/kg	$\Delta Ca_{F\text{-}I}$ mg/kg	$\Delta K_{F\text{-}I}$ mg/kg	$\Delta Mg_{F\text{-}I}$ mg/kg
D0	20	-12 ± 21 P-value : 0,08	-368 ± 225 P-value : < 0,001	-156 ± 49 P-value : < 0,001	113 ± 148 P-value : 0,02	4 ± 18 P-value : 0,4	8 ± 30 P-value : 0,4
D0	50	1 ± 23 P-value : 0,9	-264 ± 342 P-value : 0,02	-84 ± 50 P-value : < 0,001	13 ± 95 P-value : < 0,001	-3 ± 23 P-value : 0,7	17 ± 23 P-value : 0,03
D1	20	-3 ± 10 P-value : 0,3	-305 ± 230 P-value : 0,001	-130 ± 25 P-value : < 0,001	173 ± 177 P-value : 0,006	4 ± 12 P-value : 0,3	25 ± 26 P-value : 0,007
D1	50	9 ± 17 P-value : 0,1	-127 ± 187 P-value : 0,04	-43 ± 34 P-value : 0,001	203 ± 138 P-value : < 0,001	8 ± 8 P-value : 0,003	24 ± 16 P-value : < 0,001
D2	20	0,03 ± 22 P-value : 0,997	-249 ± 317 P-value : 0,02	-129 ± 23 P-value : < 0,001	4 ± 113 P-value : 0,9	-1 ± 13 P-value : 0,8	9 ± 26 P-value : 0,2
D2	50	5 ± 12 P-value : 0,2	-262 ± 211 P-value : 0,001	-38 ± 21 P-value : < 0,001	186 ± 139 P-value : 0,001	9 ± 11 P-value : 0,01	25 ± 19 P-value : 0,001

Tableau D-3 Différence entre le mois de novembre 2017 (F) et le mois de mai 2017 (I) pour les paramètres chimiques du sol

Dose	Prof.	$\Delta(PO3\text{-}4)_{F\text{-}I}$ mg/kg	$\Delta Al_{F\text{-}I}$ mg/kg	$\Delta Fe_{F\text{-}I}$ mg/kg	$\Delta Ca_{F\text{-}I}$ mg/kg	$\Delta K_{F\text{-}I}$ mg/kg	$\Delta Mg_{F\text{-}I}$ mg/kg
S0	20	9 ± 29 P-value : 0,3	-37 ± 157 P-value : 0,4	11 ± 46 P-value : 0,4	84 ± 21 P-value : 0,2	-8 ± 9 P-value : 0,006	11 ± 17 P-value : 0,05
S0	50	1 ± 51 P-value : 0,9	13 ± 125 P-value : 0,7	4 ± 54 P-value : 0,8	27 ± 255 P-value : 0,7	-6 ± 9 P-value : 0,04	11 ± 26 P-value : 0,2
D0	20	-7 ± 21 P-value : 0,3	90 ± 158 P-value : 0,07	-1 ± 30 P-value : 0,9	-42 ± 112 P-value : 0,2	-1 ± 14 P-value : 0,8	-1 ± 40 P-value : 0,9
D0	50	-6 ± 28 P-value : 0,5	174 ± 151 P-value : 0,002	3 ± 24 P-value : 0,7	60 ± 102 P-value : 0,07	5 ± 10 P-value : 0,09	11 ± 17 P-value : 0,04
D1	20	-6 ± 21 P-value : 0,4	97 ± 106 P-value : 0,009	24 ± 35 P-value : 0,04	-79 ± 169 P-value : 0,1	-31 ± 15 P-value : < 0,001	8 ± 27 P-value : 0,3
D1	50	-9 ± 61 P-value : 0,6	114 ± 75 P-value : < 0,001	20 ± 27 P-value : 0,02	59 ± 126 P-value : 0,1	-3 ± 10 P-value : 0,3	10 ± 22 P-value : 0,1
D2	20	-27 ± 23 P-value : 0,002	232 ± 120 P-value : < 0,001	24 ± 32 P-value : 0,03	-101 ± 125 P-value : 0,02	-23 ± 17 P-value : 0,001	2 ± 26 P-value : 0,8
D2	50	-1 ± 16 P-value : 0,9	197 ± 130 P-value : < 0,001	30 ± 11 P-value : < 0,001	15 ± 148 P-value : 0,7	6 ± 11 P-value : 0,1	13 ± 17 P-value : 0,02

ANNEXE E RÉSULTATS PARTIELS DES SONDES À HUMIDITÉ EN 2017

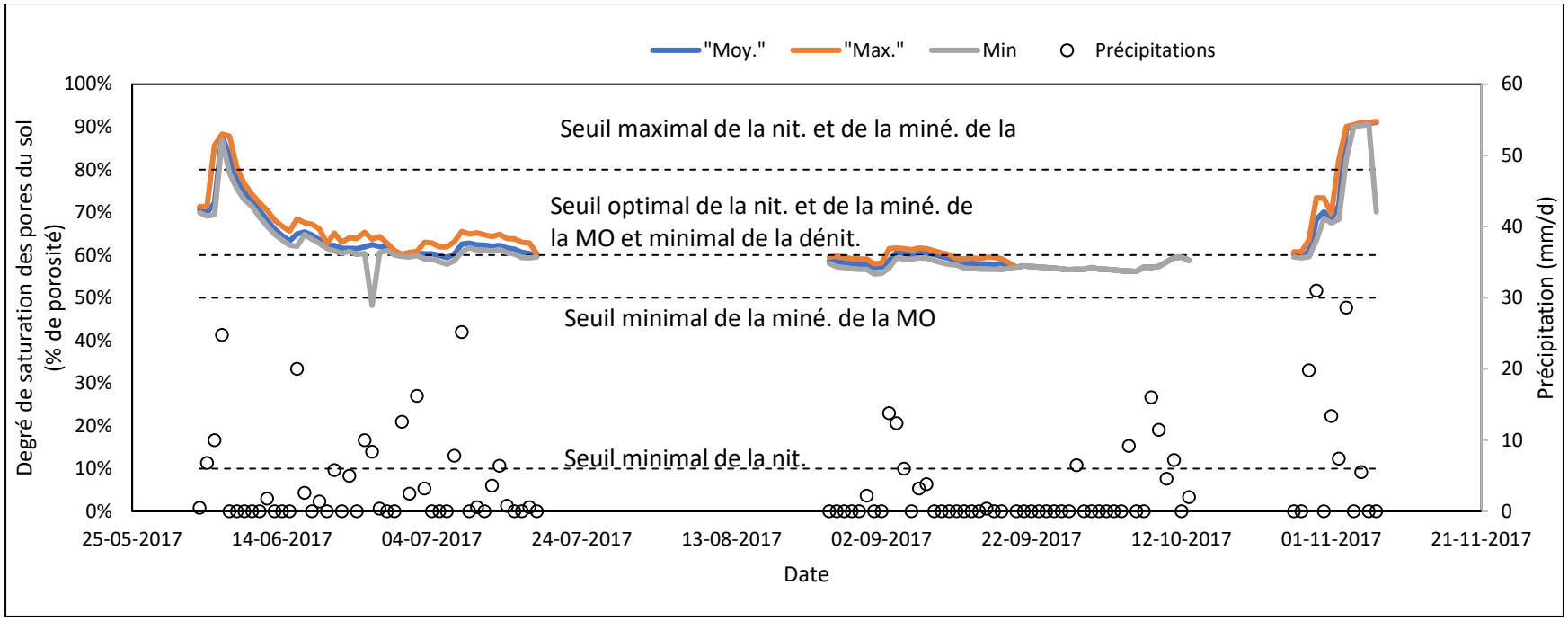


Figure E-1 Résultats partiels des sondes à humidité pour l'année 2017. Les données de la fin du mois de juillet et fin octobre sont manquantes.

ANNEXE F PHOTOS DU PROJET

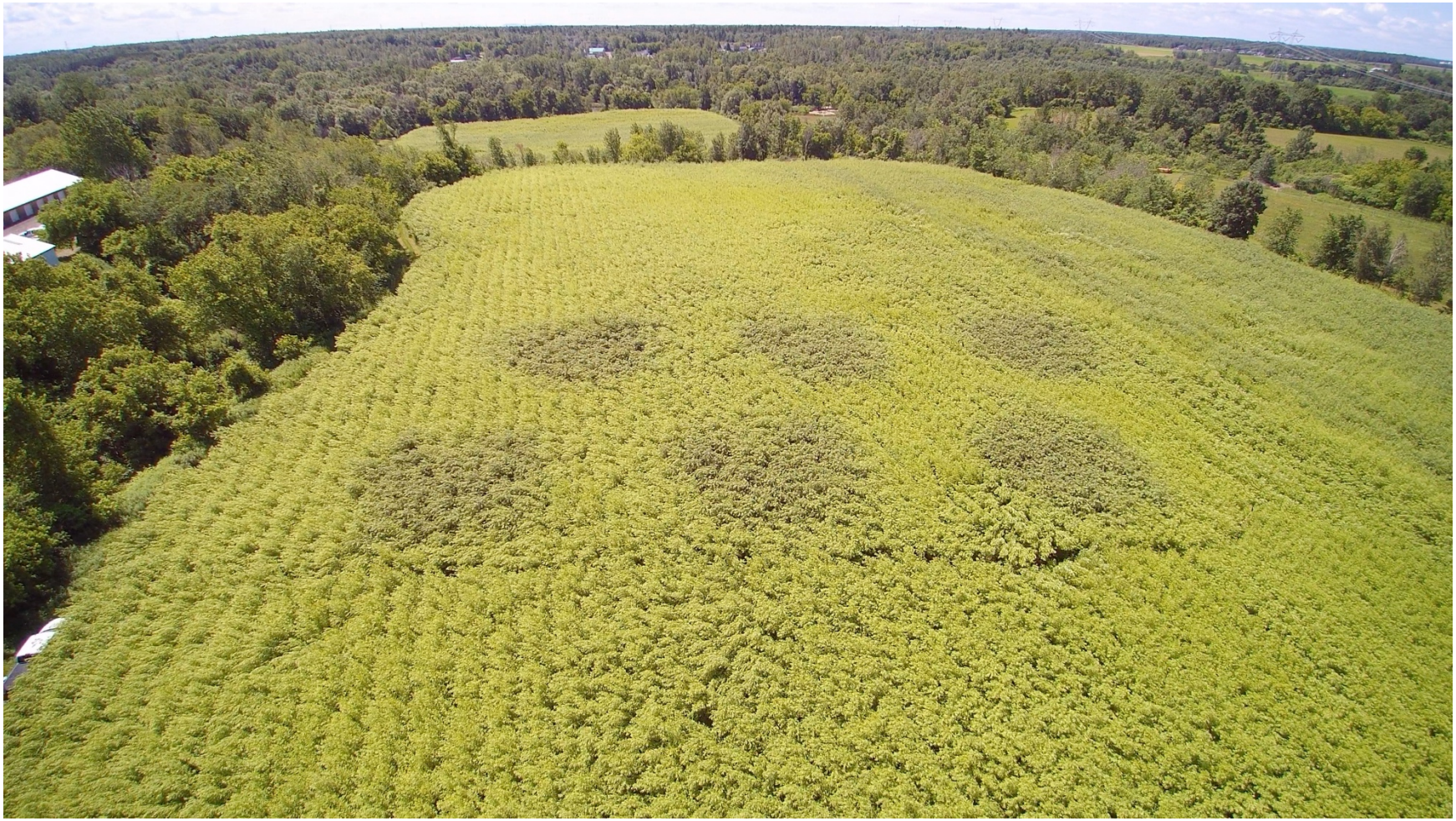


Figure F-1 Photo prise par drone le 28 juin 2017, un mois après le début de la seconde saison d'irrigation

Figure F-2 Photo prise par drone le 22 septembre 2017

Figure F 3 Photo prise par drone le 22 mai 2017