



Université du Québec
à Trois-Rivières

**Évaluation techno-économique d'un design de dépôt régional avancé de
prétraitement de la biomasse basé sur une approche d'écologie industrielle
circulaire et locale — Étude de cas dans le sud du Québec.**

**THÈSE PRÉSENTÉE COMME EXIGENCE PARTIELLE DU
DOCTORAT EN SCIENCES ET GÉNIE DES MATÉRIAUX LIGNOCELLULOSIQUES**

PAR

PIERRE-OLIVIER LEMIRE

Décembre 2021

Université du Québec à Trois-Rivières

Service de la bibliothèque

Avertissement

L'auteur de ce mémoire ou de cette thèse a autorisé l'Université du Québec à Trois-Rivières à diffuser, à des fins non lucratives, une copie de son mémoire ou de sa thèse.

Cette diffusion n'entraîne pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits de propriété intellectuelle, incluant le droit d'auteur, sur ce mémoire ou cette thèse. Notamment, la reproduction ou la publication de la totalité ou d'une partie importante de ce mémoire ou de cette thèse requiert son autorisation.

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À TROIS-RIVIÈRES
DOCTORAT EN SCIENCES ET GÉNIE DES MATÉRIAUX LIGNOCELLULOSIQUES (PH.D.)

Direction de recherche :

Simon Barnabé	
Prénom et nom	Directeur de recherche

François Labelle	
Prénom et nom	Codirecteur de recherche

Jury d'évaluation

Marzouk Benali	Évaluateur externe
Prénom et nom	Fonction du membre de jury

Mariya Marinova	Évaluateur externe
Prénom et nom	Fonction du membre de jury

Jean-François Audy	Président du jury
Prénom et nom	Fonction du membre de jury

Simon Barnabé	Évaluateur interne
Prénom et nom	Fonction du membre de jury

François Labelle	Évaluateur interne
Prénom et nom	Fonction du membre de jury

Thèse soutenue le 20 décembre 2021

Avant-propos

L'étude cherche à comprendre en quoi la mise en place d'une démarche d'écologie industrielle circulaire et locale améliore les performances technique, économique et environnementale appliquées à un dépôt régional avancé de traitement de la biomasse lignocellulosique pour la production de sucre C6 de 2^e génération ainsi que divers coproduits de production comme du biométhane, des aliments pour animaux, des combustibles solides, des fertilisants biologiques, et des crédits de compensations carbone. L'étude met la lumière sur les différents bénéfices associés à la démarche d'écologie industrielle circulaire et locale qui se répercutent autant sur la performance de la chaîne d'approvisionnement, le modèle d'ingénierie et la rationalité économique du projet de recherche.

Remerciements

Je dédicace cette thèse à ma filleule Océane et mes neveux Zachary et Benjamin.

*« Nous n'héritons pas de la terre de nos parents, nous
l'empruntons à nos enfants » – Antoine de Saint-Exupéry*

Entreprendre un doctorat est une grande aventure qui permet de mieux se connaître, peu importe l'objectif, l'important c'est le chemin et l'apprentissage. Je tiens à remercier mes directeurs de thèse, le professeur Simon Barnabé et le professeur François Labelle, de m'avoir donné une chance en acceptant de diriger ce travail de recherche. Merci de l'implication, du temps accordé et des échanges constructifs.

Merci à l'Institut d'Innovations en Écomatériaux, Écoproduits et Écoénergies, à base de biomasse (I2E3) de l'UQTR et à Innofibre du cégep de Trois-Rivières et les chercheurs qui ont contribué de près ou loin à cette étude. Merci à BioFuelNet Canada ainsi que Mitacs pour les financements à cette recherche. Merci également aux frères Lépine producteurs de grains et éleveurs dans la région de Lanaudière.

Merci à ma famille pour leurs conseils, leurs soutiens, leurs valeurs et leurs partages. Merci à ma bien-aimée Valérie pour son écoute, sa douceur dans ma vie et notre complicité. Merci également à mes ami(e)s pour leurs idées, leurs présences et les bonnes discussions.

Mai 2021

Résumé

Il existe aujourd'hui peu de substituts durables disponibles à l'échelle industrielle, autre que les biocarburants, pour les besoins en combustibles liquides dédiés au transport. L'éthanol de 1^{re} génération est un biocarburant qui provient de ressources végétales alimentaires comme le maïs, la canne à sucre, la betterave, etc. La majorité de l'éthanol commercialisée aujourd'hui est de cette génération. Cependant, celui-ci présente un ensemble de particularités qui sont critiquées par la communauté scientifique et les acteurs du domaine. Ce type de biocarburant compétitionne avec la filière de l'alimentation et utilise des surfaces agricoles. L'éthanol de 1^{re} génération comporte un faible taux de retour énergétique (TRE) ainsi que des bilans d'émissions de gaz à effet de serre (GES) basé sur le cycle de vie peu avantageux qui font l'objet de débats critique dans la littérature. Pour remédier à ces problèmes, les chercheurs travaillent au développement de l'éthanol cellulosique de 2^e génération. Celui-ci est produit à partir des ressources non alimentaires comme la biomasse lignocellulosique (résidus de plantes, déchets organiques urbains ou industriels, etc.). Ces types de biomasses sont constituées de cellulose, d'hémicellulose et de lignine, riche en carbone biogénique et renouvelable. Selon la littérature, comparée à la 1^{re} génération, l'éthanol de 2^e génération est considéré comme offrant de meilleurs TRE, de meilleurs bilans d'émissions de GES en plus de ne pas entrer en conflit avec la filière alimentaire et l'usage des terres. Le stock potentiel de ressources cellulosiques de 2^e génération est beaucoup plus important dans la nature et semble avoir de nombreux bénéfices environnementaux supérieurs à la précédente génération (e.g., meilleur bilan en eau, minimise l'érosion, favorise le carbone et la vie dans les sols, etc.). Par conséquent, l'éthanol de 2^e génération est la voie actuellement privilégiée par les chercheurs même si celle-ci se trouve à un niveau de maturité technologique moins avancé que la précédente génération.

En parallèle, on constate aujourd'hui que les approches de l'économie circulaire, de l'écologie industrielle et des circuits courts en lien au développement local et de proximité sont particulièrement populaires dans la littérature et sont maintenant prescrites par de nombreux décideurs, chercheurs et spécialistes du domaine. Les procédés qui utilisent des ressources organiques s'apprêtent particulièrement bien à la logique de circularité, car ces matières sont biodégradables, contrairement aux ressources inorganiques qui doivent être réemployées, recyclées ou valorisées énergétiquement. Cette étude tente de joindre les composantes amont de la chaîne de valeur de l'éthanol de 2^e génération, soit la production et la distribution des sucres cellulosiques qui est une matière première intermédiaire, en fonction d'une approche d'économie circulaire, d'écologie industrielle à une échelle locale. Ainsi, l'étude cherche à comprendre en quoi la mise en place d'une démarche d'écologie industrielle circulaire et locale améliore les performances techno-économique et environnementale appliquées à un dépôt régional avancé de traitement de la biomasse lignocellulosique pour la production des sucres C6 de 2^e génération accompagnée des divers coproduits de production comme du biométhane, des aliments pour animaux, des combustibles solides, des fertilisants biologiques, et des crédits de compensations carbonés. L'étude met ainsi en lumière les différents bénéfices associés à la démarche sur la base des performances technique, économique et environnementale appliquées au dépôt régional avancé de traitement de la biomasse. Ces bénéfices se répercutent autant sur la chaîne d'approvisionnement, le modèle d'ingénierie et la rationalité économique de l'initiative.

L'étude est divisée en trois parties, d'abord, une méthode basée sur un système d'information géographique (SIG) a été développée afin d'évaluer et de comparer la performance en termes de transport d'un système d'approvisionnement en biomasse décentralisé versus centralisé. Plusieurs

recherches dans la littérature montrent qu'une chaîne d'approvisionnement décentralisée qui intègre un ou des dépôts biomasse servant à agréger et prétraiter la matière relativement près de sa source peut être un moyen efficace d'obtenir des sucres C6 non alimentaires densifiés et stables comme produit intermédiaire qui peut être transporté à moindres coûts sur une plus longue distance jusqu'à la bioraffinerie. L'étude intègre un module d'optimisation du transport afin de concevoir, évaluer et comparer la performance des systèmes d'approvisionnement. La méthode détermine les localisations et les allocations optimales ainsi que le dimensionnement et le nombre de dépôts en fonction de différents scénarios de demande. La méthode est appliquée à un cas d'étude dans le sud du Québec. Dans la conception, le dépôt de biomasse génère des sucres C6 expédiés à la bioraffinerie, et des coproduits qui sont utilisés sur place sans transport pour l'alimentation animale et la bioénergie. Cette stratégie de diversification fournie par une production conjointe permet d'économiser les deux-tiers du tonnage sur le deuxième arc de transport. Les résultats présentent la performance en termes de temps de parcours moyen en minutes en fonction des différents scénarios. Dans la configuration centralisée, le scénario optimisé d'implantation d'une bioraffinerie "stand-alone" est 45% (59 min) et 58% (100 min) plus efficace en termes de transport que les deux bioraffineries situées dans des parcs industriels existants. Mais, ces dernières ont une configuration décentralisée plus efficace que leurs équivalents centralisés. Dans la configuration décentralisée, selon la participation des agriculteurs, les bioraffineries situées dans des parcs industriels existants ont une performance de transport 16-42% (27-55 min) plus efficace par rapport à leur configuration centralisée respective. Des dépôts plus petits et nombreux ont tendance à réduire l'impédance moyenne à mesure que la disponibilité de la biomasse augmente. Cela est dû aux économies de transport liées à un réseau plus dense et plus maillé.

Ensuite, la deuxième partie de l'étude développe un design de dépôt biomasse intégrant des équipements de prétraitement avancés accompagné d'une ligne de raffinage du sucre, ces unités fonctionnent en cohabitation avec une ferme porcine ainsi qu'un digesteur anaérobique qui comprend les installations connexes de traitement des eaux usées. Cette situation particulière de production conjointe offre l'opportunité de reprise des matières entre les unités dans une logique d'écologie industrielle. L'approche permet ainsi de mettre en valeur plusieurs flux de matières premières en entrée de système en plus de fermer efficacement les boucles de flux de matières et d'énergie en utilisant et valorisant les coproduits et sous-produits de production directement sur le site du dépôt sans transport supplémentaire ou à l'échelle locale avec peu de transport. Plusieurs des flux de coproduits et sous-produits à gérer comportent de large tonnage qui contiennent beaucoup d'eau et ont une faible valeur économique, de sorte que leur utilisation et valorisation sur place est d'intérêt. Au globale, on constate que le dépôt peut contribuer à combler l'écart entre les fournisseurs de matières premières et la bioraffinerie en jouant le rôle de point transit intermédiaire qui agrège et prétraite les matières premières à l'échelle régionale à proximité des exploitations agricoles, en plus d'utiliser et valoriser les coproduits et sous-produits de production directement sur place. Cette situation permet de réduire les coûts de transport en réduisant les distances entre les points d'origines et de demande, et en diminuant les tonnages de matière à transporter. Le modèle d'ingénierie du dépôt biomasse montre les différents bénéfices de la démarche d'écologie industrielle circulaire et locale avec la situation de cohabitation les différentes lignes de production qui sont complémentaires les unes des autres par conception. Cette stratégie de diversification particulière offre l'opportunité de réaliser des économies de ressources en tirant un maximum de valeur des coproduits et sous-produits générés tout en minimisant l'impact sur l'environnement.

Les résultats de la modélisation donnent la mesure des performances technique et environnementale en termes de durabilité. Ces résultats ont été comparés à la littérature scientifique sur le sujet. Concernant l'analyse énergétique, en entrée de système, on constate que le dépôt biomasse utilise 10.5 GJ h^{-1} d'énergie pour les procédés. La grande majorité de cette énergie est sous forme électrique pour le fonctionnement des installations et des équipements. En sortie de système, l'énergie livrée aux usages représente 45.5 GJ h^{-1} . Au global, l'énergie nette générée par le dépôt biomasse représente 34.9 GJ h^{-1} (294 TJ an^{-1}). Ainsi, le TRE du dépôt biomasse est de 4.32:1, et si on additionne l'énergie thermique du digestat, celui-ci passe à 4.71:1. Le TRE du dépôt reste décent pour un projet en énergie renouvelable, et en comparaison avec les projets en biomasse de 2^e génération provenant de la littérature, les résultats sont relativement similaires. Le modèle avec la situation de cohabitation qui permet la bonne gestion des coproduits offre un gain énergétique significatif.

Concernant le potentiel de réduction des émissions de GES, celui-ci touche à cinq activités du dépôt biomasse. D'abord, il y a la production du sucre C6 d'origine cellulosique biogénique de faible impact carbone servant à produire de l'éthanol de 2^e génération considéré comme carboneutre lors de sa phase d'utilisation en substitut à l'essence de pétrole conventionnel. Il est reconnu que l'utilisation de l'éthanol permet de réduire les émissions du secteur des transports. Ensuite, il y a la production et l'utilisation du biométhane comme carburant dans les transports sous la forme de gaz naturel comprimé (GNC) en substitution au diesel. Il y a la production et l'utilisation de la lignine comme biocombustible solide en substitution au gaz naturel dans les procédés industriels pour générer de la chaleur. Il y a l'optimisation des opérations de transport impliquant la décentralisation du réseau d'approvisionnement et la minimisation des usages du diesel. Finalement, il y a le changement des pratiques culturelles chez les agriculteurs afin de favoriser le stockage du carbone organique dans les sols. Cependant, les crédits compensatoires en lien à cette dernière activité sont réservés aux agriculteurs qui ont changé leurs pratiques de culture, il s'agit d'une motivation supplémentaire pour que ceux-ci participent à l'initiative du dépôt biomasse. Au global, l'ensemble de l'initiative permettrait de réduire de $43.3 \text{ k tCO}_2\text{e an}^{-1}$ et que $20.9 \text{ k tCO}_2\text{e an}^{-1}$ serait en lien direct aux activités sur le site du dépôt soit la production et l'utilisation du sucre cellulosique, du biométhane, de la lignine et de la minimisation du transport dans la chaîne d'approvisionnement.

Par la suite, une analyse techno-économique détermine les performances économiques du modèle agro-industriel afin d'évaluer la rentabilité potentielle et la capacité de pénétration du sucre cellulosique sur les marchés, mais également de mieux apprécier les bénéfices en lien à la démarche d'écologie industrielle qui a été intégrée dans la conception. L'étude évalue les performances économiques à travers différents indicateurs (i.e., MSSP, ROI, pay-back period). L'étude contribue à la discussion sur les impacts d'une approche d'écologie industrielle qui permet la réalisation d'économies grâce à l'efficacité dans la gestion et l'utilisation des coproduits et sous-produits de transformation. Dans un but de rentabilité et de minimisation des impacts environnementaux, il est essentiel d'être efficace dans l'utilisation de la biomasse afin de tirer un maximum de potentiel de celle-ci. Cela comprend la bonne gestion des coproduits et sous-produits. Ainsi, le procédé minimise les déchets à éliminer et augmente la quantité de coproduits de valeur. La stratégie de diversification liée à l'utilisation et la valorisation des coproduits et sous-produits permet d'augmenter et de diversifier les revenus du dépôt biomasse. La conception permet de réduire les coûts grâce à un système de transport efficace et énergétiquement autonome basé sur l'utilisation du biométhane provenant du digesteur anaérobie. Le design contribue également à réduire les GES à la fois dans les opérations du dépôt, mais également sur les parcelles de culture chez les

agriculteurs grâce aux pratiques culturales. Les crédits carbone compensatoires sont ainsi intégrés dans le modèle économique. Au global, sur la performance des indicateurs économiques, on constate que pour atteindre une valeur actuelle nette de zéro pour un taux de rendement interne de 10 %, le dépôt serait en mesure de vendre le sucre C6 à US\$₂₀₁₁ 722.78 Mg⁻¹ (\$0.3278 lb⁻¹) ou CA\$₂₀₂₁ 1100 Mg⁻¹ (\$0.50 lb⁻¹), ce qui donne un retour sur investissement non actualisé de 437.7 % et actualisé de 0 % ainsi qu'un délai de récupération non actualisée de 11.7 ans et actualisé de 30 ans. Ces résultats montrent une rentabilité potentielle ainsi qu'une certaine compétitivité du modèle vis-à-vis du marché.

À la lumière de l'étude, il serait intéressant de sécuriser l'amont de la chaîne de valeur en évaluant la participation hypothétique des producteurs de maïs à cette nouvelle filière au Québec. Quel serait le taux de participation de ceux-ci? Il serait pertinent d'étudier l'acceptabilité sociale face à l'adoption des bonnes pratiques culturales qui favorise la séquestration du carbone en plus de minimiser l'érosion et de favoriser la vie dans les sols agricoles. Est-ce que ces bénéfices environnementaux en lien aux mesures sur la tarification carbone contribuent à l'acceptabilité et à la participation des agriculteurs à la filière?

Mots-clés :

Économie circulaire ; Bioéconomie ; Écologie industrielle ; Symbiose industrielle ; Dépôt biomasse ; Bioraffinerie de 2^e génération ; Chaîne d'approvisionnement en biomasse ; Réseau d'approvisionnement décentralisé ; Sucre de 2^e génération ; Valorisation des coproduits ; Taux de retour énergétique (TRE) ; Réduction des gaz à effet de serre (GES)

Abstract

Today, there are few sustainable alternative transportation fuels other than biofuels that are available at an industrial scale. First-generation ethanol is a biofuel that comes from food plant resources such as corn, sugarcane, beet, etc. Most of the ethanol marketed today is of this generation. However, it has certain characteristics that are criticized by the scientific community and the actors in the field. This type of biofuel competes with the food industry and uses agricultural land. First-generation ethanol has a low energy return on investment (EROI) as well as unfavorable life cycle greenhouse gas (GHG) emission balances that are subject to critical debate in the literature. To address these issues, researchers are working on the development of 2nd generation cellulosic ethanol. This is produced using non-food resources such as lignocellulosic biomass (plant residues, urban or industrial organic waste, etc.). These types of biomass are made of cellulose, hemicellulose, and lignin, rich in biogenic and renewable carbon. According to the literature, compared to the 1st generation, 2nd generation ethanol is considered to offer higher EROIs, better life cycle GHG emission balance, and does not compete with the food chain and land usage. The potential stock of 2nd generation cellulosic resources is much larger in nature and appears to have many environmental benefits superior to the previous generation (e.g., better water balance, minimizes erosion, promotes carbon and soil life, etc.). Therefore, 2nd generation ethanol is currently the preferred pathway for researchers, even though it is at a less advanced level of technological maturity than the previous generation.

In parallel, we observe today that the approaches of circular economy, industrial ecology, and local and proximity development are particularly popular in the literature and are now recommended by many decision-makers, researchers, and specialists in the field. Processes that use organic resources are particularly well suited to the logic of circularity, as these materials are biodegradable, unlike inorganic resources that must be reused, recycled, or energetically recovered. This study attempts to address the upstream components of the 2nd generation ethanol value chain, i.e., the production and distribution of cellulosic sugars, which is an intermediate commodity, in accordance to a circular economy, industrial ecology approach at a local scale. Thus, the study seeks to understand how the implementation of a circular and local industrial ecology approach improves the technical, economic, and environmental performance applied to an advanced regional depot for the processing of lignocellulosic biomass to produce 2nd generation C6 sugars together with various production coproducts such as bio-CH₄, animal feeds, solid fuels, bio-fertilizers, and carbon offset credits. The study highlights the various benefits associated with the approach based on the technical, economic, and environmental performance of the advanced regional biomass processing depot. These benefits are reflected in the performance of the supply chain, the engineering model, and the economic rationale of the initiative.

The study is divided in three sections, first, a geographic information system (GIS) based method was developed to evaluate and compare the transportation performance of a decentralized biomass supply system versus a centralized supply system. Several investigations in the literature show that a decentralized supply chain that incorporates a biomass depot(s) to aggregate and pre-process the material relatively close to its source can be an efficient way to obtain densified and stable non-food C6 sugars as an intermediate product that can be transported at lower costs over a longer distance to the biorefinery. The GIS-based study incorporates a transportation optimization module to design, evaluate and compare the performance of a decentralized versus a centralized biorefinery supply system. The method determines the optimal locations and allocations as well as the sizing and number of depots under

different demand scenarios. The method is applied to a case study in southern Quebec. In the design, the biomass depot generates C6 sugars that are shipped to the biorefinery and co-products that are used on-site without transportation for animal feed and bioenergy. This diversification strategy provided by joint production saves two-thirds of the tonnage on the second transport arc. The results present the performance in terms of average travel time in minutes under the different scenarios. In the centralized configuration, the optimized stand-alone biorefinery scenario is 45% (59 min) and 58% (100 min) more transport efficient than the two biorefineries located in existing industrial parks. However, the latter have a more efficient decentralized configuration than their centralized counterparts. In the decentralized configuration, based on farmer participation, the biorefineries located in existing industrial parks have a 16-42% (27-55 min) more efficient transport performance compared to their respective centralized configuration. Smaller and numerous depots tend to reduce the average impedance as biomass availability increases. This is due to the transportation efficiencies associated with a denser, more meshed network.

Then, the second section of the study develops a biomass depot design integrating advanced pre-treatment equipment coupled to a sugar refining line, these units operate in cohabitation with a pig farm as well as an anaerobic digester that includes the related wastewater treatment facilities. This particular situation of joint production offers the opportunity to reuse the materials between the units in a logic of circular industrial ecology. The approach allows valuing several feedstocks flows at the system input in addition to efficiently closing the loops of material and energy flows by using and valuing the production co-products and by-products directly at the depot site without additional transport or locally with little transport. Many of the co-product and by-product flows to be managed have large tonnages that contain a lot of water and have a low economic value, so their use and recovery on-site is particularly interesting. Overall, the depot can contribute to bridging the gap between the feedstock suppliers and the biorefinery by acting as an intermediate transit hub that aggregates and pre-processes feedstocks on a regional scale close to the farms, in addition to using and valorizing the co-products and by-products of production directly on site. This reduces transportation costs by shortening distances between origin and demand points, and by reducing the tonnage of material to be transported. The engineering model of the depot shows the different benefits of the circular and local industrial ecology approach with the situation of cohabitation of the different production lines that are complementary to each other by design. This particular diversification strategy offers the opportunity to achieve resource savings by getting maximum value from the generated co-products and by-products while minimizing the environmental impact.

The results of the modelling provide a measure of the technical and environmental performance in terms of sustainability. These results have been compared to the scientific literature on the subject. Concerning the energy analysis, the biomass depot uses 10.5 GJ h^{-1} of energy for the processes. Most of this energy is in the form of electricity for the operation of the facilities and equipment. At the system output, the energy delivered to the users represents 45.5 GJ h^{-1} . Overall, the net energy generated by the biomass depot is 34.9 GJ h^{-1} (or 294 TJ y^{-1}). Thus, the EROI of the biomass depot is 4.32:1, and if we add the thermal energy of the digestate, the EROI increases to 4.71:1. The EROI of the depot is still decent for a renewable energy project, and in comparison with 2nd generation biomass projects from the literature, the results are relatively similar. The model with the cohabitation situation that allows proper management of co-products offers a significant energy gain.

The potential to reduce GHG emissions is related to five activities of the biomass depot. First, there is the production of cellulosic C6 sugar which has a low carbon impact and is used to produce 2nd generation

ethanol which is considered carbon-neutral when used as a substitute for petroleum gasoline. It is recognized that the use of ethanol reduces emissions from the transportation sector. Then there is the production and use of bio-CH₄ as a transportation fuel in the form of compressed natural gas (CNG) as a substitute for diesel. There is the production and use of lignin as a solid biofuel to substitute natural gas in industrial processes to generate heat. There is the optimization of transportation operations involving the decentralization of the supply network and the minimization of diesel usage. Finally, there is the change in cultivation practices among farmers to promote the storage of organic carbon in the soil. However, the carbon credits related to this last activity are reserved to farmers who have changed their cultivation practices, which is an additional incentive to participate in the biomass depot initiative. Overall, the initiative would reduce 43.3 k tCO₂e y⁻¹ with 20.9 k tCO₂e y⁻¹ being directly related to the depot activities, i.e., the production and use of cellulosic sugar, bio-CH₄, lignin, and the minimization of transportation in the supply chain.

Subsequently, a techno-economic analysis determines the economic performance of the agribusiness model to assess the potential profitability and market penetration capacity of 2nd generation cellulosic sugar, but also to better appreciate the benefits related to the industrial ecology approach that has been integrated into the design. The study evaluates the economic performance of the model through different indicators (i.e., MSSP, ROI, pay-back period). The study contributes to the discussion on the impacts of an industrial ecology approach that allows economies through the efficient management and use of processing co-products and by-products. For profitability and minimizing environmental impacts, it is essential to be efficient in the use of biomass to get the maximum value from it. This includes the proper management of co-products and by-products. In this way, the process minimizes waste disposal and increases the number of valuable co-products. The diversification strategy related to the use and valorization of co-products and by-products increases and diversifies the revenues of the biomass depot. The design allows a cost reduction thanks to an efficient and energy self-sufficient transportation system based on the use of biomethane from the anaerobic digester. The design also contributes to reducing GHGs both in the depot operations and on the farmer's site through their farming practices. Carbon credits are integrated into the economic model. Overall, on the performance of the economic indicators, it can be seen that to achieve a net present value of zero for an internal rate of return of 10%, the depot would be in a position to sell C6 sugar at US\$₂₀₁₁ 722.78 Mg⁻¹ (\$0.3278 lb⁻¹) or CA\$₂₀₂₁ 1100 Mg⁻¹ (\$0.50 lb⁻¹), giving an undiscounted payback of 437.7% and discounted of 0%, as well as an undiscounted payback period of 11.7 years and discounted of 30 years. These results show potential profitability as well as certain competitiveness of the model towards the market.

Considering the study, it would be interesting to secure the upstream of the value chain by evaluating the hypothetical participation of corn producers in this new business model in Quebec. What would be their participation rate regarding the implementation of this new value chain? It would also be relevant to study the social acceptability of adopting low-carbon agricultural practices that promote carbon sequestration in agricultural soils, in addition to minimizing erosion and promoting soil life. Do these environmental benefits related to carbon pricing measures contribute to the acceptability and participation of farmers in this business model?

Keywords:

Circular economy; Bioeconomy; Industrial ecology; Biomass depot; Second-generation biorefinery; Biomass supply chain; Decentralized supply network; Second-generation sugar; Co-products valorization; Energy return on investment (EROI); Greenhouse gas (GHG) reduction

Table des matières

Avant-propos.....	iii
Remerciements.....	iv
Résumé	v
Abstract.....	ix
1. Introduction	1
1.1. Mise en contexte	1
1.1.1. Système dynamique, énergie et économie	1
1.1.2. Changements climatiques.....	2
1.1.3. Transition énergétique et écologique.....	3
1.1.4. La transition au Québec	4
1.1.5. État du marché de l'éthanol au Québec	5
1.1.6. Contribution de la biomasse et de la bioénergie	6
1.1.7. Performance énergétique de la filière biomasse et bioénergie	8
1.2. Problématique et objectifs	11
1.2.1. Mise en contexte de la problématique.....	11
1.2.2. Question de recherche.....	13
1.2.3. But de la thèse	13
1.2.4. Objectifs	13
2. Aperçu de l'approche méthodologique.....	15
2.1. Plan général	16
3. État des connaissances et revue critique de la littérature.....	18
3.1. Biomasse et bioénergie : des origines à nos jours	18
3.2. Définition et terminologie des principaux concepts mobilisés.....	18
3.2.1. Bioéconomie	19
3.2.2. Bioraffinage.....	21
3.2.3. Écologie industrielle	23
3.3. Typologie des ressources en biomasse et aperçu des biocarburants.....	29
3.4. Biocarburants de 1 ^{re} génération	31
3.4.1. Politiques énergétiques en faveur des biocarburants aux États-Unis	32
3.4.1.1. Sécurité énergétique et développement des régions.....	34
3.4.1.2. Effet de la production d'éthanol sur l'offre et le prix du maïs.....	36
3.4.1.3. Effets de la pandémie sur l'industrie de l'éthanol et du maïs	38
3.4.1.4. Enjeux environnementaux en lien à la production de biocarburant	39

3.4.1.5.	Défis et opportunités en lien à l'utilisation de l'éthanol	42
3.5.	Biocarburants de 2 ^e génération	43
3.5.1.	Impact carbone des différents types d'éthanol.....	44
3.6.	Contraintes d'approvisionnement de la filière biomasse de 2 ^e génération	49
3.6.1.	Potentiel technique et économique disponible de biomasse aux États-Unis	50
3.6.2.	Défis de la chaîne d'approvisionnement en biomasse	51
3.6.3.	Perspectives en matière de biocarburants et bioénergie.....	53
3.7.	État des politiques énergétiques sur les biocarburants au Canada et au Québec	54
3.7.1.	Règlementation canadienne	54
3.7.2.	État des politiques énergétiques au Québec	55
3.7.3.	État de la production commerciale d'éthanol au Québec.....	56
3.7.3.1.	Présentation de Greenfield Global	56
3.7.3.2.	Bioraffinerie de Varennes	57
3.7.3.3.	Bioraffinerie en co-habitation avec un digesteur anaérobique.....	59
3.7.3.4.	Performance énergétique et environnementale de la bioraffinerie	60
3.7.3.5.	Implication de l'entreprise dans l'économie circulaire et l'innovation	61
3.7.3.6.	Accueil de la nouvelle politique sur les carburants renouvelables.....	61
4.	GIS-method to design and assess the transportation performance of a decentralized biorefinery supply system and comparison with a centralized system: Case study in southern Quebec, Canada ...	63
4.1.	Introduction	63
4.2.	Centralized vs. decentralized configuration	64
4.3.	Materials, method, and application.....	65
4.3.1.	Step 1: Geodatabase	67
4.3.2.	Step 2: Determination of preferential sites	67
4.3.3.	Step 3: Optimal location and number of biomass depot(s).....	69
4.3.4.	Step 4: Optimal allocation.....	69
4.3.5.	Application	70
4.4.	Case study	71
4.4.1.	Biomass availability.....	71
4.4.2.	Depot design and technology	73
4.4.3.	Depot sizing.....	73
4.4.4.	Biorefinery location.....	74
4.5.	Results.....	75
4.6.	Discussion.....	79

4.7.	Conclusion.....	80
5.	Circular process design and engineering of an advanced regional biomass processing depot	82
5.1.	Introduction	82
5.1.1.	Overview of the conceptual circular process design	82
5.1.2.	Areas and description	83
5.1.3.	Research scope	84
5.1.4.	Objectives.....	85
5.2.	Material and methods	85
5.2.1.	Biomass feedstock data	86
5.2.2.	Process flow diagram	86
5.3.	Results.....	87
5.3.1.	At-field operations	87
5.3.1.1.	Harvest and collection	88
5.3.1.2.	Storage	91
5.3.1.3.	Transport.....	91
5.3.1.4.	Crop nutrients	91
5.3.1.5.	Grower payment	92
5.3.1.6.	Cost estimation	93
5.3.2.	Process engineering design.....	94
5.3.2.1.	Area 100 – Feedstock handling and preprocessing	97
5.3.2.2.	Area 200 – Pretreatment and conditioning	97
5.3.2.2.1.	Corn stover pretreatment.....	97
5.3.2.2.2.	Urban organic waste pretreatment	100
5.3.2.3.	Area 300 – Slurry conditioning, enzymatic saccharification, purification, and concentration.....	101
5.3.2.4.	Area 400 – Enzyme production.....	106
5.3.2.5.	Area 500 – Filtration	108
5.3.2.6.	Area 600 – Farm.....	110
5.3.2.7.	Area 700 – Anaerobic digestestion and wastewater treatment.....	112
5.3.2.7.1.	Anaerobic digester (AD).....	112
5.3.2.7.1.1.	Four-step process	113
5.3.2.7.1.2.	Operational parameters	114
5.3.2.7.1.3.	Solids and moisture content	114
5.3.2.7.1.4.	Temperature	115

5.3.2.7.1.5.	Organic loading rate.....	115
5.3.2.7.1.6.	Retention time	116
5.3.2.7.1.7.	Mixing	116
5.3.2.7.1.8.	pH.....	117
5.3.2.7.1.9.	Volatile Fatty Acids	117
5.3.2.7.1.10.	C/N ratio.....	117
5.3.2.7.1.11.	Conventional biomethane potential (BMP) test.....	118
5.3.2.7.1.12.	Feedstock	120
5.3.2.7.1.13.	Biomethane production.....	126
5.3.2.7.2.	Biogas upgrading by water scrubbing.....	127
5.3.2.7.3.	Compressed filling station	128
5.3.2.7.3.1.	CNG stations	130
5.3.2.7.3.2.	Storage of bio-CNG	130
5.3.2.7.3.3.	Advantages of using the bio-CNG	131
5.3.2.7.4.	Dewatering screw press.....	132
5.3.2.7.5.	Aerobic holding pond.....	133
5.3.2.7.5.1.	Overview	133
5.3.2.7.5.2.	Microbiology of the aerobic lagoons	134
5.3.2.7.5.3.	Technical design basis.....	135
5.3.3.	Transport.....	138
5.4.	Discussion.....	141
5.4.1.	Sustainability metrics	141
5.4.1.1.	Mass balance.....	142
5.4.1.2.	Water balance.....	145
5.4.1.3.	Net energy analysis	149
5.4.1.3.1.	Definition	149
5.4.1.3.2.	Methodology.....	150
5.4.1.3.3.	Calculation	151
5.4.1.3.4.	Net energy analysis.....	152
5.4.1.4.	Greenhouse gas emissions.....	154
5.4.1.4.1.	Presentation of the reference scenario	155
5.4.1.4.2.	Estimation of reduced GHG emissions	157

6. Techno-economic assessment of an advanced regional biomass processing depot	161
6.1. Introduction	161
6.1.1. Objectives.....	163
6.1.2. Circular process design overview.....	164
6.1.3. Literature review.....	165
6.1.4. Contributions	166
6.2. Material and method	167
6.2.1. Techno-economic analysis	167
6.2.2. Origin of the process design	170
6.2.3. Design basis and conventions	172
6.2.4. Feedstock composition	173
6.2.5. About cost-year indices.....	174
6.3. Results and discussion	174
6.3.1. Total Capital Investment (TCI).....	174
6.3.2. Variable operating costs	176
6.3.3. Fixed operating costs	179
6.3.4. Price of products and co-products.....	179
6.3.4.1. Sugar price	179
6.3.4.2. Bio-CH ₄ (CNG) price.....	180
6.3.4.3. GHG emission price.....	181
6.3.4.4. Animal feed price	182
6.3.4.5. Organic elimination negative cost	182
6.3.4.6. Solid digestate price.....	184
6.3.4.7. Lignin price	184
6.3.5. Summary of cost and revenue	185
6.3.6. Discounted Cash Flow Analysis and the Minimum Sugar Selling Price.....	186
6.3.6.1. Discount rate.....	187
6.3.6.2. Equity financing.....	187
6.3.6.3. Depreciation.....	187
6.3.6.4. Taxes	188
6.3.6.5. Construction time	188
6.3.6.6. Start-up time	188
6.3.6.7. Working capital	189
6.3.6.8. Parameter summary	189

6.3.7.	Performance of economic indicators	190
6.3.8.	Sensitivity analysis	193
6.3.8.1.	Sensitivity of the total capital investment and financial variables	194
6.3.8.2.	Revenue sensitivity	195
6.3.8.3.	Cost sensitivity	197
6.3.9.	Economic rationalities.....	201
6.3.9.1.	Biomass supply chain configuration and economies of scale	201
6.3.9.2.	Decentralized supply chain configuration.....	202
6.3.9.3.	Biomass depot sizing.....	204
6.3.9.4.	Industrial ecology, joint production and economies of scope.....	205
6.3.9.5.	Economies of transportation	208
6.3.9.6.	Farmers' participation and environmental services payment	209
7.	Chapitre 7 : Synthèse et contributions aux connaissances	213
7.1.	Synthèse et contribution de la première partie	213
7.2.	Synthèse et contributions de la deuxième partie	215
7.3.	Synthèse et contribution de la troisième partie	220
7.3.1.	Résultats et discussion	222
7.3.1.1.	Investissement total en capital (TCI).....	222
7.3.1.2.	Coûts d'exploitation variables.....	223
7.3.1.3.	Coûts fixes d'exploitation.....	226
7.3.1.4.	Prix des produits et coproduits	227
7.3.1.4.1.	Prix des sucres C6.....	227
7.3.1.4.2.	Prix du Bio-CH ₄ (GNC)	227
7.3.1.4.3.	Prix des émissions de GES.....	228
7.3.1.4.4.	Prix des aliments pour animaux.....	229
7.3.1.4.5.	Coût négatif de l'élimination des déchets organiques	229
7.3.1.4.6.	Digestat solide.....	231
7.3.1.4.7.	Prix de la lignine	232
7.3.1.5.	Résumé des coûts et des revenus.....	232
7.3.1.6.	Analyse des flux de trésorerie actualisés et du prix de vente minimum du sucre ...	233
7.3.1.6.1.	Résumé des paramètres	234
7.3.1.6.2.	Performance des indicateurs économiques	235
7.3.1.7.	Analyse de sensibilité.....	237

7.3.1.7.1.	Sensitivité de l'investissement total en capital et des variables financières	238
7.3.1.7.2.	Sensibilité des revenus.....	239
7.3.1.7.3.	Sensibilité des coûts.....	242
7.3.1.8.	Les rationalités économiques	244
7.3.1.9.	Économies de transport.....	245
7.3.1.10.	Écologie industrielle, production conjointe et économies de gamme	246
7.3.1.11.	Participation des agriculteurs et paiement des services environnementaux.....	250
8.	Conclusion.....	253
9.	Recommandations pour des travaux futurs	257
10.	Références	262
11.	Annexe 1 – Process Flow Diagrams.....	297
12.	Annexe 2 – Résumé des coûts des équipements individuels.....	306
13.	Annexe 3 – Discounted Cash Flow Rate of Return Worksheet.....	314

Liste des figures

Figure 2-1 – Plan séquentiel des étapes méthodologiques de la thèse	17
Figure 3-1 – Raffinerie de pétrole comparée à une bioraffinerie.....	20
Figure 3-2 – La bioraffinerie et son rôle dans la transformation de la biomasse.....	22
Figure 3-3 – Différences entre les modèles industriels traditionnel et circulaire	25
Figure 3-4 – Découplage entre les impacts environnementaux et les activités économiques	25
Figure 3-5 – Modèle d'un écosystème industriel basé sur l'approche d'écologie industrielle	27
Figure 3-6 – Taxonomie des ressources de biomasse	30
Figure 3-7 – Schéma des principales méthodes de conversion des biocarburants.....	31
Figure 4-1 – Transportation and operations.....	65
Figure 4-2 – Flowchart of the integrated multi-step GIS processes methodology.....	66
Figure 4-3 – Suitability criteria with their respective weighting.....	68
Figure 4-4 – Combined mapping of biomass in southern Quebec	72
Figure 4-5 – Average supply radius of different depots sizing and annual biomass availability	76
Figure 4-6 – Supply chain performance of the biorefinery location scenarios	76
Figure 4-7 – Maps of the supply chain performance and the location scenarios	78
Figure 5-1 – Summary descriptions of the process areas.....	83
Figure 5-2 – Supply system logistics from field operations to the biomass depot.....	88
Figure 5-3 – Overall process flow diagram	96
Figure 6-1 – Circular process design	164
Figure 6-2 – Techno-economic analysis process methodology.....	172
Figure 6-3 – Average expenses and revenue division.....	186
Figure 6-4 – Sensitivity of MSSP to IRR and % equity	187
Figure 6-5 – Cumulative cash flow and payback period over project lifetime	192
Figure 6-6 – Projected net present value based on discount rate	195
Figure 6-7 – Sensitivity analysis – Net Present Value and Discounted Return on Investment.....	200
Figure 7-1 – Répartition des dépenses et des revenus moyens	233
Figure 7-2 – Flux de trésorerie cumulés et période de récupération sur la durée de vie du projet	237
Figure 7-3 – Analyse de sensibilité – Valeur actuelle nette et retour sur investissement actualisé	244

Liste des tableaux

Table 4-1 – List of constraints with their respective buffer zone	68
Table 4-2 – Number of feasible biomass depots	74
Table 5-1 – Assumptions on the supply system harvesting capacity	90
Table 5-2 – Nutrient replacement for corn stover removal	92
Table 5-3 – Assumptions of the economic analysis for the at-field operations	94
Table 5-4 – Deacetylation (mild alkaline pretreatment) and mechanical refining.....	99
Table 5-5 – Slurry conditioning and enzymatic saccharification	104
Table 5-6 – Specifications of cellulase enzyme production and bioreactors	108
Table 5-7 – Process components and function in Area 700	112
Table 5-8 – Feedstock characteristics for anaerobic digestion	125
Table 5-9 – Geometrical characteristic of the aerobic holding ponds	137
Table 5-10 – Main transportation parameters and cost assumptions	139
Table 5-11 – Depot overall carbon and mass balance.....	144
Table 5-12 – Depot Overall Water Balance	147
Table 5-13 – Depot Net Energy Analysis.....	153
Table 5-14 – Descriptions of carbon avoidance, reduction, and storage activities.....	155
Table 5-15 – Summary of greenhouse gas emissions avoided, reduced or stored	160
Table 6-1 – Structure of the Total Capital Investment	176
Table 6-2 – Variable Operating Costs	177
Table 6-3 – Fixed operating costs	179
Table 6-4 – Discounted Cash Flow Analysis Parameters	190
Table 6-5 – Summary of Yields, Rates, and Conversion Costs	190
Table 6-6 – Performance of economic indicators.....	192

Liste des abréviations

AAFC	Agriculture and Agri-Food Canada
ACV	Analyse du cycle de vie
AD	Anaerobic digestion
ADEME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
AHP	Analytic Hierarchy Process
AIE	Agence internationale de l'énergie
APE	Agence de protection de l'environnement
AQPER	Association québécoise de la production d'énergie renouvelable
BEP	Break-Even Point
BMP	Biomethane potential
BOD	Biological oxygen demand
C/N	Ratio carbone/azote
CAPEX	Capital expenditure
CAS	Changements d'affectation des sols
CBOD5	Carbonaceous 5-day Biochemical Oxygen Demand
CNG	Compressed Natural Gas
COD	Chemical oxygen demand
CT	Conventional tillage
d.b.	Dry basis
DCCF	Discounted Cumulative Cash Flow
DCFRROR	Discounted cash flow rate of return analysis
DGS	Distillers grain with solubles
DME	Diméthyléther
DMg	Dry megagrams or metric tonne anhydrous
DoE	Département de l'Énergie des États-Unis
DRHP	Diesel renouvelable produit par hydrogénation
DROI	Discounted Return on Investment
ECCC	Environnement et Changement Climatique Canada
EIA	Agence d'Information sur l'Énergie
EIO	Economic Input-Output
EROI	Energy Return On Investment
ESRI	Environmental Systems Research Institute
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FCI	Fixed capital investment
GES	Gaz à effet de serre
Gg	Gigagram or one billion grams or one thousand metric tonnes
GHG	Greenhouse gas
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GIS	Geographical information system
GIS-MCDA	GIS—Multi-Criteria Decision Analysis
GNR	Gaz naturel renouvelable
ICI	Industries, commerces et institutions
IEA	International Energy Agency
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IRR	Internal rate of return
ISBL	Inside battery limits

ISO	International Organization for Standardization
ISQ	Institut de la statistique du Québec
LDE	Litre diesel equivalent
Lge	Litre of gasoline equivalent
LNG	Liquefied Natural Gas
MACRS	Modified Accelerated Cost Recovery System
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation
MC	Moisture content
MERN	Ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles
MRC	Municipalités régionales de comté
MSSP	Minimum sugar selling price
MSW	Municipal solid waste
NAD	North American Datum
NEG	Net energy gain
NPK	Azote, phosphore et potassium
NPV	Net present value
NREL	National Renewable Energy Laboratory
NT	No tillage
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OD	Origin-Destination
OLR	Organic loading rate
OPEX	Operational expenditure
P&P	Pulp and paper
PFD	Process flow diagrams
RBPD	Regional biomass processing depot
RCP	Règlement sur les combustibles propres
ROI	Return on investment
RT	Retention time
SCT	Simplified Crop Techniques
SIG	Système d'information géographique
SOC	Soil organic carbon
TA	Total alkalinity
TAN	Total ammoniacal nitrogen
TCI	Total capital investment
TIC	Total Indirect Costs
tcs	Tonne courte sèche
TDC	Total direct costs
TEA	Techno-economic analysis
TRE	Taux de retour énergétique
TRI	Taux de rendement interne
TS	Total solids
TSS	Total suspended solids
UCCF	Undiscounted Cumulative Cash Flow
UROI	Undiscounted Return on Investment
USDA	United States Department of Agriculture
VFA	Volatile fatty acids
VS	Volatile solids
w.b.	Wet basis

WLC	Weighted linear combination
WWT	Wastewater Treatment

1. Introduction

« Que les hommes n'apprennent pas beaucoup des leçons de l'histoire est la plus importante de toutes les leçons de l'histoire. » – Aldous Huxley

1.1. Mise en contexte

1.1.1. Système dynamique, énergie et économie

Il est entendu que dans un système dynamique comme un système industriel, l'énergie occupe une fonction centrale, car celle-ci assure le fonctionnement du système à travers la transformation et le transfert des différents flux entre les composantes du système. La transformation des flux (énergie, matière et information) découle de la nature des intrants issus d'autres systèmes ou du milieu et produit des extrants qui seront assimilés par d'autres systèmes ou par le milieu.

Appliqués à l'économie, le développement et le déploiement généralisé des systèmes dynamiques ont permis la croissance de nos sociétés actuelles. Cependant, l'ensemble des diverses activités de production et d'échange économiques issus de ces systèmes dynamiques nécessitent une utilisation d'énergie, ainsi qu'une transformation des matériaux qui nécessite également de l'énergie.

Depuis la fin du 19^e siècle avec l'industrialisation et la révolution démographique, l'énergie est devenue un enjeu économique et stratégique absolument déterminant dans le développement de nos sociétés modernes. Car, il existe une relation compacte entre la disponibilité de l'énergie de haute qualité et bon marché et le développement économique (Auzanneau 2015 ; Smil 2018). Il a été démontré que la qualité et la disponibilité des ressources énergétiques et matérielles sont certes les moteurs de la croissance économique et démographique, mais également du déclin à terme des civilisations (Bardi 2011 ; Hall 2016).

On constate aujourd'hui qu'une large part de la croissance économique est permise et facilitée par la grande disponibilité de l'énergie fossile, associée à des coûts économiques et énergétiques relativement faibles (Lambert et al. 2013). En effet, les énergies fossiles sont toujours les sources d'énergie dominantes qui permettent le développement de nos sociétés humaines en générant la richesse de nos économies (Taylor & Tainter 2016 ; Smil 2018). Par exemple, on constate qu'en 2015, au niveau mondial, selon les données de l'Agence internationale de l'énergie (IEA 2021), l'énergie primaire consommée était d'environ 13.65 Gtep (milliard de tonnes équivalent pétrole), et 86.4 % du total sont prélevés sur le stock non

renouvelable comme le pétrole (31.8%), le gaz naturel (21.6%) le charbon (28.1%), et l'uranium (4.9%). Seulement 13.6% de l'énergie primaire provient des flux renouvelables comme l'hydroélectricité (2.4%), la biomasse et les déchets (9.7%), et les autres (éolien, solaire, géothermie, etc.) (1.5%). Les énergies renouvelables représentent encore un faible pourcentage de la disponibilité mondiale d'énergie primaire.

1.1.2. Changements climatiques

Le développement des industries fortement énergivores a amené son lot de problèmes à gérer tels que les émissions de gaz à effet de serre (GES) qui réchauffe l'atmosphère ainsi que les autres problèmes environnementaux associés, et l'épuisement progressif des ressources d'hydrocarbures fossiles avec les risques géopolitiques et géostratégiques en lien à l'approvisionnement en ressources.

En 2015, l'accord international de Paris, la COP21 sur les changements climatiques, était validé par les pays participants, fixant comme objectif de limiter le réchauffement mondial entre 1.5 °C et 2 °C d'ici 2100. Malgré cela, récemment, on apprenait que l'année 2020 a été l'année la plus chaude jamais enregistrée ex aequo avec l'année 2016 que l'on pensait déjà exceptionnelle. António Guterres, le secrétaire général des Nations Unies déclarait en 2020 « J'appelle aujourd'hui les responsables du monde à déclarer l'état d'urgence climatique dans leur pays jusqu'à ce que la neutralité carbone soit atteinte ». Celui-ci mentionnait plus tôt en 2018 : « Le changement climatique est l'enjeu majeur de notre époque - et nous sommes à un moment décisif ». N'oublions pas qu'en 2017, se sont près de 15,000 scientifiques de 184 pays qui ont lancé un avertissement sur les risques de déstabilisation du système-terre si des mesures ne sont pas prises pour préserver l'environnement, le climat et les écosystèmes (Ripple et al. 2017).

Aujourd'hui, on commence à percevoir de manière tangible les impacts des changements climatiques. Par exemple on constate de plus en plus de phénomènes météorologiques extrêmes comme des vagues de chaleur, des sécheresses, des inondations, des feux de forêt, etc. En quoi ces catastrophes naturelles ont des impacts socio-économiques ? Sur l'approvisionnement alimentaire et les prix des aliments, sur le rendement et la qualité des cultures, la mortalité dans les élevages, l'approvisionnement en eau, etc. Quels seront les dommages sur les capacités de production et les infrastructures ? La conception et la capacité d'encaissement des équipements, des infrastructures, du personnel, etc.

Les gouvernements, les grandes organisations et institutions internationales comprennent que l'utilisation des ressources (énergies, matières, aliments, eau, sol) est indissociable du changement climatique et des autres impératifs environnementaux. Faire face à ces impératifs implique des

transformations et des changements structurels majeurs de nos économies, institutions et organisations. C'est pourquoi, aujourd'hui, les entreprises, les gouvernements et la population ont de plus en plus conscience de l'importance de déployer et d'opérationnaliser le développement durable dans les entreprises et la société. Ces transformations toucheront notamment les moyens afin de mieux maîtriser les ressources et encourager l'efficacité des usages aussi bien dans ses modes de génération/conversion (production) que dans ses modes d'utilisation (consommation). Ces transformations toucheront autant les politiques de réduction à la source en modifiant les habitudes de consommation des citoyens et les entreprises, mais également viseront la récupération, l'efficacité et le remplacement des vieilles technologies utilisant des ressources non renouvelables par des technologies mieux adaptées utilisant des ressources renouvelables.

1.1.3. Transition énergétique et écologique

Avec l'apparition du concept de développement durable, définie en 1987 dans le rapport Brundtland de l'ONU, de nombreux pays sont de plus en plus sensibles à la nécessité de mettre en place diverses initiatives vertes et d'avoir recours aux énergies renouvelables non seulement pour lutter contre les changements climatiques, mais également pour créer de nouvelles opportunités économiques et de nouveaux emplois dans les filières vertes. En effet, pour limiter le changement climatique à <2°C comme indiqué lors de la COP21, il faudra ouvrir plusieurs fronts simultanément afin de modifier nos comportements énergivores et inefficace pour réaliser la transition énergétique. D'abord, du côté de la demande, il faut ériger la sobriété (frugalité) énergétique comme étant une valeur fondamentale de la société à travers nos modes de consommation. Ensuite, du côté de l'offre, il faut intensifier les efforts en matière d'efficacité énergétique en limitant le gaspillage dans les différents secteurs de l'économie. Également, du côté de l'offre, il importe de développer de nouvelles technologies qui rompent avec l'actuel mix énergétique qui est basé principalement sur les hydrocarbures fossiles.

On constate aujourd'hui que les ressources énergétiques fossiles nécessaires au maintien de l'économie mondiale sont de plus en plus incertaines et problématiques en ce qui concerne la volatilité des prix, la disponibilité et la sécurité d'approvisionnement, la baisse du taux de retour énergétique (TRE) et les impacts sur l'environnement (Hall 2016 ; Smil 2017 ; IEA 2019). Si ces enjeux deviennent de plus en plus incertains et problématiques, quelles sont les ressources énergétiques disponibles pour aider au développement futur des sociétés ? Comment serons-nous en mesure de fournir l'énergie, les matériaux et la nourriture de manière durable dans le futur ?

Pour ces raisons ainsi que d'autres, des substituts aux combustibles fossiles en particulier au pétrole, sont étudiées à l'échelle internationale. La transition des énergies fossiles aux énergies renouvelables et non carbonées (i.e. solaire, hydraulique, biomasse, éolienne, géothermique et nucléaire) est une condition sine qua non à la réalisation de systèmes socio-économiques durables.

En réponse aux problèmes et risques mentionnés, on constate depuis le début du 21^e siècle, une tendance soutenue à la réorientation des investissements vers les énergies renouvelables. En effet, on remarque aujourd'hui une augmentation de l'utilisation des énergies renouvelables dans de nombreux pays en raison des avantages socio-environnementaux tels que la réduction des émissions de GES qui permettent d'atténuer le changement climatique et les retombées en lien à gestion des nouvelles filières à l'échelle des communautés. Plusieurs nouvelles entreprises et initiatives durables offrent des stratégies, des innovations sociales ou technologiques afin d'atténuer les émissions de GES. Cette démarche est essentielle afin de minimiser les impacts sur l'environnement et le climat. Les gouvernements prennent de plus en plus en compte des effets du changement climatique et tentent d'assurer la gestion de la transition en promouvant la production des énergies renouvelables.

1.1.4. La transition au Québec

La contribution des ressources et des énergies sous ces différentes formes (carburants, électricité, aliments, chaleur, etc.) est l'un des principaux moteurs au développement économique et à la prospérité sociale. Au Québec, selon Whitmore & Pineau (2022), en 2019, la disponibilité en sources d'énergie primaires représente au total 2558 PJ (pétajoules) soit 795 PJ d'hydroélectricité (35%), 890 PJ de pétrole (35%), 381 PJ de gaz naturel (15%), 182 PJ de biomasse (7%) et 172 PJ d'éolienne (7%). En comparaison avec d'autres régions du monde, le système énergétique du Québec est unique, puisqu'il est composé pour près de la moitié d'énergies renouvelables avec l'hydroélectricité, suivies de la biomasse et de l'énergie éolienne. Les autres sources d'énergie primaires proviennent des hydrocarbures notamment le pétrole pour le transport et le gaz naturel pour le chauffage et des usages industriels.

Le Québec se trouve devant des enjeux énergétiques importants pour lutter contre le changement climatique. De plus, l'utilisation des hydrocarbures fossiles est problématique à cause de la disponibilité limitée de la ressource, la volatilité des prix, et la baisse progressive de la qualité des gisements. Bien que le Québec soit l'endroit qui émet le moins de GES par habitant parmi les provinces canadiennes grâce à la part importante d'énergie renouvelable dans le mix énergétique, il reste néanmoins beaucoup d'efforts à faire afin d'atteindre notre objectif collectif.

Selon le Plan pour une économie verte (PEV) 2030, le gouvernement cible une réduction des GES de 37.5% sous le niveau de 1990 d'ici 2030 et l'atteinte de la carboneutralité d'ici 2050. Pour ce faire, le gouvernement vise une réduction de 40% de la consommation de produits pétroliers et une augmentation de 50% de la production de bioénergies d'ici 2030. On remarque le pétrole utilisé majoritairement dans le secteur des transports représente plus du tiers des sources d'énergie primaires au Québec. Dans l'objectif d'atteindre les engagements climatiques, le transport routier est donc un secteur d'intervention prioritaire pour la réalisation de la transition énergétique. Le recours au pétrole dans ce secteur devra décroître au cours des prochaines décennies (40% d'ici 2030). D'autant plus que l'entièreté des hydrocarbures est actuellement importée, ce qui pèse lourd dans la balance commerciale en plus d'être la première source d'émission de GES.

L'utilisation des carburants alternatifs de faible intensité carbone dans le secteur du transport routier est une solution stratégique d'intérêt qui prend de plus en plus d'ampleur aujourd'hui au Québec comme à l'internationale. En effet, dans le cas de l'essence ordinaire, une substitution partielle est possible, car l'éthanol peut être mélangé en partie dans celui-ci (ECCC 2020).

L'objectif général de cette thèse est de concevoir et d'évaluer une production de sucre cellulosique de 2^e génération à partir des résidus organiques dans le but de produire des biocarburants substitués aux hydrocarbures fossiles servant notamment au transport routier. L'idée est de développer un modèle d'affaires gagnant afin de favoriser la transition de l'industrie pétrochimique vers l'utilisation de matières premières renouvelables (chimie verte) tout en garantissant la satisfaction de nos besoins en carburants.

1.1.5. État du marché de l'éthanol au Québec

Selon Statistique Canada (2021), au Québec, en 2019, les ventes d'essence ont totalisé 9 milliards de litres. Par ailleurs, le gouvernement du Québec a adopté, le 15 décembre 2021, le « Règlement sur l'intégration de contenu à faible intensité carbone dans l'essence ». Celui-ci a pour objectif d'accélérer la réduction des émissions de GES tout en réduisant la dépendance au pétrole importé. Ce règlement prévoit une exigence minimale de contenu à faible intensité carbone de 15% dans l'essence en 2030. L'éthanol incorporé à l'essence a deux utilités : (1) il sert d'agent antidétonant en augmentant l'indice d'octane ; (2) il présente une intensité carbone moindre que l'essence ordinaire. Ultimement, selon le MERN (2019), l'atteinte du seuil minimal d'intégration de 15% pourrait permettre une réduction des émissions de 2 millions tCO₂ équivalent par an au Québec.

L'atteinte du seuil minimal de 15% d'éthanol mélangé à l'essence comme l'exige le nouveau règlement nécessiterait annuellement 1.35 milliard de litres d'éthanol. Or, aujourd'hui, notre production provinciale n'est que d'environ 200 millions de litres d'éthanol (1^{re} génération), produit exclusivement à l'usine de Greenfield Global à Varennes. En 2023, la production annuelle québécoise d'éthanol passera à 300 millions de litres grâce à la nouvelle usine d'Enerkem à Varennes qui produira 100 millions de litres supplémentaires. Même avec l'ajout de cette nouvelle capacité de production, on constate qu'il y a un marché potentiel à combler d'ici 2030 d'environ 1 milliard de litres d'éthanol au Québec.

Comment combler cet espace commercial? Si d'ici les huit prochaines années, le Québec n'est en mesure de construire de nouvelles capacités de production sur le territoire, nous continuerons à afficher une dépendance, et une croissance de celle-ci, à l'import d'éthanol de 1^{re} génération provenant principalement des États-Unis, ce qui bien évidemment représente un impact négatif sur notre balance commerciale en plus de handicaper l'autonomie et la sécurité énergétique de la province. Le règlement mentionné offre ainsi une bonne opportunité de miser sur les carburants renouvelables produits sur le territoire du Québec et plus particulièrement la filière de 2^e génération soit les biocarburants celluloseux.

1.1.6. Contribution de la biomasse et de la bioénergie

Selon plusieurs chercheurs, la bioénergie, les biocombustibles et plus largement les bioproduits sont considérés comme une alternative intéressante pour améliorer le mix énergétique afin de limiter notre impact sur l'environnement. Par exemple, les biocarburants liquides semblent être un substitut intéressant face au pétrole, car ceux-ci restent relativement abordables et comportent une faible intensité carbone en lien aux émissions de CO₂. De plus, la biomasse a cette particularité d'être disponible un peu partout (i.e. en milieu rural, urbain ou industriel) et celle-ci peut être mobilisée afin d'être convertie en combustibles. Comparée aux autres énergies renouvelables, la biomasse est stable, stockable et pilotable. Une énergie pilotable signifie que celle-ci peut répondre en fonction d'une demande changeante. En d'autres termes, l'énergie pilotable est là quand on en a besoin et celle-ci peut être générée en fonction de la demande, contrairement à l'énergie solaire ou éolienne qui est générée quand il y a du soleil ou du vent. Un autre avantage de la biomasse est sa flexibilité, car c'est la seule énergie renouvelable qui contient du carbone, ce qui signifie que la biomasse peut être convertie en diverses formes d'énergie de haute qualité comme l'électricité ou des combustibles solides, liquides ou gazeux. Pour ces raisons, la biomasse peut contribuer à répondre aux divers besoins de nos sociétés et est essentielle au développement des énergies renouvelables.

Actuellement, l'un des seuls substituts disponibles à l'échelle industrielle pour les besoins en carburants liquides dédiés au transport sont les biocarburants. Il y a les biocarburants de 1^{re} génération comme l'éthanol fabriqué à partir d'amidon de maïs ou la canne à sucre, et, en plus petits volumes le biodiesel issus des grains oléagineux, d'huiles végétales recyclées (e.g. huiles de cuisson usées) ou de graisses animales recyclées. Cependant, cette liste des ressources renouvelables pourrait être sensiblement allongée si nous étions en mesure d'utiliser la biomasse cellulosique de 2^e génération comme matière première dans les procédés. Par exemple, en utilisant une partie des résidus de culture agricole, les cultures énergétiques dédiées, les résidus de l'exploitation forestière, les résidus de la transformation industrielle, etc. La fermentation des sucres de 1^{re} génération s'avère beaucoup plus facile avec les technologies actuelles, cependant le stock de ressources cellulosiques de 2^e génération est beaucoup plus massif en tonnage et semble avoir de nombreux bénéfices socio-environnementaux supérieurs à la précédente génération.

Cependant, de manière générale, on note certains inconvénients face à l'utilisation de la biomasse pour produire des biocarburants comme la privation de certains nutriments essentiels à la bonne fertilité des sols, le maintien de la biodiversité et des capacités de régénérescences des sols. Également, la conversion de la biomasse brute (i.e., les résidus agricoles ou des résidus organiques urbains) en énergie facilement utilisable par nos sociétés (i.e., des combustibles liquide ou gazeux) est une forme d'amélioration de la qualité de l'énergie. Toutefois, toute conversion d'énergie et de ressource nécessite une utilisation d'énergie, et l'amélioration de la qualité d'une énergie entraîne généralement une utilisation d'énergie supplémentaire. Ainsi, les rendements énergétiques des technologies durables peuvent être, dans certains cas, moins performants que celles utilisant des hydrocarbures fossiles. Plusieurs études ont démontré que dans les systèmes de production d'énergie renouvelable, la quantité d'énergie primaire générée est souvent égale ou inférieure à l'énergie utilisée pour capter, transformer et distribuer cette énergie aux consommateurs (Rana et al. 2020). En conséquence, le développement des technologies de production d'énergies renouvelables ne permet pas toujours de remplacer les hydrocarbures fossiles notamment à cause du plus faible rendement énergétique.

La qualité énergétique d'un combustible détermine la capacité de celui-ci à effectuer un travail utile (Hall & Klitgaard 2018). Selon le classement hiérarchique de la qualité des énergies de Odum (1988), il existe plusieurs caractéristiques pour désigner la qualité d'une énergie comme sa densité énergétique qui représente l'énergie contenue par unité de masse ou de volume. Il y a également la forme de l'énergie (thermique, électrique, chimique, rayonnante, mécanique) (e.g. l'électricité est plus utile par unité

thermique que du charbon), sa stockabilité qui détermine si une énergie est pilotable ou non, sa facilité de manutention, de transport et d'utilisation (e.g. le pétrole est plus facilement transportable et utilisable que le charbon, car celui-ci est pompable), son origine et son impact sur l'environnement et le climat (e.g. une énergie renouvelable versus une énergie fossile).

La mesure spécifique de la qualité d'une énergie est connue sous le nom d'exergie. Cette dernière représente la partie maximale récupérable et utilisable de l'énergie présent dans un combustible, à la différence de la partie non récupérable ni utilisable de l'énergie (que l'on nomme anergie) qui sera inévitablement transformée en chaleur dissipative évacuer à l'environnement (Mansilla-Pellen 2006). Cependant, cette approche est difficilement applicable, car elle implique la prise en compte des spécificités en lien à l'utilisation du combustible. Afin de mesurer la qualité d'une énergie ou d'un système de conversion énergétique, il existe peu de méthodes spécifiques et précises permettant d'évaluer la multitude de paramètres énoncés en lien à la qualité d'une énergie. Il est donc plus utile et pratique d'utiliser les valeurs thermiques des combustibles comme base.

1.1.7. Performance énergétique de la filière biomasse et bioénergie

Depuis 30 ans, plusieurs points sur la viabilité de la chaîne de conversion de la biomasse en biocarburants et bioénergie ont été remis en question et ne font pas l'objet d'un consensus dans la communauté scientifique tels que la faisabilité techno-économique et commerciale, les capacités de prélèvement de la ressource en biomasse, la configuration de la chaîne logistique, le dimensionnement des unités de production, l'échelle de déploiement, l'allocation dans la gestion des coproduits, les impacts sur l'environnement, le rendement et le taux de retour énergétique, etc. Si nous souhaitons faire des choix éclairés et rationnels entre les différents substituts au pétrole, il convient d'aborder et de résoudre ces différentes questions.

Un des points d'intérêt soulevé et débattu dans la communauté scientifique est la question de la quantification et de l'évaluation de la performance énergétique de la production et de l'utilisation de la bioénergie et des biocarburants. Ce sujet de recherche est particulièrement complexe, sensible et controversé (Hammerschlag 2006 ; Hall et al. 2011 ; Murphy et al. 2011, Hall et al. 2014). Plusieurs indicateurs ont été développés afin d'évaluer la performance énergétique des combustibles et des systèmes de conversion de la biomasse brute en énergie utile. Pour évaluer le rendement énergétique d'un combustible ou d'un système de conversion, plusieurs auteurs (Murphy & Hall 2010 ; Hall et al. 2011 ; Hall 2016 ; Hall & Klitgaard 2018 ; Rana et al. 2020 ; Wang et al. 2021) ont développé des approches

méthodologiques avec des calculs et des indices qui peuvent être utilisées pour déterminer l'efficacité d'un procédé de capture et de conversion de l'énergie.

Le taux de retour énergétique (TRE), nommé "Energy Return On Investment" (EROI) en anglais est une méthode de quantification de l'énergie nette potentielle d'un combustible ou d'une technologie de conversion. L'objectif du TRE est de déterminer si l'énergie générée par un système de conversion dépasse l'apport énergétique nécessaire pour faire fonctionner ce système. Cette méthode nécessite d'abord de quantifier, sur la base d'une unité thermique commune (e.g. kilowattheure, mégajoule, etc.), les coûts énergétiques des intrants requis ainsi que les gains énergétiques des extrants. Le TRE calcule le ratio entre la quantité d'énergie brute obtenue et fournie par un système de conversion ou une ressource énergétique (l'énergie de sortie) par rapport à la quantité d'énergie brute utilisée par le système pour générer cette énergie (l'énergie d'entrée) (e.g. pour la collecte de la matière première, la transformation et la livraison de l'énergie à l'utilisateur final). Le TRE est largement adopté par les chercheurs en raison de son approche systémique et de sa simplicité de calcul pour la comparaison entre les énergies étudiées.

La théorisation du TRE découle de l'analyse de l'énergie nette des systèmes énergétiques qui est un concept qui date des années 1970 qui a été mis en évidence par l'écologiste Howard Odum (1973 ; 2007). D'autres réflexions antérieures similaires sont attribuables à l'économiste Kenneth Boulding (1966). Selon Murphy & Hall (2010), les premières utilisations officielles du terme TRE ont été faites par Hall & Cleveland (1981), Cleveland et al. (1984), Hall et al. (1986). Mais, à l'époque, à mesure que le prix des carburants a diminué et que les souvenirs des chocs pétroliers des années 1970 se sont effacés, l'intérêt pour le concept du TRE s'est estompé. Cependant, on remarque sur Google Scholar ainsi que sur Google Books Ngram Viewer un certain regain d'intérêt pour le concept du TRE à partir des années 2000 notamment à cause de l'augmentation des prix du pétrole ainsi que l'augmentation de l'intérêt pour les énergies renouvelables.

Aujourd'hui, le TRE est un concept largement utilisé pour évaluer les différentes sources d'énergie et les systèmes de conversion énergétiques. Également, l'approche par analyse du cycle de vie (ACV) qui se concentre sur les flux énergétiques des produits et services du berceau jusqu'au tombeau est généralement utilisée en parallèle avec le calcul du TRE. Plusieurs publications développent une méthodologie accompagnée d'une structure formelle pour l'analyse du TRE (Hall et al. 2011 ; Murphy et al. 2011 ; Hall et al. 2014 ; Chiriboga et al. 2020 ; Rana et al. 2020). Plusieurs facteurs relatifs aux composantes du système influent sur le calcul du TRE, par exemples le cadre conceptuel pour la sélection des limites appropriées du système considéré, le bilan énergétique des extrants et des intrants, les

caractéristiques locales, y compris les types de matières premières, les méthodes de production, la nature de l'énergie utilisée, l'impact du processus sur l'environnement, etc. (Murphy et al. 2011).

L'analyse du TRE est une mesure pertinente de la performance d'une ressource énergétique en apportant un résultat numérique reflétant le gain énergétique net du système. Ce résultat peut être comparé à d'autres recherches similaires afin d'améliorer notre compréhension de la performance énergétique des systèmes industriels. L'analyse du TRE standard, non ajustée en fonction de la qualité, utilise une unité thermique équivalente similaire pour agréger les différentes formes d'énergie dans les entrées et sorties du système (Murphy et al. 2011). La qualité est définie comme la capacité d'une unité thermique équivalente de différentes formes d'énergie (combustibles, électricité, alimentaire, etc.) à générer une production économique utile (Cleveland et al. 2000). De nombreux facteurs définissent la qualité d'une unité thermique de combustible, par exemples la densité énergétique, sa nature renouvelable, les émissions de GES, la facilité de stockage, etc. En général, plus le TRE d'une ressource énergétique est élevé, plus on considère qu'elle a un pouvoir d'utilité élevé pour la société.

Le TRE est un outil d'aide à la décision pour le développement des ressources énergétiques et pour la conception efficace des politiques publiques. Un rapport supérieur à 1:1 indique qu'il y a un gain net d'énergie provenant des intrants énergétiques. Si la valeur est élevée, cela signifie que la production d'énergie à partir de cette source est raisonnablement facile et rentable. Au contraire, lorsque la valeur est faible, il est difficile et coûteux de se procurer l'énergie à partir de cette source. Un rapport inférieur à 1:1 indique qu'il faut plus d'énergie d'entrée que d'énergie de sortie utilisable. Cette dernière situation signifie qu'il n'y a pas de retour sur l'énergie investie, donc, le système de conversion serait un puits énergétique, et n'est plus considérée comme une source d'énergie primaire. Par exemple, un TRE de 5:1 implique que la société obtiendrait 80% de cette source d'énergie, et les 20% restants sont nécessaires pour produire l'énergie. Cette proportion diffère sensiblement en fonction des diverses ressources énergétiques.

Selon plusieurs auteurs, le TRE global pour la production de pétrole et de gaz était d'environ 100:1 dans les années 1930 (Cleveland 2005, Murphy & Hall 2010) et est descendu à 30:1 dans les années 1990 (Gagnon et al. 2009), celui-ci est entre 10:1 et 20:1 entre le milieu des années 2000 et aujourd'hui (Murphy & Hall 2010 ; Lambert et al. 2013 ; Chiriboga et al. 2020). Cependant, les pétroles non conventionnels comme les sables bitumineux du Canada ou les pétroles de schistes aux États-Unis ont un TRE plus faible entre 2:1 et 5:1 selon les gisements (Murphy & Hall 2010). L'énergie nucléaire a un TRE entre 5:1 et 15:1 (Murphy & Hall 2010). Concernant les énergies renouvelables, le TRE est variable de >100:1 pour

l'hydroélectricité (Murphy & Hall 2010), 18:1 pour l'énergie éolienne (Kubiszewski et al. 2010) et entre 2:1 et 12:1 pour les capteurs solaires (Prieto & Hall 2012). De plus, l'énergie solaire ou éolienne n'est pas pilotable, la gestion de l'intermittence des énergies de flux réduit davantage le TRE. De manière générale, le TRE des énergies renouvelables est plus faible comparativement aux combustibles fossiles conventionnels. En général, selon Murphy et al. (2011) et Rana et al. (2020), pour déterminer l'efficacité énergétique d'un carburant, le TRE doit être au moins de 5:1 pour les sources d'énergie non renouvelables et de 3:1 pour les sources d'énergie renouvelables.

1.2. Problématique et objectifs

1.2.1. Mise en contexte de la problématique

Dans le cas particulier de la biomasse et des biocarburants, le TRE est sujet à controverse, car la littérature montre des variations importantes des valeurs. Selon plusieurs auteurs, l'éthanol de 1^{re} génération à base de maïs aux États-Unis a un TRE <2:1 (entre 0.84:1 et 1.65:1) (Lorenz & Morris 1995 ; Graboski 2002 ; Shapouri et al. 2002 ; Kim & Dale 2005 ; Pimentel & Patzek 2005 ; Hammerschlag 2006).

Selon Wang et al. (2021), l'éthanol de 1^{re} génération produit en Chine à partir de diverses biomasse peut avoir un TRE variant entre 0.68:1 et 3.12:1. L'éthanol à base de canne à sucre au Brésil a un TRE qui se situe entre 0.8:1 et 10:1 (Hall et al. 1986 ; Smeets et al. 2006 ; Goldemberg 2007 ; Pimentel & Patzek 2007). Le biodiesel a un TRE entre 1.28:1 et 2.23:1 (Murphy & Hall 2010). Selon Wang et al. (2021), la conversion de la biomasse brute en combustible solide a un TRE entre 8.06:1 et 24.13:1, la génération d'électricité à partir de biomasse est entre 2.07:1 et 16.48:1, la production de biogaz est entre 1.24:1 et 11.05:1 et la gazéification de la biomasse est entre 1.12:1 et 1.57:1.

L'éthanol cellulosique de 2^e génération aux États-Unis a un ratio pouvant varier de manière importante allant de <1:1 à >55:1 (Hammerschlag 2006 ; Hall et al. 2011). Selon Wang et al. (2021), l'éthanol de 2^e génération produit à partir de diverses biomasses en Chine a un TRE variant entre 1.18:1 et 9.90:1. Selon Malik et al. (2016), l'éthanol de 2^e génération à base de biomasse lignocellulosique (résidus forestiers et de scieries) en Australie a un TRE entre 2.7:1 et 5.2:1. La revue de littérature (1990 à 2006) de Hammerschlag (2006), montre que le TRE de l'éthanol de 2^e génération varie selon les sources. Dans cette revue, la panic érigé (switchgrass) a un TRE de 0.69:1 (Pimentel & Patzek 2005), le résidu de maïs a 4.40:1 (Sheehan et al. 2003), le peuplier a 4.55:1 (Lynd & Wang 2003) et un mélange de diverses biomasse a 6.61:1 (Tyson 1993). L'étude de Wang et al. (2012) rapporte un ratio énergétique entre le contenu

énergétique de l'éthanol et l'énergie fossile utilisée pour le produire, de 1.61:1, 4.32:1, 4.77:1, 5.44:1, et 6.01:1 pour l'éthanol de maïs, l'éthanol de canne à sucre, l'éthanol de résidus maïs, l'éthanol de panic érigé et l'éthanol de Miscanthus, respectivement. L'étude de Tao et al. (2014) du NREL aux États-Unis a déterminé le TRE pour trois molécules issues de la transformation des résidus de maïs, — l'éthanol cellulosique, l'iso-butanol et le *n*-butanol — ; leurs TRE respectif est de 1.5:1, 1.4:1 et 1.5:1 sans les crédits pour l'électricité coproduit ; et de 2.7:1, 2.2:1 et 2.8:1 avec les crédits pour l'électricité coproduit.

On remarque une disparité importante des résultats entre les groupes de recherche dans les évaluations de TRE en lien à la production du bioéthanol de 2^e génération. Cela montre que la littérature scientifique actuelle n'a pas encore une compréhension approfondie et exhaustive du TRE appliquée aux biocombustibles et aux systèmes de conversion de la biomasse. Charles A.S. Hall, Bruce E. Dale & David Pimentel (2011) ont cherchés à comprendre et expliquer les raisons de l'écart entre les estimations de TRE provenant des études sur les biocarburants. Leurs études se concentre sur l'évaluation du TRE pour l'éthanol de 1^{re} génération issue du maïs-grain, une filière aujourd'hui à maturité, ainsi que l'éthanol cellulosique de 2^e génération, une nouvelle filière possiblement prometteuse afin de substituer le pétrole. Les auteurs expliquent que la controverse sur le TRE est à savoir si l'éthanol de 1^{re} et de 2^e génération apporte un gain énergétique par rapport aux combustibles fossiles. En effet, il est nécessaire d'estimer de manière fiable le TRE pour un carburant spécifique afin d'être en mesure de comparer efficacement les technologies de conversion de la biomasse. La filière de l'éthanol de 1^{re} génération est mature et les chercheurs peuvent obtenir des résultats empiriques fiables. Mais, la filière de l'éthanol cellulosique de 2^e génération est toujours naissante et tarde à se déployer ce qui fait en sorte que les scientifiques et décideurs ont peu de données fiables sur l'évaluation des performances de cette filière.

Les auteurs expliquent qu'il y a trois raisons fondamentales qui expliquent les différences de TRE entre les études : (1) les aspects en lien à la procédure méthodologique et la métrique, (2) les aspects philosophiques en lien aux limites du système mis à l'étude et (3) les questions d'ajustement de la qualité des énergies. À la lecture de l'article, on constate que les principales raisons de la controverse entre les modèles sont en lien à l'incohérence des limites des systèmes ainsi que les modes d'allocation des coproduits. Selon plusieurs chercheurs, les limites des systèmes énergétiques (périmètre d'analyse) dans ce genre de méthode peuvent varier, ce qui génère des résultats différents et suscite des débats. Ces problèmes méthodologiques entravent la sélection efficace des technologies de conversion de la biomasse en plus de compromettre la validité des études comparatives, ce qui handicape l'élaboration de politiques publiques et nuit à la prise de décisions éclairées et efficaces.

1.2.2. Question de recherche

La question de recherche de la thèse est la suivante :

En quoi la mise en place d'une démarche d'écologie industrielle circulaire et locale améliore les performances technique, économique et environnementale d'un dépôt régional avancé de traitement de la biomasse pour la production de sucre C6, de bio-CH₄ et autres coproduits?

1.2.3. But de la thèse

En réponse à la controverse mentionnée et afin de répondre à la question de recherche, la thèse a pour but de développer une évaluation techno-économique appliquée à un dépôt biomasse avancé qui produit du sucre de 2^e génération, du bio-CH₄ et d'autres coproduits. Cette démarche permettra de mesurer et d'évaluer la performance des différents indicateurs mentionnés en plus de les comparer avec les valeurs provenant de la littérature sur le sujet. La conversion de la biomasse suit une voie technologique biochimique, et les entrées (input) et sorties (output) de chaque matière et énergie sont modélisées et quantifiées. Le modèle intègre une démarche d'économie circulaire et d'écologie industrielle où l'ensemble des résidus organiques sont récupérés localement et où les produits et coproduits générés sont utilisés sur place ou dans la région. L'initiative présentée a pour avantage d'améliorer la qualité des énergies en utilisant des résidus agricoles non valorisés et des déchets organiques pour en générer des produits de plus hautes valeurs économiques avec un impact faible sur l'environnement. L'hypothétique mise en place d'un dépôt biomasse permettrait de générer de multiples flux d'énergies de différentes qualités (i.e., alimentaire, combustibles solides, liquides et gazeux, de la chaleur, des biofertilisants) qui pourraient substituer des hydrocarbures fossiles.

1.2.4. Objectifs

L'objectif principal de la thèse est de développer un modèle de dépôt régional avancé de traitement de la biomasse accompagné de sa chaîne d'approvisionnement, et de mesurer et évaluer les performances hypothétiques des différents indicateurs technique, économique, énergétique et environnementale.

Pour répondre à cet objectif principal, les objectifs secondaires et leurs sous-objectifs sont :

1. Développer une méthode basée sur un système d'information géographique (GIS) afin de concevoir, évaluer et comparer la performance de transport d'un système d'approvisionnement en biomasse décentralisé versus un système d'approvisionnement centralisé.

- a) Déterminer les quantités de biomasse techniquement et écologiquement disponibles dans les régions.
 - b) Déterminer les emplacements géographiques et les allocations optimales de flux de matières.
 - c) Déterminer les capacités d'approvisionnement du réseau afin de fixer le dimensionnement des installations.
2. Basé sur une approche d'économie circulaire et d'écologie industrielle, concevoir le procédé appliqué au dépôt régional avancé de traitement de la biomasse.
- a) Proposer un design et un procédé circulaire et local appliqué à un dépôt de traitement de la biomasse fonctionnant en cohabitation avec une ferme porcine et un digesteur anaérobique.
 - b) Déterminer les spécifications techniques et les hypothèses d'opérations du dépôt biomasse et de sa chaîne d'approvisionnement décentralisée.
 - c) Mesurer et évaluer les performances techniques (bilan de masse et d'eau) et environnementales (TRE et émissions de GES).
3. Basé sur le design circulaire et locale, évaluer les performances techno-économiques du dépôt régional avancé de traitement de la biomasse.
- a) Déterminer l'investissement en capital, les dépenses d'exploitation et les revenus du modèle économique.
 - b) Évaluer les performances économiques et la sensibilité du modèle.
 - c) À travers l'approche d'économie circulaire locale, analyser et discuter de l'efficacité et des opportunités en lien au modèle et à sa stratégie multi-produits avec des marchés diversifiés.

2. Aperçu de l'approche méthodologique

« Nous ne pouvons pas prévoir le futur mais nous pouvons le préparer » – Sénèque

Chaque partie de la thèse comporte une méthodologie spécifique.

La 1^{re} partie développe une méthode basée sur un système d'information géographique (GIS) pour déterminer les distances entre les points dans le territoire et les flux d'allocation pour le transport des matières. La méthodologie sert à concevoir la chaîne d'approvisionnement en évaluant la taille et l'emplacement des usines en fonction de la minimisation de l'impédance en lien au transport. L'impédance est la mesure de la résistance, ou du coût, nécessaire pour parcourir un chemin dans un réseau. La méthodologie se concentre sur la localisation et la quantification de la biomasse disponible et sur l'analyse du réseau de transport. L'analyse du réseau identifie les sites qui sont les mieux placés pour minimiser le temps de trajet entre les points d'origine où il y a la matière première, les points intermédiaires qui sont les dépôts où il y a la transformation et la gestion des coproduits, puis le point de demande à la bioraffinerie où il y a la conversion des sucres en produits finaux. La méthodologie est divisée en quatre étapes : (1) établir une base de données géographiques ; (2) effectuer une analyse décisionnelle multicritère basée sur le SIG ; (3) effectuer l'analyse réseau ; (4) optimiser les flux d'allocation.

La 2^e partie est un design d'ingénierie appliqué à un dépôt circulaire de traitement de la biomasse fonctionnant en cohabitation avec une ferme porcine et un digesteur anaérobique. Un diagramme de flux modélise et analyse les diverses étapes de la chaîne de procédés ainsi que les flux de matières et d'énergie. Le design d'ingénierie permet de fixer le dimensionnement et la puissance des équipements, valide l'équilibre des bilans massique et hydrique, et permet de calculer le bilan énergétique global du dépôt biomasse. L'analyse de la chaîne de procédé répond aux objectifs suivants. Quelles sont les différentes étapes de traitement et quelles sont les conditions d'opération de celles-ci? Quelles sont les caractéristiques de la matière première et des produits et coproduits générés? Quel est le bilan de matières et d'énergie des intrants et des extrants des procédés? L'objectif du modèle est de déterminer les performances techniques et environnementales du système de conversion de la biomasse en produits et coproduits. Les indicateurs de performance évalués sont notamment le gain énergétique net, le taux de retour énergétique et la quantité de GES réduit ou évité par les activités du dépôt biomasse.

La 3^e partie est une analyse techno-économique (TEA) appliquée au design d'ingénierie circulaire du dépôt de traitement de la biomasse. Une TEA est une procédure d'évaluation qui permet de déterminer la rentabilité potentielle d'un procédé chimique basé sur le coût d'investissement initial des infrastructures,

les coûts annuels d'opérations et les revenus de vente pour les produits et coproduits en fonction d'hypothèse de prix. Une TEA cherche à répondre aux questions suivantes : Quels sont les coûts d'investissement (équipement, installation, coûts directs et indirects)? Quels sont les coûts d'opérations (matières premières, chaîne d'approvisionnement, électricité, maintenance, employés, etc.)? Quels sont les différents revenus en lien aux produits et coproduits? Quel est le niveau de rentabilité potentiel du modèle et quels sont les avantages compétitifs de celui-ci? La performance économique du modèle se base sur une analyse du taux de rendement des flux de trésorerie actualisés (Discounted cash flow rate of return analysis) qui permet de déterminer le prix de vente minimum du sucre (MSSP) en fonction d'hypothèses économiques et financières prédéterminées. Le MSSP est un indicateur de performance économique utilisé pour analyser et comparer la rentabilité attendue de la technologie de traitement du dépôt biomasse et de sa chaîne d'approvisionnement. Ce type d'étude implique des incertitudes dans l'estimation des paramètres, c'est pourquoi une analyse de sensibilité a été menée pour évaluer l'impact de la variabilité de ceux-ci sur la performance et la rentabilité du modèle. L'objectif de l'analyse est de démontrer si le sucre cellulosique est potentiellement compétitif ou non par rapport au marché actuel, i.e. aux États-Unis et au Brésil. Le MSSP est un outil d'aide à la prise de décision et contribue à orienter les recherches futures.

2.1. Plan général

La Figure 2-1 illustre le plan séquentiel des étapes méthodologiques de la thèse. La première colonne détaille les titres et sujets des articles représentés sous forme de chapitre dans le présent document. La deuxième colonne représente le sujet et la provenance de certaines des données brutes d'intérêt utilisées dans le document. La troisième colonne représente la méthode de traitement des données appliqué dans l'étude. La quatrième colonne montre les résultats et indicateurs de performance qui découle de la démarche. Les flèches représentent l'ordre de la séquence méthodologique entre les étapes.

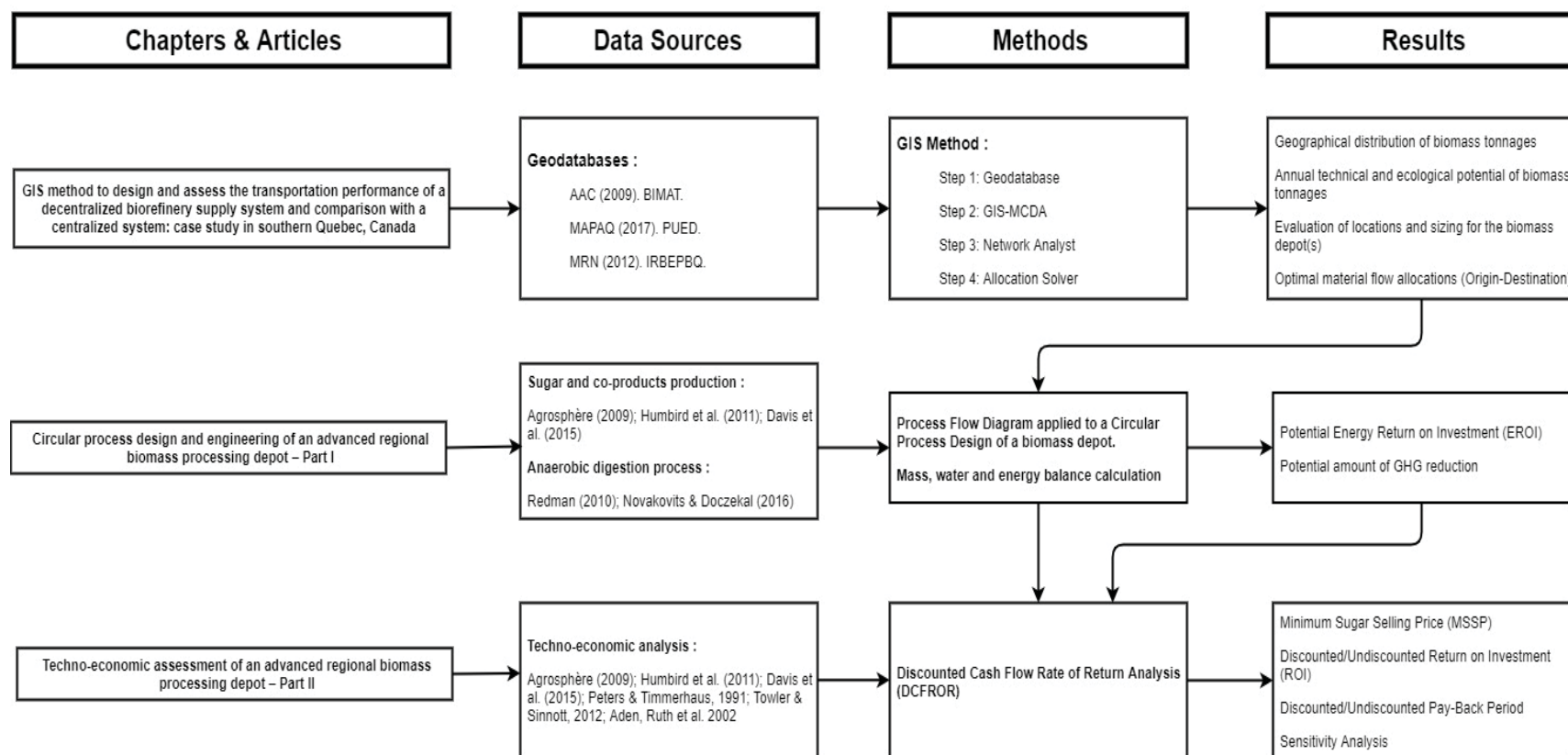


Figure 2-1 – Plan séquentiel des étapes méthodologiques de la thèse

3. État des connaissances et revue critique de la littérature

« La meilleure façon de prédire l'avenir, c'est de le créer » – Peter Drucker

3.1. Biomasse et bioénergie : des origines à nos jours

La biomasse est l'un des premiers matériaux et premières formes d'énergie utilisés dans l'histoire de l'humanité. La biomasse se compose des matières organiques végétales ou animales (bois, résidus alimentaires, êtres vivants dans le sol, cadavres d'animaux, etc.). À la Préhistoire, lors de la domestication du feu, il y a plus de 800,000 ans, nos ancêtres utilisaient la biomasse pour se chauffer, s'éclairer et cuire les aliments. L'usage généralisé des procédés de combustion et de pyrolyse sont à l'origine d'une multitude de développements technologiques dans l'évolution de l'humanité allant de l'utilisation des suies dans l'art préhistorique jusqu'à la production de nanoparticules par pyrolyse laser aujourd'hui.

Jusqu'à la première révolution industrielle, la biomasse sera utilisée pour alimenter les machines à vapeur. Au 18^e siècle, le bois est encore la principale source de chaleur pour les entreprises et les habitations. Vers 1890 le charbon commence à remplacer significativement le bois pour la production de chaleur dans l'industrie, et puis vers 1910 dans les ménages. Les premiers biocarburants sont apparus avec les premiers moteurs thermiques, en 1876, Nicolaus August Otto conçoit le premier moteur fonctionnant à l'éthanol, et en 1900, Rudolf Diesel développe le premier moteur fonctionnant à l'huile végétale à partir d'arachide. C'est après la seconde Guerre mondiale avec la diminution du prix du pétrole que la bioénergie sera progressivement abandonnée pour se tourner vers des sources d'énergie moins coûteuses et plus stables comme le charbon et le pétrole. Depuis 1970, on constate un retour de la biomasse et de la bioénergie notamment par une prise de conscience sur les problèmes environnementaux et humains liés à l'utilisation massive des énergies fossiles.

3.2. Définition et terminologie des principaux concepts mobilisés

Le terme « biomasse » fait référence aux matières végétales qui ont été produites par le processus de photosynthèse, en utilisant l'énergie du soleil. La quantité de ressource primaire en biomasse est limitée par l'efficacité de la photosynthèse et de la disponibilité des terres. La conversion globale de la lumière du soleil en biomasse à une faible efficacité en générale. Cette efficacité est contrainte par le climat et la météo qui régule les conditions de température et d'humidité ainsi que la saison végétative des plantes en fonction des régions du monde. Notons que les hydrocarbures fossiles sont de la « vieille » biomasse qui a été transformée par des processus physico-chimiques et thermochimiques après l'enfouissement de

celle-ci dans la croûte terrestre. Les hydrocarbures fossiles représentent un « vieux » stock d'énergie solaire hautement concentré qui s'est accumulé sur des périodes de millions d'années.

Concernant l'efficacité de la conversion globale de lumière solaire en biomasse, Harvey (2010) formule l'équation (3-1). L'auteur suppose que 50% du rayonnement solaire incident se produit pendant la saison végétative et que 50% de celui-ci atteint les feuilles. 80 % de ce total est absorbé, 50 % est photosynthétiquement actif et 30 % sera converti en énergie stockée. La majeure partie de l'énergie stockée est utilisée pour répondre aux besoins métaboliques de la plante. 40 % pourraient être disponibles pour la croissance de la nouvelle biomasse. Ainsi, l'auteur estime que l'efficacité globale de la conversion de l'énergie solaire en biomasse est d'environ 1%.

$$0.5 * 0.5 * 0.8 * 0.5 * 0.3 * 0.4 = \sim 0.01 \quad (3-1)$$

Le terme de « bioénergie » est un terme générique qui appelle à une polysémie à définir. L'énergie primaire de la biomasse peut prendre plusieurs formes et peut être transformée par différentes voies de conversion en énergie utile commercialisable. Cependant, comme tout système thermodynamique, la conversion de la biomasse en énergie utile (combustibles solides, liquides ou gazeux ou en électricité) génère des pertes énergétiques.

3.2.1. Bioéconomie

De nos jours, l'économie qui touche au commerce des différents produits d'origine biologique se nomme au sens large la bioéconomie. Cette dernière « inclut les secteurs de l'alimentation humaine et animale. Les industries dites « basées sur le végétal », qui fabriquent des produits chimiques, des plastiques, des produits pharmaceutiques, du papier et ses produits dérivés, l'industrie de la forêt, le secteur des textiles, les biocarburants et la bioénergie » (Chirat 2017).

Le terme bioéconomie désigne une approche économique sectorielle qui cumule l'ensemble des activités fondées sur les bioressources (produits issus des vies terrestre ou marine, végétale, fongique, animale, bactérienne, etc.). La bioéconomie regroupe de nombreuses activités et industries comme la production et la transformation des ressources végétales et animales issues de l'agriculture, de l'élevage, de la sylviculture, de l'aquaculture et de la pêche. Les produits biosourcés tels que le bois ou les résidus forestiers, les cultures dédiées ou les résidus agricoles peuvent servir comme matériaux de construction ou pour la chimie. En effet, la chimie du végétal permet de produire une myriade de molécules telles que des bioplastiques, des fibres textiles, des emballages, des peintures, des lubrifiants, des laques, des colles,

etc. (Benyagoub et al. 2012). Également, nommons comme matière première, les déchets organiques ce qui inclus les résidus organiques municipaux, les résidus de transformation alimentaire, les effluents d'élevage, les boues de stations d'épuration, etc. Ces matières peuvent servir à produire de l'énergie et peuvent être utilisées comme fertilisant pour les sols. Bref, l'idée générale est d'optimiser le cycle de vie du carbone biogénique pour en tirer un maximum de valeur socio-économique tout en limitant le recours aux ressources fossiles et en minimisant l'impact sur l'environnement.

La bioéconomie a pour objectif de substituer une fraction des hydrocarbures fossiles par de la biomasse afin d'en produire des matériaux et de l'énergie. Tel qu'on peut le voir dans la Figure 3-1, l'idée est de faire progressivement la transition de la pétrochimie vers la chimie du végétal, ou la chimie verte, ou chimie durable.

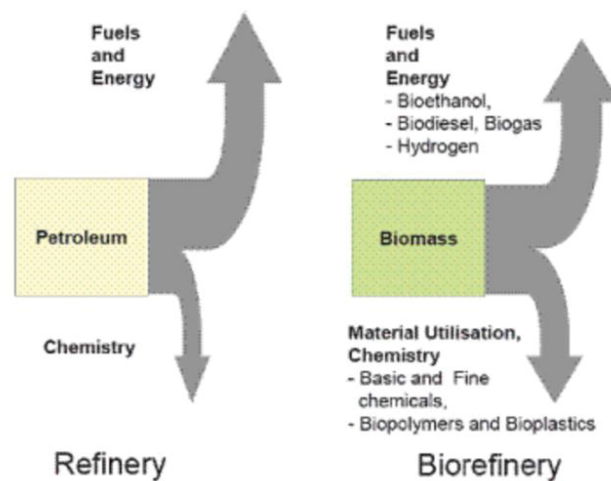


Figure 3-1 – Raffinerie de pétrole comparée à une bioraffinerie (Kamm et al. 2006)

3.2.2. Bioraffinage

Depuis les années 2000, on constate une transition progressive de la pétrochimie vers la chimie verte également appelée la chimie durable¹. Celle-ci repose sur l'utilisation de ressources renouvelables plutôt que sur l'utilisation de combustibles fossiles comme matière première. Les matières premières renouvelables sont composées de diverses matières organiques telles que les déchets et les sous-produits qui peuvent être transformés en une variété de produits (chimiques, alimentaires, fibres et énergie). Ainsi, l'essor de la bioéconomie permet en partie de limiter notre consommation de combustibles fossiles en plus de créer des emplois durables et de prévenir les impacts sur l'environnement notamment la réduction des émissions de gaz à effet de serre (Dale et al. 2014).

La biomasse est la matière première utilisée dans les procédés de bioraffinage. Les bioraffineries sont les principaux acteurs de la bioéconomie, mais ces usines doivent répondre à certains critères de productivité pour être compétitives sur le marché. Par exemple, on constate aujourd'hui que le prix de l'énergie notamment le pétrole est devenu particulièrement volatil. Cette conjoncture génère une demande fluctuante sur le marché et cette variation implique une adaptation rapide des producteurs. Les industries peuvent s'adapter par la mise en place de systèmes industriels robustes et flexibles, afin de pouvoir réorganiser rapidement leur production en fonction de la demande du marché, pour être compétitive à long terme. La flexibilité est donc un critère important pour une bioraffinerie, d'autant plus que la biomasse est très diversifiée. En effet, il existe de nombreux types de produits à générer issus de la biomasse, et ceux-ci doivent être créés selon une logistique régionale basée sur l'offre et la demande, afin d'être rentable en minimisant le transport et les procédés de transformation (Eranki et al. 2011, Kim and Dale 2015). De plus, pour éviter les débats socio-éthiques d'une production alimentaire humaine et animale par opposition à une production de combustibles et des produits chimiques, une bioraffinerie devrait utiliser principalement de la biomasse non alimentaire. De même qu'elle devrait renforcer la durabilité et l'efficacité de la chaîne industrielle de l'alimentation humaine et animale.

¹ « Endossant les principes fondateurs de la chimie verte, la chimie durable se définit comme une chimie qui veille à l'équilibre économique, environnemental et social du milieu dans lequel elle s'insère. Elle favorise l'emploi de ressources renouvelables (biomasses agricoles, forestières, marines, résidus industriels et municipaux), l'optimisation des procédés (valorisation des résidus, économie d'atomes, d'énergie, de temps, etc.) et prend en compte tout le cycle de vie du produit, du berceau au berceau, i.e. des intrants d'un cycle jusqu'aux intrants du cycle suivant. Elle met de l'avant l'innovation comme facteur clé pour atteindre la durabilité et exige une vision plus intégrée de la part des acteurs impliqués. Par exemple, elle préconise des unités de production plus petites, la multiplicité des sites de transformation et une plus grande intégration au niveau des procédés » Benyagoub, M., M. Lachance, G. André, N. Bertrand and R. Bertrand (2012). Étude chimie verte, CRIBIQ..

Tel que mentionné par Pandey et al. (2015), les volumes importants de biomasse nécessaires à une telle industrie affecteront très probablement les prix et les marchés d'autres produits tels que les denrées alimentaires humaines et animales, les résidus de récoltes, les produits du bois, les pâtes et papiers, etc. De plus, des prélèvements importants de biomasse peuvent avoir des impacts négatifs sur l'environnement tels que la déforestation, l'appauvrissement des sols, la perte de biodiversité et l'impact sur l'utilisation de l'eau (Dale et al. 2014). C'est pourquoi il est important d'exploiter et d'utiliser les ressources en biomasse de manière durable et efficace en conformité avec l'environnement pour ne pas perturber et dégrader les capacités de régénérescence des sols et des stocks de biomasse.

IEA Bioenergy, une organisation créée par l'Agence internationale de l'énergie (AIE) en 1978, définit le bioraffinage comme un « traitement durable de la biomasse en une gamme de produits commercialisables » (Sonnenberg et al. 2009). Cette définition est étayée par le schéma suivant, qui illustre les divers produits qui peuvent être transformés par une bioraffinerie à partir de la biomasse.

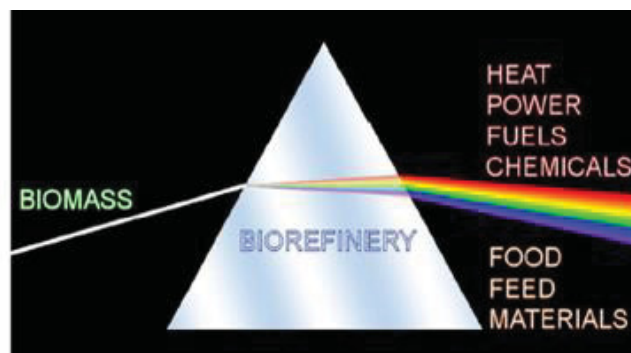


Figure 3-2 – La bioraffinerie et son rôle dans la transformation de la biomasse (Sonnenberg et al. 2009)

Selon Pandey et al. (2015), une bioraffinerie peut être un procédé, une usine ou un complexe d'usines. La bioraffinerie doit être en mesure d'intégrer l'ensemble de la chaîne de valeur, donc l'approvisionnement en amont, le procédé de transformation en milieu de chaîne, la commercialisation et distribution des différents produits en aval de la chaîne de valeur. Les matières premières à l'entrée peuvent provenir de différents gisements telles que les résidus forestiers, l'agriculture, des biomasses marines, des résidus de transformation industriels et des ménages. Les produits à la sortie de la bioraffinerie devraient être un large éventail de produits commercialisables et d'énergie. Les produits peuvent être dédiés à la consommation finale par les clients ou être des produits intermédiaires dédiés au processus ultérieur de valorisation du produit. Ces produits comprennent les matières premières, les produits chimiques, les aliments pour animaux ; alors que l'énergie correspond aux combustibles liquide, solide ou gazeux, à de l'électricité et de la chaleur.

L'avantage d'une bioraffinerie par rapport au secteur pétrochimique réside dans son caractère durable à long terme, couplé à la flexibilité des matières premières en amont, des technologies de prétraitement et de conversion et de distribution des produits et de l'énergie en aval. Le cycle de vie complet d'une bioraffinerie doit être soutenu par des objectifs environnemental, social et économique. D'un point de vue environnemental, l'évaluation d'une bioraffinerie devrait prendre en compte « l'impact sur l'utilisation et la qualité de l'eau, les changements dans l'utilisation des terres, le bilan et la fertilité du stock de carbone du sol, le bilan net des GES, l'impact sur la biodiversité, les risques toxicologiques potentiels et l'efficacité énergétique » (Pandey et al. 2015). Sur le plan social, les bioraffineries annoncent le développement et les activités durables liés aux nouvelles possibilités d'emploi, aux nouveaux marchés et aux nouvelles compétences à développer. Il est important de considérer les impacts potentiels de cette nouvelle industrie sur la concurrence et la complémentarité des marchés déjà établis comme l'alimentation, le bois, les résidus organiques recyclés et d'autres ressources de biomasse.

Sur le plan économique, les bioraffineries doivent être compétitives sur le marché pour stimuler la croissance et la richesse de la communauté et des pays. Pour ce faire, les prix et le volume des produits devraient être compétitifs, de manière à maximiser leur valeur sur le marché. Cette stratégie exige de minimiser les coûts et de maximiser les revenus en évaluant les marchés, les utilisateurs finaux et les besoins des consommateurs. En fait, ces consommateurs sont dans des marchés différents (local, national, mondial), la valeur des produits à vendre définit le marché de la clientèle à atteindre. Il est important de tenir compte de la taille du marché afin de ne pas faire le dumping de volumes excessifs de produits sur le marché, auquel cas les prix diminueraient sensiblement. Habituellement, les produits à faible valeur marchande ont de grands marchés (combustibles liquides, chaleur, etc.) et, à l'inverse, les produits de niche peuvent avoir une valeur marchande très élevée, mais ces marchés de niche sont de petite taille (chimie de spécialité, cosmétiques, etc.) (de Jong et al. 2012, Janssen 2012, Taylor et al. 2015).

3.2.3. Écologie industrielle

L'écologie industrielle et plus largement l'économie circulaire, ont pour objectif de transformer et de développer de nouveaux procédés de production afin d'être plus efficace et plus écologique grâce à l'utilisation de matières premières alternatives, des échanges d'information entre les acteurs, la conception de produits écoresponsables, etc. (White & Richards 1994). Il n'existe pas de définition unique et définitive de l'écologie industrielle. Plusieurs s'entendent que cette dernière est un système industriel

opérant comme un écosystème naturel en interactions mutuelles en échangeant divers flux de matières, d'énergie et d'informations. En général, les écosystèmes industriels doivent respecter certains principes, ceux-ci sont tirés de van Dijk et al. (2014) et Manahan (2000) :

1. Limiter l'utilisation dissipative des matières non biodégradables (e.g., les métaux lourds).
2. Concevoir des produits afin de faciliter leur démontage et réutilisation, tout en limitant leur impact sur l'environnement.
3. Développer et appliquer des technologies plus efficaces de recyclage des matières, pour ainsi limiter la nécessité d'extraire des matériaux « vierges ».
4. Dématérialiser les produits ou encore utiliser moins de matière pour une application spécifique.
5. Substituer une matière rare ou dangereuse par une autre qui remplit la même fonction.
6. Réparer, réutiliser, reconditionner et recycler les produits.
7. Extraire les matières utiles provenant des résidus et déchets.

Robert White, ancien président du US National Academy of Engineering, définit l'écologie industrielle comme "the study of the flows of materials and energy in industrial and consumer activities, of the effects of these flows on the environment, and of the influences of economic, political, regulatory, and social factors on the flow, use, and transformation of resources" (White & Richards 1994). Une seconde définition de Boons & Howard-Grenville (2009) est : "Industrial ecology is the study of the material and energy flows resulting from human activities. This study provides the basis for developing approaches to close cycles in such a way that ecological impact of these activities is minimized."

L'écologie industrielle se propose d'être une approche pragmatique permettant de transformer la société et mettant en œuvre une économie davantage soutenable. De manière analogue aux systèmes naturels et biologiques, l'écologie industrielle suggère et favorise le déploiement de synergies variées, nommées également symbioses, entre les organisations en s'engageant dans une relation de collaborations et d'échanges mutuels. De manière générale, l'écologie industrielle est le fait qu'une industrie échange ses déchets et sous-produits issus d'un procédé comme matière première pour un autre procédé industriel, limitant ainsi ses besoins en ressources naturelles vierges et son impact sur l'environnement (Frosch & Gallopoulos 1989). Tel qu'illustré à la Figure 3-3, la démarche d'écologie industrielle favorise le bouclage des cycles de flux de matières et d'énergie entre les infrastructures et les sites industriels. L'écologie industrielle peut s'appliquer aux différents types d'activités industrielles en fonction des flux qui transitent dans le territoire. Ces flux peuvent prendre la forme de matières, d'énergie, d'information, de valeur, de technologie, etc. (Zhang et al. 2015). « La symbiose industrielle se produit lorsque des firmes collaborent

afin d'échanger, de partager, ou de réutiliser des matières, de l'énergie, de l'eau, et des sous-produits excédentaires d'une firme comme intrants productifs d'une autre firme avec comme objectif sous-jacent de réduire les impacts environnementaux d'une manière économique (Chertow 2000) » (Walls & Paquin 2015). Le maillage supplémentaire entre les entreprises a pour effet de découpler l'impact environnemental de l'activité économique et ainsi d'opérationnaliser le développement durable. La Figure 3-4 montre une situation de découplage grâce à la symbiose industrielle qui permet d'accroître les activités économiques tout en limitant l'empreinte environnementale des activités industrielles.

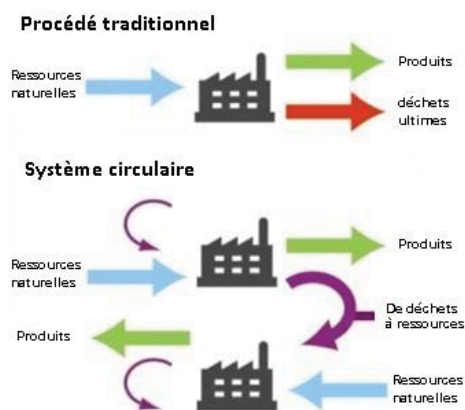


Figure 3-3 – Différences entre les modèles industriels traditionnel et circulaire (Alkaya et al. 2014)

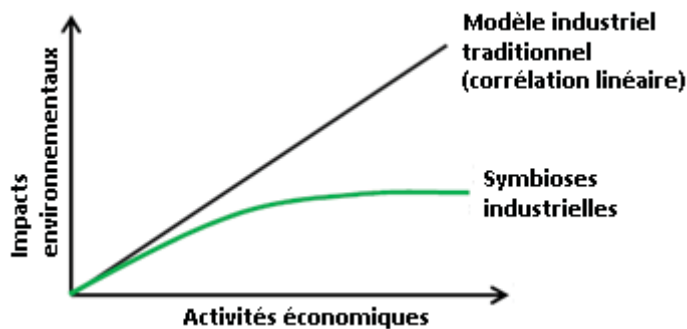


Figure 3-4 – Découplage entre les impacts environnementaux et les activités économiques grâce à l'écologie industrielle (Boix et al. 2015)

Il existe deux grands types de symbiose industrielle à implanter dans les organisations ; — d'abord, la substitution d'une matière première par une autre plus adaptée au cycle de la circularité, i.e. une matière première moins toxique, moins énergivore à transformer, ou qui provient d'un sous-produit d'une firme voisine qu'on réutilise, etc. Ensuite, les synergies de mutualisation qui permettent de gérer des activités industrielles en collaboration afin de réaliser des économies d'échelle et/ou des économies de gamme (ou d'envergure). Les mutualisations de services peuvent prendre la forme d'achat groupé de matières ou de produits, d'utilisation et/ou de génération commune d'énergie (e.g., chaudières et réseau de vapeur

partagée), de services de support (e.g., collectivisation des transports) ou de traitement des matières résiduelles (e.g., station d'épuration commune, biométhanisateur commun). Ces échanges peuvent également impliquer des ressources intangibles comme des savoir-faire et des compétences tacites aux firmes (Mirata & Emtairah 2005 ; Lombardi & Laybourn 2012). On peut envisager la collectivisation des réseaux d'expertise dans les entreprises afin d'en coordonner les services pour partager l'information, éviter les doublages administratifs, collectiviser la recherche, et ouverture aux données partagées pour être en capacité d'optimiser certains services et échanges. Une plus-value encore peu et mal exploitée aujourd'hui se trouve dans ces nouvelles pratiques en entreprise.

Depuis la fin des années 60 et plus particulièrement depuis le début des années 90, le domaine de l'écologie industrielle adopte l'approche des interactions biologiques et plus particulièrement des symbioses en s'inspirant des écosystèmes naturels comme modèle pour développer les interactions entre les industries. Le bouclage des flux de matières et d'énergie dans les écosystèmes naturels est un concept qui se prête bien à la modélisation des activités industrielles à diverses échelles. Selon Ayres & Ayres (2002), l'analogie de l'écosystème peut être utilisée comme source d'inspiration pour la conception de produits et de procédés industriels et comme cadre d'analyse des interactions dans les échanges et la caractérisation des relations entre entreprises. Cette approche permet de modéliser des systèmes industriels efficaces basés sur des situations de coopération entre deux ou plusieurs agents. Ces relations symbiotiques génèrent de multiples avantages mutuels comme la génération de valeur économique, la réduction de l'utilisation des ressources naturelles ainsi que la réduction des impacts sur l'environnement. Ces avantages varient en fonction de la nature des relations et des circonstances. Tout comme dans un écosystème naturel, le concept de diversité et de communauté est particulièrement important pour la stabilité et la résilience du système. Cette approche nécessite que les rejets soient récupérables, réemployables, recyclables, ou valorisables par les écosystèmes industriels et naturels. Plusieurs technologies permettent d'y arriver. Parmi celles-ci, on y trouve les bioprocédés industriels qui font appel à des microorganismes ou autres biocatalyseurs pour convertir les rejets de matière organique en produits ou coproduits utilisables sur place et localement.

Selon Roberts (2004), la Figure 3-5 est le cadre schématique de la dynamique en écologie industrielle. On constate que ce dernier se compose de quatre pôles : l'extracteur ou le producteur de matières premières, le transformateur ou le fabricant, le processeur de déchets et le consommateur. Chaque pôle joue un rôle dans la reprise cyclique des flux de matières et d'énergie, les interactions entre ces pôles sont complémentaires et permettent ainsi de mieux boucler les flux dans l'ensemble de l'écosystème

industriel. Le résultat de cette approche est de rendre les activités industrielles plus durables, en limitant les besoins en ressources vierges en entrées de système ainsi qu'en limitant les rejets de déchets ultimes et autres émissions dissipatives à l'environnement. À mesure que le système se développe, le maillage des flux internes au système deviendra plus important en diversité et en intensité, ce qui aura tendance à limiter les entrées et les sorties.

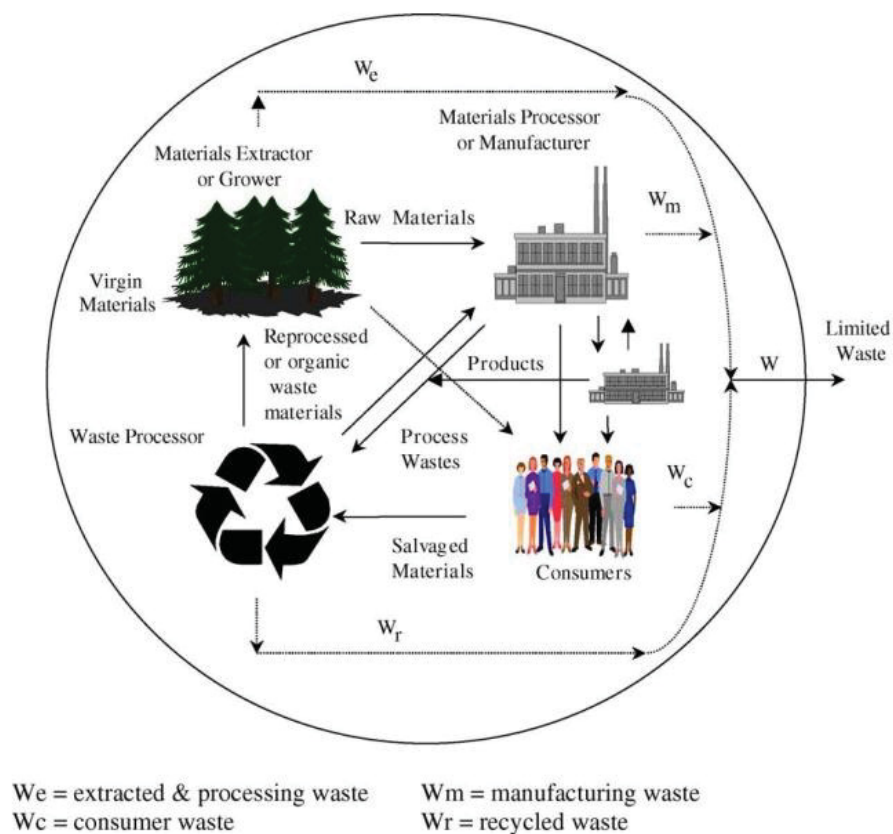


Figure 3-5 – Modèle d'un écosystème industriel basé sur l'approche d'écologie industrielle (Roberts 2004).

Dans une étude sur la théorisation et la méthodologie appliquée à l'écologie industrielle, Zhang et al. (2015) expliquent qu'il y a les trois principales perspectives lors de l'étude de projet en écologie industrielle. D'abord, la situation de coopération entre les industries requiert certaines conditions préalables à l'établissement d'une démarche d'écologie industrielle. Ceux-ci doivent faire l'objet d'une analyse afin d'en explorer les caractéristiques. Par exemple, la compatibilité des flux d'échange, les incitations financières et/ou politiques, un état d'esprit propice et bien adapté, etc. (Ashton & Bain 2012). Ainsi, les industries qui remplissent ces conditions peuvent former un réseau fonctionnel et en tirer un bénéfice. Ensuite, il existe des caractéristiques structurelles inhérentes au système telles que les flux d'échange physique de matières et d'énergie, ainsi que le partage des infrastructures et des services, et

l'échange de connaissances. Par exemple, est-il possible de tirer parti d'une relative proximité géographique entre les industries ? Ces caractéristiques structurelles constituent la base physique de la démarche d'écologie industrielle. Finalement, quels sont les avantages et bénéfices pour les industries participantes ? La démarche d'écologie industrielle a-t-elle des impacts économiques et socio-environnementaux pour les industries et les communautés ? La survie, le développement et la rentabilité des industries peuvent-ils être améliorés grâce à cette approche ? Ces avantages et bénéfices globaux et individuels sont la raison même de cette approche.

Plusieurs auteurs (Boons et al. 2017 ; Sun et al. 2017 ; Maqbool et al. 2018 ; Cervo et al. 2019) ont théorisé les grandes conditions clés de succès appliquées aux projets de symbiose industrielle. Boons et al. (2017) présente un triptyque de recherche des relations causales entre : (1) les conditions contextuelles de formation et d'entretien de la symbiose industrielle, (2) les processus dynamiques inhérents à celle-ci et (3) les résultats envisageables en termes de retombées et de bénéfices durables. Les auteurs identifient et caractérisent ainsi les conditions contextuelles sous-jacentes à la symbiose industrielle (i.e., techniques, économiques, géospatiales et socio-institutionnelles) (Gibbs 2003 ; Mirata 2004) en adéquation avec la dynamique de formation et d'entretien des symbioses, et les résultats escompter auxquels conduit la démarche (i.e., durabilité, réseau, fonction, structure). Pour affiner et approfondir ce triptyque, les auteurs invitent les chercheurs et les experts du domaine à tester ses implications de manière empirique sur des études de cas.

Cette thèse cherche à contribuer à ce triptyque de recherche, en étudiant de manière empirique dans une étude de cas appliqué au territoire du sud du Québec, les grandes conditions clés suivantes de la symbiose industrielle. La présence et la réunion de ces conditions contextuelles vont rendre les opportunités plus susceptibles de s'enclencher ce qui entraînera à terme des résultats positifs en matière de développement durable.

- Conditions géospatiales
- Conditions techniques
- Conditions économiques
- Conditions socio-institutionnelles et réglementaires

Les conditions géospatiales influencent la faisabilité de la mise en œuvre de certaines relations symbiotiques. En effet, la concentration spatiale des acteurs, l'agrégation des activités au sein d'un cluster industriel local, la densité de la population ainsi que la proximité en termes de distance entre les acteurs

industriels, sont des facteurs reconnus qui facilitent la formation de la symbiose industrielle (Gregson et al. 2012 ; Cerceau et al. 2014 ; Rodrigue et al. 2016 ; Boons et al. 2017). Par exemple, la faible distance entre les acteurs influence le coût du transport et la dynamique sociale entre les partenaires (Chertow 2000 ; Sterr & Ott 2004).

Les conditions techniques peuvent être décrites comme étant les ressources physiques et les processus de production dont disposent les acteurs industriels dans une communauté d'accueil. Ces conditions comprennent la disponibilité des ressources à mettre en commun et les technologies qui permettent leur transformation et leur traitement (Trokanas et al. 2014 ; Boons et al. 2017).

Les conditions économiques font références aux retombées bénéfiques engendrées par les symbioses industrielles pour les acteurs industriels. Par exemple, le prix élevé des ressources en entrée ou les coûts d'élimination en sortie peuvent être des incitatifs pour les acteurs industriels à rechercher des alternatives bon marché comme des résidus provenant de partenaire à proximité (Jacobsen 2006 ; Berkel et al. 2009 ; Boons et al. 2017).

La symbiose industrielle fonctionne sur la base d'interactions et de collaborations entre différents acteurs et s'appuie ainsi sur des conditions socio-institutionnelles et règlementaires. Dans la littérature, selon Boons, Chertow et al. (2017), ces dernières ont été examinées sous différents angles, tels que la confiance entre les acteurs (Gibbs 2003 ; Brings Jacobsen 2007 ; Ashton 2008), le rôle des champions (Hewes & Lyons 2008) ou des facilitateurs (Von Malmborg 2004 ; Boons & Howard-Grenville 2009), les capacités organisationnelles (Boons & Spekkink 2012 ; Liu et al. 2012 ; Spekkink 2015) et les interventions politiques et règlementaires (Jiao & Boons 2014 ; Yu et al. 2015). Pour faciliter de manière conceptuelle l'intégration de ces différents facteurs, le cadre de l'enchaînement social (social embeddedness) a été développé par Boons & Howard-Grenville (2009) et appliqué à des études de cas en écologie industrielle (Baas & Huisingh 2008 ; Doménech & Davies 2011).

3.3. Typologie des ressources en biomasse et aperçu des biocarburants

Il existe différentes ressources en biomasses, le Billion Ton Report (Langholtz et al. 2016) a dressé une taxonomie des principales bioressources. La Figure 3-6 distingue d'abord les usages traditionnels de la biomasse qui concernent les cultures dédiées à la production de la biomasse, celles-ci peuvent être cultivées sur des terres agricoles dédiées, excédentaires, ou dégradées qui ne conviennent plus aux cultures agricoles. Ces cultures énergétiques peuvent servir à générer de l'électricité, des combustibles solides, liquides ou gazeux ou être brûlées directement pour des besoins de chaleur. Les usages

traditionnels de la biomasse peuvent utiliser des cultures sucrières, oléagineuses ou divers types de déchets ou résidus urbains ou industriels. Ensuite, on distingue les gisements potentiels de biomasse pour les nouveaux usages comme les résidus forestiers primaires ou secondaires (résidus d'exploitation forestière comme la tête des arbres et les branches ; les résidus non utilisés des usines de transformation du bois comme les écorces, copeaux, sciures et rabotures ; et les résidus de la transformation des pâtes et papiers comme les liqueurs noires, les boues de désencrage, etc.). Il y a également les résidus agricoles (les résidus de maïs, les pailles de blé, les résidus d'avoine ou d'orge, etc.) et les résidus d'élevage (fumier et autres déjections animales). Ensuite, il y a les cultures énergétiques (panic érigé, saule à croissance rapide, chanvre industriel, peuplier hybride et autres plantes lignocellulosiques vivaces). Finalement, il y a les résidus urbains (la fraction organique des déchets solides municipaux, les résidus de construction, rénovation et démolition, les boues de station d'épuration, les vieux papiers, les vieux plastiques, les vieux pneus, et autres déchets urbains).

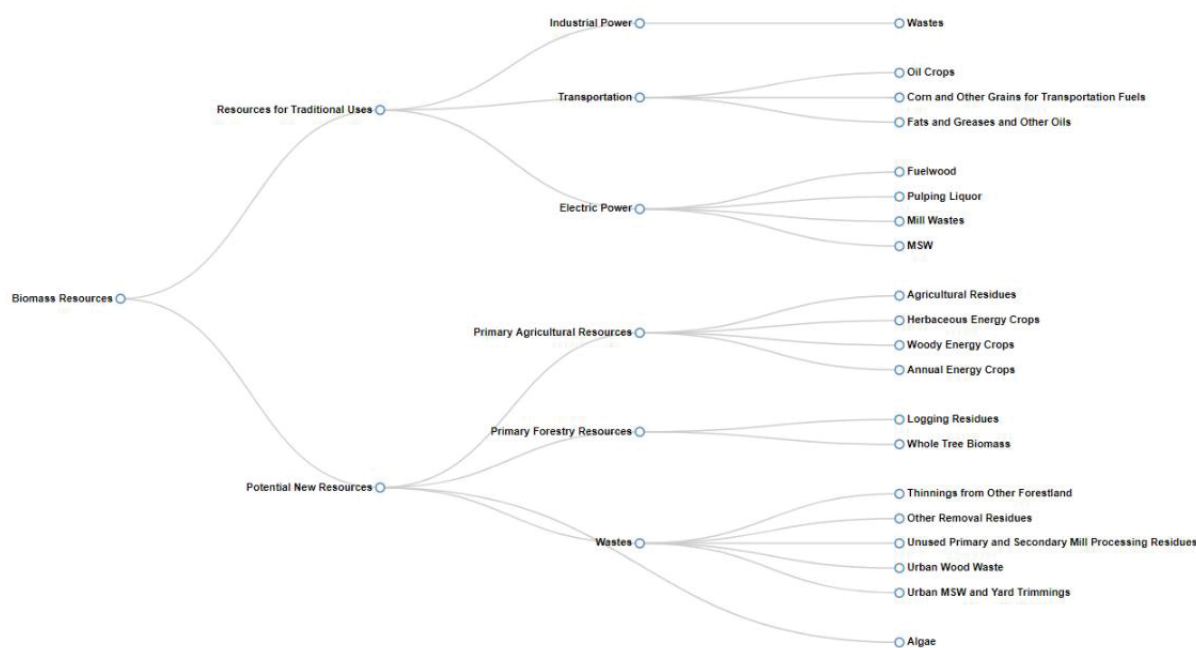


Figure 3-6 – Taxonomie des ressources de biomasse (Langholtz et al. 2016)

Il est essentiel de définir et de caractériser les différentes sources de biomasse afin de mieux comprendre le type de biocarburants que ces sources sont susceptibles de générer. La Figure 3-7, tiré de Nanda et al. (2018), présente un schéma des différentes biomasses et des biocarburants qui en résultent. On différencie trois grandes générations de biocarburants : la 1^{re} est au stade de déploiement et d'exploitation industrielle ; la 2^e y arrive progressivement, mais est encore au stade de R&D et de

démonstration ; et la 3^e est encore principalement en R&D à l'échelle laboratoire et arrive à démonstration progressivement.

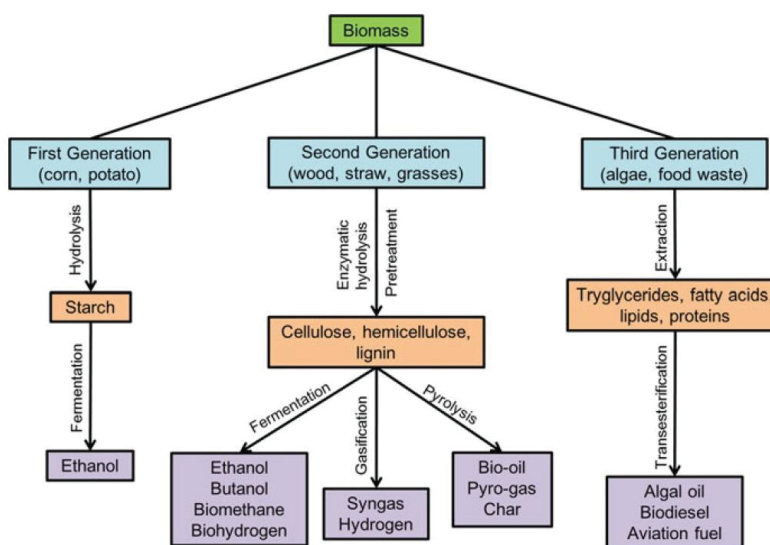


Figure 3-7 – Schéma des principales méthodes de conversion des biocarburants de la 1^{re}, 2^e et 3^e génération (Nanda et al. 2018)

3.4. Biocarburants de 1^{re} génération

D'abord, il y a les biocarburants de 1^{re} génération qui sont de deux types : l'éthanol obtenu par fermentation des sucres (i.e., amidon et carbohydate) qui est issu du maïs-grain, de la canne à sucre, de la betterave à sucre, des céréales, etc. ; et le biodiesel produit à partir d'huiles végétales constituées principalement de triglycérides (i.e. esters glycériques d'acides gras) qui est issu des huiles de colza, de soja, de palme, etc. On remarque les biocarburants de 1^{re} génération, appelés également agrocarburant, utilise des matières végétales comestibles. L'éthanol peut être mélangé dans l'essence conventionnelle en des proportions entre 5 et 85 %. Cependant, plusieurs chercheurs et experts se questionnent, s'il est éthique d'utiliser des denrées alimentaires comme biocarburant? Il s'agit là de la principale critique faite à ce type de biocarburant, car ceux-ci entrent en compétition directe avec la filière de l'alimentation humaine et animale. La grande majorité des bioraffineries à l'échelle industrielle actuellement en exploitation sont de cette génération. L'industrie des biocarburants de 1^{re} génération s'est beaucoup développée depuis le début des années 2000.

Rétrospectivement, en 2000, le Brésil était le premier producteur de biocarburants en produisant 11.3 milliards de litres (G L) d'éthanol de canne à sucre. À cette même date, les États-Unis, second pays producteur, produisaient 6.0 G L d'éthanol de maïs. Au cours de la décennie suivante, la production a

augmenté rapidement dans les deux pays, mais de manière beaucoup plus significative aux États-Unis. Ces derniers ont dépassé le Brésil en tant que premier producteur, et ils sont passés d'importateur du Brésil à exportateur vers le Brésil. En effet, aux États-Unis, le développement de l'industrie de l'éthanol a eu une forte croissance de 2004 à 2010 pour ensuite plafonner à environ 5 G de boisseaux par année. Selon le USDA (2021), la production annuelle totale de maïs sur le marché intérieur des États-Unis est passée de 9.7 à 14.6 G de boisseaux entre 2000 et 2017, et la fraction de maïs consacré à l'éthanol est passée de 0.6 à 5.4 G de boisseaux pendant la même période. Ce qui signifie que la part d'éthanol dans l'utilisation totale du maïs est passée de 6.5 % à 37 %. En fait, en 2012, les États-Unis ont consacré 40 % de leur récolte de maïs à la production d'éthanol (Auffhammer & Berck 2012).

En 2012, les trois principales zones qui cumulent 85 % de la production mondiale de biocarburant étaient : les États-Unis (45.5 % avec 13.5 M tep), le Brésil (22.5 % avec 13.5 M tep) et l'Europe (16.6 % avec 10.0 M tep) (BP 2013). En 2018, les É.-U. étaient le premier producteur d'éthanol dans le monde avec 60.9 G L suivis par le Brésil avec 33 G L (SRD 2019).

3.4.1. Politiques énergétiques en faveur des biocarburants aux États-Unis

D'un point de vue politique, les raisons de la mise en place depuis le début des années 2000 de législations encadrant les volumes de production d'éthanol aux É.-U. exprime une volonté politique de trouver une alternative plus verte au pétrole afin de renforcer la sécurité énergétique nationale tout en réduisant la dépendance aux importations d'énergie de l'étranger, d'atténuer les émissions de GES issus des transports et de développer et d'améliorer l'économie rurale (Wang et al. 2012 ; Khanna & Zilberman 2017).

Selon OCDE-FAO (2019), en 2019, la production mondiale de biocarburants a augmenté, et cela est dû en bonne partie à l'augmentation de la demande mondiale en carburants ainsi que l'évolution des prix. Selon les statistiques de BP (2019), les États-Unis sont classés au premier rang des producteurs et des consommateurs de produits pétroliers. Ceux-ci sont également premiers producteurs d'éthanol carburant et deuxième producteur de biodiesel. La croissance de la production d'éthanol aux États-Unis devrait continuer de croître de 0.5 % par an (OCDE-FAO 2019). Cette légère hausse fera en sorte que la filière américaine de l'éthanol continuera à se développer lentement. Par ailleurs, le maïs-grain restera la principale matière première utilisée pour produire l'éthanol-carburant dans la prochaine décennie.

Les politiques publiques américaines ont largement soutenu le niveau de production et de tarification de l'éthanol grâce à des politiques de subventions, des taxes et des obligations de seuil minimal

d'incorporation. Depuis le début des années 2000, il y a eu quelques grands axes d'intervention en matière de politiques énergétiques fédérales en support à l'industrie des biocarburants. D'abord, abolies en 2011, il y a eu le crédit d'impôt qui était accordé aux producteurs qui mélangeaient l'éthanol à l'essence, ainsi que des tarifs douaniers à l'importation qui visait à protéger la production nationale contre l'éthanol meilleur marché produit à l'étranger comme au Brésil (Kesri 2012). Il existe également aujourd'hui de multiples programmes et subventions qui visent à faciliter et stimuler le secteur biocarburants notamment dans la R&D.

Cependant, la mesure la plus influente qui structure aujourd'hui la filière et qui en détermine son devenir est l'obligation de seuil minimal d'incorporation d'éthanol dans l'essence. Cette mesure a pour avantage d'écouler les stocks de maïs-grain, peu importe le prix de l'éthanol sur les marchés. Cette politique oblige depuis 2005, de nombreux fournisseurs de carburants à incorporer de l'éthanol à une teneur entre 5 à 10 %. Par exemple, le Renewable Fuel Standard en 2009 annonçait que l'éthanol substituerait 10 % de l'essence utilisé. En 2020, le USDA annonce le désir d'augmenter la production de matières premières renouvelables et fixe un objectif d'accroissement de la production d'éthanol-carburant pour les transports. Ainsi, dans le cadre du nouveau programme d'innovation agricole, le département de l'Agriculture des États-Unis (USDA) annonce un objectif ambitieux de seuil d'intégration des volumes d'éthanol dans l'essence afin d'atteindre 15 % (E15) d'ici 2030 et 30 % (E30) d'ici 2050 (BFI 2020). L'atteinte de ce niveau d'incorporation d'éthanol dans le carburant amènera un son lot de défis notamment à cause du débat en cours sur le déploiement des pompes à E15 sur le territoire américain. Comment les É.-U. envisagent-elles de réaliser de tels objectifs tout en répondant à la demande future de nourriture, de fibres, de carburant et d'aliments pour animaux ? Est-ce que 30 % de tous les carburants aux États-Unis peuvent réellement provenir des biocarburants d'ici 2050 ? Comment le nouveau programme d'innovation agricole prévoit-il d'atteindre ces objectifs ?

Selon le USDA, il y a quatre grands axes d'intervention stratégiques pour arriver à ces objectifs. D'abord, il y a la recherche en matière de génie génétique notamment en alignant et synchronisant la recherche des secteurs public et privé. Ensuite, il y a l'intégration des technologies et pratiques innovantes notamment à travers la numérisation et l'automatisation des pratiques. Également, il y a la valorisation des données sur la productivité et la conservation notamment à travers l'intervention prescriptive. Enfin, il y a la gestion agricole basée sur les systèmes qui permettra d'établir des indicateurs de performance afin de responsabiliser les intervenants. Ces objectifs permettront de mesurer les progrès réalisés pour

répondre aux besoins futurs en matière d'alimentation, de fibres, de combustibles, d'aliments pour animaux et de climat (Kennedy 2020).

Selon le USDA, cette politique permettra de stimuler l'innovation afin que l'agriculture américaine puisse atteindre les objectifs d'augmenter sa productivité de 40 % tout en réduisant de 50 % son empreinte écologique d'ici 2050. Pour atteindre ces objectifs, l'USDA a fixé des indicateurs afin de mesurer les progrès. Ceux-ci sont de réduire les pertes et les déchets alimentaires de 50 % d'ici 2030, de réduire les pertes de nutriments dans l'eau de 30 % au niveau national d'ici 2050, d'augmenter la production de matières premières renouvelables dédiées aux besoins énergétiques et d'accroître l'efficacité et la compétitivité de la production de biocarburants afin d'atteindre les seuils minimaux de 15 % d'éthanol dans les carburants pour le transport en 2030 et de 30 % en 2050, et d'améliorer la séquestration du carbone dans les sols grâce à l'amélioration de la santé des sols et la sylviculture, i.e. « améliorer la gestion des engrais et du fumier, le captage du biogaz, l'amélioration de l'efficacité de la production animale, la conservation des terres sensibles et marginales pour améliorer les puits de carbone, le reboisement et la gestion responsable des forêts pour prévenir les incendies, la maximisation des avantages des énergies renouvelables grâce à l'amélioration de l'efficacité et du captage du carbone, et l'encouragement des pratiques de santé des sols telles que le semis direct pour piéger le carbone. » (Kennedy 2020).

Avec l'élection de Joe Biden comme président, les États-Unis ont rejoint de nouveau l'accord sur le climat signé à Paris en 2015 avec l'objectif d'atteindre la neutralité carbone pour 2050. Ainsi, la filière de l'éthanol pourrait être relancée par l'Agence de protection de l'environnement (APE) en augmentant le seuil d'incorporation d'éthanol dans l'essence. Toutefois, la filière de l'éthanol comporte une dimension politique aux États-Unis. L'APE tente de privilégier les biocarburants de 2^e génération aux dépens de ceux issus du maïs-grain. Cependant, les technologies de production des biocarburants de 2^e génération ne sont pas encore tout à fait à maturité et celle provenant du maïs-grain éprouve des difficultés notamment à cause de la crise économique et sanitaire. De plus, aux États-Unis, ce sont les états qui ont le pouvoir de décision sur le seuil minimal d'incorporation des biocarburants dans les carburants qui sont commercialisés (Hénin 2020).

3.4.1.1. Sécurité énergétique et développement des régions

L'économie mondiale dépend de l'approvisionnement en combustibles fossiles largement disponible et bon marché (Auzanneau 2015). Mais, de nos jours, les approvisionnements en combustibles fossiles des nations deviennent de plus en plus incertains en raison de considérations géopolitiques ainsi que de

l'épuisement progressif des gisements (Campbell & Laherrère 1998). L'AIE déclarait en 2018 que la production mondiale de pétrole conventionnel qui représente près des 75% de la production totale de pétrole, « a franchi un pic en 2008 à 69 millions de barils par jour (Mb/j), et a décliné depuis d'un peu plus de 2.5 Mb/j » (IEA 2018). Ceux-ci estiment que le déclin de la production mondiale de pétrole ne sera pas interrompu à cause des conditions géologique. D'ici 2025, l'AIE estime que la production de pétrole de schiste (non-conventionnel) devra doubler et même tripler si les découvertes de pétrole conventionnel restent ce qu'elles sont aujourd'hui, au plus bas niveau historique, malgré des investissements sans précédent au cours de la dernière décennie (Auzanneau 2019).

La sécurité énergétique est essentielle au fonctionnement de l'économie mondiale. Ces quelques statistiques montrent à quel point il y a une diminution de la capacité des nations à assurer leur sécurité d'approvisionnement énergétique sur le long terme autant dans les volumes d'énergie disponibles que dans leurs provenances. On comprend que la ressource sera progressivement plus difficile à obtenir ce qui entraînera des conséquences sur les prix, ceux-ci deviendront davantage volatils. Il est impératif de trouver aujourd'hui des sources alternatives d'énergie afin de sécuriser les approvisionnements. L'utilisation de la biomasse comme source d'énergie est en mesure de renforcer la sécurité énergétique des nations en réduisant la dépendance à l'égard des importations d'énergie (Field et al. 2008). La biomasse est une ressource régionale qui n'est pas soumise au prix du marché mondial ou à l'incertitude de l'approvisionnement comme les carburants fossiles importés ce qui renforce la souveraineté et la sécurité énergétiques. En général, les biocarburants peuvent contribuer à réduire la dépendance vis-à-vis des sources d'énergie étrangères en plus de contribuer à maintenir les investissements dans l'économie des régions.

Par le passé, l'utilisation de l'éthanol comme substitut au pétrole n'était pas nécessairement rentable, le prix du pétrole étant trop bas pour justifier son utilisation. Toutefois, une fois que le prix du baril a dépassé le cap des US\$ 55, il est devenu rentable de remplacer une part de l'essence par de l'éthanol (Banerjee 2011). Le profit net de l'éthanol par rapport au carburant conventionnel est relativement faible à priori, cependant, l'activité économique générée par la filière se fait en territoire américain, ce qui permet une redistribution des richesses à l'interne dans le pays (Gehlhar et al. 2010). En effet, la production d'éthanol favorise le développement économique dans les zones rurales. Celle-ci a une influence directe sur l'industrie agricole aux É.-U. par la revitalisation du secteur rural, la création d'emploi et la conservation des capitaux dans le pays. Le développement de cette industrie a permis aux producteurs de maïs de sécuriser et d'augmenter leurs revenus entre 2001 et 2011 (USDA 2012). Longtemps caractérisées par

leurs faibles opportunités économiques, les communautés rurales américaines ont longtemps souffert de l'exode des travailleurs vers les grandes villes (Van der Horst & Vermeulen 2011). Mais, avec l'adoption des politiques énergiques pro-éthanol, certaines régions rurales en situation de morosité économique ont été dynamisées. Ainsi, les agriculteurs qui exploitent la biomasse ont eu une augmentation et une diversification de leurs revenus grâce à une nouvelle filière industrielle. L'argent dépensé en production de biocarburants aux É.-U. s'effectue entre des firmes locales, utilise des transports aux É.-U. et emploie des salariés dans les communautés. Cette filière peut contribuer également à la revitalisation d'anciens sites agro-industriels où des infrastructures ou des équipements peuvent être réutilisés ou partagés afin d'augmenter la valeur générée. Cette filière génère également des emplois directs et indirects dans toute la chaîne de valeur (récolte, collecte, transport, conversion, etc.). En effet, l'industrie du bioraffinage est une source importante de création d'emplois, surtout en ce qui concerne les technologies et l'expertise nécessaires (Adrien 2011). Ainsi, à l'international, la spécialisation et la technique reconnue des É.-U. sont des atouts exportables. Plusieurs nations seront prêtes à payer pour avoir accès à ces expertises. Selon Schieb et al. (2015), il est envisageable de penser qu'il y aura la construction de 400 bioraffineries aux États-Unis ainsi qu'en Europe d'ici 2035-2040 pour atteindre 10 % de la production chimique et pétrochimique sous forme de produits d'origine biologique.

3.4.1.2. Effet de la production d'éthanol sur l'offre et le prix du maïs

Tel que mentionné, aux É.-U., la très grande majorité de l'éthanol-carburant provient du maïs-grain. Selon le USDA (2021), ceux-ci ont dédié en moyenne entre 2005 et 2020, 34.2 % des 332 millions de tonnes de maïs récolté par an à la production d'éthanol. Pour atteindre leurs objectifs de production dans la prochaine décennie, les États-Unis devraient utiliser davantage de maïs pour répondre aux obligations de seuil minimal d'incorporation d'éthanol dans l'essence. Cependant, comme les terres arables sont limitées, l'expansion de la production de maïs peut entraîner une baisse équivalente des tonnages de denrées destinées à la consommation humaine ou animale. Cela peut engendrer une baisse de l'offre, et donc une hausse du prix de vente du maïs dédié à l'alimentation (Adrien 2011 ; Beckman et al. 2012). Cheneval et al. (2011) et Armah et al. (2011) ont étudié l'effet sur l'offre et le prix du maïs induit par ce transfert d'usage. Les auteurs explicitent le lien entre les volumes de production d'éthanol, l'offre de maïs dédié à l'alimentation et les prix de vente des matières premières. Considérant que la demande en éthanol est en légère augmentation aux É.-U. notamment à cause des obligations de seuil minimal d'incorporation (OCDE-FAO 2019), les prix devraient continuer à grimper de manière équivalente, autant pour le maïs que pour l'éthanol. De plus, il a été observé qu'une augmentation du prix des fertilisants, des pesticides et des

autres intrants agricoles utilisés peut faire varier à la hausse le prix du maïs et par corollaire entraîne une hausse du prix de l'éthanol (Armah et al. 2011 ; Beckman et al. 2012).

Le problème est que même si les politiques énergétiques améliorent l'indépendance énergétique et le bilan de GES du pays, ces mesures peuvent affecter indirectement l'agriculture et l'élevage intérieurs ainsi que les marchés mondiaux des denrées alimentaires. Plusieurs spécialistes ont démontré que la production d'éthanol peut tirer les prix des aliments vers le haut (Timilsina et al. 2011 ; Timilsina & Shrestha 2011). Par exemple, l'utilisation d'une fraction significative des stocks de maïs pour produire de l'éthanol aux É.-U. a eu pour effet d'augmenter les dépenses des éleveurs intérieurs. L'impact s'est fait ressentir chez les consommateurs américains avec l'augmentation du prix du bœuf, du poulet, des œufs, du lait et des céréales de 10 à 30 % (Pimentel et al. 2009). Alors que l'augmentation du prix des denrées alimentaires peut avoir des impacts significatifs pour les pays développés, cette même augmentation peut s'avérer catastrophique pour les pays pauvres et en développement souvent vulnérables en matière de malnutrition. Les familles à très faibles revenus de ces pays dépensent en moyenne une proportion plus grande de leur salaire pour l'accès aux aliments.

Par exemple, en 2007, le Mexique a été pris avec une crise nationale de la tortilla de maïs, un aliment de base en Amérique centrale, le prix de la denrée avait grimpé du tiers et le gouvernement a été obligé d'intervenir d'urgence alors que des émeutes populaires survenaient dans le pays. La crise a été causée en partie par la production américaine d'éthanol issu du maïs. Il y a eu un déséquilibre sur les marchés par une diminution de l'offre en maïs destiné à la consommation humaine et animale. Le résultat a été une augmentation des prix du maïs pour les consommateurs. Cette hausse du prix s'est avérée particulièrement dévastatrice pour les familles à plus faible revenu du Mexique. Cependant, malgré la croyance populaire qui tend à responsabiliser entièrement l'industrie de l'éthanol pour cette crise alimentaire, certains analystes ont démontré que d'autres facteurs sont également imputables à cette crise (Timilsina et al. 2011). Également, une autre situation de crise alimentaire a été observée en 2008 où le prix des aliments de base avait atteint un sommet historique et plus de 900 millions d'êtres humains dans le monde ont été victimes d'insécurité alimentaire (Nonhebel 2012).

Finalement, mentionnons que des événements exogènes peuvent affecter grandement l'offre et le prix du maïs ainsi que la production d'éthanol. Par exemple, lorsqu'il y a une mauvaise récolte annuelle ou si l'accès à l'eau d'irrigation devient un facteur limitant ou encore si des inondations importantes viennent perturber les récoltes comme en 2019 dans plusieurs des grands états producteurs de céréales limitrophes aux fleuves Mississippi et Missouri, cela peut engendrer des déséquilibres sur les marchés qui

auront des répercussions sur les tonnages de production ainsi que sur le prix des matières premières disponibles. En contexte de changements climatiques, plusieurs de ces préoccupations soulevées font l'objet de recherche approfondi (Kent et al. 2017 ; Mase et al. 2017 ; Hatfield et al. 2018).

3.4.1.3. Effets de la pandémie sur l'industrie de l'éthanol et du maïs

La pandémie de coronavirus a secoué l'industrie de l'éthanol et du maïs à l'échelle de l'Amérique du Nord. En février 2021, l'Agence d'Information sur l'Énergie (EIA) du Département de l'Énergie des États-Unis (DOE) mentionne que la production américaine d'éthanol-carburant s'est stabilisée au cours des derniers mois après être tombée à des volumes de production historiquement bas au printemps 2020 en raison des répercussions sur les marchés causés par la pandémie de coronavirus. Les mesures de confinement et de restriction imposées pour limiter la propagation du coronavirus ont eu un impact important sur la demande en essence ainsi que sur l'un de ses constituants l'éthanol-carburant. La production de cette dernière a enregistré un pic minimum de 537,000 barils par jour en avril 2020. Rappelons qu'en 2019, la production moyenne nationale d'éthanol était de 1.03 M de barils par jour (Voegele 2021). Mais, il y a eu un redressement de la courbe à l'été 2020, à mesure que les restrictions de voyage ont été assouplies et que la demande de carburants pour le transport a commencé à se redresser. Ainsi, les niveaux de production ont été maintenus à un niveau supérieur à 900,000 barils par jour, mais ils sont en baisse d'environ 10 % par rapport à la même période en 2019.

Au plus fort de la pandémie de coronavirus, la demande en pétrole brut avait diminué de 25-30 %, ce qui par ricochet a fait diminuer les besoins en éthanol-carburant (Wisotzki 2020). « Les prix en Bourse ont chuté de 70 % pour le baril de pétrole brut et de 37 % pour l'éthanol, les situant à leur plus bas niveau depuis 1999 et 2005, respectivement. » (Lafrance 2020). Cela a engendré une baisse importante des marges de profit pour les producteurs d'éthanol. Plusieurs usines aux États-Unis, au Brésil ou au Canada ont connu une baisse importante de leur production. « Plus d'un tiers des unités de production d'éthanol américaines sont à l'arrêt, et seulement un quart fonctionnent à plein régime (de Vaugelas 2020). Cela a également engendré un ralentissement de la demande en maïs-grain dans l'industrie (Wisotzki 2020). Car, selon le USDA, pour l'année 2018-2019, la production d'éthanol a consommé 38 % de la production de maïs-grain aux États-Unis (Lafrance 2020). De plus, la réduction de la production de l'éthanol génère des impacts indirects dans l'industrie. Par exemple, la réduction d'environ 20 % de la production de CO₂ qui est un sous-produit de la fabrication de l'éthanol qui est utilisé pour les boissons d'effervescence, la glace sèche ou comme agent refroidissant. Également, les drêches de maïs, coproduit de production de l'éthanol, ont été remplacées par le tourteau de soya comme aliments dans les recettes de moulées

animales (Lafrance 2020). Ces chiffres sont amenés à évoluer à cause de l'incertitude engendrée par le coronavirus.

3.4.1.4. Enjeux environnementaux en lien à la production de biocarburant

D'un point de vue environnemental, la production d'éthanol de 1^{re} génération peut impacter de manière importante les différentes composantes de l'environnement (eau, air et sols et biodiversité).

Tel que mentionné, la grande majorité de l'éthanol produit aux États-Unis provient des cultures de maïs-grain. Ces dernières nécessitent des surfaces de terres agricoles considérables en plus de s'effectuer souvent en mode monoculture nécessitant un travail intensif des sols par une machinerie énergivore, peu ou pas de rotation des cultures et de jachère, ainsi que l'utilisation excessive de plusieurs engrais et pesticides d'origine chimique et minérale (Plourde et al. 2013). Ces pratiques ont un impact néfaste sur les sols en perturbant les processus chimiques (e.g. la perte d'humus et de carbone organique) et biologiques (e.g. la réduction de la masse et de l'activité microbienne et enzymatique ainsi que la fragilisation des réseaux de mycéliums qui contribue au captage de la matière organique), ce qui ultimement dégrade la structure physique même des sols (Altieri 2009 ; Zuber & Villamil 2016). La dégradation des sols s'opère de manière significative lors des épisodes de labourage avec la machinerie qui déplace, broie et mélange le profil de sol en plus de compacter et de mettre à nu ceux-ci. Le travail des sols a pour effet de pulvériser les agrégats de matière (mottes de terre) (Robert 2020) et détruisent les complexes argilo-humique en brisant les liaisons entre les argiles, les éléments minéraux et l'humus. Un sol dégradé perd ses capacités de régénérescence et à terme amène des risques accrus d'érosion. Dans ce dernier cas, une fraction du carbone organique contenue ira à l'atmosphère et les argiles et minéraux migreront chargés par l'eau et le vent.

La culture du maïs a une empreinte en eau particulièrement élevée ce qui peut impacter : la qualité, la quantité et la disponibilité en eau. Il y a le problème de l'eau servant à l'irrigation des cultures qui provient souvent des aquifères. Depuis les années 1960, les prélèvements hydriques souterrains ont été accentués et cela n'est pas sans conséquence. Par exemple, dans les Grandes Plaines des É.-U., sous une partie de la corn belt, la nappe aquifère d'Ogallala, l'un des plus grands complexes hydrogéologiques au monde, est dans une situation sporadique de surexploitation avec une diminution significative du niveau de l'eau à certains endroits de l'aquifère (Schnoor 2006 ; Cotterman et al. 2018). Les raisons de cette déplétion sont multiples, mais la culture du maïs est responsable en partie de celle-ci surtout dans les grands états producteurs de grains comme le Nebraska et le Kansas. Le problème est que la recharge naturelle en eau

de l'aquifère s'effectue à des vitesses plus lentes que les prélèvements anthropiques. Cela explique en partie la baisse progressive du niveau d'eau de l'aquifère à certains endroits. De plus, la recharge des aquifères est plus difficile à cause de la dégradation des sols agricoles causée par les pratiques de culture et la perte de biodiversité dans les sols, ce qui handicape le processus de percolation de l'eau à travers le sol. Un sol dégradé est peu poreux en surface comparativement à un sol riche en humus et en biodiversité qui favorise la percolation de l'eau. La baisse de porosité des sols accentue les écoulements de surface, ce qui génère du ruissellement et à terme de l'érosion. Un bassin versant comportant de nombreuses monocultures intensives verra le temps de résidence moyen de l'eau des précipitations réduit, car l'eau n'est pas autant en mesure d'entrer dans le sol, celle-ci ruisselle davantage à sa surface en entraînant les matières dans sa course.

L'utilisation d'engrais et de pesticides d'origine chimique et minérale est généralisée aujourd'hui dans les pratiques agricoles afin de maximiser les rendements. Cependant, ces pratiques agricoles rejettent des résidus et des sous-produits contaminés potentiellement toxiques pour l'humain et l'environnement (FAO 2008). La fertilité des sols nécessite un apport en engrais qui est propre à chaque culture afin de balancer le régime nutritif de ceux-ci. Les engrais permettent de fournir les éléments primaires (NPK) que les plantes consomment pour le développement de leurs cellules. Les engrais peuvent provenir de sources biologiques comme des déjections animales, des boues urbaines ou industrielles, des fertilisants verts, etc., mais souvent l'ajout d'engrais de synthèse est utilisé. L'un des problèmes en lien à l'utilisation des engrais est le devenir de ceux-ci, car une fraction significative des engrais n'est pas assimilée par les plantes mises en culture, mais sera plutôt perdue et migrera dans l'environnement ce qui engendre des pertes économiques et des conséquences environnementales. Par exemple, selon Tran (1995), l'azote appliqué sur une culture de maïs représente 180 kg N ha^{-1} , 44 % de cet apport sera prélevé et utilisé par la plante (taux d'efficacité d'utilisation de l'azote), 31 % de l'apport deviendra de l'azote résiduelle dans le sol, et 25 % de l'apport sera perdu à l'environnement par dénitrification, volatilisation et migration (lessivage de surface en direction des cours d'eau, transport éolien, lixiviation vers la nappe phréatique). Une concentration excessive de ces substances peut être potentiellement toxiques et amener des problèmes sanitaires et environnementaux comme l'eutrophisation des cours d'eau et la contamination des nappes phréatiques (NRC 2007 ; Paquet 2010 ; Adrien 2011). Par exemple, il a été prouvé qu'à cause des nombreuses monocultures de maïs et des quantités importantes d'engrais (azote et phosphate) déversées dans le fleuve Mississippi, l'exutoire du bassin versant présent au nord du golfe du Mexique est aujourd'hui une zone d'hypoxie qui atteint entre $8,000 \text{ km}^2$ et $22,000 \text{ km}^2$ selon les années (Bringezu et al. 2009 ; Olivier 2012). Également, l'utilisation d'engrais azotés pour la fertilisation du maïs a une

incidence sur le relâchement du protoxyde d'azote (N_2O), qui est un GES qui a un potentiel de réchauffement global (PRG) environ 310 fois supérieur au CO_2 . La dénitrification du nitrate répandu dans les champs amène le relâchement de cette molécule. Ce gaz, qui a un temps de résidence dans l'atmosphère de 120 ans, a augmenté de 17 % au cours du 21^e siècle avec un rythme de croissance de 0.25 % annuellement (FAO 2008 ; MEEDDAT 2008 ; Olivier 2012). Finalement, il y a le problème de la contamination par rémanence des dépôts chimiques persistant dans le sol. Ces dépôts sont sujets à un cycle de vie particulièrement complexe qui comporte leur migration dans l'environnement. Ce genre de pratiques culturales dégrade la structure et la qualité des sols et rends leur régénération naturelle difficile et contribue ainsi à l'érosion de la couche superficielle des sols (Paquet 2010).

Sur le sujet des controversés bilan carbone de l'éthanol de 1^{re} génération, ceux-ci ont souvent été calculés comme étant peu intéressant. L'une des justifications mises de l'avant par les politiques américaines pro-éthanol est que celui-ci est carboneutre et permet de réduire les émissions de GES. En effet, l'éthanol est considéré comme carboneutre lors de sa phase d'utilisation, mais le bilan carbone de l'ensemble de la filière de production ne l'est pas nécessairement. Les étapes de la filière de production de l'éthanol sont nombreuses et complexes à évaluer. De manière générale, on reconnaît quatre étapes majeures à la chaîne de valeur de l'éthanol soit la production du maïs, la transformation en éthanol, la distribution et l'utilisation. L'analyse du cycle de vie (ACV) permet d'analyser « de la semence à la roue » la performance environnementale de l'éthanol et ainsi nous renseigne sur la performance de l'ensemble du bilan énergétique et d'émissions de GES de la filière. L'ACV de l'éthanol est une notion à controverse et des variations significatives sont à prendre en considération dépendamment de l'époque de la publication, des auteurs, de l'approche méthodologique utilisée avec les critères d'inclusions et d'exclusions. L'ADEME (2010) a calculé un bilan positif d'entre 60 et 70 % de réduction du CO_2 pour l'éthanol. Searchinger, Heimlich et al. (2008) évaluent un bilan négatif de 93 % d'augmentation d'émission comparé à l'essence. Paquet (2010) mentionne quant à elle un bilan positif entre 12 et 18 % de réduction du CO_2 si les raffineries sont alimentées au gaz naturel, mais un bilan négatif si les raffineries fonctionnent à l'énergie produite par le charbon. En outre, il est important de savoir que la majorité de ces ACV n'intègrent pas dans leurs calculs certains critères de considération tels le type de production agricole, l'usage des engrais, les changements d'affectation des sols (CAS) et les émissions de certains GES non conventionnels (MEEDDAT 2008). Le CAS est un facteur d'émissions directes et indirectes particulièrement important, car les sols et la végétation sont des puits de carbone. Le CAS dans le but d'en faire des cultures de maïs amènera un relâchement du carbone séquestré naturellement dans le sol et dans la végétation présente sur le sol. Les effets directs du CAS se font par la transformation d'espaces non cultivés (forêts, prairies) en terre de

culture. Les effets indirects du CAS se font par la délocalisation des cultures alimentaires vers d'autres pays ou d'autres régions (FAO 2008). De manière générale, on comprend que sur le long terme, il peut y avoir des coûts économiques associés aux impacts environnementaux (dégradation de la ressource en terre et en eau) et que ceux-ci ne sont pas toujours intégrés dans les modèles d'évaluation environnementale.

3.4.1.5. Défis et opportunités en lien à l'utilisation de l'éthanol

On remarque plusieurs grands défis et opportunités relatifs à l'utilisation de l'éthanol.

Du côté des défis, l'éthanol est un solvant corrosif, c'est pourquoi les mélanges d'éthanol supérieurs à 15% nécessitent une modification du véhicule, des réservoirs de stockage, du moteur et des tuyaux d'alimentation. L'éthanol est hygroscopique ce qui signifie que celui-ci a tendance à retenir l'humidité de l'air. L'éthanol est mal adapté au temps froid, car il s'enflamme difficilement dans ces conditions. Le point éclair de l'éthanol est de 13 °C, contre -40 °C pour l'essence conventionnelle. Le point d'éclair ou point d'inflammabilité est la température minimale pour laquelle un combustible émet suffisamment de vapeurs pour former, avec l'air ambiant, un mélange gazeux qui s'enflamme sous l'effet d'une flamme pilote, mais insuffisamment pour que la combustion s'entretienne d'elle-même. Également, certaines productions d'éthanol de 1^{re} génération nécessitent plus d'énergie ou autant d'énergie pour leur fabrication que ce qu'elles peuvent restituer à la société ($TRE \leq 1$). De plus, les mélanges d'éthanol ont une densité énergétique plus faible que l'essence conventionnelle. La densité énergétique de l'éthanol (i.e. la quantité d'énergie contenue dans un litre) est plus faible d'environ un tiers comparativement à l'essence. Ce qui signifie que les voitures fonctionnant aux mélanges d'éthanol vont parcourir moins de kilomètres par litre comparativement aux voitures utilisant de l'essence non mélangée. Cependant, les prix de vente de l'essence et de l'éthanol sont à prendre en considération, ceux-ci peuvent contribuer à contre-balancer ce problème de densité énergétique de l'éthanol. Aux É.-U., ces prix varient, mais souvent le prix de l'éthanol de maïs est légèrement moins cher que l'essence, mais l'éthanol cellulosique est plus cher que ceux-ci, ce qui doit être pris en considération dans les modèles économiques. Par exemple, les coûts d'investissement d'une usine d'éthanol cellulosique sont environ deux fois plus élevés que ceux d'une usine d'éthanol de maïs (Peplow 2014).

Du côté des opportunités, l'éthanol est très efficace pour augmenter l'indice d'octane (antidétonant ; Anti-knock index). Ce dernier est une mesure de la résistance de l'essence à ne pas exploser lorsqu'on lui applique une pression. Plus l'indice d'octane est élevé, plus l'essence peut résister à des pressions élevées

sans exploser. Le carburant et l'oxygène de l'air sont les deux composantes nécessaires à la combustion dans un moteur. L'éthanol est riche en oxygène moléculaire. Lors de la combustion, l'oxygène de l'éthanol et de l'air se lie au carbone et à l'hydrogène des carburants pour générer du CO₂ et de l'eau. Quand le mélange de carburant et d'oxygène est optimisé, il en résulte une combustion plus complète des carburants ce qui permet au moteur de développer davantage de puissance en plus de réduire les sous-produits de combustion en sortie de pot d'échappement (i.e. les hydrocarbures non brûlés, le monoxyde de carbone, les oxydes d'azote, etc.). Les carburants à indice d'octane supérieur, comme l'éthanol, favorisent les moteurs plus petits, à compression plus élevée, qui forcent une plus grande quantité de carburant et d'air dans un plus petit volume, ce qui augmente la pression (turbocompression) et donne plus de puissance et de couple au moteur. L'augmentation du couple permet de réduire la vitesse et les dimensions du moteur sans sacrifier les performances. Les moteurs plus petits consomment moins de carburant. Ainsi, l'efficacité du moteur et du système peut compenser la faible densité énergétique des mélanges d'éthanol. Aujourd'hui, les véhicules modernes sont équipés de capteurs d'émissions et de systèmes de contrôle afin d'optimiser le mélange air-carburant pour améliorer les performances des moteurs. C'est pourquoi la majorité des véhicules peuvent utiliser un mélange d'essence contenant de 5 à 15 % d'éthanol sans endommager le moteur. Les systèmes Flex Fuel peuvent utiliser une gamme plus large de mélanges de carburant. Selon le Règlement sur les combustibles propres (RCP) (2020) d'Environnement et Changement Climatique Canada, les raffineurs pourraient choisir de produire de l'essence à indice d'octane supérieur. « Joint à des moteurs à haute compression, les mélanges d'éthanol d'une teneur intermédiaire (E15 à E25) pourraient apporter des gains d'efficacité suffisant à compenser la moindre teneur énergétique [de] l'éthanol. » Des normes sur le carburant à indice d'octane supérieur sont en cours d'application pour les fabricants de moteurs à haute compression dans les voitures sur le marché nord-américain. « Il y aurait ainsi des possibilités de plus grande réduction des émissions et d'une certaine atténuation des coûts pour les consommateurs (NR 2019). » (ECCC 2020). L'éthanol favorise également l'élimination des impuretés ce qui permet d'éviter l'accumulation de résidus ou de saletés à base d'huile sur les surfaces dans les composantes du moteur.

3.5. Biocarburants de 2^e génération

Il existe une riche littérature sur les impacts des biocarburants de 1^{re} génération, les considérant souvent comme n'étant pas une solution durable afin de diminuer la dépendance aux hydrocarbures fossiles ainsi que les émissions de GES. À long terme, le plus grand potentiel de production d'éthanol réside dans l'utilisation de la biomasse cellulosiques de 2^e génération. Plusieurs recherches laissent prévoir que

certain impacts négatifs relatifs à la production des biocarburants de 1^{re} génération seraient atténués et même éliminés par le développement des biocarburants de 2^e génération. Ces nouvelles technologies permettront une production plus soutenable des biocarburants (Dale et al. 2014).

La biomasse de 2^e génération comprend les résidus lignocellulosiques tels que les résidus de cultures (e.g., les résidus de maïs (tiges, feuilles, rafles), la paille de blé, la bagasse provenant de canne à sucre, etc.), les résidus forestiers (e.g., houppiers, branches, rameaux, feuillage, écorce, les arbres non marchands comme les bois de perturbation, etc.), les cultures énergétiques dédiées (e.g., le panic érigé, le miscanthus, les arbres à courte rotation, etc.), et la fraction organiques des déchets urbains (e.g., les déchets verts (feuilles mortes, l'herbe coupée, les résidus de taille des arbres en ville, etc.), les déchets de table (pelures, épiluchures, noyaux, os, cartons alimentaires souillés, etc.), et autres déchets urbains sporadiques comme les arbres de Noël, citrouilles d'Halloween, etc.).

Plusieurs de ces matières proviennent des composantes plus coriaces des plantes qui ne sont pas utilisable dans la filière alimentaire, car souvent plus difficilement ou non digérable par les animaux. Contrairement à la biomasse de 1^{re} génération (matières premières à base d'amidon) qui peut être utilisée directement par les bioraffineries, la biomasse de 2^e génération nécessite une série de prétraitements pour récupérer les sucres fermentescibles. Ces étapes supplémentaires de traitement engendrent des coûts opérationnels plus important pour la production. Cependant, ces biomasses comportent deux principaux avantages, une plus grande disponibilité et une non-compétition à l'égard des cultures alimentaires. Les procédés de 2^e génération qui sont toujours en cours de développement vont permettre à terme une production industrielle d'éthanol, de biodiesel, de biohydrogène, de biométhane et d'autres produits biosourcés.

3.5.1. Impact carbone des différents types d'éthanol

Une convention commune dans la comptabilisation des émissions de GES est de différencier le carbone d'origine biogénique issu des matières végétales en contraste avec le carbone issu des hydrocarbures fossiles (Myhre et al. 2014). Les émissions de carbone des biocarburants lors de la phase d'utilisation sont exclues des inventaires de cycle de vie car ces émissions sont d'origine biogénique. Conformément au Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), on considère que les émissions de carbone biogénique sont nulles, car celles-ci font partie du cycle court du carbone. En effet, une fois à l'atmosphère, le CO₂ biogénique est rapidement absorbé par la photosynthèse lors de la phase de croissance des plantes ce qui compense le carbone qui a été utilisé lors de la combustion du biocarburant

(Aalde et al. 2006). La production des biocarburants permet en quelque sorte de « recycler » le CO₂ de l'atmosphère. L'expression cycle court du carbone signifie que le carbone biogénique est absorbable par la végétation sur des échelles de temps de l'ordre de quelques années ou décennies. Inversement, quand on émet du carbone fossile dans l'atmosphère, il est retiré d'un cycle long où celui-ci était stocké dans la croûte terrestre, la quantité de GES dans l'atmosphère est donc accrue sur le long terme, car le processus d'épuration du carbone dans l'atmosphère prend des milliers et des millions d'années. Ainsi, le bilan n'est pas neutre contrairement au cycle court du carbone biogénique. Donc, la biomasse est une ressource considérée comme étant neutre en carbone lors de sa phase d'utilisation ce qui contribue à réduire les émissions de GES et ainsi permet une certaine atténuation du réchauffement climatique. Le seul carbone fossile émis par la filière de la biomasse est celui issu des opérations d'exploitation, de transformation et de distribution (machinerie pour la collecte et la récolte, les carburants fossiles pour le transport, le séchage, le broyage, le prétraitement, etc.) qui nécessitent des énergies fossiles.

Selon Wang et al. (2012), les émissions de GES du cycle de vie de l'éthanol de maïs ont fait l'objet de débats dans la littérature (Farrell et al. 2006 ; Fargione et al. 2008 ; Searchinger et al. 2008 ; Liska et al. 2009 ; Wang et al. 2011). Certaines études concluent que les émissions de GES de l'éthanol de maïs sont plus importantes que celles de l'essence provenant du pétrole sur l'ensemble du cycle de vie (Searchinger et al. 2008 ; Hill et al. 2009). À contrario, d'autres études conclues que l'éthanol de maïs permet une réduction des émissions de GES par rapport à l'essence (Liska et al. 2009 ; Wang et al. 2011). Par ailleurs, la majorité des études sur l'éthanol cellulosique de 2^e génération ont permis une réduction importante des émissions de GES par rapport à l'essence provenant du pétrole. Les auteurs rapportent dans la revue de littérature des réductions de 63 % à 118 % (MacLean & Spatari 2009 ; Mu et al. 2010 ; Whitaker et al. 2010 ; Wang et al. 2011 ; Borrión et al. 2012 ; Monti et al. 2012 ; Scown et al. 2012). De plus, la majorité des études sur la production d'éthanol cellulosique de 2^e génération inclut un crédit compensatoire en lien aux coproduits générés. Cependant, certaines études excluent l'utilisation du coproduit (MacLean & Spatari 2009).

Wang et al. (2012) ont effectué une analyse de cycle de vie (ACV) afin d'évaluer le potentiel de réduction des émissions de GES appliqué à cinq types d'éthanol provenant de différentes matières premières : le maïs cultivé aux É.-U., la canne à sucre cultivée au Brésil, et le résidu de maïs, le panic érigé et le miscanthus, ces derniers étant cultivés aux É.-U. À titre de comparatif, l'étude inclut l'essence provenant du pétrole comme référentiel. L'étude réalise une ACV du puit jusqu'à la roue (well-to-wheels) dans le cas de l'essence et du champ à la roue (field-to-wheels) dans les cas appliqués à l'éthanol. L'étude traite de

manière exhaustive des différents facteurs critiques qui impacte les émissions de GES lors du cycle de vie du produit. Ainsi, l'analyse met en lumière les performances de l'éthanol de maïs traditionnel versus l'éthanol cellulosique de 2^e génération.

Les auteurs dans la publication prennent pour hypothèse un ratio de conversion résidus/maïs-grains de 1:1 en poids sec et signale que dans les champs entre un tiers à la moitié des résidus de maïs peuvent être prélevés de façon durable sans causer trop de préjudices à la qualité des sols (Sheehan et al. 2003 ; Langholtz et al. 2016). L'analyse considère l'ensemble des étapes de prétraitement, d'hydrolyse enzymatique et de fermentation pour produire l'éthanol cellulosique de 2^e génération. La lignine coproduite est utilisée en cogénération afin de produire de la chaleur et de l'électricité pour le procédé de production et un surplus est également exporté sur le réseau électrique.

Par ailleurs, sur l'utilisation des coproduits, l'étude discute succinctement des méthodes d'attribution des charges en lien aux coproduits. Il existe deux méthodes de répartition des charges entre la première et la deuxième vie de la matière dans un système et celles-ci peuvent prendre en considération les vies ultérieures de la matière. Selon la norme ISO 14044, il y a d'abord, la procédure d'attribution en boucle fermée qui est l'approche par substitution (0:100) également appelée la méthode de la charge évitée « où aucun changement n'intervient dans les propriétés inhérentes de la matière recyclée [...] la nécessité d'une attribution est évitée puisque l'utilisation de matières secondaires remplace l'utilisation de matières vierges (primaires). » (ISO 2006). Dans ce cas de figure, « la première vie prend la charge du procédé de recyclage, mais obtient le crédit pour la matière vierge évitée par la deuxième vie » (ECCC 2020). Dans cette approche, le marché peut entrer en jeu pour indiquer quelle méthode de substitution sera la plus appropriée pour la matière (Schrijvers 2017). Cette méthode d'allocation « encourage le recyclage en fin de vie, mais ne favorise guère la réutilisation des produits recyclés » (ECCC 2020). Ensuite, il y a la procédure d'attribution en boucle ouverte qui est l'approche par expansion des limites du système également appelé la méthode par coupure (cut-off) (100:0) où « la matière est recyclée dans d'autres systèmes de produits et où la matière subit une modification de ses propriétés inhérentes » (ISO 2006). Dans ce cas de figure, « la première vie se voit attribuer les charges à l'élimination. La deuxième vie est exemptée des charges relatives à la matière, à l'exception du procédé de remise à neuf. » (ECCC 2020). Cette méthode d'allocation avantage l'utilisateur de la matière recyclée. Cependant, si la matière lors de la première vie ne doit pas supporter de charge à l'élimination, le générateur de matière ne tire aucun bénéfice de la réutilisation de la matière (ECCC 2020). Bien que la seconde méthode soit recommandée par ISO, les deux méthodes sont couramment utilisées par les diverses institutions internationales. « Des

attributions différentes sont des façons différentes d'envisager le même système et elles donneront des aperçus différents. » (ECCC 2020). Wang et al. (2011), mentionne que même s' « il n'existe pas de méthode universellement acceptée pour traiter les coproduits dans l'ACV des biocarburants, la transparence de la méthodologie et les impacts des choix méthodologiques devraient être présentés dans des études individuelles pour mieux informer les lecteurs. »

L'étude de Wang et al. (2012) présente les résultats des émissions de GES pour les différentes filières d'éthanol comparé à l'essence conventionnelle. Comme le recommande le GIEC, les émissions de GES détaillées dans l'étude représentent les émissions équivalentes de CO₂, CH₄ et N₂O, avec les potentiels de réchauffement global (PRG) sur 100 ans de 1, 25 et 298, respectivement (Eggleston et al. 2006). Les résultats de l'étude montrent les émissions de GES par MJ de carburant produit et utilisé.

En guise de résultat, les auteurs remarquent que l'essence conventionnelle émet 94 g CO₂e MJ⁻¹ sur l'ensemble de son cycle de vie avec 6, 11, 3 et 74 g CO₂e MJ⁻¹ pour les étapes respectives d'extraction, de raffinage, de transport/distribution et de combustion lors de la phase d'utilisation de l'essence. L'éthanol de 1^{re} génération provenant du maïs émet 76 g CO₂e MJ⁻¹ sur l'ensemble de son cycle de vie plus un crédit potentiel de -14 g CO₂e MJ⁻¹ en lien aux coproduits générés qui sont les drêches de distillerie et les solubles (DGS) utilisés dans l'alimentation animale. L'empreinte carbone du cycle de vie de l'éthanol de maïs est divisée ainsi ; 10, 17, 4, 31, 4, 1 et 9 g CO₂e MJ⁻¹, pour les étapes respectives de production des engrais, les émissions de N₂O au champ, la production agricole, la production d'éthanol, le transport/distribution, la combustion et le changement d'affectation des sols.

L'éthanol de 2^e génération provenant du résidu maïs émet 23 g CO₂e MJ⁻¹ sur l'ensemble de son cycle de vie plus des crédits potentiels de -17 g CO₂e MJ⁻¹ pour la cogénération (chaleur et électricité) provenant de la combustion de la lignine et de -1 g CO₂e MJ⁻¹ en lien au changement d'affectation des sols. L'empreinte carbone du cycle de vie de l'éthanol provenant du résidu de maïs est divisée ainsi ; 6, 3, 10, 3 et 1 g CO₂e MJ⁻¹ pour les étapes respectives de production des engrais, la production agricole, la production de l'éthanol, le transport/distribution et la combustion de l'éthanol. Ainsi, les auteurs constatent que par rapport aux émissions de GES de l'essence de pétrole, l'éthanol de maïs et l'éthanol cellulosique provenant du résidu de maïs peuvent réduire les émissions de GES de 19-48% et de 90-103%, respectivement. Il est à noter que les valeurs sont les réductions de GES pour les P10-P90, toutes relatives à la valeur P50 des émissions de GES de l'essence (P10, P50 et P90 représentent les 10^e, 50^e et 90^e percentiles, respectivement).

Pour l'essence provenant du pétrole, la plus grande source d'émissions de GES est lors de la combustion à l'étape d'utilisation du produit, car les émissions sont d'origine fossile. En fait, les émissions de GES lors de cette étape sont les plus importantes, peu importe le type de carburants. Cependant, l'éthanol n'émet pas d'émission de GES fossile lors de l'étape d'utilisation, car le carbone est d'origine biogénique, donc carboneutre par convention. C'est pourquoi dans la filière de l'éthanol, le caractère biogénique du CO₂ compense presque entièrement les émissions de GES en lien à la combustion de l'éthanol. Cependant, les auteurs remarquent l'éthanol de maïs émet des quantités de GES significatives notamment en raison de l'utilisation des engrais dans l'agriculture et de l'utilisation d'énergie fossile (majoritairement du gaz naturel) lors de la production en usine. La production d'éthanol cellulosique de 2^e génération se caractérise par une diminution significative des émissions de GES. En effet, la filière de 2^e génération est en mesure de réduire les émissions de GES fossiles, car celle-ci utilise peu d'énergie fossile lors de la production agricole et de la production d'éthanol en usine. De plus, les crédits d'émissions de GES en lien à l'électricité coproduite dans les usines d'éthanol cellulosique permettent de substituer une production d'électricité conventionnelle qui est principalement basée sur l'énergie fossile aux États-Unis.

L'étude a également réalisé une analyse de sensibilité afin d'appréhender les paramètres les plus influents sur les émissions de GES. Pour l'essence conventionnelle, l'efficacité du raffinage ainsi que l'efficacité de l'extraction du pétrole sont les paramètres les plus sensibles. Pour l'éthanol de 1^{re} génération, le taux de conversion du N₂O dans les champs agricoles est le facteur le plus sensible, suivi de l'utilisation d'énergie fossile par l'usine de production. Pour l'éthanol cellulosique de 2^e génération, le crédit en lien au coproduit est le paramètre le plus influent sur les émissions de GES, suivi de l'utilisation des enzymes notamment à cause de la nature coriace du résidu de maïs qui nécessite des doses d'enzymes plus élevées à l'étape de prétraitement.

En guise de discussion, les auteurs mentionnent que les progrès et les développements des technologies de production de l'éthanol cellulosique pourraient apporter des changements dans les résultats des ACV futurs. De plus, quand ces technologies viendront à maturité avec des coûts de production compétitifs, il est envisageable de penser que les résidus de maïs puissent être intégrés comme matière première alternative dans les usines d'éthanol de 1^{re} générations déjà existantes, moyennant bien sûr des modifications de celles-ci. Une usine d'éthanol intégré qui utilise à la fois ces deux matières premières pourrait présenter des avantages uniques. L'étude mentionne également que les coproduits générés sont un facteur particulièrement important, car ceux-ci contribuent aux bénéfices de l'éthanol cellulosique en matière d'émissions de GES. Cependant, ces coproduits restent incertains à cause des rendements et des

coûts supplémentaires des infrastructures nécessaires. L'étude conclut qu'à long terme, les options de production d'éthanol cellulosique de 2^e génération offrent davantage de bénéfices en matière d'énergie générée et de bilan d'émissions de GES.

3.6. Contraintes d'approvisionnement de la filière biomasse de 2^e génération

Les États-Unis sont l'un des pays les plus avancés en matière de biocarburant de 2^e génération utilisant de la biomasse non alimentaire comme matière première (résidus de culture agricole, résidus forestiers et résidus organiques urbains). Selon le Billion Ton report (Langholtz et al. 2016), environ 30 % des carburants consommés aux États-Unis pourraient provenir en théorie des biocarburants. Ce potentiel est technique, mais pas nécessairement écologiquement viable, d'autres études se font sur ce sujet.

L'éditorial du professeur Bruce E. Dale, « A sober view of the difficulties in scaling cellulosic biofuels » (2017), explique que depuis une décennie les procédés de bioraffinage ont réalisé plusieurs percées significatives dans les technologies de conversion. Cela dit, la chaîne d'approvisionnement et le macro-environnement d'affaires ne sont pas au rendez-vous. L'étape de prétraitement est particulièrement difficile à réaliser en continu et à l'échelle industrielle. La plupart des équipements de prétraitement fonctionnent en deçà de leur capacité nominale, car ils se colmatent, font des fautes et sont restreints. Le stockage est un problème crucial en amont à cause des risques de feux pour certains types de matière. « Quelle industrie viable brûle régulièrement sa matière première? » (Dale 2017). Un autre problème dans l'approvisionnement est la difficulté de faire participer les agriculteurs. Le coût de la mise en place de la chaîne d'approvisionnement est presque égal aux coûts de la bioraffinerie. Il y a eu par le passé une sous-estimation des coûts et de la difficulté de la mise en place de la chaîne d'approvisionnement. Le pétrole, le gaz naturel, le charbon, le maïs, le soja, etc. sont des matières dense, stable, entreposable et facilement expédiable avec des propriétés connues et relativement fixes. Ce n'est pas le cas des autres formes de biomasse cellulosique, tel que les résidus de récolte que plusieurs industriels prévoyaient utiliser comme base à la production d'éthanol cellulosique et autres produits pour la chimie verte. Du point de vue des agriculteurs, l'approvisionnement en résidus cellulosiques est plus ou moins intéressant en comparaison à leur véritable activité, qui consiste à cultiver des aliments dédiés à la consommation humaine et animale. Pour avoir la participation des agriculteurs à cette nouvelle filière, ceux-ci doivent vraiment en tirer profit. Finalement, un prix du pétrole élevé est une condition sine qua non à l'émergence de la bioéconomie. « Si nous continuons dans une trajectoire prolongée de prix du pétrole bas, il y a peu d'espoir de voir cette filière prendre son envol. » (Dale 2017).

3.6.1. Potentiel technique et économique disponible de biomasse aux États-Unis

Selon le Billion Ton Report (Langholtz et al. 2016), les États-Unis ont un potentiel technique de produire de très grandes quantités de biomasses. Le rapport montre que selon la valeur de la matière première ; – les hypothèses dans le rapport sont de US\$₂₀₁₄ 40, 60 et 80 par tonne courte sèche (tcs) – le potentiel technique annuel en production de biomasse aux États-Unis pourrait varier entre 0.25 et 1 milliard de tcs qui pourraient être utilisée pour la production de bioénergie d'ici 2040. Ce potentiel en ressources pourrait soutenir la production d'une grande quantité de biocarburants. En effet, un milliard de tcs pourrait correspondre à la production de près de 340 milliards de litres d'éthanol par an. Comparé à la consommation américaine annuelle d'essence qui était de 760 milliards de litres équivalents d'éthanol en 2012, ce volume est significatif (EIA 2012 ; Wang et al. 2012).

Le Billion Ton Report révèle que l'exploitation des quantités de biomasses mentionnées nécessiterait un effort de R&D concerté pour mettre au point les technologies requises, et abattre les verrous commerciaux et financiers d'une telle entreprise. Par exemple, les chercheurs du Laboratoire National d'Oak Ridge aux États-Unis estiment qu'il y a actuellement environ 60 millions de tcs de résidus de maïs disponibles à un coût de \$30 par tcs. Cette estimation du résidu maïs disponibles tient compte de la nécessité de laisser des résidus sur le parterre de culture afin de ne pas appauvrir les sols, prévenir le ruissellement et l'érosion, l'humidité, le carbone organique dans le sol, etc. Cette fraction prélevée représente environ 30 % de la quantité totale de résidus maïs produits aux États-Unis. De plus, ces prélèvements de matière nécessiteraient de changer certaines pratiques culturales, en effet, il a été calculer que l'arrêt du travail du sol aux États-Unis permettrait de rendre disponibles près de 100 millions de tcs de résidus maïs par année. Également, fournir de telles sommes de biomasse issues des terres agricoles nécessiterait une augmentation significative des rendements en maïs, blé et autres céréales ; augmenter les ratios résidus/grains; développer des équipements de récolte de résidus adaptés et efficaces ; faire une saine gestion des terres cultivées, des terres en friche et des pâturages ; l'utilisation de fumier animal ; et l'utilisation d'une fraction plus importante d'autres résidus secondaires et tertiaires pour la bioénergie.

Selon le rapport, à court terme, l'utilisation des résidus de culture du maïs et des résidus forestiers et d'usine sont les gisements en biomasse les plus susceptibles d'être utilisés. L'abondance en terre de maïs

fournit un approvisionnement suffisant en résidus, et l'industrie forestière a une infrastructure en place pour la récolte et la collecte des matières ligneuses et les usines sont déjà établies.

3.6.2. Défis de la chaîne d'approvisionnement en biomasse

Il existe de nombreux défis et problèmes qui constituent des obstacles au développement de la chaîne d'approvisionnement en biomasse. Ils ont été identifiés et regroupés en quatre catégories : techniques, économiques, sociaux et environnementaux. Également, une perspective sur le cadre de modélisation et d'optimisation est présentée accompagnée des défis que représente la modélisation en contexte d'incertitudes.

Techniquement, les défis de la chaîne d'approvisionnement de la biomasse consistent à concevoir et à planifier un modèle efficace pour récolter et collecter, stocker, prétraiter et transporter la biomasse (Gold & Seuring 2011 ; Mafakheri & Nasiri 2014). Les questions les plus importantes à prendre en compte sont la disponibilité des matières premières, la distribution géographique et la saisonnalité de l'approvisionnement ; l'emplacement des sites de récolte, la capacité de récolte et les conditions météorologiques ; la densité en vrac, l'humidité et la dégradation des matières premières ; l'emplacement et la technologie des bioraffineries, les voies de conversion ; les exigences de prétraitement et de stockage ; l'analyse du transport (emplacement, distance (origine-destination), technologies, capacités et analyse des itinéraires) (You et al. 2012 ; Mafakheri & Nasiri 2014). En outre, la planification d'une chaîne d'approvisionnement en biomasse dépend largement du type de production de bioénergie et de biocarburant, qu'elle soit centralisée (grande usine de transformation) ou décentralisée (plusieurs petites usines réparties dans le territoire) (Mafakheri & Nasiri 2014). Afin d'optimiser la chaîne d'approvisionnement, le modèle doit intégrer la dimension spatiale (emplacements à plusieurs échelles et sur plusieurs sites) et la dimension temporelle (prise en compte du court terme et du long terme). De même, il est important de mesurer quantitativement les impacts économiques, sociaux et environnementaux de la chaîne d'approvisionnement. De nombreux outils existent pour calculer ces indicateurs, tels que l'analyse du cycle de vie (ACV) et le modèle économique des entrées-sorties (EIO).

Sur le plan économique, selon Mafakheri & Nasiri (2014), les coûts d'investissement élevés dans les installations de biomasse et la chaîne d'approvisionnement constituent un obstacle important à la rentabilité. Cela a créé une demande afin de réduire les coûts d'exploitation pour la production de biocarburants et bioénergie. Une grande partie de ces coûts sont liés à la récolte et à la collecte, au stockage et au transport. C'est pourquoi la conception d'une chaîne d'approvisionnement nécessite une

ACV qui intègre les coûts des différentes étapes de la chaîne d'approvisionnement. Les modèles informatiques permettent d'optimiser les coûts d'investissement et de réduire les coûts opérationnels. Ainsi, il est possible d'augmenter le revenu net et d'optimiser le montant et le calendrier des investissements en infrastructures, les quantités de biomasse à cultiver, les quantités de production d'énergie, l'utilisation des terres et les ressources en eau. Pour réduire les risques économiques et obtenir une certaine flexibilité dans la chaîne d'approvisionnement, il est intéressant de diversifier les revenus en intégrant diverses technologies, et de produire non seulement des biocarburants ou des molécules d'intérêt d'origine biologique, mais aussi des coproduits comme de l'électricité, du chauffage, des engrais, des aliments pour animaux, des crédits carbones compensatoires, etc. Les autres obstacles économiques sont les incertitudes quant à la performance des techniques de conversion, le taux de rendement des investissements, l'assurabilité des investissements et la volatilité du marché pour les produits et coproduits (Mafakheri & Nasiri 2014).

Sur le plan social, un avantage important de la mise en œuvre d'une chaîne d'approvisionnement en biomasse est la création d'emplois liés au développement économique à l'échelle régionale et locale. Cela contribue à la cohésion et à la stabilité sociales, réduit le phénomène de l'exode rural et assure une production d'énergie locale. Néanmoins, le manque de participation des intervenants à la prise de décision des projets de bioénergie peut créer des conflits avec la communauté. En effet, les impacts sociaux n'ont pas toujours été bien perçus, compris et atténués. De plus, l'exploitation de la biomasse peut générer des conflits avec la chaîne d'approvisionnement alimentaire, car les lieux de production de la biomasse peuvent réduire la disponibilité des terres pour l'agriculture. Selon Marciano et al. (2009), les préoccupations locales telles que la circulation des camions, l'exposition au bruit, aux odeurs et autres types de nuisances sont des défis à prendre en considération. Le transport de la biomasse augmente le trafic sur les routes rurales, donc plus d'accidents et la détérioration des routes et des camions. De plus, cette filière risque de réduire l'esthétisme des paysages ruraux (Mafakheri & Nasiri 2014).

Sur le plan environnemental, la biomasse présente de nombreux avantages : elle est renouvelable, elle réduit les émissions de GES et elle permet d'utiliser les déchets organiques comme source d'énergie. Mais les chaînes d'approvisionnement en biomasse doivent faire face à des défis environnementaux tels que la surexploitation et la dégradation des sols, la perte de biodiversité et d'habitats naturels. En outre, elle a besoin de terres, de ressources en eau et les activités au sein de la chaîne d'approvisionnement sont émettrices de GES. En fait, les impacts environnementaux proviennent en grande partie des exigences en matière de transport et de surface d'emprise au sol. Il est important de garantir la durabilité de la

production de biomasse par une gestion intelligente des déchets, le respect des services écologiques, l'utilisation des sols, l'utilisation de l'eau et les émissions de GES (Mafakheri & Nasiri 2014).

Selon You et al. (2013), afin d'accroître les avantages économiques et sociaux et d'atténuer les impacts environnementaux, la chaîne d'approvisionnement de la biomasse nécessite un modèle complexe programmé et un cadre d'optimisation pour évaluer et identifier les scénarios durables pour la conception et le fonctionnement de la chaîne d'approvisionnement. La méthodologie de l'ACV est un outil utile pour évaluer les différents impacts du système. « L'objectif de l'ACV est de fournir des critères et des mesures quantitatives pour comparer les différentes configurations de réseau et les différentes alternatives d'exploitation » (Yue et al. 2014). Mais l'ACV présente des défauts tels que la difficulté d'acquisition des données, l'étendue de la complexité et le manque d'approche systématique pour produire des scénarios et identifier les meilleurs. Cependant, pour réaliser une optimisation de la chaîne de valeur avec de multiples objectifs, on peut intégrer plusieurs critères dans l'ACV (techniques, économiques, sociaux et environnementaux). Les résultats de cette approche permettent d'obtenir un ensemble de solutions Pareto-optimales (frontière de Pareto) qui renseigne sur les compromis dans la prise de décision multi-objectifs. Ainsi, il est possible de choisir entre diverses solutions en fonction des préoccupations et des préférences dans la conception et le fonctionnement de la chaîne de valeur (Yue et al. 2014).

Selon Sharma et al. (2013), l'un des défis majeurs de la modélisation de la chaîne d'approvisionnement est de prendre en compte les incertitudes. Celles-ci sont présentes dans de nombreuses dimensions spatiales et temporelles qui influencent les performances du système. Les incertitudes sont des facteurs importants qui affectent l'efficacité de la configuration et de la coordination du système. Les principales incertitudes sont les suivantes : l'approvisionnement, les propriétés de la matière première, le coût, la technologie, les fluctuations de la demande, le prix des biocarburants, les incitatifs gouvernementaux, les changements de réglementations et de politiques, etc.

3.6.3. Perspectives en matière de biocarburants et bioénergie

On constate de manière générale que la biomasse est une source d'énergie renouvelable et de faible impact carbone, contrairement aux ressources fossiles. La biomasse est abondante et disponible un peu partout sporadiquement dans le territoire. Les technologies de conversion utilisées aujourd'hui peuvent transformer efficacement l'énergie de la biomasse en énergie utile pour les transports, la production électrique et la chaleur. Les biocarburants sont polyvalents ; ils peuvent être solides, liquides ou gazeux. Il existe plusieurs biocarburants à faible teneur en carbone comme le bioéthanol, le biométhanol, le

biodiesel, le bio-DME, le biométhane, le biocharbon, etc. La biomasse peut avoir un rendement de conversion efficace si elle n'utilise pas trop de carburant fossile dans les procédés et si ceux-ci sont en mesure d'utiliser efficacement les coproduits générés. L'éthanol peut être bénéfique sur le plan environnemental (air, sol, eau), mais cela doit être soigneusement calculé, car toutes les matières premières ne sont pas nécessairement écologiques. De plus, contrairement à d'autres énergies renouvelables, la biomasse peut être stockée et utilisée en temps utile, elle peut être utilisée en complément des ressources énergétiques de flux (éoliennes et solaires). Si la ressource est gérée de manière intelligente, la biomasse peut produire un approvisionnement durable pour les besoins actuels et ceux des générations futures.

Selon le Technology Roadmap Delivering Sustainable Bioenergy, de l'IEA (2017), les biocarburants et la bioénergie en générale fourniraient 17 % des économies cumulatives d'émissions dans le bouquet énergétique mondiale en 2060. Ces énergies vont jouer un rôle important dans les secteurs où il existe peu d'alternatives à faible émission carbone, e.g. les transports longue distance en lien à l'aviation, le transport de marchandises lourdes et le transport maritime et certains procédés industriels. Dans l'industrie, la biomasse permet d'assurer une production pilotable et flexible à faible émission de carbone, en combinaison des autres sources d'énergies renouvelables.

3.7. État des politiques énergétiques sur les biocarburants au Canada et au Québec

3.7.1. Règlementation canadienne

En décembre 2020, le gouvernement canadien a publié un projet de règlement sur la norme relative aux combustibles propres (RCP) qui vise à réduire l'intensité carbone du cycle de vie des combustibles fossiles liquides ainsi que de l'énergie utilisée en général dans le pays. L'objectif est d'atteindre une réduction annuelle des émissions de GES de 20 MtCO₂e d'ici 2030. Rappelons que les émissions totales de GES du Canada étaient de 729 MtCO₂e en 2018 (ECCC 2020). Le projet de règlement a pour volonté de créer « un marché d'unités de conformité dans le cadre duquel l'exigence de réduction annuelle de l'intensité carbone serait respectée au moyen de trois catégories principales de mesures créatrices d'unités de conformité : (1) mesures qui réduisent l'intensité carbone du combustible fossile le long de son cycle de vie, (2) fourniture de combustibles à faible intensité carbone, (3) changement de combustibles par l'utilisateur final dans les transports. » (ECCC 2021).

À travers ce mécanisme de marché d'unités de conformité, l'initiative permettrait de stimuler le marché des biocarburants. Car, les « parties autres que les fournisseurs principaux de combustibles fossiles pourraient participer au marché d'unités de conformité à titre de créateurs volontaires d'unités en réalisant certaines mesures (par exemple les producteurs et importateurs de combustibles à faible intensité carbone). » (ECCC 2021).

L'idée est de mélanger une plus grande proportion en volume de biocarburants dans l'essence et le diesel pour réduire l'intensité carbone de ces combustibles fossiles. Selon le scénario de référence, le règlement demande une teneur en carburant renouvelable de 5 % de l'essence réalisé à partir de l'éthanol ; et 2 % de diesel et de mazout de chauffage à partir de biodiesel et DRPH (diesel renouvelable produit par hydrogénation). Certaines provinces ont des teneurs plus élevées dues à leurs exigences et normes. Dans le scénario réglementaire, l'hypothèse est qu'en 2030, la teneur en éthanol dans l'essence passerait à 15 % et celles du biodiesel et du DRHP dans le diesel et le mazout léger augmenteraient à 5 % et 6 % respectivement. Cette annonce du gouvernement fait suite au plan récemment annoncé par la province de l'Ontario pour passer à une teneur de 15 % d'énergies renouvelables dans l'essence d'ici 2030 (BFI 2020).

3.7.2. État des politiques énergétiques au Québec

Selon Whitmore & Pineau (2020), la biomasse et les biocombustibles fournissaient 7.9 % des besoins énergétiques du Québec en 2018. La majorité provient de la biomasse forestière notamment les résidus forestiers qui sont issus de l'industrie de la transformation du bois et qui sont utilisés pour la production de chaleur ou d'électricité dans les usines. Le terme biomasse englobe également les autres matières organiques tels que la biomasse agroalimentaire (e.g., les résidus de transformations alimentaires, les huiles et graisses, les résidus de culture, les déjections animales, etc.) et la biomasse urbaine (e.g., les résidus de collecte de 3^e voie, les résidus verts des villes, les bois issus de l'industrie de la construction, rénovation et démolition, les boues municipales, les déchets de sites d'enfouissement, etc.). Il existe divers technologies et procédés de mise en valeur de la biomasse selon la source de la matière première et l'usage auquel elle est destinée comme la production de chaleur, d'électricité, de biocarburants ou de gaz naturel renouvelable. Au Québec, les biocarburants les plus utilisés sont le biodiesel et le bioéthanol. Ceux-ci peuvent être utilisés comme substituts, complets ou partiels, aux produits pétroliers raffinés conventionnels comme le diesel ou l'essence.

En octobre 2019, le gouvernement du Québec à travers le Ministère de l'Énergie et des Ressources Naturelles a publié un projet de règlement qui définit les nouvelles modalités concernant l'augmentation graduelle des volumes minimaux de carburants renouvelables dans les carburants conventionnels (MERN 2019). Le projet de règlement a pour objectif de réduire la consommation des produits pétroliers en les substituant par des carburants renouvelables. Le projet de règlement vise ainsi à augmenter progressivement la teneur volumétrique des carburants renouvelables dans l'essence et le diesel conventionnel. Le gouvernement fixerait le volume minimal de carburant renouvelable à 10 % dans l'essence et à 2 % dans le diesel pour 2021, et porterait ces seuils à 15 % dans l'essence et à 4 % dans le diesel en 2025.

L'intérêt de cette nouvelle filière émergente est qu'elle pourra à terme contribuer à réduire les GES du secteur des transports, qui représente de loin le plus gros émetteur de GES au Québec. En effet, selon le MERN (2019), « Il est estimé que l'atteinte des seuils minimaux, [...] pourraient permettre une réduction des émissions de l'ordre de 2 millions de tonnes métriques en équivalents CO₂ par année d'ici 2025. » De plus, le projet de règlement cherche à stimuler l'industrie des carburants renouvelables sur le territoire du Québec et plus particulièrement la filière de 2^e génération soit les biocarburants cellulosiques, en créant une dynamique offre-demande sur un marché à l'échelle de la province.

Selon Whitmore & Pineau (2020) ainsi que l'AQPER (2018), en 2018, le Québec dénombrait trois usines de production commerciale de biocarburants en opération, une usine en cours de construction ainsi qu'une usine en cours d'étude. Actuellement au Québec, il n'y a pas d'offre commerciale d'éthanol d'origine cellulosique de 2^e génération ni de sucre cellulosique par ailleurs. Le projet de thèse proposé permet de colliger et d'analyser un certain nombre de données sur la filière afin de mieux évaluer sa mise en place en cohérence avec le projet de règlement susmentionné.

3.7.3. État de la production commerciale d'éthanol au Québec

Pour la production d'éthanol au Québec, la seule installation commerciale en exploitation actuellement est celle de Greenfield Global à Varennes qui utilise les surplus de la production québécoise de maïs-grain pour produire ~190 millions de litres par année.

3.7.3.1. Présentation de Greenfield Global

Fondée en 1989, Greenfield Global inc. est une entreprise privée à capital fermé. Cette entreprise est le plus gros fabricant et distributeur d'éthanol-carburant, d'alcool industriel et de produits de l'alcool au

Canada. L'éthanol est produit à partir des cultures à base d'amidon issues des agriculteurs des régions. Selon les documents internes de Greenfield Global (2017 ; 2021), l'entreprise produit et distribue plus de 1600 produits à plus de 5000 clients dans près de 50 pays sous les marques Greenfield, Commercial Alcohols et Pharmco-Aaper. Greenfield Global opère seize établissements dans quatre pays. Son siège social est à Toronto et ses quatre distilleries sont au Canada : Johnstown (Ontario), Chatham (Ontario), Varennes (Québec) et Tiverton (Ontario), ses quatre usines d'emballage et centre de vente et de distribution sont au Canada et aux États-Unis : Boucherville (Québec), Brampton (Ontario), Shelbyville (Kentucky), et Brookfield (Kentucky). L'entreprise compte environ 500 employés à temps plein. Le cumul des quatre distilleries utilise annuellement près de 1.6 M de tonnes métriques de maïs-grain produit régionalement pour une production totale d'alcool qui représente environ 700 millions de litres par année (ML/a) soit environ 200 ML/a d'alcool industriel et près de 500 ML/a d'éthanol-carburant utilisé dans le secteur des transports. L'éthanol est un carburant à indice d'octane élevé et à combustion peu émissive. La plupart des essences vendues au Canada contiennent déjà un peu d'éthanol, ce qui permet de réduire les émissions de GES ainsi que la pollution atmosphérique par rapport aux combustibles fossiles. Plus le mélange d'éthanol dans l'essence est élevé plus les émissions de GES seront faibles. L'entreprise produit également près de 500,000 tonnes métriques de drêches qui sont un coproduit générées lors de la production. La drêche correspond à la partie non fermentable du maïs-grain, et est formée des protéines, du gras, des fibres, des minéraux et des vitamines qui restent après que l'amidon du maïs-grain ait été utilisé pour fabriquer l'éthanol. Les drêches de distillerie ont une valeur nutritive intéressante, car elles sont une source d'énergie et contiennent une teneur élevée en fibres, en protéines hautement digestibles et en minéraux essentiels. Ces éléments nutritifs concentrés font de la drêche de distillerie un aliment de choix pour les vaches laitières, les porcs et la volaille. Ainsi, Greenfield Global distribue aux éleveurs des drêches sèches ou humides ainsi que les solubles condensés. De plus, l'entreprise produit annuellement environ 11,000 tonnes métriques d'huile de maïs, celle-ci comporte une teneur élevée en énergie et peut être utilisée comme ingrédient dans l'alimentation des animaux d'élevage (bovins laitiers, bœufs, ovins, porcs et volailles), ou utilisée dans des produits industriels comme des inhibiteurs d'oxydation, des savons, des caoutchoucs ou de l'encre, ou encore pour la production de biodiesel.

3.7.3.2. Bioraffinerie de Varennes

En activité depuis 2007, la bioraffinerie de Greenfield Global, situé dans le parc industriel Novoparc de Varennes, est la seule usine d'éthanol de grade carburant établie au Québec. En résumé, son procédé consiste en un broyage à sec du maïs-grain, suivi d'une hydrolyse enzymatique, la fermentation des

sucres, la distillation des alcools et puis la déshydratation de ceux-ci afin de produire de l'alcool pur à 100 % ainsi que des coproduits à valeur ajoutée. Ainsi, l'usine de Greenfield Global est en mesure de tirer un maximum de valeur du grain de maïs en valorisant non seulement l'amidon, mais également les autres constituants du grain de maïs sous la forme de coproduits de production.

Selon Greenfield Global (2021) et le MAPAQ (2020), la bioraffinerie utilise comme matière première entre 425,000 et 445,000 tonnes métriques par année de maïs-grain produit par des agriculteurs locaux dans un rayon de 70 km (Chartier 2019). Selon l'ISQ (2020), la province du Québec produit entre 3 et 4 M de tonnes de maïs-grain par année. Cette récolte est principalement destinée au marché québécois de l'alimentation animale. Cependant, on constate au Québec un surplus de production surtout lors des années où il y a d'excellentes récoltes. Ces surplus doivent trouver des débouchés et la production d'éthanol est une solution pour éponger ces surplus. Ainsi, la quantité de maïs-grain requis par l'usine de Greenfield permet d'utiliser efficacement une partie des surplus annuels moyens de la production de maïs-grain du Québec.

L'usine produit ainsi environ 190 M de litres d'éthanol par année (ou l'équivalent d'environ 150,000 tonnes d'éthanol), ainsi que 95,000 tonnes de drêche sèche, 45,000 tonnes de drêche humide, 4,000 tonnes d'huile de maïs-grain et 90,000 tonnes de CO₂ de qualité alimentaire. La totalité de l'éthanol produit par l'usine est vendue à des raffineries du Québec. Les drêches servent à l'alimentation animale et l'huile de maïs-grain sert également à l'alimentation animale ou à la production de biodiésel. La logistique de distribution de ces coproduits à la clientèle s'effectue dans une logique de proximité pour augmenter les performances de la chaîne d'approvisionnement. Le CO₂ produit par Greenfield Global à Varennes est capté et acheminé par canalisation jusqu'à l'usine voisine d'Air Liquide (les deux usines sont situées à moins d'un kilomètre l'une de l'autre). Le CO₂ est purifié, compressé et vendu pour la production de glace sèche ou de bonbonne servant notamment pour la production des boissons effervescentes. On constate que la bioraffinerie de Varennes contribue de manière importante à l'économie locale et régionale. Selon Greenfield Global (2017), depuis la construction de l'usine, le cumul des investissements a été de \$170 M, les dépenses d'exploitation s'élèvent à plus de \$100 M par année. Selon l'AQPER (2018), la valeur ajoutée de Greenfield Global dans l'économie du Québec est de plus de \$200 M par année en termes de dépenses d'exploitation, ce qui inclut l'achat de matière première, et les retombées économiques directes et indirectes sur les régions. De plus, l'usine de Varennes compte environ 60 employés à temps plein et génère des centaines d'emplois indirects et induits dans les divers secteurs comme l'agriculture, le transport, la construction, la recherche et l'innovation, l'expertise-conseil, etc.

3.7.3.3. Bioraffinerie en co-habitation avec un digesteur anaérobique

La bioraffinerie de Varennes est unique et inusitée notamment en raison de son partenariat stratégique avec le centre de traitement par biométhanisation qui est son voisin immédiat de l'autre côté de la route à 200 mètres. Une démarche d'écologie industrielle entre les deux entités en co-localisation permet de traiter et de valoriser efficacement les matières organiques résiduelles issues des municipalités dans la région afin de les transformer en biométhane utilisable sur place par la bioraffinerie et en digestat utilisable par les fermiers dans la région comme engrais biologique. L'un des principaux postes de coût et sources d'émission de CO₂ de la bioraffinerie de Varennes est l'utilisation du gaz naturel dans le procédé notamment pour le séchage des drêches. Ainsi, il est intéressant pour Greenfield d'utiliser du biométhane dans son procédé, en substitution du gaz naturel, car cela permet de réduire sa dépendance au carburant fossile tout en réduisant son empreinte carbone.

Le centre de traitement par biométhanisation est le fruit de la Société d'économie mixte de l'est de la couronne sud (SÉMECS), qui est issu d'un partenariat entre quatre actionnaires : les MRC de La Vallée-du-Richelieu, de Marguerite-D'Youville et de Rouville, et le consortium privé Biogaz EG. Ce dernier est une filiale de Greenfield Global. Biogaz EG assure le développement technique ainsi que les opérations du centre de traitement.

En 2017, le centre était conçu pour traiter annuellement 40,000 tonnes de matières organiques générées par les trois MRC partenaires, qui regroupe 27 villes et municipalités totalisant 235,000 citoyens. Cette démarche permet d'éviter l'enfouissement de ces matières. Une quinzaine de travailleurs opèrent les installations (Greenfield Global 2017) qui ont eu un coût d'investissement pour le digesteur et le centre de traitement de \$57.8 M (Bastien 2016). Ce projet bénéficie d'une subvention du ministère de l'Environnement et d'un appui du Fonds vert ainsi que de la Fédération canadienne des municipalités.

Le centre récupère et valorise les résidus alimentaires résidentiels, les résidus verts des villes, les boues de fosses septiques des citoyens ainsi que les matières organiques des industries, commerces et institutions (ICI) présents sur le territoire. Plusieurs produits sont tirés de la biométhanisation, d'abord, le biogaz, une fois purifié, c'est près de 3.8 M m³ de biométhane (bio-CH₄) qui sont produits par année. Ce biométhane permet d'alimenter en énergie la bioraffinerie de Greenfield Global. Cela permet de remplacer une partie du gaz naturel d'origine fossile et ainsi réduire les émissions de GES de la bioraffinerie. Les autres coproduits sont le sulfate d'ammonium, tiré de la fraction liquide du digestat traité et qui peut être vendu comme engrais auprès des agriculteurs et la fraction solide du digestat, un

fertilisant organique, qui est acheminé aux producteurs agricoles afin d'être épandu sur des terres agricoles. Le digestat a peu de valeur monétaire, mais une réelle valeur agronomique pour les cultures. Au global, l'unité de biométhanisation permet de réduire les émissions de GES d'environ 8500 tCO₂e par année.

Notons qu'en 2020, des travaux d'agrandissement ont été annoncés (Lapointe 2020) et le centre triplera sa capacité de traitement, de sorte qu'en 2023, le centre recevra 120,000 tonnes par année, soit la totalité des matières organiques de Boucherville, Saint-Bruno-de-Montarville, Saint-Lambert, Brossard et Longueuil. Ainsi, le centre recevra les résidus organiques de plus de 650,000 citoyens ainsi que de nombreuses institutions, commerces et industries. Les travaux d'agrandissement nécessitent un investissement supplémentaire de \$71 M. Le biométhane issu du projet d'expansion sera destiné à la production de gaz naturel renouvelable (GNR). Celui-ci pourrait être réinjecté dans le réseau de gaz naturel ou utilisé dans les transports sous la forme de bio-CNG (Compressed Natural Gas) ou bio-LNG (Liquefied Natural Gas).

3.7.3.4. Performance énergétique et environnementale de la bioraffinerie

La bioraffinerie de Varennes est à la fine pointe des technologies et affiche une empreinte environnementale remarquable. En effet, celle-ci est un modèle de saine gestion de ses eaux de procédé, de l'efficacité énergétique et de son empreinte carbone. Concernant l'efficacité en usine, tel que mentionné par Greenfield Global (2017), les eaux propres sont recirculées en boucle dans le procédé et l'usine ne génère pas d'eaux usées, car celles-ci sont traitées par biométhanisation. Le biogaz est capté, purifié, et le biométhane est utilisé comme source d'énergie pour le séchage des drêches en complément du gaz naturel. L'énergie résiduelle issue du séchage est récupérée et réutilisée comme source d'énergie sous forme de vapeur pour le procédé. Greenfield Global produit l'éthanol ayant la plus faible empreinte carbone au Canada et se situe parmi les empreintes carbone les plus basses des quelque 200 usines d'éthanol en Amérique du Nord. Alors que l'essence d'origine fossile a une intensité de carbone de 90-93 g CO₂e/MJ, l'éthanol produit par Greenfield Global a une intensité de carbone de 43 g CO₂e/MJ, soit 53 % de moins que l'essence conventionnelle. Selon Greenfield Global (2017), la production de l'usine de Varennes permet de réduire de 311,000 tCO₂e par année les émissions de GES du Québec, ce qui représente les émissions de 90,000 véhicules légers. Actuellement, l'un des principales postes d'émission de GES à la bioraffinerie de Varennes provient de la consommation de gaz naturel qui sert au séchage des drêches vendues comme aliment pour le bétail. Or, en réalisant des projets de conversion et d'amélioration de l'efficacité énergétique de ses procédés, Greenfield Global serait possiblement en

mesure de réduire l'intensité de carbone de son éthanol d'environ 50 % pour se situer dans une fourchette de 20 à 23 g CO₂e/MJ. Également, mentionnons que l'usine de Varennes est certifiée ISO 9001, ISO 14001, OHSAS 18001, ISO 45001 et Food Safety Modernization Act (FSMA).

3.7.3.5. Implication de l'entreprise dans l'économie circulaire et l'innovation

Greenfield Global est un acteur majeur de l'économie circulaire et ses projets contribue à son positionnement et à l'innovation en matière de développement durable au Québec. Greenfield Global s'implique dans l'économie circulaire notamment par la commercialisation de biocarburants et de technologies modernes pour produire de l'énergie à partir de ressources renouvelables et de matières résiduelles comme les déchets organiques urbains. Greenfield Global s'implique activement en R&D dans les innovations technologiques, les nouveaux procédés et produits industriels dans le domaine de la production des carburants et des combustibles renouvelables et de la chimie verte (e.g. les projets en développement d'éthanol de seconde génération, de digestion anaérobique, d'hydrogène et de gaz naturel renouvelable). En novembre 2019, Greenfield a annoncé la création d'une coentreprise avec Hy2gen Canada pour construire et exploiter une installation de production d'hydrogène, de biométhane et de biométhanol. Cette installation sera adjacente à la bioraffinerie existante et sera alimentée par l'hydroélectricité, ce qui va permettre à Greenfield de réduire davantage son intensité en carbone. L'entreprise consacre également des efforts à l'interne de plus de \$1 M par année en matière de R&D à partir de ses propres installations. Son objectif est d'intégrer les activités de la bioraffinerie afin d'augmenter la production d'éthanol à partir de technologies et de matières premières distinctes fonctionnant en synergie et en complémentarité sur une même plateforme afin de minimiser l'usage des carburants fossiles. Au niveau des coproduits spécialisés destinés à l'alimentation animale, l'entreprise s'intéresse notamment aux marchés de niche permettant d'en maximiser la valeur commerciale.

3.7.3.6. Accueil de la nouvelle politique sur les carburants renouvelables

Selon l'AQPER (2018), en 2006, suite à la mise en place du crédit d'impôt remboursable pour la production d'éthanol au Québec, Greenfield Global a construit la bioraffinerie de Varennes au coût initial de \$126 M et d'une capacité de production de 120 M L par année. Par la suite, des investissements additionnels de \$37 M ont permis de faire passer la production annuelle à 180 M L d'éthanol-carburant destiné au marché québécois. Ainsi, selon Greenfield Global (2017), entre 2007 et 2017, la capacité annuelle de production de la bioraffinerie a augmenté de 70 % passant de 100 ML à 175 ML, son rendement en éthanol a

augmenté de 10 % et s'approche de la limite stœchiométrique théorique, et son intensité énergétique a diminué de 25 %.

Tel que mentionné précédemment, en octobre 2019, le gouvernement du Québec a publié un projet de règlement concernant le volume minimal de carburant renouvelable dans l'essence et le diesel (MERN 2019). Le projet de règlement vise ainsi à augmenter progressivement les volumes de carburant renouvelable dans les carburants conventionnels. Ainsi, le gouvernement fixerait le volume minimal de carburant renouvelable à 10 % dans l'essence pour 2021, et porterait ce seuil à 15 % dans l'essence en 2025.

Quel est l'accueil de Greenfield face à cette nouvelle politique sur le volume minimal de carburant renouvelable dans l'essence? Dans un communiqué de presse datant d'octobre 2019, Greenfield affirme être favorable face aux nouvelles mesures réglementaires figurant dans le projet de règlement du gouvernement du Québec.

« L'adoption du règlement pourrait contribuer à une croissance très importante du niveau de production de son usine de Varennes ». Jean Roberge, Vice-Président Exécutif et Chef de la Direction de l'unité d'affaires Énergie Renouvelable déclare: « Greenfield félicite le gouvernement du Québec pour ses cibles ambitieuses et son engagement ferme envers la transition énergétique de la province. Les biocarburants sont en effet un secteur d'avenir. Le gouvernement fait preuve d'un véritable leadership en matière de changements climatiques et prend les mesures nécessaires pour accroître, de façon efficace et efficiente, l'utilisation et la production de carburants renouvelables comme l'éthanol, dans la province. » (Greenfield Global, 2019).

« En prévision de l'établissement d'une telle norme et suite à la reconduction du crédit d'impôt remboursable pour la production d'éthanol au Québec, Greenfield Global a annoncé le lancement d'études d'avant-projet pour augmenter la capacité de sa distillerie à 300 ML par année au coût prévu de 90 M\$. » (Greenfield Global, 2019).

4. GIS-method to design and assess the transportation performance of a decentralized biorefinery supply system and comparison with a centralized system: Case study in southern Quebec, Canada

« N'est-ce pas dans le rêve [...] que naissent la plupart des projets qui en valent la peine ? » – René Lévesque

4.1. Introduction

Several authors in the literature recognize that the biomass procurement and supply logistics are key cost drivers in the success of the bioeconomy (Yue et al. 2014 ; Dale 2015 ; Langholtz et al. 2016 ; Ebadian et al. 2017 ; Dale 2018). The expansion of the latter requires an increasing amount of biomass combined with a decreasing cost and lower supply risk. Cellulosic biomass is bulky, wet and low-density, heterogeneous in its composition and origin, subject to combustion and decomposition, geographically dispersed and owned by multi-actors—making biomass difficult and expensive to collect, transport and store (Carolan 2012 ; Searcy et al. 2014 ; Eksioglu et al. 2015 ; Kim & Dale 2015 ; Holm-Nielsen & Ehimen 2016 ; Lamers et al. 2016 ; Langholtz et al. 2016 ; Sahoo et al. 2016).

To overcome these challenges, in the past ten years, multiple authors study an approach to enhance the logistics effectiveness and reduce the risks of the supply chain (Carolan et al. 2007 ; Hess et al. 2009 ; Hess et al. 2009 ; Eranki et al. 2011 ; Egbendewe-Mondzozo et al. 2013 ; Lamers et al. 2015 ; Ng & Maravelias 2015 ; Stoklosa et al. 2016 ; de Jong et al. 2017). It is based on a network of decentralized pre-treatment plants of relative small size, known as Regional Biomass Processing depot. Biomass depot is an intermediate transit hub in a network of supply and demand points. Depots use biomass to produce commodities with uniform and constant characteristics (quality, quantity and price) that meet the specifications of the biorefinery and local and on-site markets. Depot can take advantage of the biomass spatial variability by improving flowability, transportability, stability, and storage (Eranki et al. 2011 ; Lamers et al. 2015). The two main benefits of the decentralized configuration are the reduction of transportation in the supply system and the valorization of co-products locally.

This paper is based on a case study in southern Quebec (Canada) where three scenarios are developed to assess the performance of a centralized vs. decentralized biorefinery supply system. The objectives are: (i) determine the biomass quantities technically and ecologically available in the region; (ii) determine the

optimal spatial locations and flow allocation of the biomass depots; and (iii) determine the supply capacities of the network in order to fix an optimal biorefinery sizing in further study.

The contribution of this paper is twofold. Firstly, methodological, by presenting an integrated geographic information systems (GIS) method to design, assess and compare a biorefinery supply configuration based on transport optimization. The existing GIS-method has been improved by adding a transportation optimization step. Secondly, theoretical, by presenting and discussing a potential multi-product multi-market strategy in biomass logistics related to the management and valorization of the co-products on-site without transportation. The cohabitation between a corn stover processing depot and a pig farm can be an opportunity to close local circular loops in an industrial ecology approach. Few authors in the literature address the issue of the local co-product management and valorization from a transportation limitation perspective.

4.2. Centralized vs. decentralized configuration

Centralized and decentralized supply networks are two types of supply chain configuration. As illustrated in Figure 4-1, the centralized network connects peripheral nodes (suppliers) to a central hub (biorefinery). A conventional centralized supply configuration implies that all the biomass processing steps take place at the same geographic location. A centralized configuration has been documented to operate in a local supply context in high biomass-yield areas (You & Wang 2011 ; Bonner et al. 2014 ; Nguyen et al. 2014). The implementation of large-scale stand-alone biorefinery faces many logistical challenges (Eranki et al. 2011). Centralized biorefinery implies processing a large quantity of feedstock, the average size of a commercial second generation biorefinery in the U.S. is about 700 DMg day⁻¹ (USDE 2010, Kim & Dale 2015). Biorefineries size is limited because of the considerable costs of transport and logistics (Carolan et al. 2007 ; Eranki et al. 2011). In this industry, there is no clear rule of economies of scale. A larger biorefinery implies a larger supply radius which increases the transport cost of a low-density biomass (Yue et al. 2014 ; Dale 2015 ; Kim & Dale 2015 ; Chai & Saffron 2016 ; Sahoo et al. 2018).

On the other hand, the decentralized network is a three-echelon supply system: (i) feedstock suppliers (origins), (ii) depots (intermediate processing hubs), (iii) biorefinery (destination). In the first transportation arc, the decentralized network connects all peripheral origin nodes to one of the intermediate hubs strategically located in the territory. The intermediate hubs are depots where biomass is aggregated, pretreated, and valorized in a basket of products and co-products. A second transportation

arc is subsequently connecting each depot to a single destination to transport the pre-processed material to the biorefinery.

Biomass depot can process single or multiple feedstocks, its role can be flexible, its activities can include; storage, preprocessing, pretreatment and post-treatment (Laninga et al. 2014). A depot has the potential to help bridge the gap between feedstock suppliers and biorefineries by pretreating at low-cost the feedstock at a regional scale near farms (Eranki et al. 2011 ; Holm-Nielsen & Ehimen 2016).

The literature on the optimal depot sizing and supply radius is still limited (Gonzales & Searcy 2017). Eranki et al. (2011) compare in a case study in Iowa, the logistics of a centralized 5 k Mg day⁻¹ biorefinery with a supply radius of 78 km, versus a 100 Mg day⁻¹ depot network with a supply radius of 11 km each. Kim and Dale (2016) determine that the depot facility size can range 91–181 DMg day⁻¹ (DMg: dry megagrams or metric tonne anhydrous) with a median size of 164 DMg day⁻¹, and a median supply radius of 16 km.

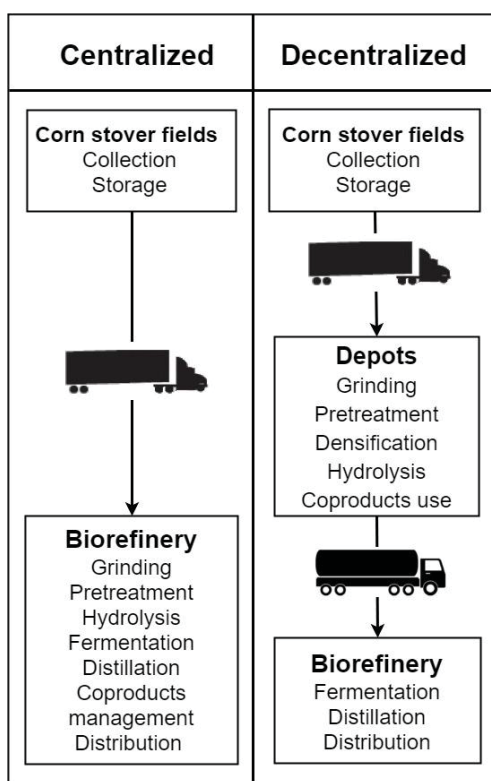


Figure 4-1 – Transportation and operations in a centralized vs. decentralized supply chain configuration.

4.3. Materials, method, and application

The paper presents a methodology used to design a supply chain by assessing plant sizes and locations based on the minimization of the transport impedance. The impedance is the measure of the “resistance,

or cost, required to traverse a path in a network” (ESRI 2017). The methodology focuses on the location and quantification of available biomass and the transportation network analysis. The network analysis identifies which sites are best positioned (Bruno & Giannikos 2015 ; Jackson 2015 ; Sahoo & Mani 2015) to minimize the travel time from the origin points to a chosen set of depots and then to a given biorefinery demand point (Sultana & Kumar 2012). Figure 4-2 is the four-step GIS-based methodology: (1) Geodatabase; (2) GIS–Multi-Criteria Decision Analysis; (3) Network analyst; (4) Allocation solver.

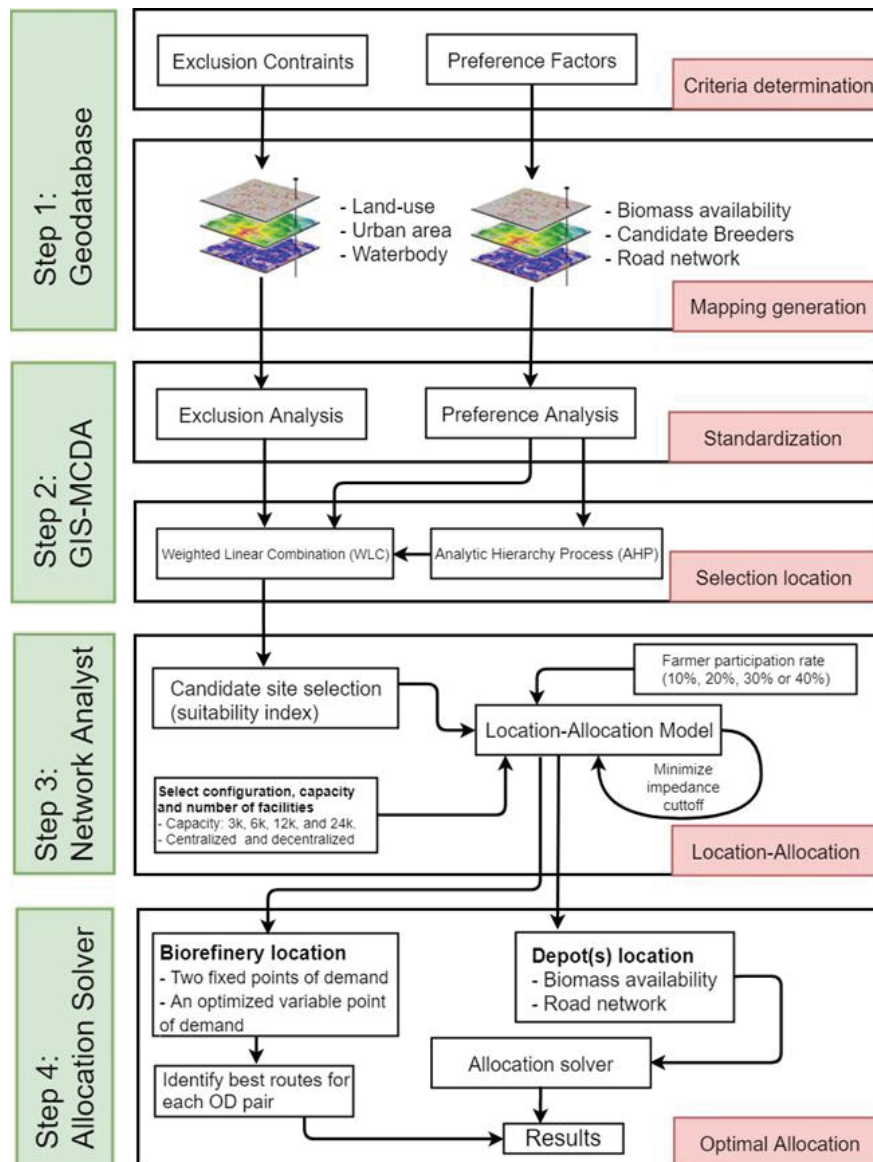


Figure 4-2 – Flowchart of the integrated multi-step GIS processes methodology applied to the design of a biorefinery supply system

4.3.1. Step 1: Geodatabase

GIS are tools that can map suitable locations for the implementation of biomass depots. A geodatabase was built containing; the theoretical availability of corn stover ($\text{DMg ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$). This layer is composed of 10-km cells distributed by Agriculture and Agri-Food Canada (AAFC 2008). Quebec government data were used to represent the pigs' distribution in the territory (MAPAQ 2017), and the theoretical potential and spatial distribution of the available organic waste (MRNQ 2012). Other spatial components were used such as the road network dataset (AQ 2012), urban areas (MRNFQ 2008 ; MRNQ 2012 ; ISQ 2015), and land-use (MRNFQ 2008 ; FADQ 2016). The data were imported in ESRI ArcGIS Desktop ArcMap 10.2.2, using NAD 1983 Quebec Lambert as a projected coordinate system.

4.3.2. Step 2: Determination of preferential sites

The optimal site location for a biomass depot is a spatial problem that involves a large set of feasible alternatives. The paper applied a GIS–Multi-Criteria Decision Analysis (GIS-MCDA), which is a method for solving site location problems (Malczewski & Rinner 2015) and can be applied to the concept of biomass depot. The methodological guidelines have already been discussed in the literature (Ma et al. 2005; Dong 2008 ; Perpina et al. 2009 ; Sultana & Kumar 2012 ; Kühmaier et al. 2014 ; Sahoo et al. 2016 ; Sahoo et al. 2018). GIS-MCDA is a two-step approach: exclusion analysis and suitability analysis.

An exclusion analysis uses spatial constraints as Boolean masking (Malczewski & Rinner 2015) to locate unsuitable parcels area. The restrictive buffer zones represent the distances where it is not possible to implement a depot site. Table 4-1 lists these exclusion criteria with their respective buffer zone. A binary raster map composed of 1-km pixels is created for each excluded zone, and all constraints can be multiplied together to create a final constraints map.

Table 4-1 – List of constraints with their respective buffer zone

Constraint(s)	Excluded zone	Reference(s)
Residential, urban, leisure, aboriginal and ritual areas	Buffer of 1000 m	Sultana (2011) ; Ma et al. (2005) ; Authors' assumption
Airport and heliport	Buffer of 1000 m	Sultana (2011)
Oil and gas sites and waste management sites	Buffer of 1000 m	Sultana (2011) ; Authors' assumption
Lumberyard and stone quarry	Buffer of 200 m	Authors' assumption
Waterbodies, saturated soil and landform (sand) areas	Buffer of 200 m	Sultana (2011) ; Authors' assumption
Powerline	Buffer of 100 m	Sultana (2011)
Natural gas and oil pipeline	Buffer of 100 m	Sultana (2011) ; Ma et al. (2005)
Slope gradient	Areas with slopes $\geq 15\%$	Sultana (2011) ; Ma et al. (2005)

Thereafter, a suitability analysis rates the suitable locations based on preference factors (Sultana 2011 ; Malczewski & Rinner 2015). To perform this procedure, many factors have been identified, and their weighting has been determined by an Analytic Hierarchy Process (AHP) which is a decision-making tool (Saaty 2008 ; Chandio et al. 2013 ; Rikalovic et al. 2014). AHP uses a pairwise comparison matrix with multiple hierarchical level structures to evaluate the criteria. A test measures the consistency rate (CR) of the judgment (Saaty & Vargas 2012). Expert Choice was the software used to perform the AHP (Forman & Saaty 2002). The discussion of the criteria and the choice of values were made in consultation between six experts coming from academia, agriculture, animal breeding and feed industry. Figure 4-3 presents the preference criteria sorted in order of priority.

**Priorities with respect to:
Goal: Suitability Criteria**

**Figure 4-3** – Suitability criteria with their respective weighting

The weighted linear combination (WLC) (Malczewski & Rinner 2015) combine layers using map algebra (Ma et al. 2005 ; Sultana & Kumar 2012 ; Silva et al. 2014). The value of each preference factor is multiplied by the weight of the criteria assigned by the AHP. The sum of the products gives a preference map, which is masked by the product of the constraint maps. The output map is converted to a 1-km raster, where

each cell contains a suitability score. The suitability index map ranks the selection of preferential site candidates that indicate where are the best locations for siting biomass depots.

4.3.3. Step 3: Optimal location and number of biomass depot(s)

The location-allocation analysis determines the optimal n locations by evaluating a set of potential candidate facilities and its interaction with the network (Comber et al. 2015 ; Delivand et al. 2015). The solver combine an origin-destination (OD) cost matrix that uses Dijkstra's Algorithm, semi-randomized initial solutions, a vertex substitution heuristic, and a refining metaheuristic that gives near-optimal results (ESRI 2017). Other publications use a similar method to locate biomass facilities (Panichelli & Gnansounou 2008 ; Sultana & Kumar 2012 ; Morales-Rincón et al. 2015 ; Sánchez López et al. 2015 ; Sahoo et al. 2016 ; Sahoo et al. 2018 ; Teixeira et al. 2018).

The problem-type used in this paper is the “maximize capacitated coverage” that considers the maximum capacity supply for a provided number of facilities that cover demand within impedance cutoffs (limit of transportation travel time) (Sánchez López et al. 2015 ; ESRI 2017 ; Teixeira et al. 2018). The selected locations of biomass depot allow minimizing the overall sum of the weighted impedance with an added constraint of capacity. The travel time was configured as the attribute of impedance, so the fastest route is the optimal in the transportation network (Sandhu & Chandrasekhar 2006 ; Ravula 2007 ; Zhang 2008 ; Laninga et al. 2014 ; Devlin et al. 2016 ; Rodrigue et al. 2016 ; ESRI 2017). According to Devlin et al. (2016), minimizing travel times leads to an increase in the number of deliveries and thus maximizing the quantity of biomass supplies which reduces the unit cost of biomass.

4.3.4. Step 4: Optimal allocation

To determine the optimum allocation depending on capacity constraints, Mandloi (2011) developed a Python-based script that “allocates origins having the supply to destinations having demand such that the supply is consumed, the demands are met, and the overall transportation cost is minimized”. The script uses an open-source library (PuLP v1.6.1) which is a linear programming (LP) modeler that defines and solves the transportation problem by calling COIN-OR, CPLEX, Gurobi, GLPK, etc. (Roy & Mitchell 2017). The shapefiles and network dataset from the previous step are used as inputs. The results present the weighted travel time (impedance) which represents the cost in tonne-minute. A contribution of this paper is the addition of this last step in the GIS processes methodology. This step improves the performance of

the supply chains 0–19% depending on the scenarios and by an average of 6% compared to the location-allocation analysis (step 3).

4.3.5. Application

The method for calculating the supply chain performance in the results section is illustrated in the following equations. In equation (4-1, the sum of the products (tonnage multiplied by travel time) of the first transportation arc is divided by the total annual feedstock supply system capacity. That gives the average supply radius performance of the biomass depots.

$$ASR_{i,j} = \frac{\sum_{i,j}^m cs_i tt_{i,j}}{TFC} \quad (4-1)$$

Where: $ASR_{i,j}$ is the average supply radius performance in minutes from fields i to depots j ; cs_i is the quantity of corn stover in DMg year⁻¹ from fields i ; $tt_{i,j}$ is the travel time in minutes from fields i to depots j ; m is the number of allocated fields i to depots j ; and TFC is the total feedstock capacity in DMg year⁻¹ (see Table 4-2 and Figure 4-5 for the capacities and number of depots).

In equation (4-2, the sum of the products of the first and second transportation arcs is divided by the total sugar capacity of the biorefinery. That gives the average transport performance of the entire supply system.

$$ATT_{i,j,k} = \frac{\sum_{i,j}^m cs_i tt_{i,j} + \sum_{j,k}^n su_j tt_{j,k}}{TSC} \quad (4-2)$$

Where: ATT is the average travel time performance in minutes from fields i to depots j to biorefinery k ; cs_i is the quantity of corn stover in DMg year⁻¹ from fields i ; $tt_{i,j}$ is the travel time in minutes from fields i to depots j ; m is the number of allocated fields i to depots j ; su_j is the quantity of sugar in DMg year⁻¹ from depot j ; $tt_{j,k}$ is the travel time in minutes from depots j to biorefinery k ; n is the number of weight units allocated from depots j to biorefinery k ; and TSC is the total sugar capacity in DMg year⁻¹ of the biorefinery (see Figure 4-6 for the capacities).

4.4. Case study

The technology to operate the biomass depots is based on Agrosphère, which is a consortium formed in 2005 by the farm of Lépine brothers and La Coop Profid'Or. Their farm is specialized in pig production, breeding 20,000 fattening pigs and cultivates 1,255 ha of grains. Agrosphère develops a depot technology based on the fractionation of corn stover by coextrusion to produce cellulosic sugar (Agrosphère 2009). The technology includes: harvesting, fractionation, co-product valorization, in-situ enzyme production, wastewater treatment, and energy production.

Originally, the purpose was to collect the corn stover (stems, leaves, and cobs) in a 30 km radius to produce 12–16 M liters of cellulosic ethanol annually. The size of the depot has a capacity of 76 k DMg year⁻¹ (Agrosphère 2009). This process design is at the core of this paper, but it has been slightly modified. Now the process design is producing high purity sugar instead of bioethanol. The sugar is then shipped to the biorefinery for further conversion process. The size of the depots is also modified according to the amount of material available in the territory.

4.4.1. Biomass availability

The case study is taking place in southern Quebec, along the St. Lawrence River, mostly in the Centre-du-Québec, and Montérégie regions. In Quebec the agricultural land productivity is lower, the growing season is shorter, and the climate and precipitation are less favorable compared to southern Ontario (EC 2018) or the corn belt in U.S. (Duffy & Marchand 2013 ; Langholtz et al. 2016). However, southern Quebec has a rich soil favorable for agriculture. The corn is dispersed and non-continuous in the territory; the spatial distribution of the agricultural yields varies per region, depending on the soil, climatic and agronomic conditions of cultivars.

Figure 4-4 is a map that contains: (i) the theoretical quantity of corn stover in the territory (AAFC 2008); (ii) the distribution of pigs (MAPAQ 2017) required for the consumption of the co-product, in accordance with the design of Agrosphère (2009) where the assumption of 20,000 pigs per 10-km pixel is a minimum to be eligible for the location analysis. (iii) The quantity of urban organic waste (MRNQ 2012) which is a parameter of the location analysis. According to the design of Lemire, the depot could work in synergy not only with a pig farm, but also with an anaerobic digester to foster industrial symbiosis in the territory.

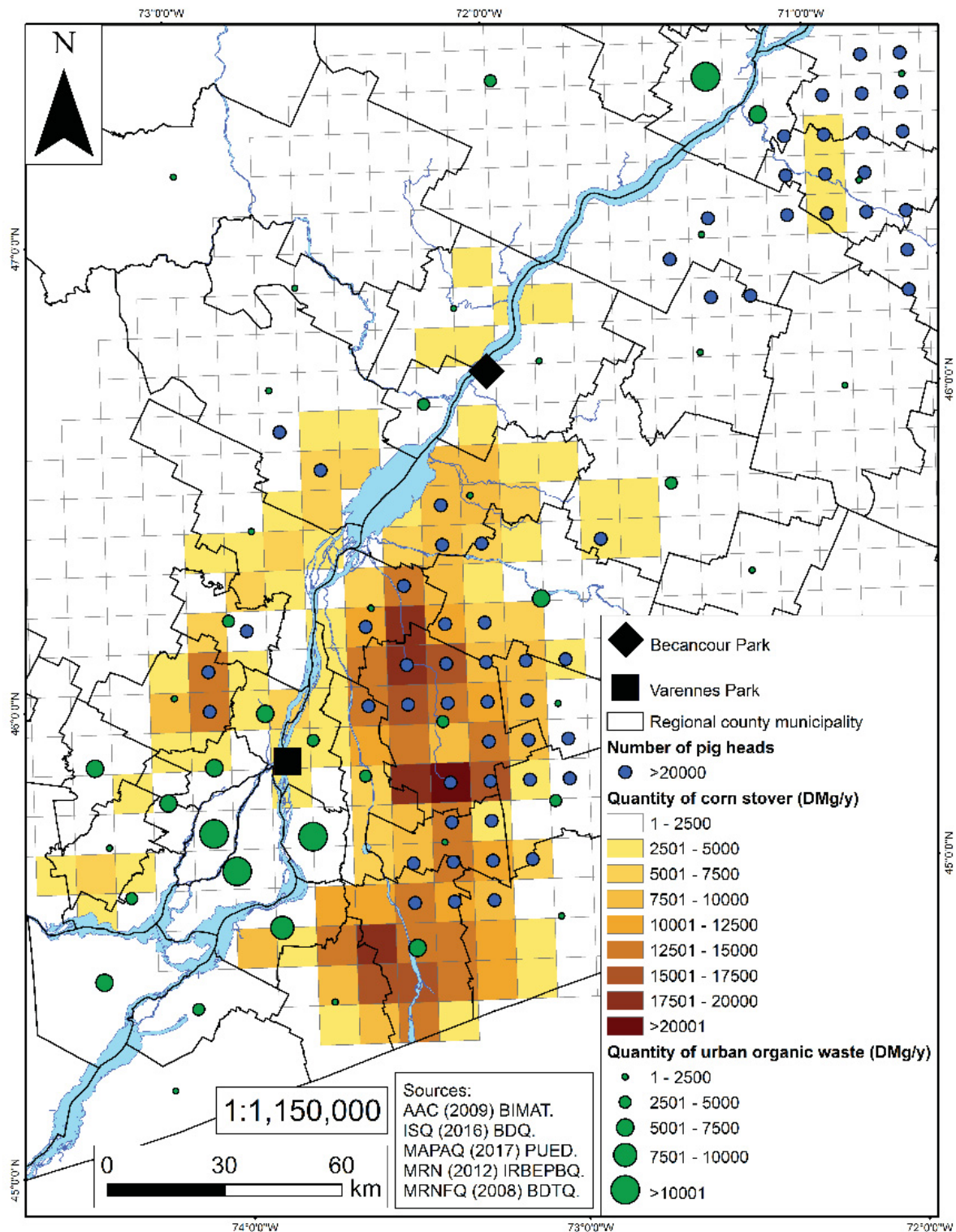


Figure 4-4 – Combined mapping of the theoretical tonnages available of corn stover, the distribution of pigs, and urban organic residues in southern Quebec

4.4.2. Depot design and technology

The depot process corn stover to various product and co-products compatible with current biorefinery and farms. The cohabitation between a depot and a pig farm is an efficient way to close local loops by valorizing the co-products in-situ without transport. Corn stover is composed about 1/3 of glucan (C6 sugars) in dry basis (Agrosphère 2009 ; Humbird et al. 2011). Pretreatment technologies are enabling to jointly produce cellulosic hydrolysates (high purity C6 carbohydrate molasses) usable by the biorefinery, and co-products (C5 sugars, hemicellulose, enzyme residues, proteins, ash minerals) usable on-site by pig breeders and local farmers (Agrosphère 2009). Thus, in this case study, the decentralized configuration hauls a total of 2/3 less tonnage on the second transportation arc because the weight of the co-products remains at the depot site. The densified raw sugar can travel longer distances at lower costs (Sultana & Kumar 2011 ; Kim & Dale 2015 ; Ng & Maravelias 2017).

Livestock production increasingly uses local feed and biocommodities such as biomass processing co-products (Rausch & Belyea 2005 ; Dale et al. 2010 ; Kanengoni et al. 2015). The lignin can be used as an energy source and as a binding agent in the animal feed industry. The advantages of the local valorization of co-products are to bypass the constraint related to the transport and water removal. The co-product streams coming from corn stover processes are large in volume, low in total solids (~20%), and contain valuable nutrients (Rausch & Belyea 2005 ; Agrosphère 2009). It can be marketed on-site in its liquid form; the farmers incorporate a fraction of the co-products into the pig feed. That benefits all stakeholders; depot can receive new income and improves its sustainability; and farmers receive economical, nutritious, and healthy pig feed.

4.4.3. Depot sizing

The sizing of the depots is based on a resource approach that determines the available supply of corn stover in the territory. The assumptions of depots' size in this study are smaller compared to the literature (Agrosphère 2009 ; Eranki et al. 2011 ; Argo et al. 2013 ; Jacobson et al. 2014 ; Nguyen et al. 2014 ; Kim & Dale 2015 ; Lamers et al. 2015 ; Chai & Saffron 2016 ; Kim & Dale 2016 ; Lamers et al. 2016 ; Gonzales & Searcy 2017 ; Ng & Maravelias 2017) because of the pedoclimatic condition, the dispersion of the feedstock in the territory and the considered low participation rate of farmers. To select the sizing of the biomass depots, the equation (4-3 is used (adapted from MRNQ 2012) to estimate the potential tonnage of corn stover technically and ecologically available in southern Quebec:

$$CS_a = A * LR * Y * WR * RR * AR \quad (4-3)$$

Where: CS_a is the potential corn stover technically and ecologically available annually in the research area (DMg); A is the potential harvested corn lands area: ~200 k ha (120 km radius) (FADQ 2016); LR is the ratio of corn lands in Quebec that can tolerate material removal: 50% authors' assumption based on literature (Beaudet et al. 2003 ; Gasser et al. 2010 ; Clearwater et al. 2016); Y is the grain yield, average 2015-2017: 10.2 Mg ha⁻¹ (163 bu ac⁻¹) (15% moisture content) (ISQ 2018); WR is the residue-to-grain weight ratio: 66% authors' assumption based on the land yield and the culture condition (AAFC 2008, Gasser, Bolinder et al. 2010, Langholtz, Stokes et al. 2016); RR is the stover removal ratio: 25% based on the soil quality and yield (Johnson et al. 2006 ; Johnson et al. 2006 ; Johnson et al. 2007 ; Klingensfeld 2008 ; Gasser et al. 2010 ; MRNQ 2012 ; Duffy & Marchand 2013); and AR is the annual biomass availability rates (farmers' participation rate): 10–40% authors' assumption based on literature (Golecha & Gan 2016).

In this design, four depot sizes of 3 k, 6 k, 12 k, and 24 k DMg year⁻¹ are considered. Table 2 indicates the number of feasible depots based on the potential of corn stover technically and ecologically available annually in southern Quebec (equation (4-3)). The measurements of the 24 k DMg year⁻¹, are only calculated at 20% and 40% farmers' participation rate because otherwise, the availability of biomass is not sufficient, and to ensure representativity, it is important to preserve an integer number of depots that are part of the logical numerical sequence as seen in Table 4-2.

Table 4-2 – Number of feasible biomass depots based on the potential of corn stover technically and ecologically available annually in southern Quebec.

Depot size (DMg y ⁻¹)	Farmers' participation rate (annual biomass availability)			
	10% (tot. cap. 12 k DMg y ⁻¹)	20% (tot. cap. 24 k DMg y ⁻¹)	30% (tot. cap. 36 k DMg y ⁻¹)	40% (tot. cap. 48 k DMg y ⁻¹)
3,000	4	8	12	16
6,000	2	4	6	8
12,000	1	2	3	4
24,000	-	1	-	2

4.4.4. Biorefinery location

In the study area, three locations scenarios are selected as demand points for the biorefinery. Two demand points are fixed locations in the southern regions of Quebec, the Bécancour Industrial Park

located in Centre-du-Québec, and the Varennes industrial park in Montérégie, and one demand point is variable depending on the optimization applied to the scenarios location. The reason for the fixed location of the two biorefineries is that they could coexist in an industrial park and thus benefit from potential industrial symbiosis. Capitalizing on existing infrastructure allows to implement symbiosis with other activities (Carus & Dammer 2018 ; Lokesh et al. 2018) e.g. a soybean and canola crushing and refining plant, or a corn-grain ethanol plant with an anaerobic digester; also, industrial parks have access to efficient transport infrastructure, water treatment, hydrogen production, cheap and reliable energy sources, and sharing RD&D specialized in green chemistry and renewable energies. An industrial ecology approach to transitioning an existing industrial park to a bio-industrial park is an effective way to be more sustainable while reducing project costs and risks (Schieb et al. 2015 ; Leal Filho et al. 2018).

4.5. Results

Figure 4-5 presents the performance of the average supply radius of the different biomass depot configuration. These graphs compare the depots each other in terms of their sizing, their numbers, and biomass availability. The legend presents the supply configurations according to the different depot sizing options. The capacities were determined based on the biomass availability in the territory (see Table 2). The x-axis is the biomass availability depending on the farmers' participation. The y-axis represents the performance of the average supply radius expressed in average travel time. Note that the smaller and numerous are the depots, the shorter the average travel time tends to be. This is the consequence of a more meshed network, i.e. the depots foster collection of local feedstock and thus there is less travel time between points. From 10 to 20% biomass availability, the curve is more pronounced and then tends to stabilize. The reason is that at a rate of 10% participation the feedstock is very dispersed in the territory and this requires a lot of effort to collect the material. As the participation of farmers increases, the cost of access, the average supply radius, tends to decrease. These results are in line with Black (2001) on network topology and connectivity, as a network becomes denser, there are gains in terms of average impedance reduction across the transportation system. The gain decreases rapidly until reaching a geographic limit of travel time.

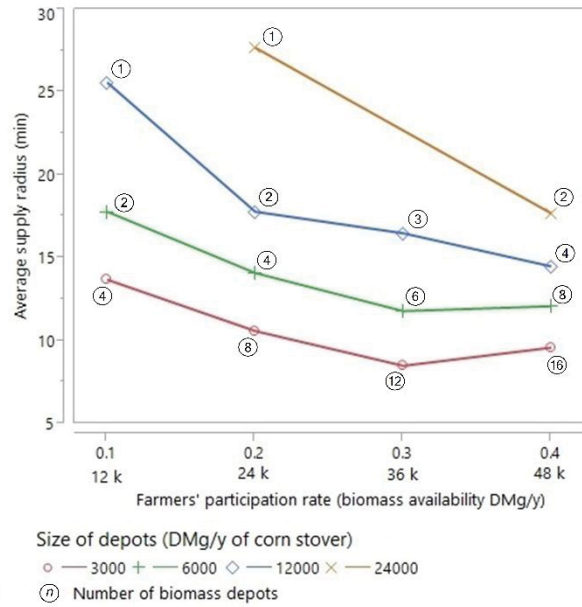


Figure 4-5 – Average supply radius of different depots sizing and annual biomass availability

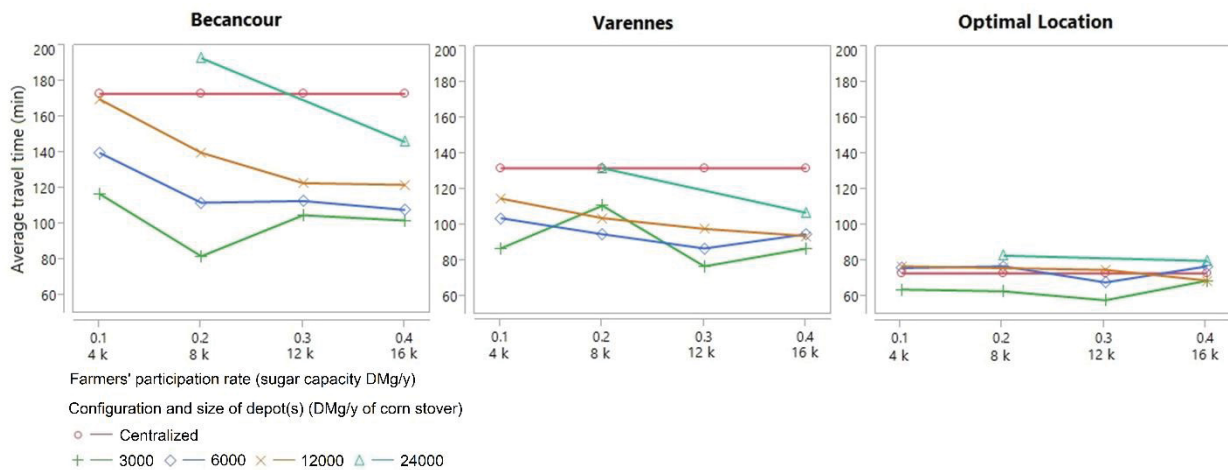


Figure 4-6 – Supply chain performance of the biorefinery location scenarios

Figure 4-6 presents the average travel time (impedance) performance of the overall transportation supply chain for the biorefinery location scenarios. The performance is assessed for the centralized and decentralized configuration. What are varying in the scenarios are the system's configuration, locations, depot size and number, and the farmer's participation rate in accordance to the biorefinery size. The centralized configuration has a constant linear impedance in the scenarios because the size of the biorefinery increases in accordance to the biomass availability. The x-axis represents the farmer's

participation rate together with the total sugar capacity of the biorefinery. The discussion section addresses this point.

It has been observed that the location of the biorefinery as a demand point significantly affects the average impedance of the system. In the decentralized configuration, there is a general trend of decreasing average impedance as the availability increases because the co-products remain at the depot site.

These are used on-site, thus, the outbound transportation from the depot is limited to the delivery of sugar to the biorefinery. In general, it has been noticed that the smaller the depot's size and more numerous, the more the average impedance tends to decrease because the supply network is more meshed and there is less travel time between points.

In the scenario of the Becancour Industrial Park, the centralized configuration has a constant average travel time of 173 min. In the depot configuration, the impedance follows a declining curve that stabilizes as the availability increases. The smallest travel time for the smallest and largest depot sizing (3 k and 24 k DMg) are reached at a biomass availability of 20% (82 min) and 40% (146 min). In the scenario of the Varennes Industrial Park, the centralized configuration has a linear average travel time of 132 min. In the depot configuration, the impedance follows a less pronounced declining curve than the previous scenario. The smallest depot sizing (3 k DMg) has a higher average travel time at the availability of 20%. The smallest travel time for the smallest and largest depot sizing are reached at a biomass availability of 30% (77 min) and 40% (107 min). In the scenario of the optimized demand location, the centralized configuration has a constant average travel time of 73 min. In the decentralized configuration, the impedance follows unspecified curves, they are very close to each other with limited amplitude. As the availability increases, the travel time remains linear within a limited range 58–83 min.

In summary, in the centralized configuration, the optimized demand location scenario is 58% (100 min) more efficient in term of transportation than the Becancour location, and 45% (59 min) more efficient than the Varennes location. But, in the decentralized configuration, depending on farmer participation, the Becancour and Varennes location have a performance of 16–42% (27–55 min) more efficient compared to their respective centralized configuration performance. It has been noticed that configuration with small and numerous depots have an average impedance that can be comparable to the optimal configuration in terms of transport. The performance differences between centralized and decentralized configurations in the optimized location scenario are negligible. Figure 4-7 maps the

performance of selected supply chains under the three location scenarios. The centralized configuration is the reference for comparison. In the decentralized configuration, the largest and smallest depot sizing are represented by the minimum travel time scenarios for each location.

Supply chain performance of biorefinery configurations and location scenarios in southern Quebec

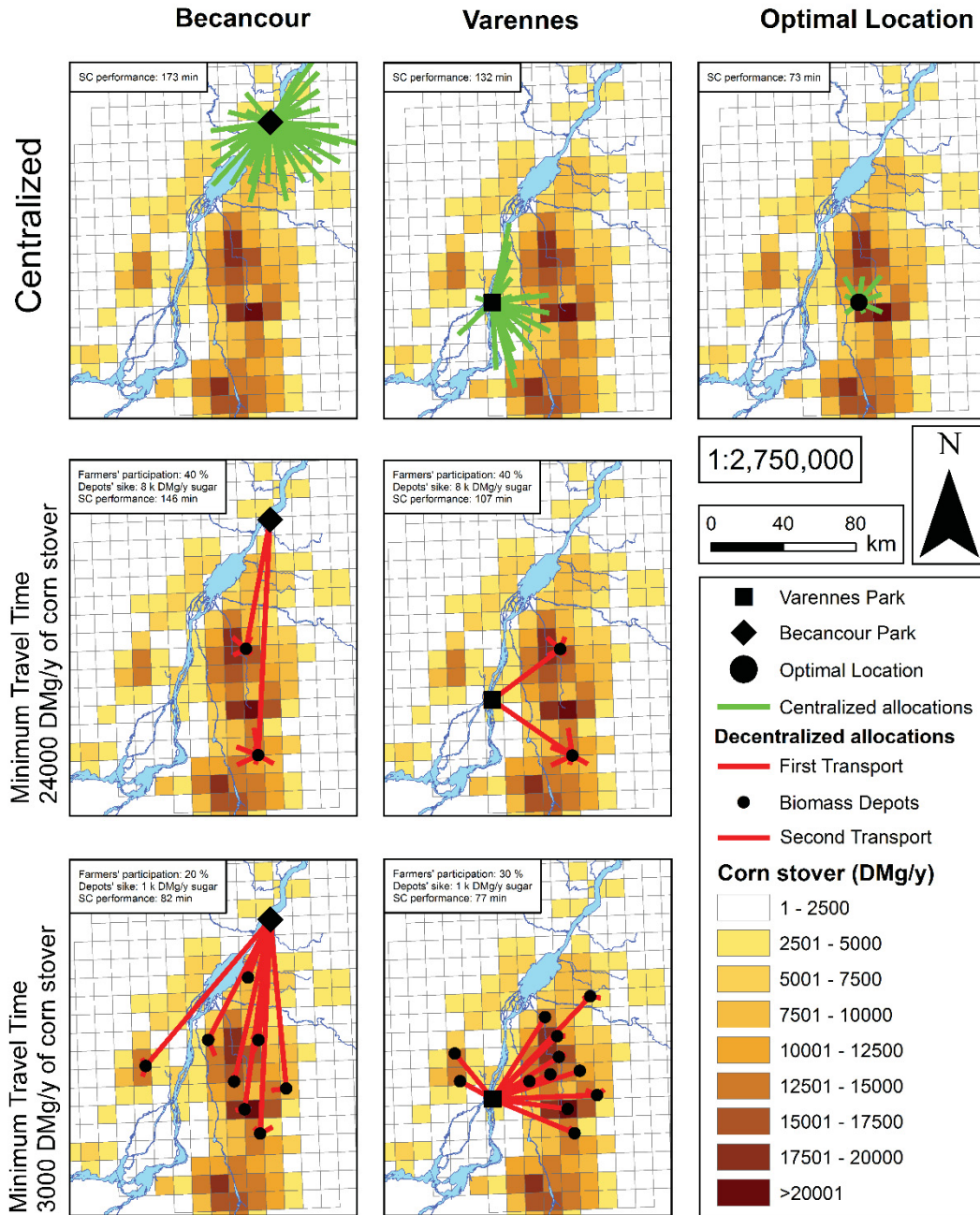


Figure 4-7 – Maps of the supply chain performance and the location scenarios

4.6. Discussion

Figure 4-6 illustrates that between the three scenarios, the transport impedance in the centralized configuration is less when the location of the biorefinery is variable and optimized. It is obvious that the locations closer to the “hot spots” which are the areas with a relatively high biomass availability are the most interesting location for siting a biorefinery. If a new stand-alone biorefinery is built, it is preferable to place it near the hot spots to minimize the transportation cost, and it may be more interesting to centralize its supply chain, as there is no investment needed to build the depots’ infrastructure. However, if the biorefinery is located on an existing industrial site, a fixed demand point, in order to capitalize on existing infrastructure and benefit from industrial symbiosis such as steam, hydrogen, water treatment, etc., the decentralized configuration can be more interesting in term of transportation cost. It has been noticed that the two fixed demand point scenarios have a respective decentralized configuration more effective than their centralized equivalents. The results indicate that when a network becomes denser and more mesh, there are gains in the reduction of the average travel time. Indeed, the average transport impedance decreases as the cumulative production increases due to the economies of transportation related to the specific supply chain configuration. These gains have two origins (Jara-Díaz 2007 ; Xu & Zhuang 2011 ; Rodrigue et al. 2016): the economies of transportation based on the network topology and connectivity (Black 2001) of the decentralized configuration, and the products diversification (product and co-products) provided by the joint production (economies of scope) at the depot site (Klitkou et al. 2015).

In the literature, similar studies have found comparable results. Li et al. (2017) investigate the potential of increasing transportation efficiency through densification at distributed satellite facilities to expand the utilization of forest residues for biofuel production in California. The authors developed a mixed-integer linear program to optimize the feedstock supply chain design with and without distributed pretreatment. They found that pretreatment can reduce the total cost of a biomass supply system through reductions in transportation cost for long-distance feedstock deliveries. Thus, torrefaction and densification can reduce the total cost by about 5% and 15% lower than the optimal system without biomass pretreatment when transportation distances are <300 km. Also, Braimakis et al. (2014) investigated the potential of converting wood chip into bio-oil as an intermediate step in the process chain to increase the product's energy density and thus reduce transportation costs. The authors compare centralized and decentralized supply chains. According to their results, for central transport distances ranging 100 to 500 km, the reduction in bio-oil transport costs cannot offset the increase in investment and operating costs associated with the decentralized pyrolysis process. However, the publication indicates that some variables can make the

decentralized configuration more attractive, i.e. when accessible biomass sources are bulky and low energy density, and low cost; when co-products are used to produce energy for decentralized pretreatment units; and when distance between pretreatment units and the biorefinery are high.

The current paper has certain limitations, the current model is based on a resource approach to acquire information upstream of the conversion process, but it does not have the information to determine an optimal demand fixed for the biorefinery. The model considers a biorefinery demand that is variable according to farmers' participation rate. This is why the travel time of the centralized configuration is linear in Figure 4-6. As farmer participation rates increase, biorefinery capacity increases simultaneously. The model studies the effect on transport impedance of keeping 2/3 of the co-product weight at the depot site when the biorefinery is decentralized and located in an existing industrial park versus a centralized stand-alone location. The results obtained will be used to determine the potential supply capacities and thus decide the optimal biorefinery sizing. Ultimately, the model will be retested with a fixed biorefinery sizing for all scenarios, but for doing this it is required to know the percentage of farmer willing to participate in this new industry. In further studies, a survey of farmers will be conducted to assess the average participation rate based on corn stover purchase price assumptions. According to the literature and discussions with experts in the field, the participation rate of farmers should be 15-30% (Klingensfeld 2008). The determination of this percentage will be used to estimate the quantity of commercially available material and thus determine an optimal size of the biorefinery.

4.7. Conclusion

A GIS-based methodology has been developed and applies to design, assess and compare biomass supply chain configuration based on the optimization of the transport logistics. The proposed methodology is structured in different steps: to locate and quantifies the biomass resource availability according to the farmer participation rate; determine the suitable locations of biomass depots and the optimal allocations in the transportation network; and evaluate the sizing and number of biomass depots in accordance to the supply chain configurations and the biorefinery location. The method has been applied on a case study in southern Quebec. In the presented design, the depot generates densified raw sugar that can travel long distances to the biorefinery at low costs, and the co-products can be used as animal feeds and bioenergy for the on-site pig farm and local agribusiness. This diversification strategy provided by a joint production allows saving 2/3 of tonnage on second transportation arc. As results, the transport logistics of a centralized stand-alone configuration is more effective when the location of the biorefinery is variable and optimized, and there is no investment needed to build the depots' infrastructure. In the centralized

configuration, the optimized demand location scenario is 45% (59 min) and 58% (100 min) more efficient in terms of transport than the fixed location scenarios. However, when the demand point is fixed such like a biorefinery located in an existing industrial park, the decentralized system can achieve some improvement in the biomass pretreatment, transport logistic, and local co-product use. Depending on farmer participation, the fixed demand locations have a transport performances 16–42% (27–55 min) more efficient compared to their respective centralized configuration performance. The decentralized configuration can improve the management of the agricultural resources by the pretreatment of the feedstock, and the local valorization of the co-products, and thus contribute to the minimization of the overall transportation. In addition to increase and diversify the depot's revenues by creating a new sustainable economic sector that generates regional employment.

5. Circular process design and engineering of an advanced regional biomass processing depot

“All models are wrong; but some are useful” – George E.P. Box

“If you're going through hell, keep going.” – Winston Churchill

« tout est bien [...] il faut imaginer Sisyphe heureux » – Albert Camus

5.1. Introduction

The objective of this research is to design and develop a process engineering model applied to a biomass depot concept, and then to perform a techno-economic assessment of these processes in order to convert organic residues (corn stover and urban organic waste) into 2nd generation sugar, bio-CH₄, and co-products. This innovative design of advanced biomass processing depot is based on an industrial ecology and circular economy approach where there is a high degree of recovery, reprocessing and valorization of materials and energies through a cohabitation between (1) a sugar production line, (2) a pig farm, (3) an anaerobic digester, (4) an enzyme production and (5) a wastewater treatment. The overall engineering model and each unit module is based on a comprehensive literature review and has been modeled in an Excel spreadsheet.

5.1.1. Overview of the conceptual circular process design

This research considers two different kinds of sorted-feedstocks at the entrance of the biomass depot. The process capacity represents 2.85 DMg h⁻¹ of corn stover, and 1.61 DMg h⁻¹ of farms and urban organic waste. The process design of the biomass depot is divided in seven technical areas: preprocessing (A100), pretreatment (A200), enzymatic hydrolysis, concentration and evaporation (A300), enzyme production (A400), filtration (A500), farm (A600), and biodigester with wastewater treatment (A700). A summary of process flow diagram is presented in Figure 5-1, each processing step is described in more detail in section 5.3.2.

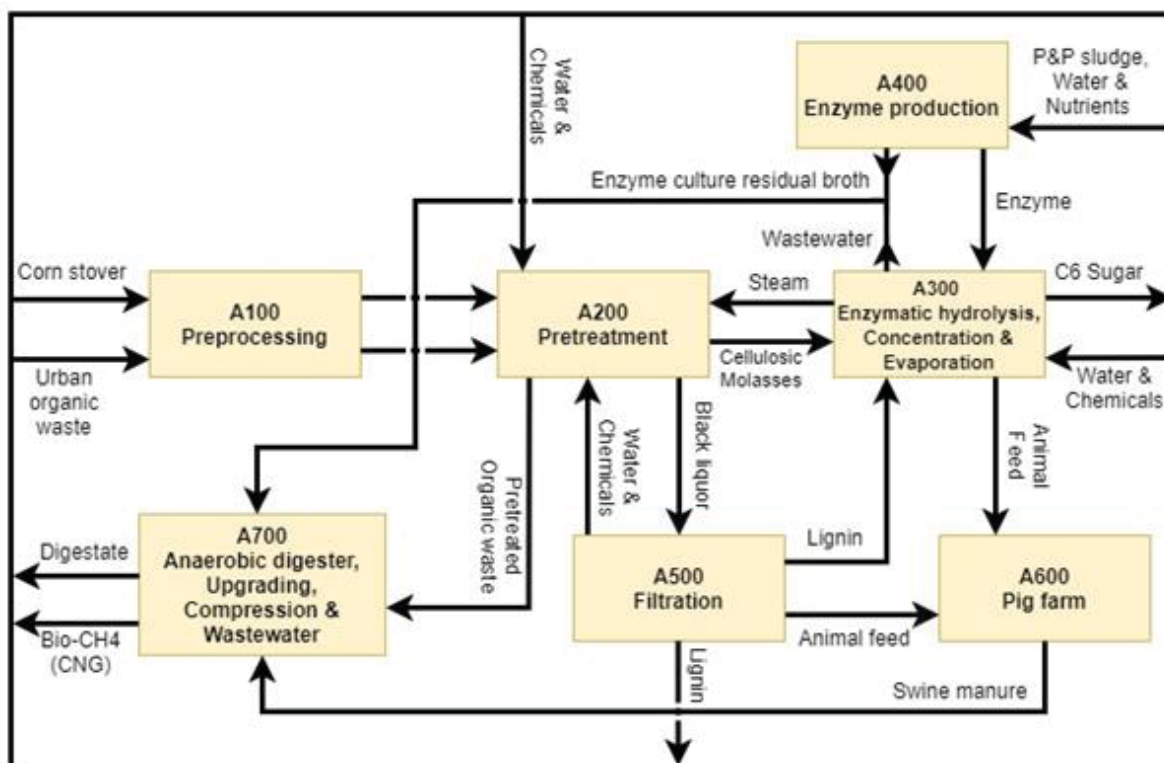


Figure 5-1 – Summary descriptions of the process areas

5.1.2. Areas and description

A100	Corn stover (14-35% MC; w.b.) is grinded and urban organic waste (6-46% MC; w.b.) is shredded to reduce size particles.
A200	Corn stover is pretreated by an alkaline twin screw extruder, the solid stream of cellulosic prehydrolysates is fed to the enzymatic hydrolysis (A300) and the liquid stream of co-products is fed to the filtration (A500); the urban organic waste is pretreated by hydrothermolysis before being fed to the biodigester (A700).
A300	Cellulosic prehydrolysates are converted to C6 carbohydrates by enzymatic hydrolysis, sugar purification and concentration.
A400	On-site microbial enzyme production using pulp and paper waste sludge as feedstock.
A500	Liquid stream separation and recovery of C5 sugars, hemicellulose and lignin by ultrafiltration and reverse osmosis.
A600	Biomass depot operates in cohabitation with a breeding farm of 20 k fattening pigs. Corn stover processing co-products are used on site in liquid form for feed. The liquid manure is used as feedstock by the anaerobic digester (A700).
A700	Anaerobic digester converted urban organic waste and swine manure to biogas and digestate. The biogas is upgraded to produce biomethane, which is compressed and dispensed in a compressed natural gas (CNG) station located at the depot site. The bio-CNG users are the depot transportation fleet, and the other consumers in the region. The digestate is used by local farmers as a fertilizer.

5.1.3. Research scope

The system boundary of the process modelling and techno-economic analysis is limited to the biomass depot and its supply chain from the agricultural field up to the cellulosic sugar delivered to the biorefinery gate to be converted into final products. The depot processes are designed based on the biochemical conversion pathways using two types of feedstock – the corn stover for the production of sugar and the co-products – and the urban organic waste for the production of biomethane and digestate. In the design, the calculations cover the feedstock collection, the processes at the depot site, and the transport logistics along the supply chain.

The model is based on previous work from (Agrosphère 2009), which is a consortium formed in 2005 by the Lépine brothers' farm and La Coop Profid'Or in Quebec. Their farm specializes in pig production, breeding 20 k fattening pigs and cultivates 1255 ha of grains. Agrosphère developed a pretreatment technology based on the co-extrusion of the corn stover to produce cellulosic sugar. The technology includes harvesting, fractionation, coproduct valorization, *in situ* enzyme production, wastewater treatment, and energy production.

The modelling is based on the principle of conservation of mass (Lavoisier's law) (Morris et al. 2012 ; Towler & Sinnott 2021). This principle states that mass can neither be created nor destroyed and, therefore, that the total mass of the input streams to a system is equal to the total mass of the output streams (plus, if applicable, the variation of mass accumulations in the system). In other words, $\Sigma \text{ inputs} = \Sigma \text{ outputs} + \Delta \text{ stocks}$. The mass balance equation applies as much to the system as a whole as to the unit processes. The latter can be with or without chemical reactions, this determines whether or not there is creation/destruction of chemical species present. These have been taken into account in the model according to the nature of the unit processes. The modelling of the system was carried out in steady state (continuous process functioning 96% of the hours of a year, i.e. 8410 h) by using fixed and stationary performances in time. In this type of regime, there are no mass accumulation/deaccumulation effects, as these are considered zero over a year.

The processes were built in a Microsoft Excel spreadsheet, the detailed mass balances and flowsheets of the sugar production unit were sourced from Agrosphère and have been completed with the NREL reports (Humbird et al. 2011 ; Davis et al. 2015 ; Davis et al. 2015 ; Davis et al. 2018). The model was adjusted and resized according to these technical reports, and the energy usage was assessed in proportion to the mass flows in each operation. Multiple modifications have been applied to adapt the depot model to the co-

extrusion technology developed by Agrosphère. The mass balances and flowsheets of the biodigester unit come from multiple sources (Agrosphère 2009, Redman 2010, Novakovits and Doczekal 2016) and the sizing assumptions of the biomass depot is based on a resource approach that determines the availability of organic waste in the host territory (Lemire et al. 2019). Also, the depot design is based on a nth plant scenario, which means that this approach presumes that all technical barriers and advancements have been resolved (Tao et al. 2017).

5.1.4. Objectives

The main objectives of this research are: (i) Based on an industrial ecology approach, propose a local circular process design for a multiple biomass processing depot operating in co-habitation with a pig farm and an anaerobic digester. (ii) Determine the engineering specifications with operational assumptions of the biomass depot and its decentralized supply chain. (iii) Assess and analyse the technical (mass and water balance) and environmental (EROI and GHG emissions) performance and discuss the efficiency and opportunities related to the agribusiness model.

5.2. Material and methods

The overall purpose of the process analysis is the measurement of the techno-economic and environmental performances related to a particular technology option. The techno-economic assessment of a chemical engineering process is a multi-step process (Aden et al. 2002 ; Humbird et al. 2011). The purpose is to develop a process flow diagram (PFD) applied to a conceptual circular process design of biomass processing depot operating in cohabitation with different process lines. The research details the various steps in the process chain, the mass and energy balance and the sizing of the main equipment. Afterwards, the research assesses the capital cost, operational cost, forecasting the selling price, and return on investment, and sensitivity analysis.

The methodology for evaluating the process analysis meets the following objectives. What is the purpose of the various processing units and how does it work? What is the mass balance of inputs and outputs for each unit? What are the characteristics of the raw material and the products and co-products? Thereafter, in the economic analysis the objectives are: What are the investment costs (equipment, installation, direct and indirect cost)? What are the operating costs (electricity, water consumption, maintenance; employees)? What are the advantages and disadvantages of the units in the process?

Currently, most biorefining projects are still at the R&D phase. This project can therefore only progress by building on the work of other researchers. Like those who have successfully proven a specific reaction or process with their feasibility, and have acquired fundamental theoretical data. The main purpose of this process design and assessment model is to conduct a preliminary feasibility examination. There are multiple possibilities of process design, feedstock utilization, and conversion technology, but only a limited number of these possibilities are feasible. As the process evaluation progresses, more information will be gained on the optimal configuration of future biorefining processes that convert bioresources into high-value products, commodities, and co-products.

The main contribution of this study is the assessments of EROI and GHG emissions applied to the latest progress in conversion and valorization through efficient co-product management. Indeed, C6 sugar is produced from corn stover, and to make the process more profitable, the hemicellulose and lignin fraction can be valorized on-site and locally as co-product in the animal feed industry and bioenergy.

5.2.1. Biomass feedstock data

The feedstock database developed through this work contains five types of biomass, the corn stover for the production of sugar as a commodity dedicated for further processing at the biorefinery; and four types of urban and agricultural biomass (food waste, pulp and paper residues, common reed, and on-site pig manure) for the production of biomethane for renewable and low-impact energy generation, used for self-consumption in internal facility transport as well as for sale on external markets on a regional scale. The generated database can be used as a tool for researchers, farmers, urban communities and local producers to get better understanding of the agricultural and municipal residues present in the region.

5.2.2. Process flow diagram

Biomass conversion and processes are still being researched and developed, and several new concept designs and technologies are emerging over time. This study includes, four major conversion processes: (1) a pretreatment (alkaline extrusion of corn stover, and hydrothermolysis of urban organic waste); (2) enzymatic hydrolysis with sugar concentration; (3) enzyme production; and (4) anaerobic digestion (AD).

The process flow diagrams (PFD) were developed based on references and laboratory research. Several studies have been conducted to assess the economic feasibility of alkaline pretreatment and enzymatic hydrolysis of corn stover to sugars. Previous research has highlighted the challenge of producing C6 sugars that can be economically transformed into high value bio-based products. This study applies a new

feedstock breakdown process developed by the Université du Québec à Trois-Rivières (UQTR) to valorize and converted corn stover into sugar and bioproducts. Agrosphère (2009) had already developed a set of detailed PFDs on the conversion of corn residues into C6 carbohydrates by alkaline pretreatment and enzymatic deconstruction. The proposed model has a detailed PFD with mass balances of the sugar production line, the processes were built in a Microsoft Excel spreadsheet, and had been completed with the reports published by the National Renewable Energy Laboratory (NREL) and other literature documents (Humbird al. 2011 ; Davis et al. 2015 ; Davis et al. 2015).

The proposed model for the anaerobic digestion process come from multiple sources, notably the Anderson Centre which is a consulting group based in UK, and Bin2Grid, an initiative funded by European Union's Horizon 2020 based in Austria (Redman 2010 ; Novakovits & Doczekal 2016). The models were adjusted according to the technical reports, and the energy usage was assessed in proportion to the mass flows in each operation. Facilities sizing assumptions are based on previous work (Lemire et al. 2019), which identifies the availability of organic residues in the region using a GIS resource-based approach that determines the quantity and location of residues.

5.3. Results

The system boundary of this conceptual process design includes the operations upstream and downstream of the biomass processing depot with the transportation supply chain. Upstream, the operations at-field includes the feedstock harvesting, densification, collection, storage, handling, and transport of the corn stover. The operations in urban area includes the transportation and deliver of the urban organic waste. At the biomass depot, the main activities of the sugar production line are the grinding, alkali pretreatment, enzyme production, enzymatic hydrolysis, sugar recovery and upgrading, and on-site co-products valorization. On the bio-CH₄ (CNG) production line, the main activities are the anaerobic digestion, biogas upgrading, compression, bio-CNG utilization, and digestate and wastewater management. Downstream, the design includes the transportation supply chain for all products, coproducts such as sugar transportation to the gate of the biorefinery, and the digestate for fertilizing the cropland.

5.3.1. At-field operations

At-field operations include all the feedstock logistics occurring after the biomass has been produced at the field but before it is fed to the conversion process at the biomass depot. Several authors develop

techno-economic model applied to corn stover supply system (Sokhansanj & Fenton 2006 ; Sokhansanj et al. 2006 ; Sokhansanj et al. 2006 ; Wright et al. 2006 ; Brechbill & Tyner 2008 ; Cundiff & Grisso 2008 ; Petrolia 2008 ; Sokhansanj et al. 2008 ; Hess et al. 2009 ; Turhollow et al. 2009 ; Morey et al. 2010 ; Ebadian 2013). All activities related to access and supply of feedstock are aimed to reduce costs in a sustainable manner, as well as to improve and preserve the quality of the harvested feedstock in order to adequately meet the needs of the biomass depot. Figure 5-2 illustrates the supply system logistics of the at-field operations up to the biomass depot. The feedstock logistics integrates the harvest with the chopping and baling steps, the collection with the stacking on field edge, the storage tarped on field edge, the handling and road transportation, and the delivery at the biomass depot with the unloading and queuing steps.

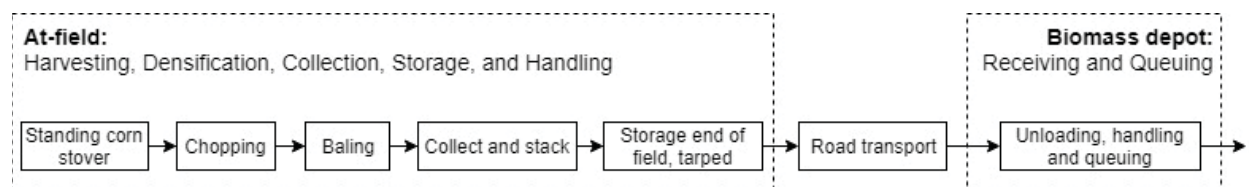


Figure 5-2 – Supply system logistics from field operations to the biomass depot

5.3.1.1. Harvest and collection

The cultivation of corn generates stover which is an agricultural co-product that can be used as lignocellulosic feedstock for many industrial uses such as the production of chemicals or bioenergy. The main advantages of using corn stover is the abundance on the land and availability to the industry, they do not compete with other usages such as food or feed, as they are currently unused, and they are relatively low-cost. The case study presented is taking place in southern Quebec, along the St Lawrence River, mostly in the Centre-du-Québec, and Montérégie regions. In Quebec, in a general way, the agricultural land productivity is lower, the growing season is shorter, and the climate and precipitation are less favorable compared to southern Ontario (EC 2018) or the corn belt in the USA (Duffy & Marchand 2013 ; Marchand 2015 ; Langholtz et al. 2016). However, southern Quebec has a rich soil favorable for agriculture and the spatial distribution of the agricultural yields varies per region, depending on the soil, climatic, and agronomic conditions of cultivars.

According to the Quebec Institute of Statistics (ISQ 2018), grain corn, which includes genetically modified corn, is the largest agricultural crop grown in the southern Quebec. On average over the 2015-2017 period, the grain corn crop yield was 10.2 Mg/ha (w.b.), the area harvested was ~380,000 ha, and the total production was ~3,900,000 Mg/year. The Montérégie region alone accounts for about 66% of Quebec's total production. Based on a previous published geomatics study (Lemire et al. 2019), the authors

determine the annual potential of corn stover technically and ecologically available in the research area based on the parameters and assumption in Table 5-1. To consider the sustainable availability of corn stover, an average residue-to-grain ratio of 66.7% (d.b.) (AAFC 2008, Gasser, Bolinder et al. 2010), and a corn stover removal rate of 25% (d.b.) (Johnson et al. 2006 ; Johnson et al. 2006 ; Johnson et al. 2007 ; Klingensfeld 2008 ; MRNQ 2012 ; Duffy & Marchand 2013) were assumed. Thus, the estimated amount of corn stover that can be removed sustainably is between 1.7 and 2.2 Mg/ha depending on the moisture content, which can vary between 14 and 35% (w.b.).

According to Duffy & Marchand (2013), the stover removal rates may differ from site to site depending on regional specificities and cultural practices, e.g., more corn stover per hectare could be harvested in higher-yielding fields. So, the technical, ecological and commercially viable potential in the study area is estimated at 25-100 k DMg of corn stover available for industrial uses. The most influent factor that affects this available tonnage is the participation of farmers, which varies between 10-40%. The biomass depot sizing of 24 k DMg/year is based on this resource approach that determines the available supply of corn stover in the territory based on the amount of grain corn crop. The assumptions of depots' size in this study are smaller than those in the literature because of the pedoclimatic conditions, the dispersion of the feedstock in the territory, and the low participation rate of farmers.

Another issue to consider is the feedstock material losses, which are significant, especially for herbaceous plants reaching 18.6 wt% (Ebadian 2013). The baling losses are the main factor followed by roadside storing and to a lesser extent unloading trucks, in-field hauling, loading onto trucks, road transportation, grinding, and the at-plant storing. Reducing losses of corn stover during these steps is a good way of reducing the operation costs. Ultimately, a cost-reduction strategy would integrate an optimization approach in stock management by minimizing material losses in the supply chain. An approach that integrates field edge storage and a pretreatment at a local depot is also a way to reduce operating costs.

Table 5-1 – Assumptions on the supply system harvesting capacity

Parameters	Units	Values	References
Depot capacity (delivered tonne) (d.b.)	DMg y ⁻¹	24,000	Calculated from a sustainable harvesting capacity Lemire et al. (2019)
Corn stover moisture in the fields (w.b.)	%	14-35	Assumption based on literature
Average matter loss (supply efficiency) (d.b.)	%	18.6	Ebadian (2013)
Average grain corn yields in Quebec (w.b. 15% MC)	Mg ha ⁻¹ (bu ac ⁻¹)	10.2 (162.2)	Average yield 2015-2017 (w.b.); ISQ (2018)
Residue-to-grain weight ratio (d.b.)	%	66.7	Based on previous research and literature AAFC (2008); Gasser et al. (2010)
Corn stover removal ratio (d.b.)	%	25	Idem
Corn area harvested annually	ha	20,400	Calculated from a sustainable harvesting capacity Lemire et al. (2019)

Biomass users require a constant supply all year round. Corn stover harvesting is limited to certain times of the year, in late summer, when farmers' workloads are particularly heavy before winter, and weather conditions can be unpredictable. Stover harvesting normally takes place over a period of 4 to 6 weeks, from October to mid-November (Morey et al. 2010). Biomass supply chain includes various components. The first step is the harvesting of the corn stover (stalks, leaves, and cobs), that include cutting, chopping and baling, after the corn grain harvest. It is important to favour passive drying of the stover in the field before baling. Lower moisture levels are preferable for long-term bale storage, to avoid bale heating and mould. However, waiting for moisture to decrease can reduce the time available for harvesting. According to literature, the moisture of corn grain during the harvested time is 15-30% (w.b.), and the corn stover ranges 25-60% (w.b.) (Sokhansanj & Turhollow 2002 ; Hoskinson et al. 2007 ; Shinnars et al. 2007 ; Hess et al. 2009). The moisture content of corn stover varies from field to field, within fields and within bales (Marchand 2015).

According to Marchand (2015), large rectangular bales of corn stover at 15.5% moisture, measures 1.22 m (4 ft) wide, 0.91 m (3 ft) high, 2.44 m (8 ft) length, and typically weigh ~0.499 Mg (1,100 lb), and have a bulk density about 120-160 kg/m³ depending on the moisture content. Round bales measures 1.52 (5 ft) diameter, 1.22 m (4 ft) wide, and weight ~0.295 Mg (650 lb). For more flexibility and encouraging farmer participation to the supply, this analysis assumes that half of the bales process at the depot will be rectangular and the other half round. But rectangular bale has a higher density and they are more efficient to store and transport (Oo et al. 2012). Round bales can deform during the storage, causing problem for the transportation. After the bailing operation, the randomly distributed bales are collected in the field, transported and stacked for long-term storage to the field-edge near to the road.

5.3.1.2. Storage

In this assessment, the storage period varies from 1 to 11 months (Morey et al. 2010). To minimize the exposure to natural elements and the associated loss of dry matter, the storage of bales used an ultraviolet resistant polyethylene tarp (Shah 2013 ; Hamedani 2015 ; Marchand 2015). As mentioned by Hess, Kenney et al. (2009), the international fire code for biomass storage specifies a maximum of 90.7 Mg (100 tons) per stack, and each stack is separated by a space of 6.1 m (20 ft). A stack is composed of 6-bales high, 5-bales wide and 7-bales long. Calculated from Ebadian (2013), we assumed an average dry matter loss in the entire supply chain of 18.6%, and 6.4% only for the storage operation due to shrinkage, physical loss or microbial activity.

5.3.1.3. Transport

Transportation of corn stover bales has been studied by several authors (Hess et al. 2009 ; Morey et al. 2010 ; Marchand 2015). Handling and transport operations include the transfer of the bales from long-term storage at field to queuing at the pretreatment depot. After the storage period, the bales are loaded using a telehandler or overhead crane (Hamedani 2015) to a flatbed semi-trailer and transported from the corn fields to the biomass depot to meet daily demand (just-in-time delivery). This design involves a 53-ft flatbed semi-trailer that hauls 38 round or 39 rectangular bales which is the maximum numbers of bales per dimension restriction (Marchand 2015). The tare weight of the 53-ft flatbed with the tractor is 11.3 Mg (25 000 lb) (TC 2005). Fully loaded the total truck weight would be about 36.6 Mg (81 000 lb) for the rectangular bales and 25.9 Mg (57 000 lb) for the round bales. These weights are based on conservative assumptions due to the low bulk density of bale between 100-160 kg/m³, and a moisture content that can reach up to 35%. Also, it has been assumed that the storage sites for stover are located uniformly within a supply radius of the biomass depot. Previous research calculates a means supply radius of 43.3 km distance between the field and the biomass depot (Lemire et al. 2019). Thereafter, on the site of the biomass depot the operations include material reception and weighing, truck unloading, short-term bale storage and queuing, grinding and pretreatment of the feedstock.

5.3.1.4. Crop nutrients

Removing corn stover has some disadvantages, i.e. it removes nutrients and organic matter from the soil and increases the risk of erosion (Glassner et al. 1999 ; Al-Kaisi & Hanna 2002, Andrews 2006; Oo & Lalonde 2012). Nutrients are essential for plant growth, when residues are removed, fertilizer should be

added to replenish the nutrient loss for the next crop. Thus, corn producers want to be offset based on the quantity of nutrients removed and the current fertilizer prices. Based on the nutrient analysis conducted in Ontario during the fall 2014 (Marchand 2017), the crop nutrient loss has been estimated for this case study. Table 5-2 provides the nutrient replacement for feedstock removal regarding the nutrient contents of corn stover. The quantities of N, P and K correspond to the equivalent quantities of N, P_2O_5 and K_2O . Their results show that the nutrient removal represents a nitrogen levels of 8.7 kg Mg^{-1} , phosphorus of 2.1 kg Mg^{-1} and potassium of 8.9 kg Mg^{-1} . The literature states that the nutrient content is slightly variable, but in general, these results are similar to those in the literature (Brown et al. 2009 ; Johnson et al. 2010 ; Karlen et al. 2015). The economic value of nutrients is the product of the price of the fertilizer, the amount of nutrients in the stover removed, and the assuming nutrient availability for the next crop which is 25% for N, 40% for P, and 90% for K. This calculation represents a cost about $\$10 \text{ DMg}^{-1}$ of corn stover removed.

Table 5-2 – Nutrient replacement for corn stover removal

Nutrient	Fertilizer Used	Mass of nutrients replaced per Mg of corn stover removed (kg DMg^{-1}) (1)	Potential availability for next year crop (%) (2)	Price of fertilizer ($\$ \text{Mg}^{-1}$) (3)	Value per mass removed ($\text{US}\$_{2011} \text{ DMg}^{-1}$ of corn stover)
Nitrogen (N)	Urea (46-0-0)	8.68	25 %	445	2.10
Phosphorus (P)	MAP (11-52-0)	0.90	40 %	578	0.77
Potassium (K)	Potash (0-0-60)	8.91	90 %	436	6.99
				Total	9.86

(1) Based on fall Ontario corn stover sampling and analysis. (Marchand 2016 ; Marchand 2017)

(2) Based on NMAN calculator and industry sources (Marchand 2016 ; Marchand 2017)

(3) Marchand (2016)

5.3.1.5. Grower payment

In the absence of an official market price for corn stover in Quebec, the grower payment is determined based on the nutrient value of the removed residues, the end-field storage service under plastic tarps, plus a profit for the producer for the access and sale for residues. Based on the literature (Kenney et al. 2013 ; Langholtz et al. 2016 ; Wendt et al. 2018), and discussions with six experts coming from academia, agriculture, animal breeding, and feed industry, the grower payment, which represents the access cost to the residues, is assumed to be $\sim \$32 \text{ DMg}^{-1}$. The payment to producers is based on an amount allocated to give an incentive and encourage farmer participation (Wendt et al. 2018). In addition, the payment for

nutrient replacement is estimated to be ~\$10 DMg⁻¹ (nutrient compensation is credited by the return of the digestate to the crop field), and the end-field storage service is ~\$7 DMg⁻¹. Thus, the total farm-gate cost to purchase the residues to growers is ~\$39 DMg⁻¹. The price may vary due to moisture content, residue density, availability, competition, and presence of alternative feedstocks (Hess et al. 2009).

5.3.1.6. Cost estimation

The cost of purchasing corn stover from the farmers and the costs related to the supply logistics significantly affect the total costs of sugar production. The reduction of these costs plays a crucial role in the reduction of the minimum sugar selling price at the end-of-process in order to achieve a competitive selling price on the markets. In this study, due to its geographic and socio-economic proximity, several assumptions for the economic analysis are adapted from the business case for a cornstalks to bioprocessing venture in Ontario (Duffy & Marchand 2013 ; Marchand 2015).

The techno-economic analysis of the supply chain includes two key costs: the grower payment cost and the supply logistics cost. The grower payment cost represents the economic compensation paid to the farmer to get access to the feedstock. The total payment to the farmer is the sum of the costs related to the purchase price of the corn stover, this is the financial incentive to get the participation of the farmers and thus have access to the feedstock. In addition, farmers receive a payment for the storage of the feedstock at the end of the field under tarp and financial compensation for the removal of nutrients (NPK) from the agricultural soil. The supply logistics is the detailed cost estimation of all activities related to feedstock and supply chain logistics up to the delivery at the biomass depot. The total farm-gate operations cost is the sum of the costs associated with the harvesting, collection, densification, storage, and administration of the biomass.

In this study, a DMg of corn stover at the gate of the biomass depot with harvest and supply chain operation cost about US\$₂₀₁₁ 80 DMg⁻¹, the operations at the farm-gate represents \$31 DMg⁻¹ (for chopping, baling, and transport to field edge), and the total payment to farmers represents \$49 DMg⁻¹ (for participation, storage operation and nutrient replacement). The economic assumptions related to the supply system logistics are given in Table 5-3.

Table 5-3 – Assumptions of the economic analysis for the at-field operations (US\$₂₀₁₁)

Harvest and operation cost	Unit	Value	References
Chopping	\$ DMg ⁻¹	7.95	Calculated from (Marchand 2015; 2016)
Baling	\$ DMg ⁻¹	11.83	Idem
Stack end of field	\$ DMg ⁻¹	4.82	Idem
Management and administration	\$ DMg ⁻¹	6.71	Idem
Total farm-gate operations	\$ DMg ⁻¹	31.31	
Payment to farmer for participation	\$ DMg ⁻¹	32.06	Assumption based on literature and discussion with experts
Storage end of field tarped	\$ DMg ⁻¹	7.02	Calculated from (Marchand 2015 ; 2016)
Nutrient replacement (N-P-K)	\$ DMg ⁻¹	9.86	Calculations based on data from Table 5-2 ; The amount is credited by the return of digestate on the crop field.
Total payment to farmer	\$ DMg ⁻¹	39.08	
Overall supply chain cost	\$ DMg ⁻¹	70.39	

5.3.2. Process engineering design

The process design represents an advanced biomass processing depot operating in symbiosis with a pig farm and an anaerobic biodigester (AD). The depot design involves two process lines which used two separate feedstocks. First, the corn stover which is converted by a biochemical process to deconstruct the biomass into monomeric sugars and other carbohydrates. The stover processing line is based on an alkaline pretreatment technology with enzymatic hydrolysis to produce second generation sugars. The latter are then purified in a form of high-purity liquid C6 carbohydrate, and then shipped to the biorefinery for further conversion process. The co-products remain on site for further valorization, they are used as animal feed (hemicellulose, C5, protein, mineral ash), and the lignin is used as bioenergy to evaporate water from the sugar and the surplus is sold to regional users. Second, the various urban organic waste mixed with swine manure is converted by an anaerobic digestion process to produce biogas and digestate. The biogas is upgraded to produce biomethane, which is compressed and dispensed in a compressed natural gas (CNG) station located at the depot site. The bio-CNG is partly used on-site by the depot's transport fleet to provide a self-sustaining fuel supply, and the remaining fraction of the bio-CNG is sold for regional uses. The digestate is used as soil amendments by local farmers to maintain a good agronomic balance of their agricultural land.

Figure 5-3 presents a detailed flow diagram of the overall process design. The diagram is divided into seven areas. Areas 100-500 are based on the Agrosphère (2009) model supplemented by data from the NREL models (Humbird et al. 2011 ; Davis et al. 2015 ; Davis et al. 2018). Areas 600 and 700 are adapted

from the Anderson Centre and Bin2Grid models (Redman 2010 ; Novakovits & Doczekal 2016). Process flow data and assumptions were compiled using a Microsoft Excel spreadsheet. The process model determines the mass balance, and the energy use has been estimated based on the literature for each operating unit. The areas, process steps, stream ID, and the dry and wet mass flow rates are presented in the stream table in Figure 5-3. The rest of the paper result section explores in detail each of the process steps. Note that in the design, assumed on Humbird, Davis et al. (2011), the biomass depot operates 8,410 h y^{-1} (96% uptime). Also, in order to compare the results with the existing literature on the subject, all monetary values mentioned in this study are expressed in 2011 U.S. dollars.

In summary, as input feedstock, the conceptual design process 24.0 k DMg y^{-1} of corn stover and 12.8 k DMg y^{-1} of urban and farm organic waste. As output, the design produces 7.6 k DMg y^{-1} of liquid high-purity C6 sugar, 11.2 DMg y^{-1} of co-products (hemicellulose, C5, proteins, ash minerals) intended for animal feed, 8.1 k DMg y^{-1} of lignin used as bioenergy on-site to produce heat and evaporate water from the sugar, the rest is sold to regional users. The AD process produces 3.4 M Nm³ y^{-1} of biogas, which represents about 2.1 M Nm³ y^{-1} of bio-CH₄, with 10.5 k DMg y^{-1} of solid digestate.

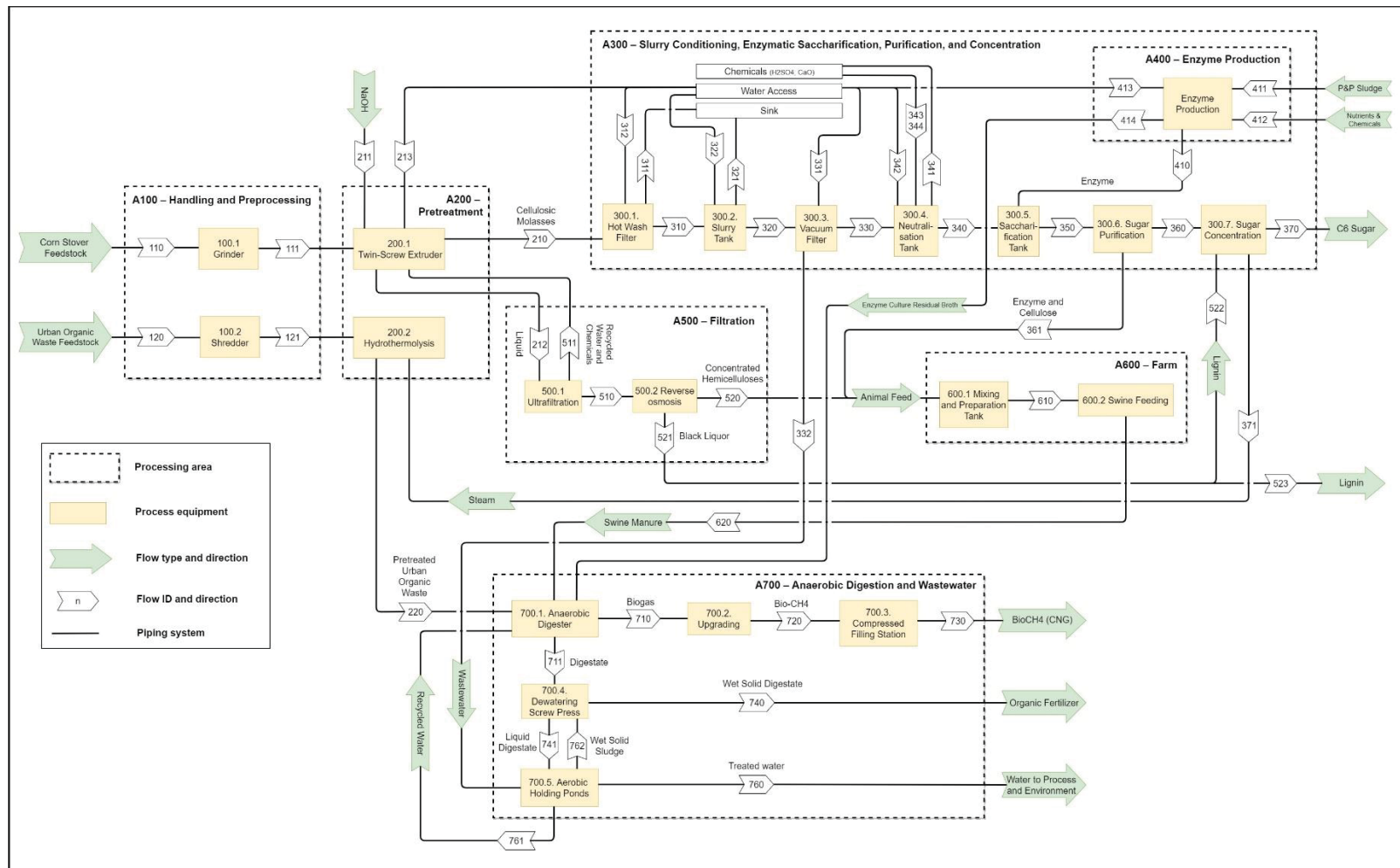


Figure 5-3 – Overall process flow diagram of the advanced biomass processing depot operating in symbiosis with a pig farm and an anaerobic biodigester (AD). The corn stover is converted into C6 sugar and co-products, and the urban and farm organic waste are converted into bio-CNG and digestate.

5.3.2.1. Area 100 – Feedstock handling and preprocessing

Area 100 preprocess the corn stover and various urban organic waste as input feedstock. The trucks arriving to the biomass depot are weighed, and their contents are unloaded into a short-term concrete storage dome. A transfer conveyor links the storage to the preprocessing (A100) and pretreatment area (A200). A dust collection system removes the suspended particles in the air generated through the unloading and conveying processes. It is assumed that no dry matter loss occurs in A100. According to Langholtz et al. (2016), the cost to load and unload biomass truck is about \$2.79 DMg⁻¹.

As mentioned in section At-field operations 5.3.1, the corn stover is densified and stored at-field, so the depot can receive an uniform feedstock with a known range of moisture content, particle size, and ash content. In the design, the incoming corn stover (Flow 110) delivered to the biomass depot (Block 100.1), represents a tonnage of ~66 DMg day⁻¹ (2.85 DMg h⁻¹), and has a moisture content ranging 14-35% (w.b.). To increase the surface area of the particles, the corn stover is grinded via a horizontal bale grinder to a mean size particle of 4-6 mm (Humbird et al. 2011 ; Davis et al. 2015). According to Lamers et al. (2015), the electric consumption of a biomass grinder represents 27 kWh DMg⁻¹, so, the electrical power of the grinder is estimated to be 82.5 kW. After the grinding step, the corn stover are ready for the pretreatment using a twin-screw extruder (Block 200.1) in A200, before the other sugar refining steps in A300.

On the other hand, the urban organic waste supplies the shredder (Block 100.2), the tonnage of Flow 120 represents ~20.5 DMg day⁻¹ (0.89 DMg h⁻¹), and the average MC is ~55% (w.b.) depending on the type and source of the feedstock (see section 5.3.2 for further details). The shredding of the urban organic waste implies to cut and tear the biomass into small pieces. The electrical consumption of the organic waste shredder is estimated at 32 kWh DMg⁻¹, and the electrical power of the equipment is 30 kW. After shredding, the urban organic waste is ready for the pretreatment using an hydrothermolysis (Block 200.2) in A200, and is subsequently used as feedstock in the AD (Block 700.1) in A700.

5.3.2.2. Area 200 – Pretreatment and conditioning

5.3.2.2.1. Corn stover pretreatment

The main components of the corn stover contain various polymers, such as polysaccharides, lignins, proteins, aromatic substances, and water. The pretreatment step has the function to disrupt the polymeric compounds of the cell wall structure in order to improve the sugar recovery from the biomass (Davis et al. 2015 ; 2018). Agrosphère (2009) based their pretreatment technology on

deacetylation/alkaline extraction (with dilute sodium hydroxide) and mechanical refining through twin-screw extrusion. Deacetylation designates an alkaline extraction operation to remove acetyl groups in addition to lignin. Avoiding acid pretreatment produces cleaner sugars with less growth inhibitors, which improves hydrolysis and fermentation efficiency (Chen et al. 2016).

Following the alkaline extraction, extrusion is used to convert the corn stover into a concentrated solid stream of cellulosic sugars and a liquid stream of diluted co-products. This mechanical process includes several operations of compression and expansion in the same unit, which defibrillate and delaminate the cell wall structure of the biomass, which increase the surface area and significantly improve the efficiency of enzymatic hydrolysis (Chen et al. 2016). A twin-screw extruder is composed of two equal-length parallel screws. The stover is loaded to the machine and conveyed along the entire length of the barrel using a screw conveyor. As the material moves along the barrel, it is subjected to mixing, friction, heat, and shear when pressure is released at the extruder end. According to Zheng & Rehmann (2014) and Zheng et al. (2014) extrusion causes significant abrasion of the material as the pressure is released, breaking down the cell walls. The physico-chemical structure of the feedstock is altered and modified as it passes through the extruder barrel, giving a larger specific surface area to optimize the accessibility of the sugar to the enzymatic action (Zhan et al. 2006). An extruder is based on screw elements, including the arrangement of the pitches, lengths, stagger angles, positions and spacing that define the screw configuration. The twin screw extruder achieve several functions in a one-step process, such as conveying, grinding, mixing, heating, shearing, chemical reaction, drying and liquid/solid separation. The main operating parameters that affect the extrusion processes are residence time, compression ratio, screw speed, barrel temperature, and the dry matter content of the biomass (Karunanithy & Muthukumarappan 2010 ; Zheng & Rehmann 2014).

In the design, considering the operating conditions of the extruder, the barrel temperature is 200°C, the screw speed is 14–28 rpm, the residence time is 5-30 min. Based on literature (Kohlgrüber 2012 ; Liu et al. 2013 ; Davis et al. 2015), the twin-screw extruder have an electric consumption of 300 kWh DMg⁻¹, and the electrical power is estimated at 915 kW. During the extrusion process, to limit the carbohydrates degradation, foster delignification and pores production, the stover is treated with an alkaline solution of sodium hydroxide (NaOH). The latter is mixed to the grinded feedstock in the twin screw to enhance the sugar yield as indicated in the literature (Zhang et al. 2012 ; Zheng & Rehmann 2014). The properties of feedstock material and the screw configuration strongly affect the sugar recovery of the extrusion. As results, the Agrosphère technology reported a cellulose recovery rate of 92 wt% in the solid cellulosic

fraction (Flow 210), and 90%, 93% and 90% of hemicellulose, lignin, and proteins, respectively, in the residual liquid fraction (Flow 212).

Table 5-4 – Deacetylation (mild alkaline pretreatment) and mechanical refining

Parameters	Value	Unit	References
Total solids loading	26	wt %	Agrosphère (2009)
NaOH loading	50	mg/g dry biomass	Idem
Residence time	5–30	minutes	Idem
Screw speed	14–28	rpm	Idem
Temperature	200	°C	Idem
Cellulose recovery	92	%	Idem
Twin-screw extruder power demand	300	kWh/DMg	Kohlgrüber (2012) ; Liu et al. (2013) ; Chen et al. (2015)

In Area 200, based to Agrosphère (2009), four flows are entering in the extruder (Block 200.1), first, the grind corn stover feedstock (Flow 111), which represents 2.85 DMg h^{-1} , the water content in the stover can vary between 14-35% (w.b.). Notice that the mass balances of the process were calculated based on an assumption of 14% moisture content in this flow. Second, the pure sodium hydroxide (NaOH) loading (Flow 211) is a flow of 143 kg h^{-1} , which represents a concentration of 50 g kg^{-1} of dry corn stover. Third, the freshwater inlet (Flow 213) is a flow of 8.10 Mg h^{-1} . Note that the latter may vary depending on the water content of the corn stover. As observed, there is a large amount of liquid in the process, that's why the water content in the stover can vary because it is possible to balance the liquid in the process by adjusting the amount of inlet water. Fourth, Flow 511 is the reused water coming from the ultrafiltration unit (Block 500.1). This flow allows the recirculation of water with the NaOH present in the liquid, which is a gain in efficiency and allows to save on chemicals. This flow represents 106 kg h^{-1} (d.b.), and contains mostly NaOH, with the water fraction this flow represents 6.0 Mg h^{-1} . Notice that this flow is not considered in the mass balance, as it is recycled and therefore still present in the pretreatment unit. The total sum of the process input flows are 3.00 DMg h^{-1} or 11.56 Mg h^{-1} (w.b.). So, in the extruder, by counting the mass and water inlets coupled with the recirculating water and chemicals (Flow 511), the total solids content is 17.6 wt%.

At the outlet, two flows are going out of the extruder, first, the solid stream of cellulose (Flow 210), which is conducted to the sugar refining steps in A300. This flow is 1.15 DMg h^{-1} or 2.32 Mg h^{-1} (w.b.). This flow contains mostly water (50.3%) (wt.; w.b.), cellulose (41.7%), hemicellulose (2.6%), lignin (1.4%), NaOH (1.3%), protein (0.4%), and extractive with other compounds (2.3%). Second, the liquid stream of co-

products (Flow 212), which is conducted to the filtration unit in A500. This flow is 1.84 DMg h^{-1} or 9.24 Mg h^{-1} (w.b.). This flow contains mostly water (80.1%) (wt.; w.b.), hemicellulose (5.9%), lignin (4.9%), NaOH (1.2%), protein (1.1%), cellulose (0.9%), and extractive with other compounds (5.9%). Assuming that there is no material or water loss in the extruder, it is noted that the total sum of the process output flows is equal to the total sum of the process input flows.

5.3.2.2.2. Urban organic waste pretreatment

In the process design, the mixed urban organic waste is pretreated by a thermal hydrolysis process with direct steam injection in a low-pressure autoclave reactor. Pretreatment by thermal hydrolysis destructs the organic matter contained in the initial mixture, which improves and facilitates the degradation, and increases the hydrolysis rates (Batstone et al. 2009 ; Mottet et al. 2009 ; Zheng et al. 2009). Thermal hydrolysis degrades part of the cellulose and hemicelluloses that are transformed into simple sugar, and the pretreatment partially depolymerizes lignin contents (Sipos et al. 2010 ; Adjallé et al. 2012). Thus, there is an increase in sugar concentration in residues pretreated by thermal hydrolysis. Thermal hydrolysis causes partial solubilization of the substrate, which improves the biomethanization, as demonstrated in several studies (Haug et al. 1978 ; Tanaka et al. 1997 ; Bougrier et al. 2008 ; Adjallé et al. 2012 ; Byrappa & Yoshimura 2012 ; Hii et al. 2013).

According to Adjallé et al. (2012) and Ma et al. (2011), the thermal hydrolysis occurred at $100\text{--}120^\circ\text{C}$ with no pressure (1 atm) for 30-60 min, plus 30 minutes of cooling at room temperature. The pretreatment performs at this temperature achieve the same results of a hygienization process in order to eliminate the pathogens. The increase production of methane is determined by the initial biodegradability of the feedstock. The volume of biomethane produce with a pretreated substrate can increase up to 18% in non-optimized conditions (Adjallé et al. 2012). To optimize the pretreatment, it can be interesting to combine thermal pretreatment with an enzymatic pretreatment.

At this step of the process (Block 200.2), the feedstock (Flow 121) represents $\sim 20.4 \text{ DMg day}^{-1}$ (0.89 DMg h^{-1}) with an average MC of 55% (w.b.). Autoclave bring moisture to the substrate, based on Tampio et al. (2014), it is assumed that an average of $\sim 15\%$ decrease of the TS after the autoclave process, bringing the MC of the feedstock to 60-65%. Based on the average organic waste density, which is $\sim 450 \text{ kg m}^{-3}$ (ADB 2017), the volume of the autoclave reactor is estimated at 6.5 m^3 . The steam required for the thermal hydrolysis reaction comes from the evaporation of water from the sugar concentration process (Block 300.6) in A300. Flow 371 represents 2.5 Mg h^{-1} of water and steam that are recovered and valorized in

the autoclave reactor. Based on Turton et al. (2008), the thermal hydrolysis reactor has an energy consumption of 300 kWh DMg⁻¹, and the power is estimated at 340 kW. However, by using the evaporation steam from the concentration of sugars (Block 300.6), the costs of steam production can be considerably reduced, while the costs of steam operation are much lower.

5.3.2.3. Area 300 – Slurry conditioning, enzymatic saccharification, purification, and concentration

After the extrusion pretreatment process (A200), the cellulosic molasses is biologically converted into C6 carbohydrates through the enzymatic saccharification in A300. Enzymatic hydrolysis is a process that break down complex cellulose fibers into simple sugars mainly glucan, and to a lesser extent galactan and mannan. To do this, the sugar slurries are conditioned at high temperatures, and the enzymatic saccharification process is achieved using a specific preparation of cellulase enzymes produced at A400. The glucan monomers are then conditioned to remove insoluble solids, purified and concentrated. The design is mainly based on the Agrosphère (2009) report and has been completed by NREL research (Humbird et al. 2011 ; Davis et al. 2015 ; Davis et al. 2018).

In Block 300.1, the cellulosic molasses is washed and filtered to remove the insoluble solids. Hot washing with filtration also conditions the flow of solids and improves the saccharification of the molasses. As shown in Figure 5-3, four flows are entering and exiting the hot wash filter, at the inlet, the solid stream of cellulosic sugar (Flow 210), the tonnage and chemical characteristics of this flow are already mentioned in the A200 (Block 200.1). Flow 312, which represent 0.97 Mg h⁻¹, is the fresh water used to wash the solid stream of cellulose. At the outlet, Flow 310 is the filtered and washed cellulosic sugar stream. This flow represents 1.15 DMg h⁻¹ or 2.50 Mg h⁻¹ (w.b.). This flow contains mostly water (53.9 wt%), cellulose (38.7%), lignin (1.3%), hemicellulose (2.4%), proteins (0.4%), NaOH (1.2%), and other compounds (2.1%). Finally, Flow 311 is the water running down to the sink, which represents 0.79 Mg h⁻¹. This flow contains only water with no suspended or dissolved matter, so there is no need to reprocess it, it is sent directly to the municipal sewer.

In Block 300.2, the sugar molasses is heated at 65°C and stirred for 24 hours in a high-solid continuous vertical slurry tank reactor. Heating and stirring homogenizes and conditions the molasses, so, the enzymatic saccharification reaction is faster and requires less enzymes, and it also, increases the viscosity, so the solution can be easily pumped. A fraction of the water content also evaporates during this step. In the slurry tank, four flows are entering and exiting the process, at the inlet, Flow 310 is the dissolved solid

stream of cellulosic sugar, the tonnage and chemical characteristics of this flow are already indicated in Block 300.1. Flow 322 is the fresh water used to dilute and control the temperature of the solution, this water flow represents 1.06 Mg h^{-1} . The initial total solids concentration at this step of the process is 32.4 wt%. At the process outlet, Flow 320 is the heated and homogenized solid stream of cellulosic sugar. This flow represents 1.15 DMg h^{-1} or 3.10 Mg h^{-1} (w.b.). This flow contains mostly water (63.0 wt%), cellulose (31.1%), lignin (1.1%), other compounds (1.6%), hemicellulose (1.0%), NaOH (1.0%), dissolved solids (1.0%), and proteins (0.3%). Finally, Flow 321 represents the water evaporated due to heat, this flow represents 0.45 Mg h^{-1} .

In Block 300.3, the vacuum filter allows capturing and removing the NaOH, the dissolved solids, and the residual fraction of other components from the solid stream of cellulose. This step requires the addition of a significant amount of water. Three flows are entering and exiting the vacuum filter, at the inlet, the solid stream of homogenized cellulosic sugar (Flow 320), the tonnage and characteristics of this flow are already specified in Block 300.2. The fresh water (Flow 331) used to filter the solid stream of cellulose, this flow represents 3.0 Mg h^{-1} . At the outlet, Flow 330 is the filtered stream of cellulosic sugar hydrolysate, which represents 1.07 DMg h^{-1} or 3.17 Mg h^{-1} (w.b.). This flow contains mostly water (66.4 wt%), cellulose (30.5%), other compounds (1.6%), hemicellulose (0.8%), lignin (0.5%), and proteins (0.2%). Flow 332 is the wastewater from the filtration treatment, which is sent to an anaerobic digester (Block 700.1) in A700. This flow represents a tonnage of 0.08 DMg h^{-1} or 2.98 Mg h^{-1} (w.b.). This flow contains mostly water (97.2 wt%), dissolved solids (1.0%), NaOH (1.0%), proteins (0.2%), hemicellulose (0.1%) and lignin (0.1%).

In Block 300.4, the filtered hydrolysate stream is neutralized with alkali chemical agents. Neutralization reaction is carried out between sulfuric acid (H_2SO_4) and lime (CaO), causing the formation of calcium sulphate (CaSO_4) and water (Patnaik 2003). While stirring, the sugar slurry is diluted with water to a total solid of 20 wt% (w.b.), this ratio provides good miscibility for the enzymatic hydrolysis. In the meantime, H_2SO_4 is loaded to the solution with a proportion of 0.08 mg g^{-1} of solution, and thereafter, CaO is loaded with proportion of 0.92 mg g^{-1} of solution. Adding and mixing acid and base decrease the hydrolysate pH to 7, and cause the precipitation of CaSO_4 with various impurities. The residence time for neutralization is 30 minutes and the temperature of the slurry is 35-40°C (Davis et al. 2015). In detail, in Block 300.4, six flows are entering and exiting the neutralization tank, at the inlet, the filtered cellulosic hydrolysate stream (Flow 330), the tonnage and characteristics of this flow are specified in Block 300.3. Flow 342, which represent 2.2 Mg h^{-1} , is the fresh water used to dilute the hydrolysate and mix the chemicals in the solution. These are the Flow 343, which contains $\sim 1 \text{ kg h}^{-1}$ of sulfuric acid, and Flow 344, which has $\sim 5 \text{ kg}$

h^{-1} of lime. At the outlet, Flow 340 is the neutralized hydrolyzate stream, which is ready to be pumped to the saccharification tank in Block 300.5. This flow represents 1.07 DMg h^{-1} or 5.38 Mg h^{-1} (w.b.). This flow contains mostly water (80.2 wt%), cellulose (17.9%), other compounds (0.9%), hemicellulose (0.5%), lignin (0.3%), and proteins (0.1%). Finally, Flow 341 is the recovery of the neutralizing chemicals, which are recycled between batches. This flow represents $\sim 6 \text{ kg h}^{-1}$.

In Block 300.5, the neutralized and diluted hydrolyzate stream (Flow 340) is pumped into one of the five vertical enzymatic saccharification batch-reactor of 110 m^3 volume each. In this saccharification process, a solution of various cellulase enzyme (catalytic proteins) (Flow 410) is mixed into the slurry substrate to break down the cellulose into soluble glucose oligomers and cellobiose, and finally into glucose monomers (Humbird et al. 2011). The reactors are stirred, and the hydrolysis is maintained at a temperature of 48°C during 84 hours. The total solids loading of the sugar slurry is 20.2 wt %. The enzyme loading is based on the quantity of cellulose in the hydrolysate and the specific enzyme's activity. Based on a assumption from the literature, the cellulase loading is set to 25 mg of enzyme protein per g of cellulose to achieve a conversion rate of 90% of cellulose to glucose. The design conditions for enzymatic saccharification are presented in Table 5-5. In detail, three flows are entering and exiting the saccharification tank, at the inlet, Flow 340 is the neutralized hydrolyzate stream used for the enzymatic hydrolysis. The tonnage and characteristics of this flow are specified in Block 300.4. Flow 410 is the enzyme cellulase coming from the enzyme production unit in A400, this flow represents 24.3 kg h^{-1} . At the outlet, Flow 350 is the saccharified stream, which represents 1.09 DMg h^{-1} or 5.41 Mg h^{-1} (w.b.). This flow is ready to be purified in Block 300.6. This flow contains mostly water (79.8 wt%), C6 sugars (16.1%), cellulose (1.8%), other compounds (0.9%), enzymes (0.5%), C5 sugars (0.4%), lignin (0.3%), hemicellulose (0.1%), and proteins (0.1%).

Table 5-5 – Slurry conditioning and enzymatic saccharification

Continuous slurry tank			
Total flow rate	3.56	Mg h ⁻¹	Agrosphère (2009)
Total solids concentration	32	wt%	Idem
Slurry tank temperature	65	°C	Idem
Slurry tank residence time	24	h	Davis et al. (2015)
Batch enzymatic saccharification reactor			
Total flow rate	5.41	Mg h ⁻¹	Agrosphère (2009)
Total solids concentration	20	wt%	Idem
Protein loading to enzymatic hydrolysis	25	mg protein/g cellulose	Assumption based on Agrosphère (2009) and (Humbird et al. 2011 ; Davis et al. 2015 ; Davis et al. 2018)
Saccharification temperature	48	°C	Davis et al. (2015)
Saccharification residence time	60	h	Idem
Number and volume of batch reactors	5 @ 110 m ³ each		Assumption based on Agrosphère (2009) and (Humbird et al. 2011 ; Davis et al. 2015 ; Davis et al. 2018)
H/D ratio	2		Humbird et al. (2011) ; Najafpour (2015)
Height	8.2	m	Calculated from this study
Diameter	4.1	m	Calculated from this study
Maximum working volume	80	%	Humbird et al. (2011)

In Block 300.6, after the enzymatic breakdown, the saccharified hydrolysate stream that contains soluble sugars and insoluble residual solids is purified by a solid-liquid separation membrane filter. Thus, the insoluble residual solid is separated from the liquid fraction. The process involves a washing step to recuperate the soluble sugars carried in the solid fraction. In detail, three flows are entering and exiting the membrane filter, at the inlet, Flow 350, which is the saccharified stream dedicated to the purification. As seen in Block 300.5, this flow contains a solid loading of 20.2 wt%, according to Humbird, Davis et al. (2011) the diluted sugar density is 1.079 kg L⁻¹, which means the C6 sugar concentration before the purification is 149.0 g L⁻¹. This flow is composed of 16.1 wt% of C6 sugar (glucose, mannose, galactose), 1.8 % cellulose, and 2.3 % of others residual solids (lignin, hemicellulose, proteins, enzymes, C5, and others). At the exit, Flow 360 is the pure sugar ready to be concentrated in Block 300.7, this flow represents 0.9 DMg h⁻¹ or 4 Mg h⁻¹ (w.b.). The flow contains mostly water (77.3 wt%), C6 sugars (21.9%), C5 sugars (0.6%), cellulose (0.08%), other compounds (0.08%) and enzymes (0.03%). Flow 361 corresponds to the washed residual insoluble solids of cellulose and enzyme concentrate dedicated to animal feed in A600. This flow, which represents 0.19 DMg h⁻¹ or 1.44 Mg h⁻¹ (w.b.), is mostly composed

of water (86.8 wt%), cellulose (6.5%), other compounds (3.2%), enzymes (1.6%), lignin (1.2%), proteins (0.5%), and hemicellulose (0.2%). The technical obstacles expected in the separation process are the clogging of the membranes and the presence of inhibitors. It is known that inhibitors such as furfural, phenols, acetate, etc. are present in the hydrolysate stream. But other inhibitors associated to lignin and residual enzymes are also present. A significant implication of the sugar purification is the separation of certain growth inhibitors, which are a potential threat to the fermentation process.

In Block 300.7, the filtrate is pumped to the thermal evaporator in order to concentrate sugar in preparation for the shipping and conversion to the biorefinery. To facilitate the downstream transport and minimize cost, it is preferable to concentrate the sugar syrup to a water content of 50 wt%, a total solid (Brix) of 45-50%, and the balance represents the impurities (Othmer 1978 ; Davis et al. 2015 ; Marschall 2017). Sugar concentration is achieved by removing a fraction of the water in the mixture through an evaporation process. In detail, four flows are entering and exiting the sugar concentration unit, at the inlet, as seen in Block 300.6, Flow 360 is the diluted pure sugar that has a concentration of 22.7 wt% This flow is almost free of insoluble solids, containing zero lignin and only marginal quantities of cellulose, enzymes, C5 sugars, and other insoluble solids. The tonnage and characteristics of this flow are specified in Block 300.6. To reduce the water content to 50 wt%, it is required to concentrate the sugar slurry from a total solid (Brix) of 22.7% to 45-50%. The heat generation source for the water evaporation is assured by a fraction of the corn stover residual lignin coming from the pretreatment filtration unit (A500). Flow 522 is the amount of residual lignin (black liquor) required in the process, which represents 0.34 DMg h^{-1} or 0.49 Mg h^{-1} (w.b.). This lignin stream contains water (30.7 wt%), lignin (44.1%), other components (11.4%), cellulose (8.6%), hemicellulose (2.8%), proteins (2.1%), and NaOH (0.3%). The sensible thermal energy required to raise the temperature of the sugar slurry from 40 to 100°C represents 0.67 GJ h^{-1} , and the latent heat for the water evaporation represents 6.0 GJ h^{-1} . Based on an assumption of evaporator energy efficiency of 80%, the total energy requirement is 8.3 GJ h^{-1} . At the outlet, the Flow 371 is the water transformed into low-pressure steam at a temperature of 100-105 °C and a pressure of 1 bar. This flow is recycled to the hydrothermolysis unit in Area 200 for the pretreatment of urban organic waste. This practice has the advantage of reducing water usage and valorizing lignin directly on-site, which makes the process more efficient, particularly by reducing costs. Finally, Flow 370 is the pure concentrated sugar, which represents 0.90 DMg h^{-1} or 1.80 Mg h^{-1} (w.b.). The concentrated sugar contains 50 wt% of water, 48% of C6 sugar, and 2% of other dissolved solids. The concentrated sugars are then cooled downstream of the concentration process, a sugar storage tank, which is cooled with chilled water is installed with a residence time of 20 min. In detail, the flow contains water (49.9 wt%), C6 sugars (48.4%),

C5 sugars (1.3%), cellulose (0.2%), other compounds (0.2%) and enzymes (0.06%). This flow is now ready to be sent as feedstock to the biorefinery for further fermentation conversion process. The flow is loaded into a tanker truck to be delivered to the biorefinery.

5.3.2.4. Area 400 – Enzyme production

Area 400 produces a lignocellulolytic enzyme (cellulase), which is a mixture of catalytic proteins to hydrolyze the cellulose into glucose in Area 300. The cellulase enzymes is produced using *Trichoderma reesei*, which is a microscopic, mesophilic, filamentous fungus that has a high capacity to secrete cellulase enzymes. The production of *T. Reesei* is conducted by submerged cultivation under aerobic conditions (aerobic fermentation) in a medium containing a carbon source. To produce the cellulase enzymes, a glucose medium is required, and according to the NREL reports, this is the most important economic cost of the enzyme production process. The high cost of producing cellulase enzymes and their low production yield are a major obstacle to their use in the biorefining industry (Merino & Cherry 2007 ; Humbird et al. 2011 ; Jiang et al. 2017 ; Lai et al. 2017).

To reduce the depot's operating expenses, the production of *T. Reesei* is achieved by using an on-site enzyme production unit based on a negative-priced local stream of wet organic residues from the pulp and paper industry used as alternative sources of carbon contained in the fermentation substrate. Thus, instead of using depot hydrolysate sugar slurry or buying commercial glucose as feedstock to produce the enzyme, or directly buying commercial enzymes, it is possible to be more efficient in the use of local low-grade organic feedstock by upgrading the value the carbohydrates and nutrients presents in the primary paper sludge. This approach also enables to avoid several costs related to enzymes formulation, stabilization, concentration and transportation (Lai et al. 2017 ; Novy et al. 2019).

Several research has pointed out the effective production of enzymes from alternative substrates such as pulp and paper sludge (Doppelbauer et al. 1987 ; Shin et al. 2000 ; Wang et al. 2010 ; Lai et al. 2017). Indeed, primary sludge is an attractive 2nd generation feedstock rich in carbon and nutrients (Wen et al. 2005 ; Wang et al. 2010), containing valuable amounts of glucan, xylan and hemicellulose, which are favourable for cells and proteins growth (Lai et al. 2017). When mixed with fresh water, these residues can be used as a growing substrate for enzyme production. The carbohydrates present can be converted into simple sugars and used for microbial culture (Kovács et al. 2009 ; Banerjee et al. 2010 ; Seidl & Seiboth 2010). The pulp and paper sludge is transported from a nearby paper mill in the region (≤ 60 km radius).

Many assumptions related to the operating conditions of the enzyme production are based on the NREL reports (Humbird et al. 2011 ; Davis et al. 2015 ; Davis et al. 2018) and the Agrosphère (2009) model. The physico-chemical characteristics of the primary paper sludge are based on Lai et al. (2017).

The required tonnage of pulp and paper sludge represents 375 kg h⁻¹ (d.b.) (Flow 411), with a specific density of 2.26 kg L⁻¹ of the solid fraction of paper sludge (Boni et al. 2004). The paper sludge is transported to the biomass depot by tanker trucks (see section 5.3.3). At the process entrance, the sludge has a moisture content of 80% (w.b.). The bioreactors are first loaded with hydrolyzed sludge, which serves as a source of carbon in the culture medium. According to Lai et al. (2017), the chemical characteristics of the primary paper sludge show a carbon content of 39.4 % (wt%) with 22.3 % glucan, 9.3 % xylan, and 11.3 % hemicellulose. For the preparation of the enzyme culture broth, hydrolysed paper sludge are supplemented (Flow 412) with corn steep liquor (CSL) (6.9 kg h⁻¹), corn oil (antifoam) (0.6 kg h⁻¹), ammonia (4.8 kg h⁻¹), sulfur dioxide (SO₂) (2.8 kg h⁻¹), and other nutrients (0.7 kg h⁻¹) (d.b.). Fresh water is also added (Flow 413) to reach a TS concentration of 129 g kg⁻¹, which represents about 120 g L⁻¹ (Alexandri et al. 2018).

In the design, during the cellulase enzyme cultivation, the protein loading assumption is set to 25 g enzyme protein per kg cellulose. In accordance to the NREL reports (Humbird et al. 2011 ; Davis et al. 2015 ; 2018), in the enzyme reactors (Area 400), it is assumed that 90% of the carbon source is converted via the protein reaction and 10% is converted via the cell mass reaction. The mass yielding of enzymes from glucose is 240 g of enzyme protein per kg of glucose converted from the paper sludge, which represents an overall molar selectivity of glucose to 31% protein, 4% cell mass, and 65% CO₂. The technology for producing enzymes from pulp and paper sludge is still new and speculative but based on the physico-chemical characteristics of the primary paper sludge, an assumption of 90% conversion of glucan to glucose and 75% conversion of xylan to xylose in the paper sludge feedstock is considered.

The cellulase enzyme consumption for the enzymatic hydrolysis represents 24.3 kg h⁻¹ (Flow 410). According to the NREL (Humbird et al. 2011 ; Davis et al. 2015 ; 2018), the fermentation is considered to be a fed-batch process starting at 50% of the working volume and ending at 80%. Over a seven-day period, each fermenter has a 24 h cellular growth phase, followed by a 96 h protein production phase and a 48 h non-operational period for the drainage, cleanup and refilling. The enzyme titer at the harvest is 50 g enzyme protein per L of solution (Davis et al. 2015). Before being used in the hydrolysis tanks (Block 300.5), the separation and concentration of the cellulase enzyme proteins is achieved by ion-exchange chromatography, which ensures efficient and quality retention, in addition to being able to

operate on raw and complex substrates (Wakkel 2015). With a seven-day cycle time, one fermenter allows producing about 1.37 Mg of protein per week. Three aerobic fermenters are in operation to process a total volume of $23.7 \text{ k m}^3 \text{ y}^{-1}$ of substrate, their sizing represents 210 m^3 each with a height-to-diameter ratio (H/D) of 2, and a final working volume of 80%. The total volumetric enzyme fermentation capacity is set to 630 m^3 . The specifications for enzyme production and bioreactors are given in Table 5-6.

Table 5-6 – Specifications of cellulase enzyme production and bioreactors

Enzyme production	24.3	kg/h	Agrosphère (2009) ; Humbird et al. (2011); Davis et al. (2015)
Enzyme titer at harvest	50	g/L	Humbird et al. (2011) ; Davis et al. (2015)
Mass yield of enzyme from glucose	0.24	kg enzyme/kg glucose	Humbird et al. (2011) ; Davis et al. (2015)
Number and volume of bioreactors	3 @ 210 m^3		Assumption based on Agrosphère (2009) ; Humbird et al. (2011) ; Davis et al. (2015)
Maximum working volume	80	%	Humbird et al. (2011) ; Davis et al. (2015)
Enzyme production cycle time	120 h online, 48 h offline		Humbird et al. (2011) ; Davis et al. (2015)

The inoculum for the principal enzyme-producing bioreactors is supplied by three series of batchwise seed fermenters. Once the initial phase of cell growth has been completed, an additional supply of culture substrate is injected in the bioreactors in order to preserve the protein production yield. The bioreactors are equipped with a diffusion system that functions with compressed and cooled air. The temperature of the bioreactors is regulated using chilled water circulating via internal coils. To respect a standard average aeration rate of $0.83 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, an average impeller power is assessed to be 182 kW, with a maximum at 420 kW (Humbird et al. 2011). Note that the enzyme production is electricity intensive due to air injection, agitation, refrigeration, and the separation and concentration of the cellulase enzyme proteins. After the enzymes harvest, the enzyme culture residual broth (Flow 414) is transferred to the anaerobic digester in Area 700 (Block 700.1). The latter represents a tonnage of 2.73 Mg h^{-1} (90% MC; w.b.).

5.3.2.5. Area 500 – Filtration

According to Agrosphere (2009), the filtration process consists in separating, concentrating, and purifying the hemicellulose and lignin fractions by a two-stage treatment that combined ultrafiltration and reverse

osmosis. The two-stage filtration technology has shown its efficiency, which is based on the unit configuration, membrane cut-off, pressure, and temperature (Toledano et al. 2010).

The ultrafiltration (UF), which is taking place in Block 500.1, is a low-pressure membrane separation technique used to pre-concentrate the liquid mixture from 80 wt% to 46% of water. At the inlet, Flow 212 is a liquid stream of hemicellulose and lignin, which consist of 1.84 DMg h^{-1} or 9.24 Mg h^{-1} (w.b.). This flow content water (80.1 wt%), hemicellulose (5.9%), lignin (4.9%), other components (5.9%), NaOH (1.2%), proteins (1.1%), and cellulose (0.9%). At the outlet, Flow 511 is the UF permeate, composed of water and chemicals, which is reused and recirculated in the pretreatment unit (Block 200.1) in A200. Thus, 65.2 wt% of the water and 62.8 wt% of the NaOH is reused in the process. This flow contents water (98.2 wt%), NaOH (1.5%), lignin (0.1%), hemicellulose (0.1%) and other components (0.1%). The Flow 510, which is the UF retentate is a liquid stream of hemicellulose and lignin. This flow is used to feed the reverse osmosis process (Block 500.2). This flow represents 1.7 DMg h^{-1} or 3.2 Mg h^{-1} (w.b.) and content water (46.0 wt%), hemicellulose (16.7%), lignin (13.9%), other components (16.8%), protein (3.2%), cellulose (2.6%), and NaOH (0.7%).

The reverse osmosis (RO), which is taking place in Block 500.2, separates the pre-concentrate liquid mixture into two streams (Krawczyk 2013). The first stream (Flow 520) is the permeate which is passing through the pores of the membrane. This flow represents 1.1 DMg h^{-1} or 2.2 Mg h^{-1} (w.b.) and content water (52.7%), hemicellulose (22.8%), other components (19.2%), proteins (3.6%), lignin (1.0%) and NaOH (0.7%). This coproduct streams are large in volume and contain valuable nutrients (Rausch & Belyea 2005 ; Agrosphère 2009 ; Peng et al. 2012). This flow is used on site in their liquid form in A600, where the farmers incorporate a fraction of the co-products into the pig's diet. The second stream (Flow 521) is the retentate which is the remaining concentrated that do not pass through the membrane. The retentate develops during osmosis, becoming "thicker" as the particles are retained. This flow represents 0.7 DMg h^{-1} or 1.0 Mg h^{-1} (w.b) and content water (30.7 wt%), lignin (44.1%), other components (11.4%), cellulose (8.6%), hemicellulose (2.8%), protein (2.1%), and NaOH (0.3%). The insoluble fraction of lignin, which is the major components, and the other solids are separated by a vacuum filter. This flow is partially transferred to the evaporator (Flow 522) to be used to generate heat and the other part is sold for local needs (Flow 523) as bioenergy substituting natural gas. To foster the recovery of hemicelluloses, an optimal molecular weight cut-off of 5-10 kilodaltons (kDa) was reported by (Persson & Jönsson 2010) for the separation of hemicellulose from other biomass components and chemicals. Also, as the pH is not neutral, the use of ceramic membranes may be preferable (Krawczyk 2013). A recurrent problem related

to the filtration is the fouling of the membranes. These must be tailored to the process to reduce this problem. An additional unit can be required to achieve better performance.

5.3.2.6. Area 600 – Farm

The technology to operate the biomass depot and the pig production is based on the Agrosphère (2009) technology, which is a consortium formed in 2005 by the Lépine brothers' farm and La Coop Profid'Or. Their farm specializes in pig production, breeding 20,000 fattening pigs and cultivates 1255 ha of grains. In the pigs production industry, the animal feeding represents 65-75% of the variable costs (Thaler & Holden 2010 ; Boggess et al. 2018). Considering the volatility of agricultural commodity prices and the desire to reduce dependence on them, pig producers see local biocommodities and agricultural processing co-products as an efficient and low-cost resource of energy and nutrients that can substitute conventional ingredients (Rausch & Belyea 2005 ; Dale et al. 2010 ; Jakobsen 2014 ; Kanengoni et al. 2015 ; Katsoulis et al. 2016 ; Domínguez-Perles et al. 2018).

The depot conversion technology is enabling joint production of cellulosic hydrolysates (C6 carbohydrate molasses) usable by the biorefinery, and various liquid co-products usable on site and compatible with current liquid feeding system by pig breeders and local farmers. Thus, the cohabitation between a corn stover processing depot and a pig farm is an opportunity to close local circular loops in an industrial ecology approach by valorizing the co-products on-site without transport. The feeding coproduct of corn stover processing are large in volume, low in total solids, and contain valuable nutrients (Rausch & Belyea 2005 ; Agrosphère 2009). The nutritional value of these types of co-products has been characterized and recommended as suitable for pig feeding (Stein & de Lange 2007 ; Katsoulis et al. 2016 ; Turmine 2016). Also, the lignin fraction can be used as a thermal energy source on farm and as a binding agent in the animal feed industry.

Block 600.1 represents the animal feed mixing and preparation, as inlet, Flow 520 is the dissolved solids stream of hemicellulose, which represents 1.1 DMg h^{-1} or 2.2 Mg h^{-1} (w.b.). The flow content water (52.7%), hemicellulose (22.8%), other components (19.2%), proteins (3.6%), lignin (1.0%) and NaOH (0.7%). Flow 361 is the residual concentrate of washed and dissolved solids of cellulose, enzymes and other components. This flow, which represents 0.19 DMg h^{-1} or 1.44 Mg h^{-1} (w.b.), is mostly composed of water (86.8 wt%), cellulose (6.5%), other compounds (3.2%), enzymes (1.6%), lignin (1.2%), proteins (0.5%) and hemicellulose (0.2%).

Block 600.2 is the swine feeding, at the process inlet, Flow 610 is the prepared feed, which represents 1.25 DMg h^{-1} or 3.68 Mg h^{-1} (w.b.) for a dry concentration of 34.0 wt%. At the outlet, Flow 620 is the swine manure, which represents 0.35 DMg h^{-1} or 3.78 Mg h^{-1} (w.b.) for a moisture content of 90.7 wt%. The characteristics of the flow are detailed in Table 5-8. The nutritional value of the co-products is variable and this must be considered when adjusting liquid feed formulations in their correct proportion and quantities and calculating the costs of pig diets. The corn stover processing co-product content mostly C5 sugars, hemicellulose, enzyme residues, proteins, and ash minerals. The suitable quantity utilization of co-products is based on the nutrients quality, the balance of the meals, the cost of production, the effect on pig performance, the palatability of the ingredients, the age of the pigs, etc. (Thaler & Holden 2010 ; Turmine 2016 ; Boggess et al. 2018). When nutritional value of the co-products is estimated and levels of key nutrients are balanced with conventional meals, the co-products can be mixed in the pig diet for growing-finishing pig at a content rate of 10-30 wt% (d.b.) without compromising meat quality and growth rate performance (de Lange et al. 2006 ; Thaler & Holden 2010). An important issue when using liquid feeding is to have an adequate water and dry matter ratio for the production. In general, liquid feeding has a dry matter content of 20-30% (w.b.) (Rausch & Belyea 2005 ; Shurson 2008).

Liquid feeding of processing co-products can also contribute to an efficient daily pig's diet by improving the use of energy, carbohydrates, raw fibers, fat and oils, proteins, vitamins, amino acids, minerals, trace elements, and water. Indeed, liquid feeding foster digestibility, gut health, nutrient use, and animal well-being can be enhanced (Shurson 2008 ; Katsoulis et al. 2016 ; Domínguez-Perles et al. 2018). It has been documented that there are different strategies feasible to improve the nutrient digestibility of alternative ingredients in pig diets. E.g., controlled fermentation of liquid feeding can produce beneficial organic acids and bacteria; and the addition and combination of enzymes can improve the digestibility of the feedstuffs (de Lange et al. 2006 ; Shurson 2008 ; Jacobson et al. 2014).

There are several benefits resulting from the utilization of co-products in liquid feeding systems in pig production. E.g., co-products utilization can reduce production costs because they are cheaper than traditional ingredients, they are directly available on-site, no transport, no water removal, and no storage is required, the production and utilization are constant on a just-in-time basis with uniform quality and reliable price, and also the environmental impacts of the pig breeder can be reduced. In addition, equipment and labor between the depot and the pig farm can be partly mutualized, which allows to benefit from scope economies. In brief, the utilization of processing co-products in liquid feeding systems

benefits all stakeholders; the depot receives new income and improves its sustainability, the local farming community also receives nutritious and healthy alternative feed resources and biocommodities.

5.3.2.7. Area 700 – Anaerobic digestion and wastewater treatment

In the biomass depot process design, various solid organic waste and wastewater are generated and these streams are converted into bioenergy and biological fertilizer or treated before being recycled in the process or released to the environment. The wastewater treatment system (WWT) (A700) is based on an anaerobic digester (AD) that generates biogas, which contains methane that is upgraded, compressed, and used as biological compressed natural gas (bio-CNG). Thereafter, the digestate is dewatered, the solid fraction is used as organic fertilizer transported and used on farm, and the liquid fraction is sent to an aerobic wastewater digestion system. The process flow diagram in Figure 5-3 details the WWT system (A700) and each process component and their functions are listed in the Table 5-7.

Table 5-7 – Process components and function in Area 700

Material	Process components		Functions
Gas	700.1	Anaerobic digester	Organic load reduction; Biogas production
	700.2	Biogas upgrading	Gas separation (CH ₄ , CO ₂ , H ₂ O, H ₂ S); Purification of biomethane
	700.3	Compressed filling station	Compressed natural gas production
Solids	700.4	Thickening screw press	Dewatering; Sludge thickening
Liquids	700.5	Aerobic holding pond	Reduction of organic load and liquid volume; Sedimentation; Sanitation; Water recovery and recirculation

5.3.2.7.1. Anaerobic digester (AD)

Anaerobic digestion (AD), or biomethanization, is a series of complex biological processes in which various microorganisms degrade, decompose, and convert organic matter (OM) into biogas under anaerobic conditions in absence of oxygen (Mayer et al. 2014 ; Kang & Yuan 2017). Biogas is a multifunctional combustible mixture principally composed of 60-70% methane (CH₄) (v/v) and 30-40% carbon dioxide (CO₂), but it also contains hydrogen (H₂), water vapour (H₂O), nitrogen (N₂), hydrogen sulphide (H₂S), oxygen (O₂) and ammonia (NH₃).

Biogas can be used in four different manner: heat generation through a boiler, heat and electricity generation from a cogeneration unit, converted into biomethane for gas grid injection or be compressed or liquified in order to replace fossil fuels in transport vehicles (Browne et al. 2013 ; Mayer et al. 2014 ;

Wu et al. 2016 ; Jingura & Kamusoko 2017). The conversion of biogas into biomethane implies the gas upgrading, purification, and pressurization.

From an energy, environmental and economic perspective, AD is a practical, sustainable and efficient alternative for the management and treatment of solid organic waste in urban and rural areas. This process valorizes the OM into multiple products such as energy (heat, fuel, and electricity), and organic fertilizers used as soil amendments on farms. In addition, AD allows a sound management of organic waste by reducing pathogens by sanitizing the digestate and contributes to the reduction of greenhouse gas (GHG) emissions (Kang & Yuan 2017). Indeed, according to a directive of the (EU 2009), the differences in terms of GHG emissions between compressed biomethane coming from organic waste or manure in comparison to the conventional fossil fuels has a range of reduction between 73-86%.

In the context of Quebec, the electricity is particularly abundant, cheap, and renewable because it comes from hydropower plants, so it is more interesting to use the biomethane in the form of compressed or liquified natural gas (CNG or LNG) to avoid fossil fuel usage in vehicle for transportation, or depending on the geographical context, the biomethane can be injected into the natural gas grid. Normally, the use of biomethane as transport fuel has a better economic return because the price is higher compared to electricity or natural gas (Hansson & Fredriksson 2004).

5.3.2.7.1.1. Four-step process

AD is a four-step process that includes: hydrolysis, acidogenesis, acetogenesis, and methanogenesis. These steps imply various microorganisms and specific conditions for the fermentation (Deublein & Steinhauser 2011). The first step involves acidic operating conditions while CH_4 is produced in the fourth step at neutral pH (Hobbs et al. 2007 ; Jingura & Kamusoko 2017). According to Teghammar (2013) and Kang & Yuan (2017), hydrolysis consists of converting the insoluble complex organic matter (proteins, carbohydrates, and lipids) into soluble molecules (amino acids, sugars, and fatty acids). The acidogenesis involves fermentable bacteria to convert soluble molecules obtained from the hydrolysis step into volatile fatty acids, alcohols, CO_2 , etc. The acetogenesis step implies acetogenic bacteria to convert volatile fatty acids (VFAs) and alcohols to acetate, H_2 and CO_2 . The methanogenesis step is the generation of methane gas from acetate and molecular hydrogen. Many parameters such as feedstock specifications (VS, COD, BOD, C/N, presence of inhibitory), operating conditions, and reactor design can impact the process performance, either by improving or inhibiting the process (Babaee & Shayegan 2011 ; Jingura & Kamusoko 2017).

5.3.2.7.1.2. Operational parameters

The main objective of an AD process is the efficiency of the operations to maintain the microbial activity and growth, which is the central element of the AD process. In this regard, it is important to ensure constancy by maintaining stability in operating parameters in order to limit process fluctuations and thus reduce the risk of failure of the AD process. It is therefore essential to assure that these parameters are as optimal as possible. Several parameters significantly influence the efficiency of the process. According to (Allen et al. 2013 ; Wu et al. 2016 ; Kang & Yuan 2017) the main parameters that determine the efficiency of the AD process include the temperature stability to promote microbial growth, the pH value, the substrate composition and nutrient adequacy (C/N ratio), the organic loading rate (OLR), the moisture content, the retention time, the presence of growth inhibitors (toxic compounds), the mixing level, the shape of the reactor, etc. Other factors indicate the consistency of the process, i.e., the level of total ammoniacal nitrogen (TAN) and the ratio of volatile fatty acids (VFAs) to total alkalinity (TA) (Al Seadi et al. 2008 ; Tabatabaei et al. 2018). Fluctuations of these factors can interfere with the development of the microbial flora implicated in the biogas production, resulting in a low global performance of the process. It is therefore essential to clearly understand the key parameters of the biogas production in order to determine possible unfavorable process variations.

5.3.2.7.1.3. Solids and moisture content

Total solids (TS) of the substrate is a key parameter that affects the AD performance, particularly the microbial activity in the digester, and consequently the efficiency of biogas and biomethane production (Pavan et al. 2000 ; Krishania et al. 2013). The various substrates feedstock has a broad variation in their solids and moisture content. The TS of the substrate and the TS during the AD process determine the design of the system and the type of reactor. Concentrations of TS and volatile solids (VS) in the substrates indicate the potential of biogas yield that can be produced. The analysis of these variables is essential to determine an effective organic matter loading rate and thus ensure stability in the biogas production (Falk & Benz 2011). TS represents the measurement of all particles of solid matters (organic and inorganic) that is not water in a sample of substrate. TS is defined as the sum of homogenous dissolved and suspended solids present in the sample (Capareda 2013). Volatile solid (VS) is the measurement of the organic matter (OM) fraction of the TS but most OM also contains an ash fraction (Hamilton & Zhang 2011). OM represents the quantity of carbon in a sample of substrate (Hamilton 2012 ; Jingura & Kamusoko 2017). The degradation rate of the organic compounds in the digestion process can be measured through the

comparison of the VS values at the input versus output flowing (Wolf 2013 ; Tabatabaei et al. 2018). The biogas and methane yield is directly proportional to the VS content in the substrate and its potential of degradation (Moody et al. 2009 ; Mayer et al. 2014).

The moisture content (MC) in an AD is a key factor that affects the performance of the digestion process. The MC is the opposite of the TS content and represents the amount of water in the substrate (Samah 2016). This water does not contribute to the biogas production. According to (Kang & Yuan 2017), the MC fosters AD by controlling the turgidity of cells; facilitates the mobility of solid components (nutrients, intermediates, microorganisms, etc.); stimulates the reactions during the hydrolysis of complex organic materials; and improves the metabolism and the transformation of the microorganisms. In general, high water content facilitates the degradation of the organic matter. The majority of organic residues contains a high quantity of water but, it is generally recommended to add a volume of water mix with the organic residues in the digester (Samah 2016).

Typically, the TS of a substrate in mesophilic condition ranges 10-15% in low solid process (Li et al. 2015 ; Kang & Yuan 2017 ; Tabatabaei et al. 2018). In an AD that contained a wet agricultural substrate, the standard of TS is about 6-10% (Wolf 2013). In the proposed design, according to the literature, the assumption for the conventional wet digestion is 10% TS (or 90% MC; w.b.) (Yi et al. 2014 ; Jingura & Kamusoko 2017).

5.3.2.7.1.4. Temperature

The operating temperature is a key parameter that determines the activity and good development of the microbial flora in the AD. Operating temperature affects the performance of the biogas yield and the total amount of biogas that can be produced. In general, in a small-scale AD, the microorganism is more efficient under mesophilic condition with a substrate temperatures 35-37°C (Angelidaki & Ellegaard 2003 ; Al Seadi et al. 2008 ; Mao et al. 2015 ; Kang & Yuan 2017 ; Tabatabaei et al. 2018).

5.3.2.7.1.5. Organic loading rate

Organic loading rate (OLR) is an important factor to address because the microbial population dynamics and the biogas yield rate is highly determined by this loading rate (Kundu et al. 2017). OLR represents the quantity of organic matter fed into the digester each day (Schnurer & Jarvis 2010 ; Drosig 2013). Carbon is the energy source of microorganisms and nitrogen is a contributor to microbial growth. If the quantity of nitrogen is low, microorganisms will remain limited and additional time will be needed to breakdown the

available organic carbon (Igoni et al. 2008 ; Kang & Yuan 2017). On the other hand, excessive nitrogen inhibits AD. OLR measures the amount of VS added per working volume per day and is calculated as $\text{Mg VS m}^{-3} \text{ digester day}^{-1}$ (Esteves et al. 2012 ; Tabatabaei et al. 2018).

5.3.2.7.1.6. Retention time

Retention time (RT) is a key parameter to be considered when designing and operating an AD because it impacts the digester's microbial flora, the process performance and the digester stability (Schnurer & Jarvis 2010 ; Tabatabaei et al. 2018). RT corresponds to the average time required to completely break down and digest the organic matter. The majority of AD have no specific retention systems for the solids. So, the RT of the solids in this type of system is equal to the RT of the liquids (Drosg 2013). RT is closely related to the substrate composition, reactor temperature, microbial growth, etc. (Henze et al. 2008). A longer RT increases the decomposition of organic matter as well as the stability of the AD, whereas a shorter RT decreases the volume of the digester, reduces the initial capital investments as well as the energy costs (Yi et al. 2014 ; Shanthi & Natarajan 2016). In general, a mesophilic AD involves a RT about 20-40 days (Angelidaki & Ellegaard 2003 ; Al Seadi et al. 2008 ; Kang & Yuan 2017). Based on the literature review of (Tabatabaei et al. 2018), in the current design, the assumed average retention time for the digester is 30 days.

5.3.2.7.1.7. Mixing

In the AD process, mixing is an important factor to blend the fresh matter with the substrate that contains the microbial flora to facilitate the access to bacteria (Shanthi & Natarajan 2016). Mixing provides a mass and thermal transfer to ensure a good substrate homogenization and uniform heat distribution to avoid temperature gradients in the AD (Shanthi & Natarajan 2016 ; Tabatabaei et al. 2018). Thus, mixing ensures an optimal contact by maximizing the specific contact surfaces between the substrates and the microbial biomass (Kang & Yuan 2017 ; Tabatabaei et al. 2018). Also, mixing influences the metabolism and the process of formation and organization of the microbial flora (Jiang et al. 2016). The volume of matter to be mixed and the appropriate mixing equipment varies depending on the solids content and the type of digester (Shanthi & Natarajan 2016). The type and intensity of the mixing have a significant impact on the performance of the AD and the biogas productivity (Lindmark et al. 2014). Over-mixing can disturb bacteria, making slow mixing preferable (Shanthi & Natarajan 2016). Mixing is also used to remove some detrimental end-metabolic products (Deublein & Steinhauser 2011 ; Tabatabaei et al. 2018). The main benefits of mixing are the minimization of foam, homogenization of the temperature in the digester,

ensuring a chemical and physical uniformity of the substrate, improving the dispersion of metabolic residues generated by the AD, and minimizing the toxicity (Shanthi & Natarajan 2016).

5.3.2.7.1.8. pH

Operating pH is a key parameter due to the sensitivity of the biological process that modifies the pH at the different steps of AD process. Effective microbial growth is highly dependent on pH (Yang et al. 2015). A pH drops in a digester could cause an irreversible inhibition of microbial activity, even if the pH is restored to a normal level (Dareioti et al. 2010 ; Tabatabaei et al. 2018). An optimal microbial growth implies to maximize the potential of various families of microorganisms that are produced at different pH values. The first step involves acidic operating conditions while CH₄ is produced in the fourth step at neutral pH (Hobbs et al. 2007 ; Jingura & Kamusoko 2017). Ward et al. (2008) mentioned that the optimal pH for the hydrolysis and acidogenesis is ranging 5.5-6, and the optimal pH for methanogenesis is close to the neutral pH (6.8-7.2). In addition, it has been observed that the recirculation of the process liquid in the digester had a favorable impact on the performance of the AD by stabilizing the pH (Hartmann & Ahring 2005 ; Kang & Yuan 2017).

5.3.2.7.1.9. Volatile Fatty Acids

Volatile fatty acids (VFAs) are by-products of the AD process, their degradations are particularly complex (Amani et al. 2011). VFAs are organic acids that include acetic, propionic, isobutyric, butyric, isovaleric, and valeric acids (Lee et al. 2015). These acids compose the growing substrate and are an important source of intermediates produced during the hydrolysis and acidogenesis steps. The VFAs content is used as an indicator for assessing the process stability of the AD. VFAs accumulation can interfere with the digestion process beyond a certain limit (Tabatabaei et al. 2018).

5.3.2.7.1.10. C/N ratio

The C/N ratio refers to the quantity of carbon and nitrogen that are contained in the substrate. Nutrient availability is an important variable that influence the growth of microorganisms. The C/N ratio is an indicator of the diversity and the complementarity between the organic matters of the feedstock substrate. To ensure the highest degradation rate of the organic matter and thus the highest biogas production potential, the C/N ratio should be continuously monitored and managed (Mao et al. 2015 ; Tabatabaei et al. 2018).

Generally, a low C/N ratio indicates a nitrogen-rich substrate with potential to produce ammonia, which is a toxic component that can increase the pH and leads to the methanogenic inhibition in the digestive processes (Khalid et al. 2011). On the other hand, a high C/N ratio leads to a nitrogen depletion, which interferes with the growth of the microbial flora and as results, reduces the biogas production.

An optimal C/N ratio during the AD process prevents the issue related to ammonia inhibition, as well as ensuring adequate nitrogen availability for microbial activity. It has been observed that microorganisms use carbons 25-30 times faster than nitrogen (Ward et al. 2008 ; Kang & Yuan 2017), thus, a C/N ratio ranging 20-30:1 has been determined as the optimal ratio for AD (Allen et al. 2013 ; Murphy & Thamsiriroj 2013 ; Kwietniewska & Tys 2014 ; Jingura & Kamusoko 2017) with an optimum at 25:1 (Gerardi 2003). In this design, the recipe of the AD is set to a C:N ratio of 25:1.

Pig manure contains a low C/N ratio, so it makes a good co-substrate mixed with other carbon-rich substrates such as food processing residues and by-products, municipal organic waste, and residues from the pulp and paper industry. Also, other macroelements such as phosphorus and sulphur are essential in the digestion process; moreover, iron, nickel, cobalt, selenium, etc. are micro and trace elements that are required to ensure a good growth of the microorganisms in the AD (Tabatabaei et al. 2018).

5.3.2.7.1.11. Conventional biomethane potential (BMP) test

Several experimental and theoretical methods can be used to evaluate the biomethane production potential (BMP) of an organic substrate (Hansen et al. 2004 ; Møller et al. 2004). BMP refers as the maximum volume of CH₄ generated per unit of volatile solids (VS) weight degraded in dry basis of the substrate (Schievano et al. 2008 ; Esposito et al. 2012 ; Mayer et al. 2014). University research on AD process is often based on kinetic models that evaluate microbial growth in the digester (Wu et al. 2016). However, in this study, the BMP is determined at a strategic assessment level by a conventional BMP test (Jingura & Kamusoko 2017), which is one of the most common and simple method, where the biomethane production assumptions are based on empirical data that comes from literature and discussion with experts. These data have a certain degree of uncertainty regarding the type of feedstock, its characteristics (TS, VS, OM, C/N, etc.), the technologies involved, the products' usage, geography, etc. But these data are easy to obtain and cheap, simple to interpret, and calculated, which is more practical and viable from an economic perspective (Rodriguez Chiang 2011 ; Esposito et al. 2012 ; Jingura & Kamusoko 2017). A more detailed analysis at an operational assessment level should include more accurate data, sampling campaign, and laboratory tests on other variables such as carbohydrates, proteins, fat and VFA

content, and determining more accurate VS contents and removal rates in relation to the synergistic dynamics of co-substrates in the co-digestion process (Angelidaki & Ellegaard 2003 ; Browne et al. 2013 ; Rabii et al. 2019).

However, at the scale of the investigation under consideration, the conventional BMP test satisfies the requirements of the study. The AD calculator has two main components: an engineering process model on biomethane production, and an economic calculator that determines the operational revenues, and costs of the facility. In the process model, the annual biomethane production is calculated as a function of the tonnage of fresh biomass substrate, the TS content, the VS loaded, the VS removal rate (also called the VS destruction rate), and the biomethane potential.

In the proposed model, following the production, the biogas generated is refined into biomethane and used as compressed natural gas in the transportation system. The biogas (Flow 710) is upgraded by a purification technology based on water scrubbing (Block 700.2), after the bio-CH₄ is compressed (Flow 730) in a Compressed Natural Gas (CNG) filling station (Block 700.3), and then used and sold as CNG fuel in transport as a substitute for diesel fuel for depot-related transport and other regional usage. This process area determined many specific data on electricity usage, feedstock cost, transport costs, employees, etc. An emergency flare is planned in the design to burn the biogas in case of system failure. For the sulphur compounds, the sulphate is converted to hydrogen sulphide (H₂S) which flows out of the system as part of the biogas mixture. In the design, as (Humbird et al. 2011), the assumption is that the methane-producing organisms will surpass the sulphate-reducing organisms, so that upstream sulphate removal is not required. H₂S is removed downstream of the biogas production using the upgrading water scrubbing system (A700).

In the design, the BMP is estimated by analysing the composition of the substrate, and in particular, the OM content that can be determined by calculating the amount of VS, and its potential biodegradability (Angelidaki & Ellegaard 2003, Triolo, Sommer et al. 2011, Jingura and Kamusoko 2017). Water, which is the main component of the substrate, does not contribute to biomethane production. BMP values are commonly evaluated by the quantity of VS loaded ($\text{m}^3 \text{CH}_4 \text{Mg VS}^{-1}_{\text{added}}$) and VS destroyed ($\text{m}^3 \text{CH}_4 \text{Mg}^{-1} \text{VS}_{\text{destroyed}}$) in the AD. The quantity of VS loaded represents the theoretical biomethane yield if all organic components are totally degraded (Møller et al. 2004). The final biomethane yield is less than the theoretical yield because a fraction of the organic substrate is not degradable into biogas, either because a substrate fraction is required for the synthesis of bacterial biomass, or a substrate fraction is composed of lignin, which is only partially degraded, or also a fraction of the OM is lost in the wastewater of the AD

(Møller et al., 2004). The high lignin content of some residues such as invasive species can affect the biodegradability of the substrate and reduce the biogas yield (Jingura & Kamusoko 2017). But, to maximize the biogas yield, it is possible to increase the VS biomass yield. E.g., thermal pretreatment can enhance biodegradability and biogas yield of the substrates, in addition to reducing the hydraulic retention time (Chandra et al. 2012 ; Jingura & Kamusoko 2017).

The equation (5-1) is the total sum of the annual biomethane production from the various types of feedstock that composes the substrate. The variables present in the multiplication are the annual fresh biomass tonnage which is multiply by the percentage of TS per type of feedstock in order to convert the equation in dry basis. The result is multiply by the VS which represents the biodegradable percentage of OM contained in the feedstock and loaded in the AD. Then, the VS removal rate represents the percentage of VS that is destroyed by the bacteria in the AD. The latter is multiply with the BMP, which varies depending on the type of feedstock. The result indicates the theoretical maximum potential of biomethane production per unit of mass of VS present in the feedstock. Finally, the addition of the CH₄ production from the different type of feedstock gives the overall production of the AD. The BMP measurements for the various feedstock have been determined based on the technical literature.

$$TBP = \sum_{i=1}^4 FB_i * TS_i * VS_i * VSR_i * BMP_i \quad (5-1)$$

where TBP is the total annual biomethane production (m³ CH₄ y⁻¹) from food waste (1), pig manure (2), residual cultural enzyme broth (3), and common reed (4); FB is the fresh biomass quantity (Mg y⁻¹) (w.b.); TS is the total solids loading (%) (d.b.); VS is the volatile solids (% TS) (d.b.); VSR is the removal rate of volatile solids (%) (d.b.); and BMP is the biomethane potential (m³ CH₄ Mg VS⁻¹) (d.b.).

5.3.2.7.1.12. Feedstock

Several analysts agree that world food prices are expected to continue to rise in the near future as well as the area cultivated for food and feed. The use of cropland for biofuel production raises many socio-ethnic concerns. For this reason, this research focus on using food waste and lignocellulosic residues to produce biomethane instead of using energy crops that would have competed with the food industry sector. The compressed biomethane from non-food organic residues is considered as a second-generation biofuel that is more sustainable than the first-generation biofuel based on food or energy crops. Likewise, traditional organic substrates are likely to become more scarce as the biomethanization sector is

developing in Quebec, this is why it is important to find alternatives, particularly through the co-digestion of various substrates. Also, by mixing various types of organic waste, such as industrial waste, household solid waste and pig manure, it is easier to obtain a high biogas yield, because industrial and domestic waste has a higher degradation capacity and a higher potential for biogas production than manure alone (Angelidaki & Ellegaard 2003).

Several factors can contribute to the successful implementation of AD projects. The advantages of the AD process are the possibility of using a broad range of organic substrates resources at the process input for biogas production as long as they contain carbohydrates, fats, proteins, cellulose and hemicellulose as main components (Peter 2010). Fats and proteins generate more methane than carbohydrates, and lignin is not biodegradable under anaerobic condition (Jingura & Kamusoko 2017). The substrate can be solid or liquid, and coming from few origins. The biogas yield of the different substrates vary significantly from one feedstock to another depending on their origin, chemical composition, and organic matter content (Peter 2010 ; Browne et al. 2013 ; Mayer et al. 2014). The pretreatment increases the digestibility and minimize the retention time in the digester (Kang & Yuan 2017). It is possible to find complementarity between the various feedstock to boost and improve the biogas production, and the flexibility in the use of the biogas at the process output (Browne et al. 2013 ; Jingura & Kamusoko 2017 ; Langeveld & Peterson 2018). Many studies have already been conducted on the co-digestion of agricultural sludge and organic waste, which improve the biogas production by adjusting the C/N ratio and moisture content (Kang & Yuan 2017).

In the depot process design, there are two key success factors inherent to the project, the access and availability of the substrates at no or negative costs and the local presence of the feedstock. There are many biomass that are considered to be a cost to manage and not a valuable resource. This is why it is possible to benefit from negative costs on certain feedstocks, as this provides environmental and sanitary elimination of certain types of biomass. Also, the organic waste streams that have been selected as substrate feedstock for AD comes from local sources within a 30-60 km radius of the proposed site, which limits transport costs. The feedstock used in the AD is a mixture of three co-substrates: the pretreated food waste and urban green waste (Flow 220), the pig manure (Flow 620), and the residual enzyme cultural broth generated on-site (Flow 414). These flows are mixed with recycled water (Flow 761).

Flow 220 is the urban organic waste that comes from the regional municipalities within a 30-60 km radius. After being shredded, mixed and pretreated in the hydrothermolysis unit (A200), these feedstocks are suitable to be used as a fermentation co-substrate. This flow represents 0.89 DMg h^{-1} or 2.31 Mg h^{-1} (w.b).

This feedstock includes two types of materials: (1) the organic fraction sorted of the domestic and commercial food wastes that are generated by municipalities and food industry. This feedstock is mainly organic matter, and it is highly biodegradable. (2) The common reed (*Phragmites australis*) that can be used as a fermentation co-substrate. The municipalities make preventive mowing along roads and in ditches during the summer period to minimize the impacts of invasive plants. The sanitary and environmental elimination of these plants involves a cost that is assumed by the municipalities. Thus, AD can contribute to the elimination of this material as well as generating sustainable and regional economic activity.

Municipalities and food industry produce large amount of various types of food waste coming mostly from homes, restaurants, cafeterias, canteens, and markets (Lebersorger & Schneider 2011 ; Jingura & Kamusoko 2017). Food waste is highly and easily biodegradable, has a relatively high water content and a high methane yield (Browne et al. 2013 ; Browne & Murphy 2013). The composition of the industrial food waste and the organic fraction of municipal solid waste is heterogeneous in its content and differs from one location to another. A good quality feedstock depends on whether the food waste has been sorted or not at the source or separated in a specialized plant (Allen et al. 2013). Browne et al. reported a potential biomethane yields from canteen food waste at 480–530 L CH₄ kg VS⁻¹ added and a composite mixture of source-separated domestic and commercial food waste at an average of 508 L CH₄ kg VS⁻¹ added. In the case study, it is expected that a local waste collection system aggregates 4296 DMg y⁻¹ or 8000 Mg y⁻¹ (w.b.) of domestic and commercial food waste sorted at the source and the assumed potential biomethane yields is 440 L CH₄ kg VS⁻¹.

Common reed (*Phragmites australis*) is a perennial grass that forms dense populations when the favourable conditions are met. It is an invasive exotic species that is widespread in Quebec's wetlands (Lavoie 2017). Since the 1980s, common reed has invaded riverbanks and have spread along the road network and into drainage ditches in Quebec. The high biomass production of the plant is a potential threat to the preservation of some wetlands. One strategy for controlling *P. australis* is to weaken the colony by repetitive cutting during the summer season (Lavoie 2017). These cuts must be continued for several years. To prevent the spread of the species, cutting residues must be collected and disposed properly. Common reeds cannot be composted or disposed in nature. It can either be landfilled or treated with AD to prevent seed survival. But, disposing of these materials sanitarily in landfill is costly. AD process is an efficient way to generate value with biogas while reducing landfill costs. Thus, in the activity basket of the biomass depot, this is a new income, because we have access to a feedstock at a negative cost. The

depot generates a new revenue by treating these residues in a sanitary way and uses them to make biogas. The digestate of the AD is a co-product that can be valorized as a fertilizer for crops (Hansson & Fredriksson 2004 ; Komulainen et al. 2008 ; Köbbing et al. 2013). But there are some doubts about the safe usage of *P. australis*' digestate due to the risk of spreading invasive species seeds. Authors have studied this issue and concluded that *P. australis*, and more generally, grass seeds, were unable to survive long duration in AD condition and thus the use of digestates represents little risk of spreading viable seeds on crop lands (Westerman et al. 2012 ; Baute et al. 2018). There are benefits of mixing *P. australis* with other co-substrates, it provides stabilization to the AD process and improves the biogas yield (Hansson & Fredriksson 2004). Urban or agricultural residues such as the organic municipal solid waste and farm manure can be suitable co-substrates. According to Baute et al. (Baute 2015 ; Baute et al. 2018), under mesophilic condition, the methane production of *P. australis* is higher for the July harvest than for the October one with 172 and 108 L CH₄ kg VS⁻¹, respectively, and the average production is 140 L CH₄ kg VS⁻¹. Also, the authors suggested that *P. australis* can be an economical alternative if a pretreatment of the feedstock is applied to increase the methane production. In the case study, it is expected that the regional urban green waste collection system aggregates 3162 DMg y⁻¹ or 8500 Mg y⁻¹ (w.b.) of perennial grass Common reed, and the assumed potential biomethane yields is 140 L CH₄ kg VS⁻¹.

Flow 620 is the swine manure that comes from the pig farm which is co-located with the biomass depot (A600). In the proposed design, the on-site farm produces annually 20,000 fattening pigs. The agricultural effluent of the pigs and weanlings is a mixture of dejection (urine and excrement) which contains a significant fraction of water and low total solid. The majority of the water load in the AD comes from this source. The pigs are housed on concrete slats that evacuate slurry to an under-floor pit. The unit manure produced by a fattening pig represents a quantity of 3.0, 4.6, and 6.0 kg pig⁻¹ day⁻¹ for a weight ranging 15-50, 50-85, and 85-120 kg, respectively, with an average water content of 90.7% (wt.; w.b.) (IRDA 2012). The total amount of Flow 620 represents about 3086 DMg y⁻¹ or 33,069 Mg y⁻¹ (w.b.). According to Browne et al. (2013), the VS content is 73.8 % (d.b.), and the swine manure can produce an average methane yield (BMP) of 100-200 L CH₄ kg VS⁻¹.

Flow 414 is the residual enzyme cultural broth, which is the hydrolysed and partially digested pulp and paper (P&P) sludge that comes from the enzyme production substrate (A400). This flow, which has a high water concentration, allows to reduce the concentration of solids in the AD substrate, furthermore, this flow is still containing organic carbon and elemental nutrients viable for the AD. This flow represents 3162 DMg y⁻¹ or 22,945 Mg y⁻¹ (w.b.). Based on literature, the total VS reduction assumed is 45% (d.b.) for fibre

and waste P&P sludge, and the average methane yield is $100 \text{ CH}_4 \text{ kg VS}^{-1}$ (Karlsson et al. 2011 ; Kinnunen et al. 2015 ; Ekstrand 2019).

Table 5-8 presents the overall tonnage and chemical characteristics of the various organic feedstock for the AD (Block 700.1). Also, in the AD, to obtain the desired water content, which corresponds to 90% MC (w.b.), just over half of the treated water coming from the aerobic digestion pond (Block 700.5) is recycled in the AD process. This recycled water corresponds to the Flow 761 and represents 6.31 Mg h^{-1} . Thus, the total input flows in the AD process represents 1.51 DMg h^{-1} or 15.12 Mg h^{-1} (w.b.).

Table 5-8 – Feedstock characteristics for anaerobic digestion

Feedstock source	Fresh biomass quantity (Mg y ⁻¹)	TS (%)	TS quantity (DMg y ⁻¹)	Share of TS substrate (%)	VS (% TS)	C (% TS)	N (% TS)	C:N Ratio	VS removal rate (%)	BMP (m ³ CH ₄ Mg VS ⁻¹)	Methane production (m ³ CH ₄ y ⁻¹)	Share of CH ₄ production (%)	Rererences
Food waste ^a	8,000	53.7%	4,296	33.4%	85.3%	49.5%	2.6%	19.0	80.6%	519 ^c	1,532,927	77.8%	MRNQ 2012 ; Zhang et al. 2007 ; Banks et al. 2018 ; Browne et al. 2013
Pig manure	33,069	9.3%	3,086	24.0%	73.8%	40.8%	2.3%	17.7	65.5%	150	223,921	10.6%	IRDA 2012 ; Metcalf et al. 2014 ; Browne et al. 2013
Hydrolysed P&P Sludge	22,945	10.0%	2,301	17.9%	41.6%	28.8%	0.1%	290.7	45.0%	100	43,052	2.0%	Veluchamy & Kalamdhad 2017 ; Ekstrand 2019 ; Lai et al. 2017
Common reed ^b	8,500	37.2%	3,162	24.6%	83.8%	43.3%	1.0%	43.3	70.0%	165 ^c	306,418	14.5%	Mao et al. 2015 ; Wang, Zhang et al. 2015 ; Baute, Van Eerd et al. 2018
Total	72,514		12,845	100%							2,106,318	100%	

^a Mix of domestic and commercial food waste

^b *Phragmites australis*

^c With the pretreatment effect that increases the biomethane yield of 18% (Adjallé et al. 2012)

5.3.2.7.1.13. Biomethane production

Based on data from technical and academic literature, Table 5-8 presents the characteristics of the feedstock. It can be seen that by summing up the quantities of substrates, the total tonnage of biomass represents 12,845 DMg y^{-1} or 72,514 Mg y^{-1} (w.b.), which means that the total solids (TS) is 17.7 wt%. There is a significant variation in the TS content depending on the type of feedstock. For instance, pig manure and hydrolysed P&P sludge contains a large majority of water, common reed contains more than half its weight in water, and food waste represents slightly less than half of its weight in water. The share of TS in the substrate in the AD is quite evenly distributed between the biomass with a TS for food waste of 33.4 wt%, pig manure 24.0%, hydrolysed P&P sludge 17.9%, and common reed 24.6%. However, after the feedstock steam pretreatment (Block 200.2), and the water addition in the AD, the digestion substrate entering in Block 700.1 reach 10% of TS, which represents a concentration of 100 g kg^{-1} (Yi, Dong et al. 2014, Jingura and Kamusoko 2017). Based on literature, the average density of the homogenized substrate would be about 1014.3 g L^{-1} (Andreoli et al. 2007).

Depending on the type of feedstock, a large part of the organic material is convertible into biomethane, on average, the total volatile solids (VS) added represents 743 g VS kg^{-1} of TS, and after the AD process, the total VS removed is 524 g VS kg^{-1} of TS. There is some variability in VS contents and VS removal rates between the feedstock but in general it is relatively high due to the steam pretreatment applied before the digestion, which allows an increase in the digestibility of the substrate. On average, 70.5% of the VS are destroyed and converted mainly in biogas and to a lesser extent in cellular biomass. The total organic carbon (TOC) is 421.7 g C kg^{-1} of TS, and the total Kjeldahl Nitrogen (TKN) is 16.9 g N kg^{-1} of TS, which gives a total C:N ratio of 25.0. AD converts organic matter to biogas, which is a mixture mainly composed of CH₄ and CO₂. On a volumetric basis, AD produces ~62% of CH₄, ~33% of CO₂ and ~5% of other gaseous compounds (H₂O, N₂, O₂, H₂, NH₃, H₂S).

On methane production, according to the mentioned literature in Table 5-8, and discussion with experts, it is noticed that food waste is the most productive substrate (519 m³ CH₄ Mg VS⁻¹), follow by the common reed (165 m³ CH₄ Mg VS⁻¹), the pig manure (150 m³ CH₄ Mg VS⁻¹), and the hydrolysed P&P sludge (100 m³ CH₄ Mg VS⁻¹). So, based on the assumption of the pretreatment for the urban organic waste (Block 200.2) that increase the biomethane yield of 18 % (Adjallé et al. 2012), a total of 2.1 M Nm³ CH₄ y^{-1} is produced which gives an average production rate of 164.0 Nm³ CH₄ Mg⁻¹ TS, or 220.6 Nm³ CH₄ Mg⁻¹ VS added, or 312.9 Nm³ CH₄ Mg⁻¹ VS removed. 77.8% of the total estimated CH₄ production comes from food waste while its TS content in the digester represents 33.4%. The common reed, pig manure, and hydrolysed P&P

sludge represents, respectively, 14.5%, 10.6% and 2.0% of the overall estimated CH₄ production, while their TS contents are 24.6%, 24.0%, and 17.9%. On the basis of these results, according to a low heating value (LHV) of methane of 9.97 kWh Nm⁻³ (35.9 MJ Nm⁻³), the total annual caloric value produced represents 21 GWh (75,600 GJ), and based on a theoretical efficiency of 36 % of electricity production, the AD's electrical power would be about 879 kWel.

5.3.2.7.2. Biogas upgrading by water scrubbing

Biogas upgrading is a process that consists in the concentration and separation of the various gases present in the raw biogas in order to produce a methane-rich gas stream with certain specifications. In this case study, the gas separation technology used is the water scrubbing because it is an efficient technology, well established and widely spread at an industrial scale, and proven in terms of maturity with an abundant technical and economic literature on the subject. According to the review of Muñoz et al. (2015), the main advantages of this technology, is the efficient recovery of CH₄ (>97% CH₄), the low CH₄ losses (<2%), the tolerance to impurities, the simultaneous removal of the H₂S, and capacity to regenerate and re-circulated the water which is the absorbent in the process. The main disadvantages are the costs of investment and operation, the low flexibility regarding gas variation at the process inlet, the issue of clogging due to bacterial growth, and foaming, and some difficulties in the operations.

The water scrubbing technology is based on a physical absorption principle. Where a sequential absorption column of pressurized CO₂ is followed by a two-step desorption process for water regeneration (Rodero et al. 2018). The result of this process is the production of biomethane, which is a transportation fuel with high energy content and similar properties than natural gas. In the process design, the raw biogas input (Flow 710) dedicated to the upgrading of the water scrubbing system (Block 700.2) represents 387.8 Nm³ h⁻¹ or 3.4 M Nm³ y⁻¹ and the output of bio-CH₄ (Flow 720) is 240.5 Nm³ h⁻¹ or 2.1M Nm³ y⁻¹.

According to the review of Awe et al. (2017), in a water scrubbing solution the separation of the biogas components is achieved by the different solubility coefficient of the various gases. This principle removes CO₂ by using water as an absorbent. The aqueous solubility of CH₄ at 25°C is 26 times lower than that of CO₂ (Towler & Sinnott 2012). In addition, H₂S can also be removed with CO₂ because the aqueous solubility of H₂S is higher than CO₂.

Biogas upgrading by water scrubbing system occurs in absorption (scrubber) and desorption (stripper) columns. In the scrubber, a gas-liquid absorption is performed, the compressed raw biogas is injected with water, which is the transfer solvent, to allow contact and compression. The absorption process is often

performed at a pressure of 6-10 bar (Ryckebosch et al. 2011 ; Rodero et al. 2018). When the compounds are transferred, the absorption occurs in accordance to their respective diffusion coefficients (Muñoz et al. 2015 ; Awe et al. 2017). This is due to the difference in solubility of the compounds in water that follows the application of Henry's Law. CO₂ is more soluble in water than CH₄. Thus, the biogas is separated into two main streams: the CH₄-rich stream, which goes to the drier to remove H₂O, and pressurized for further utilization of biomethane in the form of compressed natural gas (CNG); and the CO₂-laden residual stream mixed with the impurities. The separation of CO₂ from the biogas increase the heating value and Wobbe index of the biomethane. Then, the aqueous phase loaded with dissolved CO₂ must be regenerated by decompression in the stripping column. The flash tank operates at 2-4 bar, which causes the emission of CO₂-rich biogas. The stripping can be carried out by air injection. This allows the regeneration of the absorbent that is re-circulated into the scrubber column (Kapdi et al. 2005 ; Patterson et al. 2011 ; Ryckebosch et al. 2011). With this technology, an uniform and constant CH₄ content of >97% with a CO₂ concentration of <2%, and CH₄ losses of <2% can be achieved in a large-scale optimized treatment facility. The CO₂ residual stream mixed with impurities can legally be released into the atmosphere (Beil 2009 Rasi 2009 ; Patterson et al. 2011 ; Bauer et al. 2013).

The quantity of water required in the process is based on the operating temperature and pressure (Rodero et al. 2018). According to the literature, the standard water flow rate used in systems designed to recycle and recirculate water is 0.18-0.23 m³ of water Nm⁻³ of biogas. Moreover, the system can support H₂S concentrations of 300-2500 ppmv, it is recommended to remove the H₂S before the water scrubbing (Persson et al. 2006 ; Bauer et al. 2013 ; Thrän et al. 2014). According to the review of Muñoz et al. (2015), the main electric usage of the water scrubbing technology comes from the gas compression (0.10–0.15 kWh Nm⁻³ in 6–8 bar), the water compression (0.05–0.1 kWh Nm⁻³), and the water cooling (0.01–0.05 kWh m⁻³).

5.3.2.7.3. Compressed filling station

Currently, several transportation companies or heavy vehicle fleet operators are working to replace gasoline and diesel with less polluting fuels. The issue of global warming, the uncertainty about cheap energy sources and the fluctuation of the fossil fuel market are the main driving factors behind the development of these alternative fuels. Many of these transport companies have already adopted compressed natural gas (CNG) and/or compressed biomethane (bio-CNG), as their primary source of fuel for their transportation vehicles (Davies et al. 2007 ; Kagiri et al. 2019). CNG is becoming an increasingly serious alternatives to fossil fuels, particularly because of its affordable price, and bio-CNG is the most

eco-friendly fuel in comparison to other fuels in terms of GHG emissions and other pollutants chemicals (Vijay et al. 2006). In fact, bio-CNG has the potential to become one of the most sustainable vehicle fuels in the near future in terms of economics, energy efficiency and environmental impacts (Ryan & Caulfield 2010 ; Khan et al. 2017). Thus, transport fleet operators can use bio-CNG as an alternative fuel to satisfy corporate and municipal sustainability goals (Shah et al. 2017).

In current usage, biomethane is a viable commercial biofuel that can effectively replace conventional natural gas. The biomethane combustion properties offer multiple utilization and applications such as power and heat generation, H₂ production, bio-CH₄ injection into the grids, or biofuel usage for the transportation in the forms of compressed natural gas (CNG) or liquified natural gas (LNG). After purification, the biomethane has an equal quality compared to natural gas, so, it is possible to inject the biomethane directly into the existing natural gas grid (Chandra et al. 2011 ; Adler et al. 2014 ; Khan et al. 2017). When biomethane is mixed with natural gas and it is no longer possible to differentiate them.

This case study focuses on the direct utilization of the biomethane as transport fuel to supply an on-site compressed biomethane (bio-CNG) filling station. Bio-CNG is a compressed biofuel containing a high amount of methane. Once the biogas purification is completed at $\geq 97\%$ CH₄, the biomethane can be converted to bio-CNG at a pressure of 200-250 bar (Farzaneh-Gord & Branch 2011 ; Molino et al. 2013 ; Khan et al. 2017 ; Shah et al. 2017). In the process design, the bio-CH₄ input-output (Flows 720 and 730) dedicated to the compressed filling station (Block 700.3) represents 240.45 Nm³ h⁻¹ or 2.1 M Nm³ y⁻¹. The compression of the biomethane reduces the storage volume of the bio-CNG (Kapdi et al. 2005).

According to the review of Khan et al. (2017), the bio-CNG's fuel properties are very similar to standard CNG in terms of engine performance, fuel consumption, emissions, and economy. There is no significant difference between bio-CNG and conventional CNG in terms of fuel economy (24.1 and 24.4 km kg⁻¹) and CO₂ emissions (113.8 and 114.0 g km⁻¹) (Demirbas 2009 ; Patterson et al. 2011 ; Subramanian et al. 2013). Thus, bio-CNG can be mixed with standard CNG and it is injectable into the CNG grid (Shah et al. 2017). For freight transport, the utilisation of bio-CNG is beneficial because its average calorific value is higher in comparison with other fuels (52, 50, and 44.8 MJ kg⁻¹ for bio-CNG, natural gas, and diesel, respectively), and bio-CNG has a low density and high-octane rating which means a high thermal efficiency of the engine (Vijay et al. 2006 ; Hahn et al. 2015). However, the compression of the biomethane at a high pressure and high heating value is particularly expensive, so only a high-value product, the bio-CNG as a substitute for diesel fuel, explains and justifies the willingness to pay this cost (Krich et al. 2005).

5.3.2.7.3.1. CNG stations

A conventional bio-CNG station includes a biogas purification unit, a compressor and a high-pressure storage system, and CNG dispensers (Yang et al. 2014). According to Smith & Gonzales (2014), the design of a CNG station is based on the number of vehicles that is refuel at the station, the quantity of fuel used, the operating cycles of the vehicles and their refueling time. Stations that refuel multiple vehicles with short or unpredictable refueling duration will require larger compressors, more storage capacity, or more numerous dispensers. When vehicle refuelling is organized based on a planned schedule, the fleet can reduce its overall costs. There are three design types of CNG stations: fast-fill, time-fill, and combination-fill (Smith & Gonzales 2014). The major differences are storage capacity, compressor size and distribution flow rate. Fast-fill stations are equipped with compressors and they have high-pressure storage tank capacity for filling vehicle tanks rapidly and efficiently. They refuel in a similar time compared to diesel stations. On the other hand, time-fill stations are developed for trucks that have a longer refuelling window. This type of station allows all vehicles to be filled in parallel, usually during night. The vehicles are usually filled directly from the compressor, and not from the storage tanks. Thus, this type of station are often equipped with smaller compressors and little or no storage capacity. So, the costs of time-fill stations are generally lower compared to those from fast-fill stations, as there is less equipment needed. The time required to refuel the fleet is determined by the number of vehicles, the quantity of fuel required and the flow rate of the compressor. This design is convenient for vehicle fleets that have to return to a central location at the end of the day such as the biomass depot's site. The vehicles can be left unattended during the refuelling process, which can take from a few minutes to several hours. At the combination-fill stations, users have the option to time-fill or fast-fill their vehicles. For larger fleets, the combination-fill station has the advantage of sharing the refuelling load by time-filling at night and fast-filling during the day.

5.3.2.7.3.2. Storage of bio-CNG

The storage of bio-CNG is an important operation because it has an impact on the efficiency of tank filling, filling time, flow rates, maintenance cost and safety of operations. CNG filling stations receive the upgraded bio-CH₄ at a low pressure, and the station compresses it to a higher pressure for refuelling the vehicle. The performance of storage facilities can be optimized by reducing the filling time and compressor input energy and increasing the flow into the vehicle tanks (Farzaneh-Gord & Branch 2011 ; Khan et al. 2017). Typically, bio-CNG is stored in high-pressure steel airtight cylinders and is transferred to vehicles

under the effect of differential pressure. The industry standard pressure for a CNG filling station is 250 bar (based on ambient temperature of 21°C), while the vehicle's tank pressure is 200 bar (Subramanian et al. 2013 ; Farzaneh-Gord et al. 2014 ; Yang et al. 2014 ; Novakovits & Doczekal 2016).

There are two types of storage systems for the bio-CNG, buffer and cascade storage systems (Khan et al. 2017). In the buffer storage, the filling station tanks are connected and maintained at a constant pressure all the time (Farzaneh-Gord & Branch 2011). In cascade storage, three tanks of different pressures (low, medium and high) are required to fill the cylinders. According to literature, the cascade storage has a longer duration filling time compared to the buffer storage system. Thus, cascade storage is used for filling heavy trucks that usually take longer time to fill, whereas buffer storage is favored for small vehicles with fast cylinder filling (Khan et al. 2017).

5.3.2.7.3.3. Advantages of using the bio-CNG

From an economic perspective, fleets can reduce their operational costs by saving money on fuel and maintenance. Several factors explain this cost difference. The average selling price of CNG per litre of gasoline equivalent ($\$ \text{Lge}^{-1}$) at the fuel station is cheaper than traditional fuel. Transport operators that adopt CNG to power their vehicles realize fuel savings of up to 35% of the total annual operating costs (Énergir 2019 ; 2020). Laughlin & Burnham (2014) studied three fleets of waste management that have switched from diesel fuel to CNG. Their results showed that fleets saved about 50% of the fuel cost on average. So, depending on the economic conditions, the cost advantages of biomethane over traditional fuel can be seen in a short period of time (Adler et al. 2014 ; Novakovits 2016).

In addition, the price at the CNG pump is subject to very limited fluctuations compared to the price of oil-based products. According to a financial market consensus, in North America, its price should remain low for the next 10 years. Also, a bio-CNG industry reduces dependence on foreign oil by promoting local energy supply, which provides a certain degree of energy self-sufficiency vis-à-vis oil-exporting countries (Adler et al. 2014). Moreover, to address climate change, several governments require transporters to respect certain environmental standards. They are now obliged to install and use emission control systems on their trucks, these systems involve purchasing and maintenance costs. As CNG is a less polluting fuel compared to diesel, heavy trucks operating on CNG does not require selective catalytic reduction systems or particulate filters to meet these environmental requirements.

From an environmental perspective, bio-CNG is the most energy-efficient biofuel and is considered as the first widely available and usable second-generation biofuel (FNR, 2014). Among different types of heavy

vehicle fuel, bio-CNG has the best calorific value per unit of weight and the lowest CO₂ emission rate per quantity of energy delivered (Ou et al. 2013), and has quieter operation. From the literature, the utilization of CNG per distance travelled represent the lowest emissions of carbon dioxide (CO₂), carbon monoxide (CO), hydrocarbon compound (HC), nitrogen oxides (NO_x), and particulate matter (Vijay et al. 2006 ; Khan et al. 2017). For instance, according to Énergir (2020), CNG engines emit 25% fewer GHGs, and bio-CNG emit up to 99.4% less GHGs emission compared to petroleum products. The emission performance of bio-CNG depends on the origin of the fuel, the production process, and the organic feedstock to produce the bio-CNG. CNG engines eliminate almost all fine particulate emissions that are hazardous to human health, and they emit very few nitrogen oxides, which helps to reduce urban smog. CNG vehicles foster the reduction of noise pollution, on average, a CNG vehicle is about 10 dB quieter than its diesel equivalent. Finally, the utilization of digestate as a fertilizer closes regional loop of nutrient cycles and reduces GHG emissions that would have been released from mineral fertilizer production. The production and utilization of biomethane create green jobs in the regions (Adler et al. 2014), and stimulate the acquisition of CNG vehicles by local fleets and individuals.

5.3.2.7.4. Dewatering screw press

The digestate comes from the AD process (Block 700.1), at the outlet of the latter, the dry matter loss that has been converted into biogas is about 20 wt% (Marchaim 1992 ; Anderson 2012). The input wet digestate (Flow 711) dedicated to the dewatering screw press (Block 700.4) represents 1.21 DMg h⁻¹ or 14.82 Mg h⁻¹ (w.b.). This equipment partially separates the solid and liquid fraction of the digestate. The output of Block 700.4 is the dewatered solid digestate (Flow 740) that is transported on crop land and used as organic fertilizer, the latter represents 1.15 DMg h⁻¹ or 6.02 Mg h⁻¹ (w.b.), on an annual basis this flow represents 10 k DMg y⁻¹ or 53 Gg y⁻¹. A second input that goes into the dewatering screw press but not continuously basis, is the settling sludge (Flow 762) from the aerobic lagoon (Block 700.5), this material flow represents about 0.06 DMg h⁻¹ or ~500 DMg y⁻¹. The latter corresponds to the accumulation of sediments in the settling ponds, whose recovery and handling comes from the dredging and cleaning of these ponds, which is done only once every few years. After partial dewatering, this material flow can be used as a soil amendment on crop land.

In general, compared to other dewatering systems, the screw press offers a certain number of advantages such as the simplicity related to the continuous automatic operation without clogging and self-cleaning, the stability of operations within a range of process feed flow and the quality variation of the sludge, the low maintenance costs related to the non-necessary use of fabric filter cloth and the low power

requirement using low-speed screw shaft extrusion, a higher solid capture and cake solids concentration in comparison to other dewatering technologies, and a relatively moderate usage of polymers as flocculants and coagulant (Absolon & Nieuwkerk 2014). The screw press separator has a solid capture rate of $\geq 95\%$ (d.b.), which is a standard in the industry, and the solid fraction of the sludge produced has a relative high dry matter concentration about 18-25% TS (w.b.) (Brown 2014 ; HUBER 2017). Polymers are added to facilitate the coagulation and the sludge thickening in the dewatering unit. According to the literature, it can be estimated that a polymer dosage would be 2 kg DMg^{-1} of digestate, which means that the consumption rate of polymer is about 2.4 kg h^{-1} , and the total screw press electric power requirement is 36 kW (de Milieux 2014 ; Watropur 2015 ; HUBER 2020).

5.3.2.7.5. Aerobic holding pond

The liquid fraction of the digestate (Flow 741) that comes from the dewatering screw press (Block 700.4) goes into the aerobic holding pond (Block 700.5). This flow represents a hydraulic tonnage of 8.80 Mg h^{-1} (w.b.) with a TS concentration of 0.72%. The second input liquid is the wastewater (Flow 332) coming from the vacuum filter (Block 300.3) in Area 300. This flow represents a hydraulic tonnage of 2.98 Mg h^{-1} with a TS concentration of 2.78 %. At the output of the aerobic holding pond, the treated water (Flow 760) can be reused in the process or eliminated to the environment. This flow represents a hydraulic tonnage of 5.33 Mg h^{-1} . The assumption of water treatment efficiency is based on the Canadian municipal wastewater effluent management directive, which requires performance standards for CBOD₅ and TSS concentration that should not exceed 25 mg L^{-1} . The second output of Block 700.5 is recycled water (Flow 761), which represents 6.31 Mg h^{-1} . This flow is recirculated into anaerobic digester (Block 700.1) in order to balance the water content of the AD. The third output flow is the solid sludge (Flow 762), which is the settling sludge that goes back into the screw press to be dewatered every few year during pond cleaning operations. This sludge can then be used directly as a soil amendment in the fields.

5.3.2.7.5.1. Overview

The main purposes of the wastewater treatment (WWT) are the safe disposal of organic wastewater that can be a human health hazard and cause odour nuisance, and the protection of the environment to avoid negative ecological effects. The wastewater that flows in the WWT unit contains several types of organic or inorganic contaminant such as dissolved or suspended substances (organic acids, mineral salts, nitrogen and phosphorus nutrients, etc.). In the unit

system, the aerobic holding pond (also called oxidation lagoon), use physicochemical and biological processes to remove contaminants. Biological processes involve biochemical reactions such as microbial enzymes and bacteria, which are transforming organic contaminants through biochemical pathways. An aerated lagoon is a conventional process that operates with organic matter suspended in the water. To grow and reproduce, microorganisms involved in water purification need a source of energy and nutrients, mainly C, N, P and other elements. Normally, the oxidation of organic matter produces CO₂ and water as end products. According to Chevalier (1996), theoretically, about one-third of the organic matter initially present in the wastewater is converted to microbial biomass and two thirds is converted to energy, which resulting in a significant decrease in the mass of organic pollutants. Thus, the carbonaceous material is consumed and metabolized by the microbial fauna. A decantation step must be achieved after the treatment to harvest this biomass in the form of sedimentary sludge (flocs). Microbial biomass that permanently accumulates at the bottom of aerated ponds must be removed from the system by periodic emptying and cleaning.

Aerobic lagoons are an interesting treatment because of their multiple benefits, which include the production of a good quality effluent with minimal content of nutrients, organic matter and pathogenic microorganisms. Aerobic lagoons are economic and has a low-energy consumption. It is an efficient and easy-to-use remediation process with minimal maintenance, no complex equipment requirement, and they can support organic and hydraulic overload. On the other hand, oxidation lagoon requires more ground space because of the water retention time is longer than other WWT systems. Also, ponds are often built on the ground, so it is required to waterproof the pond with geomembranes, clay or bentonite.

5.3.2.7.5.2. Microbiology of the aerobic lagoons

A aeration lagoon provides treatment based on biodegradation and recycling of the contaminants into bacterial, plant (microalgae and aquatic plants) and animal (zooplankton) biomass. Like a complex ecosystem, a wide variety of organisms, mostly microscopic, are involved in the efficient functioning of an aerobic lagoon. According to the literature, the most active bacterial groups belong to the genera *Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Achromobacter*, and

Zooglea. There are also bacteria that metabolize inorganic nitrogen compounds such as *Nitrosomonas* and *Nitrobacter*. The *Protozoa* control the bacterial population by consuming the bacteria that have not flocculated. Thus, bacteria degrade organic matter, microalgae and aquatic plants take up nutrients such as nitrogen and phosphorus while releasing oxygen, while zooplankton nourish on bacteria and microalgae (Chevalier 1996).

A fraction of the organic matter is breakdown and oxidized by the microbial activity, resulting in the production of CO₂, water, and energy release. A second fraction of the organic matter is transferred to the cell mass. Microorganisms grow and proliferate in wastewater, forming a cellular mass that is recycled through a microorganism trophic chain. Gradually, the cell mass separates from the liquid component of the wastewater by decantation to form a settling sludge at the bottom of the lagoons. The quantity of sludge produced corresponds to a significant fraction of the original organic matter in the wastewater. This quantity varies according to several parameters such as the nature of the organic matter, temperature, pH, and the mineral nutrients (Chevalier 1996).

5.3.2.7.5.3. Technical design basis

Organic matter and other contaminants present in the wastewater are treated by the aerobic digestion process that is taking place in an oxidation holding ponds (Block 700.5). Aerobic holding ponds are shallow outdoor oxidation lagoons that are aerated to provide adequate dispersion of dissolved oxygen to meet C and N demands based on biological activity in the lagoons. The entire water mass is mechanically aerated to provide sufficient oxygen such a way there is no anaerobic decomposition of the organic matter. According to Rich (1999), the aerated pond systems have five main functions: the bioconversion of the substrate into cell mass and end products (CO₂, H₂O, energy); the cell mass decantation; the separation of solids; the sludge stabilization; and the sludge storage. The first two functions are primarily provided by the first pond, while the next three are provided by the facultative ponds.

Aerobic lagoons is a low organic load treatment consisting of sequential (cascading) ponds to complete remediation; there is usually no primary treatment as sediment particles accumulate directly in the first lagoon, and no sludge recirculation as in the activated sludge treatment.

According to Bernier et al. (2001), for small WWTP, the installation of two ponds in series is preferred to avoid the shutdown of the whole plant if the pond has to be repaired or drained. To allow the oxygen transfer, the lagoons use artificial aeration by compressed air injection. The aeration system is based on air blowers that feed diffusers that are suspended on the surface of the basins and connected to floating distribution pipes. Aeration equipment has to be placed to maintain a calm zone in the downstream part of the last basin as this area serves as a sedimentation zone. Two aeration devices per pond are required in order to avoid a complete shutdown of the pond aeration in case of failure.

In the design, the wastewater that is pumped into the aerobic holding ponds (Block 700.5) includes two types of waste liquid that are mixed together; (1) the digestate's liquid fraction of the AD (Flow 741), which contain a TS of 7.2 g kg^{-1} and an average flow of 8.80 Mg h^{-1} , and (2) the vacuum filter's wastewater (Flow 332), which filter the solid stream of cellulose, and washes the remaining soluble substances such as the dissolved solid, NaOH, lignin, hemicellulose, and protein. This latter contains a TS of 27.8 g kg^{-1} and an average flow of 2.98 Mg h^{-1} . Thus, the total solids (TS) entering in the aerobic holding ponds is 12.4 g kg^{-1} of wastewater, and the total hydraulic tonnage represents 11.78 Mg h^{-1} . Based on literature, the average density of the wastewater is about 1001.5 g L^{-1} , which corresponds to a total hydraulic volume very similar to the stated tonnage flow. It is worth mentioning that at this stage, the design is not in a position to accurately assess the chemical oxygen demand (COD), biochemical oxygen demand (BOD) and nutrient loading at the Block 700.5, as no detailed chemical process simulation and laboratory tests have been conducted for the operations of this unit. The results are obtained from data and theoretical assumptions based on literature and calculations that respect orders of magnitude. Also, it is assumed that on an annual basis, the quantity of wastewater entering the lagoon system is equal to the quantity that is reused by the depot's process as well as the quantity released to the environment (total inflow = total outflow) (WDNR 2015). e.g., it is assumed that all water related to rainwater, snowmelt, equipment washing and other types of untreated wastewater are discharged to the municipal WWT plant.

According to the statistical values of the water treatment efficiency in the literature, the assumption of TS removal in Block 700.5 is 60 % (d.b.) (Banu et al. 2006 ; Bhattacharjee et al.

2007 ; Ukpogong 2012 ; Zahrim 2018). In order to achieve this purification performance, according to Bernier et al. (2001), in an aerated lagoon, a minimum dissolved oxygen concentration of 2 mg/L must be maintained at all times, except in the sedimentary sludge layer. Also, the water retention time is about 20 days, allowing the almost complete oxidation of all organic matter.

Regarding the geometry and volume of the ponds, according to Chevalier (1996) and Bernier et al. (2001), the length/width ratio is usually 3:1. When ponds are built on the ground, the inner banks and outer sides must have a slope of 3:1 (horizontal/vertical distance). The structure of the lagoons is made of concrete and steel and the bottom of the latter must be at the same level. Reed et al. (1995) proposed an equation for calculating the volume of water in a pond. This equation is based on the daily flow rate, retention time, length, width, depth and slope of the sides of the ponds. As seen in Table 5-9, it can be estimated that the two ponds, the upstream one that is for the mixing and aeration of the wastewater, and the downstream one which is for the sedimentation of the sludge, would have a similar geometry of 75 m long, 25 m wide and 4 m deep, so each of the basins would have a similar water volume of ~3500 m³.

Table 5-9 – Geometrical characteristic of the aerobic holding ponds

Parameters	Values	Units
Number of lagoons (mixing and sedimentation lagoons)	2	#
Volume of water	~3500	m ³
Length of lagoons	75	m
Width of lagoons	25	m
Water depth of lagoons	4	m
Length/width ratio	3	3L:1W
Bank slope (horizontal/vertical distance)	3	3H:1V

In the treated water stream that is generated, 54 wt% of the water (Flow 761) is continuously recycled through the AD process (Block 700.1) to dilute the substrate. The remaining water (Flow 760), which represents 5.33 Mg h⁻¹ can either be used in other processes or released directly to the environment. Regarding the WWT treatment performance, it is assumed that the process respects the Canadian standard for municipal effluents, which requires a discharge concentration of <25 mg L⁻¹ for CBOD₅ and TSS (Bernier et al. 2001 ; Laurin 2005 ; Boudreault et al. 2019). These parameters indicate respectively, the 5-day Biochemical Oxygen Demand applies to

carbonaceous element, which is the amount of oxygen needed to oxidize the organic matter by biological processes, and the total concentration of suspended solids in the liquid. Also, the total power of the motors to treat the wastewater in block 700.5 for pumps and aerators is 11.4 kW (14.8 HP).

The fully digested wet solid sludge from the aerobic holding pond (Flow 762) which consist mainly of cell mass and unconverted biomass components (Chevalier 1996) has a tonnage of 56.8 dry kg h⁻¹ or ~500 dry Mg y⁻¹. This sludge is recovered by pumping once every few years when the ponds are dredged. In order to reduce the water content and volume, the sludge is dewatered to ~80% MC (w.b.) in the screw press (Block 700.4). The water that leaves the screw press is recirculated to the aerobic lagoons for reprocessing. The sludge that leaves the dehydration unit can be valorized as a fertilizer for agricultural land in the region. In the design, the biomass depot returns the wet solid sludge free-of-charge to the farmers to replace the corn stover that is removed from the crop land.

5.3.3. Transport

This study estimates the unit transport costs of four types of materials in their respective transport arc. At the input, the depot process corn stover (Flow 110) and urban organic waste (Flows 120 and 411) from crop lands and urban areas. At the output, the depot produces densified sugar and digestate, which is sent to the biorefinery and the crop lands. The cost of transporting biomass depends on several factors such as the transportation distance, fixes and variables costs, the truck capacity, moisture content, biomass density, etc. E.g. it is more expensive to transport low-density biomass, in other way the densified feedstock can travel longer distances at lower costs (Sultana & Kumar 2011 ; Kim & Dale 2015 ; Ng & Maravelias 2017). Based on the literature and discussions with experts, this study assesses the annual costs based on the tonnage delivered and the distance travelled (Mahmudi & Flynn 2006 ; Oo et al. 2012 ; Balan 2014 ; Marufuzzaman et al. 2015 ; Li & Khanal 2016).

Biomass transport cost has a fixed and a variable cost component. The fixed cost is independent of the traveled distance and is expressed as (\$ DMg⁻¹), while the variable cost is dependent of the distance, and is expressed as (\$ DMg-km⁻¹), using round trip distance (km). The fixed costs components include the loading/unloading cost, the cost of ownership, license, insurance, taxes, management, etc. The variable costs components include the operation costs, fuel, maintenance, repair, tire, and wages. Transportation

costs vary across farms depending on the distance from the biomass depot and the collection area. With a high-yield biomass area, a depot can obtain its biomass from a smaller collection area and thus reduce its transportation costs (Lemire et al. 2019).

The unit transport costs of a dry tonne is calculated as:

$$T_C = C_F + C_V * D \quad (5-2)$$

where: T_C represent the transportation cost (\$ DMg⁻¹), C_F is the fixed cost (\$ DMg⁻¹), and C_V is the variable cost (\$ DMg-km⁻¹) of the two-way (load-unload) trip distance (km).

The fuel efficiency of the various transport has been extrapolated as a function of the vehicle's weight. Franzese & Davidson (2011) develops a second-degree polynomial equation that calculates the effect of weight on fuel efficiency for freight trucks. Table 5-10 presents the main transportation parameters and cost assumptions. All commodities are transported by using compressed biomethane (bio-CNG), so the total fuel usage per year represents ~321 k Nm³ y⁻¹ that is the equivalent of ~264 k L diesel y⁻¹. Depending on the different forms of material transported, a relatively constant flow of 30 trucks arrives and leaves the depot per day.

Table 5-10 – Main transportation parameters and cost assumptions

General Parameters and costs	Value	Unit	References
Input: Corn stover – Field-to-Depot			
Corn stover feedstock (Flow 110)	24,558	DMg y ⁻¹	Calculated from this study based on Lemire et al. (2019)
Moisture content range	14-35	wt%	Based on Humbird et al. (2011) ; Lamers et al. (2015) ; Agrosphère (2009) ; Marchand (2015)
Average density of material	~120	kg m ⁻³	Based on Oo et al. (2012)
Large square bale weight (3'*4'*8') (15.5 MC; w.b.)	0.499 (1100)	Mg (lb)	Based on Marchand (2015)
Round ball weight (4'*5') (15.5 MC; w.b.)	0.295 (650)	Mg (lb)	Idem
Numbers of square bales per truck	39	#	Idem
Numbers of round bales per truck	38	#	Idem
Number of square bale trips	747	# y ⁻¹	Calculated from this study
Number of round bale trips	1297	# y ⁻¹	Idem
Fuel consumption (square bales loaded)	0.326	L diesel km ⁻¹	Calculation based on Franzese & Davidson (2011)
Fuel consumption (round bales loaded)	0.274	L diesel km ⁻¹	Idem
Fuel consumption (unloaded)	0.246	L diesel km ⁻¹	Idem
Average distance (one-way trip)	43.3	km	Calculation based on geodatabase of Lemire et al. (2019)

Fixed cost	5.67	\$ DMg ⁻¹	Based on Mahmudi & Flynn (2006)
Variable cost	0.156	\$ DMg-km ⁻¹	Idem
Total fuel consumption (litre of diesel equivalent)	47,640	L diesel y ⁻¹	Calculated from this study
Total fuel consumption (Nm ³ of bio-CH ₄)	57,811	m ³ bio-CH ₄ y ⁻¹	Idem
Input: Urban organic waste – Urban area-to-Depot			
Urban organic waste (Flow 120)	7458	DMg y ⁻¹	Calculated from this study
Moisture content of materials	45-65	wt%	Based on MRNQ (2012) & Baute et al. (2018)
Average density of materials	100-500	kg m ⁻³	Idem
Pulp and paper sludge (Flow 411)	3153	DMg y ⁻¹	Calculated from this study
Moisture content of material	~80	wt%	Authors' assumption based on literature
Average density of material	1000-1500	kg m ⁻³	Idem
Average weight of a load	11.9	Mg	Authors' assumption based on MTQ (2013) & TC (2005)
Number of trips per year	2711	# y ⁻¹	Calculated from this study
Fuel consumption (unloaded)	0.248	L km ⁻¹	Calculation based on Franzese & Davidson (2011)
Fuel consumption (loaded)	0.273	L km ⁻¹	Idem
Average distance (one-way trip)	60	km	Assumption based on geodatabase of Lemire et al. (2019)
Fixed cost (urban organic waste)	6.52	\$ DMg ⁻¹	Searcy et al. (2007)
Variable cost (urban organic waste)	0.152	\$ DMg-km ⁻¹	Idem
Fixed cost (pulp and paper sludge)	13.77	\$ DMg ⁻¹	Marufuzzaman et al. (2015)
Variable cost (pulp and paper sludge)	0.145	\$ DMg-km ⁻¹	Idem
Total fuel consumption (litre of diesel equivalent)	84,766	L diesel y ⁻¹	Calculated from this study
Total fuel consumption (Nm ³ of bio-CH ₄)	102,863	m ³ bio-CH ₄ y ⁻¹	Idem
Output: Densified sugar – Depot-to-Biorefinery			
Densified sugar (Flow 370)	7572	DMg y ⁻¹	Calculated from this study
Moisture content of sugar	50	wt%	Authors' assumption based on literature and experts' discussions
Average density of densified sugar	1427	kg m ⁻³	Based on Davis et al. (2015)
Average weight of a load	11.9	Mg	Authors' assumption based on MTQ (2013) & TC (2005)
Number of trips per year	1270	# y ⁻¹	Calculated from this study
Fuel consumption (unloaded)	0.248	L km ⁻¹	Calculation based on Franzese & Davidson (2011)
Fuel consumption (loaded)	0.273	L km ⁻¹	Idem
Average distance (one-way trip)	48.6	km	Based on Lemire et al. (2019)
Fixed cost	4.60	\$ DMg ⁻¹	Searcy et al. (2007)
Variable cost	0.089	\$ DMg-km ⁻¹	Lewis et al. (2015)
Total fuel consumption (litre of diesel equivalent)	32,163	L diesel y ⁻¹	Calculated from this study

Total fuel consumption (Nm ³ of bio-CH ₄)	39,029	m ³ bio-CH ₄ y ⁻¹	Idem
Output: Digestate – Depot-to-Field			
Densified digestate (Flow 740)	10,544	DMg y ⁻¹	Calculated from this study
Moisture content of densified digestate	80	wt%	Authors' assumption based on literature
Average density of densified digestate	1010-1080	kg m ⁻³	Extrapolated from Andreoli et al. (2007)
Average weight of a load	11.9	Mg	Authors' assumption based on MTQ (2013) & TC (2005)
Number of trips per year	4430	# y ⁻¹	Calculated from this study
Fuel consumption (unloaded)	0.248	L km ⁻¹	Calculation based on Franzese & Davidson (2011)
Fuel consumption (loaded)	0.273	L km ⁻¹	Idem
Average distance (one-way trip)	43.3	km	Assumption based on geodatabase of Lemire et al. (2019)
Fixed cost	13.77	\$ DMg ⁻¹	Based on Marufuzzaman et al. (2015)
Variable cost	0.145	\$ DMg-km ⁻¹	Idem
Total fuel consumption (litre of diesel equivalent)	99,842	L diesel y ⁻¹	Calculated from this study
Total fuel consumption (Nm ³ of bio-CH ₄)	121,158	m ³ bio-CH ₄ y ⁻¹	Idem
Total costs and fuel consumption in the transportation system			
Total theoretical diesel consumption avoided	264,411	L y ⁻¹	Calculated from this study
Total bio-CH ₄ usage	320,861	Nm ³ y ⁻¹	Idem
Total transportation cost	771,033	\$ y ⁻¹	Idem
Total transportation cost with fuel economy based on bio-CH ₄ usage	553,806	\$ y ⁻¹	Idem

5.4. Discussion

5.4.1. Sustainability metrics

The overall mass and carbon, water, energy and GHG balances were performed using the process flow diagram presented, the data were compiled in an Excel spreadsheet based on the various assumptions available in the literature. The modelling was partly inspired by the following works: Agrosphère (2009) ; Humbird et al. (2011) ; Davis et al. (2015) ; Davis et al. (2018) ; Redman (2010); Novakovits & Doczekal (2016) and other authors.

This original and new design of an advanced biomass processing depot is based on an industrial ecology logic where there is a high degree of recovery, reprocessing and valorization of materials and energies through a cohabitation between: (1) a line for converting corn stover to liquid cellulosic sugar which is a

six-carbon polymer with the molecular formula $C_6H_{12}O_6$ (glucose); (2) a pig farm that uses co-products such as hemicellulose, which is a five-carbon polymer with the molecular formula $C_5H_{10}O_5$ (xylose), proteins, ash, lignin and organic wastewater for animal feed and bioenergy; (3) an enzyme production unit by aerobic fermentation using an alternative culture medium from pulp and paper sludge; (4) an anaerobic digester for the treatment of pig manure and municipal organic waste, whereby the bio-CH₄ (CNG) is used for road transportation partly for the logistics of the depot, and the digestate is used as a soil amendment on crop fields; (5) aerobic treatment of process wastewater with valorization of the settling sludge.

5.4.1.1. Mass balance

A mass balance is a method for identifying, characterizing, and accounting for all material input and output flows (raw materials, reactive chemicals, intermediates, co-products, by-products, final products, etc.) and their distribution in a unit process or a series of processes. The mass balance modeling is based on the principle of mass conservation (Lavoisier's law) (Morris et al. 2012 ; Towler & Sinnott 2021). This principle states that mass can neither be created nor destroyed spontaneously, and therefore, that the total mass of the input flows of a system is equal to the total mass of the output flows (plus if applicable the variation of mass accumulations in the system). In other words, $\Sigma \text{ inputs} = \Sigma \text{ outputs} + \Delta \text{ stocks}$.

The mass balance equation applies to the whole system as well as to the unit processes. However, these can be with or without chemical reactions, this determines whether or not there is creation/destruction of chemical species in presence. Without chemical reaction, there is no creation or destruction of chemical species. With chemical reactions, there is creation/destruction of chemical species. These have been taken into account in the model according to the nature of the unit processes.

The system was modeled in steady state regime using fixed and time-stable performance. In other words, in this type of regime, the process is continuous and invariable in time. Furthermore, in this type of regime, there are no mass accumulation/deaccumulation effects, as these are considered to be zero over the year.

In steady state regime, the equation (5-3 illustrates the mass balance equilibrium applying to the whole system where the difference between the sum of the input masses (m^{in}) and the sum of the output masses (m^{out}) is equal to zero (see Table 5-11). The mass flow rates considered were quantified and calculated in anhydrous metric tons per hour (DMg h⁻¹).

$$\sum_{i=1}^6 m_i^{in} - \sum_{j=1}^6 m_j^{out} = Zero \quad (5-3)$$

Where: m_i^{in} are the material flows i at system input (DMg h⁻¹); and m_j^{out} are the material flows j at system output (DMg h⁻¹).

Table 5-11 – Depot overall carbon and mass balance

Mass stream		Mass Flow (DMg h ⁻¹)	% of mass flow
m_i^{in}	Mass inputs		
1	Corn stover	2.85	61.3%
2	Urban organic waste	0.51	11.0%
3	Common reed (<i>Phragmites australis</i>)	0.38	8.1%
4	Swine manure	0.35	7.6%
5	Pulp and paper sludge	0.37	8.1%
6	Other (chemicals, nutrients, enzyme, etc.)	0.19	4.0%
$\sum_{i=1}^6 m_i^{in}$	Total	4.66	100%
m_j^{out}	Mass outputs		
1	C6 sugars	0.90	19.4%
2	Animal feed (hemicellulose, C5 sugars, proteins, ash)	1.25	26.9%
3	Black liquor (lignin)	0.33	7.1%
4	Bio-CH ₄ (CNG)	0.14 ^a	3.0%
5	Digestate	1.21	26.0%
6	Venting and exhaust	0.82	17.6%
$\sum_{j=1}^6 m_j^{out}$	Total	4.65	100%

^a equivalent to 208.1 m³ CH₄ h⁻¹ according to a volumetric mass density of 0.678 kg m⁻³ (1013.25 hPa, at 15 °C).

Table 5-11 shows the overall flow of dry mass containing carbon at the inputs and outputs of the process. Of the total mass entering in the process, the large majority comes from the corn stover, which represents 2.85 DMg h⁻¹ (61.3%). This feedstock represents the main activity of the biomass depot, as it is used to generate the sugar that is refined in the process. The dry mass coming from the urban organic waste, *Phragmites australis*, and pig manure, which is the substrate required for the anaerobic digestion, represents 0.51 DMg h⁻¹ (11.0%), 0.38 DMg h⁻¹ (8.1%), and 0.35 DMg h⁻¹ (7.6%), respectively. The pulp and paper sludge, which is the substrate to produce the cellulase enzymes, represents 0.37 DMg h⁻¹ (8.1%).

On the other hand, of the total mass exiting the process, 0.90 DMg h⁻¹ (19.4%) are the C6 carbohydrates mostly glucose, which is the main activity of the biomass depot, and is shipped to the biorefinery for further conversion. According to the mass and carbon balance, the actual conversion yield of the raw cellulose present in the corn stover into C6 carbohydrates concentrate is 82.7 wt%. The two main dry output tonnage in the balance are the co-products from the corn stover processing (hemicellulose, C5 sugars, extractives, proteins, ash, and residual enzyme broth) used as animal feed, which represents 1.25

DMg h⁻¹ (26.9%), and the digestate resulting from the anaerobic digestion process, which amounts to 1.21 DMg h⁻¹ (26.0%) and is used as a soil amendment.

Thus, 82.4% of the total mass of material entering the biomass depot is converted into useful products. Only combustion exhaust gases and process-related venting are not converted into useful products. In fact, the depot emits to the atmosphere about 0.82 DMg h⁻¹ from the exhaust and vent gases, which are mainly composed of carbon in the form of biogenic CO₂ inherent to the conversion processes. Thus, the dissipative emissions of gases to the atmosphere come from the combustion of lignin (42%), the anaerobic digestion and purification of biogas containing CO₂ and other impurities (32%), the emissions during aerobic fermentation of enzymes (11%), the emissions from the destruction of solids in the wastewater treatment (11%), the flue gases from the use of bio-CH₄ (CNG) in the transport system (3%), and the gases from the cellulose refining (1%). Note that all CO₂ emissions from the enumerated activities are of biogenic origin and are therefore recognized as carbon neutral, and therefore not subject to accounting in the carbon balance (IPCC; UN) (Eggleston et al. 2006). Further progress could be made to improve the efficiency of carbon utilization from biomass, including improving and optimizing pretreatment and enzymatic hydrolysis technologies to further solubilize carbon compounds, while minimizing material losses in the processes.

In the mass balance, we notice a slight mass default at the system output of <15 kg h⁻¹. This means that there is ~0.3% more mass at the input of the system than at the output. This minor mass loss is due to an imperfect mass balance, usually caused by inaccurate analytical methods or the presence of unknown or unmeasured components. However, the mass balance closure respects a standard margin of error compared to the literature and the overall impact on process yields and economic evaluation remains marginal.

5.4.1.2. Water balance

A water balance is an accounting of all the tonnages of water entering and leaving the biomass depot during a specific period of time, which was calculated in Mg of water per hour in this study. The biomass depot required water for the various utilities in the process such as the pretreatment of the feedstock (A200), the sugar conditioning, enzymatic hydrolysis, and purification (A300), and the enzyme production (A400). Also, an important fraction of water is recycled in the processes through the filtration of the co-products (A500), and the anaerobic digestion and wastewater treatment (A700).

In general, the water input of a biochemical conversion process is usually considered to be relatively high in terms of litres of water used per kg of sugar produced (L water/kg sugar). The process water demand is determined by the sum of the fresh water that goes into A200, A300 and A400, which represents 16.5 Mg h⁻¹. This sum accounts for the majority of the total process water consumption of the biomass depot. It should be noted that in the Quebec context, freshwater resources are particularly abundant and very inexpensive (\$CA₂₀₁₉ 0.0025 m⁻³) (MDDEP 2019). Additional water also enters in the process through the water present in the various feedstock. Based on the water balance of the design, the water consumption of the biomass depot corresponds to 18.4 L kg⁻¹ of sugar produced. However, the description of water use based on the amount of water per unit kg of sugar produced is an equivocal concept, as this amount depends on several parameters that may vary depending on the case study. These parameters can be the initial composition of the feedstock, or the sugar yield of the process, which can vary from one study to another, depending in particular on the dedicated use of the different carbohydrate components present in the feedstock. Indeed, on this last point, the main activity of the biomass depot is to produce hexoses (six-carbon sugars) mainly glucose to be converted into ethanol or other fermentation products at the biorefinery; the pentoses (five-carbon sugars) being reserved for animal feed on the depot site. This configuration differs from several similar studies in the literature such as NREL, which uses pentoses to be converted to ethanol. Table 5-12 shows the overall mass flow of water inlets and outlets in the model.

Table 5-12 – Depot Overall Water Balance

Water stream		Water Flow (Mg h ⁻¹)	% of water flow
w_i^{in}	Water inlets		
1	Moisture in feedstock	6.46	28.1%
2	Water for pretreatment	8.10	35.2%
3	Water for sugar conditioning & saccharification	7.29	31.7%
4	Water for enzyme production	1.14	5.0%
$\sum_{i=1}^4 w_i^{in}$	Total	22.99	100%
w_j^{out}	Water outlets		
1	Water in C6 sugar	0.90	3.9%
2	Water in animal feed	2.43	10.6%
3	Water in lignin	0.30	1.3%
4	Condensate	2.53	11.0%
5	Water in digestate	4.87	21.2%
6	Water un biogas	0.01	0.1%
7	Cleaned wastewater	11.64	50.6%
8	WWT evaporation	0.31	1.3%
$\sum_{j=1}^8 w_j^{out}$	Total	22.99	100%

Of the total water mass entering in the process, it can be seen that a large fraction of the water comes from the moisture presents in the feedstock, which represents a sum of 6.46 Mg h⁻¹ (28.1%). This sum is divided according to the different feedstock, i.e. the corn stover 0.46 Mg h⁻¹ (2.0%), the urban organic waste 1.08 Mg h⁻¹ (4.7%), the swine manure 3.42 Mg h⁻¹ (14.9%), and the pulp and paper sludge 1.50 Mg h⁻¹ (6.5%). Thereafter, most of the fresh water used in the process comes from the corn stover pretreatment (A200) with the twin-screw extruder, which represents 8.10 Mg h⁻¹ (35.2%). However, a large part of the water and the NaOH it contains is recycled in the extruder after filtration (A500). After reverse osmosis the concentrated hemicellulose and other components are used as animal feed (A600). About half of the wet lignin is used as a biofuel for the evaporator, the other half is sold locally. The sugar slurry conditioning, saccharification, and purification (A300) represents a large part of the water used in the process with a total of 7.29 Mg h⁻¹ (31.7%). A300 comprises several steps including a hot wash filter to remove the insoluble solids. Heating and stirring step in a slurry reactor to prepare the cellulosic molasses. A vacuum filter step to capture and remove the NaOH, the dissolved solids, and other residual fractions. A neutralization step with acid and alkali chemical agents allows the molasses to be adequately prepared before the enzymatic hydrolysis step in reactors with the subsequent purification step. Note that water from sugar refining (A300) and enzyme culture residues (A400) is recovered,

valorized and treated in the water management unit (A700). At the end of the sugar refining process, a concentration step with an evaporator using lignin as biofuels, produces and recovers the steam and recycles it for the pretreatment of the urban organic waste (A200) to improve the efficiency of the anaerobic digestion (A700). Thus, the evaporator brings the sugar from a total solid of 22.7% to 50 wt%, which is easier to transport to biorefinery for further conversion process. Finally, to a lesser extent, the on-site cellulase enzyme production unit (A400), which is using 1.14 Mg h^{-1} (5.0%) of fresh water to dilute the growing substrate to reach an adequate total solids content of the hydrolyzed pulp and paper sludge.

On the other hand, in general, the water present in the different products (sugars, animal feed, lignin, digestate and biogas) represents 36.8% of the total water outflow, the balance 63.2% represents the condensates coming from the evaporator, the purified water ready to be reused or sent to the environment and the natural evaporation of the decantation ponds. In detail, of the total water mass exiting the process, the water present in the concentrated sugar molasses (A300), which is transported to the biorefinery accounts for 0.90 Mg h^{-1} (3.9%). The co-products resulting from the corn stover processing, i.e., firstly, the mixture of hemicellulose, C5 sugars, extractives, proteins, and ashes that comes from the filtration unit (A500), and which are used as animal feed, contains 2.43 Mg h^{-1} (10.6%). The second co-product from the processing of corn stover is the lignin, which is used for thermal purposes at the depot and locally in the region, the lignin contains about 0.30 Mg h^{-1} (1.3%). The biogas for its part contains a minor water fraction of 0.01 Mg h^{-1} (0.1%). The condensed vapor that comes from the evaporator used to concentrate the sugar slurry represents 2.53 Mg h^{-1} (11.0%). Afterwards, the second-largest water outlet in the process is the liquid fraction of digestate from the anaerobic digester (A700), which corresponds to 4.81 Mg h^{-1} (20.9%) and is used as a soil amendment in the region. Most of the water used in the depot processes flows to the wastewater treatment (A700). The treated water from the aerobic lagoon represents the largest part of the water outlet with 11.64 Mg h^{-1} (50.6%). A large fraction of this treated water (54%) is internally recycled into the anaerobic digester in order to adjust the total solids content of the cultural substrate. Indeed, the anaerobic digester mixes the various process water, which contains organic matter, with the treated water from the aerobic lagoon to dilute the substrate and balance the total solids. The other remaining fraction of the treated water is discharged into the environment. Finally, using the physical principle of mass conservation, the water balance is equilibrated through the evaporative water losses in the settling ponds. These were used to close the balance based on the difference between the inflow and outflow. Thus, evaporation losses are estimated at 0.37 Mg h^{-1} (1.6%).

Note that evaporative water loss during WWT in the NREL report (Humbird et al. 2011) is about 2% of the overall water balance. Moreover, if we calculate these water losses according to the sizing of the settling ponds (see Table 5-9), we notice that the evaporation column represents about 724 mm y^{-1} (or $0.72 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ y}^{-1}$). These values are consistent with the water balance data reported in the literature for the average annual evaporation from lake basins in southern Quebec (MPEC 1975 ; Lepage 1996 ; Carrier 2013).

5.4.1.3. Net energy analysis

5.4.1.3.1. Definition

Energy plays an essential role in our society, to assess the energy efficiency of an industrial systems, several authors developed methodologies, calculations and indices that can be used to determine the efficiency of a process in capturing and converting energy (Hall et al. 2011). The objective of net energy analysis is to determine whether the energy output generated by a production system exceeds the energy input required to operate that system. E.g. the Energy Return on Investment (EROI) is the measurement of the quantity of energy obtained and delivered from an energy resource relative to the quantity of energy used to generate that energy (Murphy & Hall 2010). In simpler terms, the EROI is the ratio of energy out relative to energy in.

Several publications develop formal methodology, nomenclature, and structure for standard EROI analysis (Hall et al. 2011 ; Murphy et al. 2011 ; Hall et al. 2014 ; Chiriboga et al. 2020 ; Rana et al. 2020). Several factors relating to the system components affect the calculation of the EROI, e.g. the conceptual framework for the selection of the appropriate boundaries of the system under consideration, the outputs-inputs energy balance, the local characteristics including the types of feedstock, production methods, the nature of the energy used, the impact on the environment of the process, etc. (Murphy et al. 2011).

The EROI analysis is a relevant measure of the performance of an energy resource by providing a numerical result reflecting the net energy gain of the system. This result can be compared to other similar research to improve our understanding of the energy performance of industrial systems. The standard, non-quality adjusted EROI analysis use a similar thermal equivalent unit to aggregate the different forms of energy in the inputs and outputs of the process (Murphy et al. 2011). Quality is defined as the ability of a equivalent thermal unit of different energy forms (fuels, electricity, food, etc.) to generate useful economic output (Cleveland et al. 2000). There are multiple factors that define the quality of a thermal fuel unit e.g., the

energy density, its renewable nature, the GHG emissions, the storage ease, etc. In general, the higher the EROI of an energy resource, the higher the utility it is considered to have for society.

The technique applied defines the approach and method used to determine and account for energy flows. This approach is composed of two dimensions. First, the numerator in the EROI ratio, which describes the boundaries of the production chain regarding the energy, products and co-products generated and delivered. The key question here is: “What do we count as energy outputs?”. In the process design, energy outputs can take different forms, but these are mainly chemical energy such as sugars for fermentation, animal feed and gaseous and solid biofuels. Second, the denominator of the EROI ratio, which indicates the boundaries of the production chain regarding the type of materials and energy used directly and indirectly in the process. The key question here is: “What do we count as inputs?”. In the process design, energy inputs take different forms, but mainly the energy used to run the machines and vehicles is the electricity as well as solid and gaseous biofuels.

5.4.1.3.2. Methodology

According to Murphy et al. (2011), there are two main techniques to determine the EROI of a process, resources or products: (1) the process analysis, and (2) the economic input-output. The process analysis, also referred as bottom-up analysis, is similar to a life cycle assessment, and reports the energy inputs-outputs of a process by aggregating them into sequential steps in the production process. Economic input-output analysis, or top-down analysis, converts economic data into energy units based on the energy intensity values specific to the concerned sector. Usually, the choice of method is determined by the system boundaries and the data availability.

In this case study, because the author is mainly interested in the direct usage of the products as well as feedstock inputs and transportation, the first mentioned method, the process analysis, has been selected as modeling approach. According to Murphy et al. (2011), based on the hierarchical levels in the energy analysis from Peet & Baines (1986), it has been decided to choose Level 1 and 2 in the modelling approach, which includes the energy and materials inputs for the process and the energy usage for the end products. This category of EROI calculations based on the system boundaries explained above is known as Point of Use EROI (EROI_{POU}). The latter includes the energy required for processing, converting and transporting the products to the point of usage (Hall et al. 2009). In this case study, the EROI calculation includes the energy used from the feedstock harvest, densification, pretreatment, sugar refining and concentration, co-products management, anaerobic digestion, wastewater treatment, and all the supply chain, which

includes upstream and downstream transportation and distribution of products and co-products to points of usage.

5.4.1.3.3. Calculation

In this study, the authors calculate the net energy gain (NEG) as well as the energy return on investment (EROI) applied to biomass refining. The NEG is the difference between the amount of energy used to generate an energy source and the amount of energy gained and delivered from that source (Rahimi et al. 2018 ; Rana et al. 2020). A NEG is realized when the number has a positive value. The EROI is the ratio between the quantity of energy generated from a source and the energy used directly or indirectly by the process and transport (Fagnart & Germain 2016).

$$NEG = \sum_{j=1}^n En_j^{out} - \sum_{i=1}^m En_i^{in} \quad (5-4)$$

$$EROI = \frac{\sum_{j=1}^n En_j^{out}}{\sum_{i=1}^m En_i^{in}} \quad (5-5)$$

Where NEG is the Net Energy Gain (MJ h^{-1}); EROI is the Energy Return On Investment; En_j^{out} is the energy output, which represents the energy content (gross) gained and delivered (MJ h^{-1}); En_i^{in} is the energy input, which represents the net energy (gross) required to produce an energy source (MJ h^{-1}).

In the EROI ratio, the numerator and denominator are expressed in the same units, so this ratio is dimensionless (Hall et al. 2009 ; Murphy & Hall 2010). A ratio above 1:1 indicates that there is a net energy gain from the inputs energy invested. If the value is high, it means that producing energy from this source is reasonably easy and cost-effective. On the contrary, when the value is low, it is difficult and expensive to obtain energy from this source. A ratio less than 1:1 indicates that more input energy is required than the usable output energy. The latter situation means there is no return on the energy invested.

The EROI is a decision-making tool for the development of energy resource and for the effective design of public policies. E.g., an EROI of 5:1 implies that society would obtains 80% of this energy source, and the remaining 20% is required to generate the energy. This proportion differs significantly according to the energy resource. According to Chiriboga et al. (2020) and Lambert et al. (2012), traditional oil and gas has a EROI ratio about 20, but the tar sands has 4, and nuclear has 5-15. For renewables energy the ratio is 84 for hydroelectricity and 18 for wind power, between 2-12 for solar collectors. For the particular case of

biomass and biofuel, according to multiple authors (Patzek 2004 ; Pimentel & Patzek 2005 ; Farrell et al. 2006 ; Murphy & Hall 2010 ; Lambert et al. 2012), 1st generation corn-based ethanol in U.S. has an EROI of 0.8-1.6, sugarcane ethanol in Brazil has about 8, biodiesel in Germany has a ratio of 2.5, and the cellulosic 2nd generation ethanol in U.S. has between 2-36. In general, according to Murphy et al. (2011), to determine the energy efficiency of a fuel, the EROI ratio should be at least 5:1 for non-renewable energy sources and 3:1 for renewable energy sources (Rana et al. 2020).

5.4.1.3.4. Net energy analysis

A net energy analysis was performed to measure and compare the quantity of energy obtained and delivered from the biomass depot activities relative to the quantity of energy used to generate that energy. Table 5-13 illustrates the different energy flows entering and exiting the process as well as the net energy analysis.

Table 5-13 – Depot Net Energy Analysis

Energy stream		MJ h ⁻¹	% of energy	Forms/Quality
En_i^{in}	Energy used			
1	Up/Down Stream Supply Chain	151 ^a	1.4%	Fossil fuel
2	A100: Handling & Preprocessing	420	4.0%	Hydroelectricity
3	A200: Pretreatment	4218	40.1%	Hydroelectricity
4	A300: Hydrolysis, Purif. & Concen.	2508 ^b	23.8%	Hydroelectricity
5	A400: Enzyme	2212	21.0%	Hydroelectricity
6	A500: Filtration	291	2.8%	Hydroelectricity
7	A600: Farm	71	0.7%	Hydroelectricity
8	A700: AD & WWT	660	6.3%	Hydroelectricity
$\sum_{i=1}^8 En_i^{in}$	Total Energy Input	10532	100.0%	
En_j^{out}	Energy obtained and delivered			
1	C6 sugars	15301	33.6%	Biofuel (liquid)
2	Animal feed	13761	30.3%	Animal Feed (liquid)
3	Bio-CH ₄ (CNG)	8458	18.6%	Biofuel (gaseous)
4	Lignin	7956	17.5%	Biofuel (solid)
5	Digestate	4145 ^c	0.0%	Agrochemical (solid)
$\sum_{j=1}^4 En_j^{out}$	Total Energy Output	45477	100.0%	
$\sum_{j=1}^4 En_j^{out} - \sum_{i=1}^8 En_i^{in}$	Net Energy Gain	34945		
$\sum_{j=1}^4 En_j^{out} / \sum_{i=1}^8 En_i^{in}$	Energy Return On Investment	4.32		

^a The use of self-produced bio-CH₄ (CNG) saves of 1210 MJ h⁻¹ for the transport in the supply chain.

^b The use of self-produced lignin saves 8280 MJ h⁻¹ to evaporate the water required for sugar concentration.

^c Although the digestate contains chemical energy, this is not included in the balance sheet because it is not used for its energy value.

The total energy used represents 10,532 MJ h⁻¹, which include 151 MJ h⁻¹ (1.4%) for the upstream and downstream supply chain (harvest, densification, transportation), 420 MJ h⁻¹ (4.0%) for the A100 (handling and preprocessing), 4218 MJ h⁻¹ (40.1%) for A200 (pretreatment), 2508 MJ h⁻¹ (23.8%) for A300 (hydrolysis, purification, and concentration), 2212 MJ h⁻¹ (21.0%) for A400 (enzyme production), 291 MJ h⁻¹ (2.8%) for A500 (filtration), 71 MJ h⁻¹ (0.7%) for A600 (farm), and 660 MJ h⁻¹ (6.3%) for A700 (anaerobic digestion and wastewater).

The total energy generated and delivered by the biomass depot represents $45,477 \text{ MJ h}^{-1}$, which include $15,301 \text{ MJ h}^{-1}$ (33.6%) from C6 sugars delivered to the biorefinery for further conversion into end products, $13,761 \text{ kWh h}^{-1}$ (30.3%) from the processing co-products mainly composed of hemicellulose, C5 sugars, proteins, etc. used as animal feed, $8,458 \text{ MJ h}^{-1}$ (18.6%) from bio-CH₄ delivered as CNG to be used in road vehicles, and $7,956 \text{ kWh h}^{-1}$ (17.5%) from lignin delivered as bioenergy to generate heat in the region. The digestate is not counted as process output energy because it provides a limited economic benefit when used as a soil amendment. The digestate is given to the farmers in the region. Moreover, from an energetic perspective, the digestate will be degraded by physical, chemical and biological elements, it becomes difficult to estimate the quantity of chemical energy that will be truly useful for the regeneration of the agricultural soil during its humification processes.

By subtracting the ΣEn^{out} from the ΣEn^{in} , the net energy gain (NEG) is $34,945 \text{ MJ h}^{-1}$, and by dividing these same two values, the energy return on investment (EROI) represents 4.32:1. Based on an industrial ecology approach, it becomes feasible to take advantage and be more effective through industrial symbioses practices, e.g. due to the autonomous transport provided by bio-CH₄ in the form of CNG, the supply chain saves 1210 MJ h^{-1} . Similarly, when concentrating sugar by evaporation in A300, the use of self-produced lignin instead of natural gas allows to save $8,280 \text{ MJ h}^{-1}$. Without these industrial ecology approach, the EROI would be 2.41:1. Finally, it is noticeable that if we assigned an energy value to the digestate in the energy balance, the EROI could be about 4.71:1.

5.4.1.4. Greenhouse gas emissions

Liquid biofuels are recognized for their ability to reduce carbon emissions, particularly in the transportation sector, in addition to promoting economic development in rural areas and contributing to the energy security of communities. Currently, the two main biofuels produced are the ethanol from the fermentation of sugars from corn and sugarcane; and the biodiesel from the transesterification of vegetable and animal oils. In the short term, the use of crop, forest and mill residues are the most likely biomass resources to be used. Abundant corn land can provide sufficient corn residue, and the forest industry has already infrastructure in place for harvesting and collection of woody materials.

The project consists of implementing a local circular bioeconomy that integrates large-scale corn crops and pig farming in a territorial industrial ecology approach in collaboration with local stakeholders, mainly corn producers and pig farmers. The objective is to develop a decentralized network of depots for the pre-treatment of agricultural waste. Biomass depot is a transit site that converts corn residues into various

stable and dense products that can be economically transported over long distances and are compatible with existing biorefineries and pig farms in Quebec.

The project consists of designing and conceptualizing a local circular bioeconomy that integrates residual biomass and pig farming in a territorial industrial ecology approach, in collaboration with local actors. The objective is to develop a decentralized network of depots for the treatment of these materials. The depot is a transit site that transforms various raw biomass into various stable and dense products that can be economically transported over long distances and that are compatible with existing biorefineries and pig farms in Quebec. The five main activities that avoid, reduce and store carbon are described in the following table.

Table 5-14 – Descriptions of carbon avoidance, reduction, and storage activities (SSR: sources, sinks, and reservoirs)

C_i	Strategies	GHG emissions (SSR)	Activity descriptions
C_1^{av}	Avoidance	Substitution of a fossil source by a biogenic source	Production of low-carbon cellulosic sugars by biomass depot, which are then used as feedstock for the production of 2nd generation ethanol.
C_2^{av}	Avoidance	Idem	Production of bio-CH ₄ usable as transport fuel in the form of compressed natural gas (CNG).
C_3^{av}	Avoidance	Idem	Production of lignin that can be used as bioenergy to generate heat.
C_4^{re}	Reduction	Reduction at the source	Design and configuration of the decentralized supply network that integrates a biomass depot that reduces upstream/downstream transportation.
C_5^{st}	Storage	Formation of a sink with a biogenic C reservoir	Change farming practices to favor simplified techniques to store organic C in agricultural soils.

5.4.1.4.1. Presentation of the reference scenario

The research project measures GHG emissions from 2nd generation cellulosic bioethanol in comparison to the chemical conversion pathways of conventional gasoline. The reference scenario concerns the conversion of petroleum-based regular gasoline. The alternative scenario concerns the conversion of cellulosic bioethanol from sugars derived from corn residues that are currently not used in Quebec.

The assumptions were derived from the publication of the Argonne National Laboratory, which has been used by several researchers to study GHG emissions from liquid fuels used for transport (Wang et al. 2012). Their methodology applies a life cycle analysis that includes all stages of the value chain (field-to-wheels). The results of this study include the total consumption of fossil energy (oil, natural gas and coal). GHG emissions include CO₂, CH₄ and N₂O, calculated as CO₂ equivalent (CO₂e) emissions, with a 100-year global warming potential of 1, 25 and 298, respectively.

Their research results show the energy consumption and GHG emissions of the 2nd generation bioethanol production chain compared to conventional hydrocarbon-based gasoline in the United States. It is noted that for conventional gasoline, the most impactful life phase is during the usage step "pump to wheel" (P2W). However, the use phase in the bioethanol scenarios produces little emissions at the P2W step. Bioethanol emissions from corn residues have a minimum consumption of fossil energy and CO₂e emissions. The main reasons are that fossil energy use during the corn growing period and ethanol production remains minimal, and bioethanol transformation co-products (energy, feed, biomaterials) replace or displace products that have consumed or used fossil hydrocarbons. Thus, it is estimated that in Quebec, compared to conventional gasoline, ethanol from corn residues reduces fossil energy consumption over its entire life cycle by an average of 75.5%.

Concerning the sensitivity of GHG emissions per megajoule generated, for conventional gasoline, the most sensitive parameters are refining efficiency and oil recovery efficiency in the wells. For 2nd generation cellulosic ethanol produced from corn residues, the most sensitive parameter is the use of the co-product, followed by enzyme production and, to a lesser extent, fertilizer use in the field.

Wang et al. (2012) have reviewed the cellulosic ethanol plants and consider that when the conversion technologies will become cost competitive, it is conceivable that cellulosic feedstocks could be integrated into existing plants, with appropriate modifications. Thus, an integrated system as proposed with an already existing grain corn biorefinery and with the addition of cellulosic feedstock (corn residues: stalks, leaves, stalks) could have unique advantages through the diversity of supply, the application of industrial ecology in the processes and at a territorial scale. For GHG emissions related to the degasification of N₂O from nitrogen fertilizers, we suggest the improvement and efficiency in fertilizer use and agricultural practices such as minimizing the use of tillage and the use of organic fertilizers as a replacement for mineral and chemical inputs. The concerns are particularly important with regard to nitrogen dynamics in corn fields.

While the proposed agricultural system can significantly reduce GHG emissions, biorefineries can also generate a series of socio-economic and environmental co-benefits. The main activity of the biomass depot network is to produce 2nd generation carbon neutral cellulosic molasses dedicated to the conversion into bioethanol. The hemicellulose is dedicated to animal feed, as well as lignin used as heat and sold locally. The anaerobic digester generates bio-CH₄ (consumed in the transportation of the depot and sold locally) and digestate. Total biomethane production would avoid diesel use, reduce transportation costs and generate new revenues for biomass depot and the supply chain.

5.4.1.4.2. Estimation of reduced GHG emissions

The research project aims to create an integrated industrial production process, in which five activities will reduce or avoid GHGs emissions.

1. The production of cellulosic sugar required to produce 2nd generation ethanol which substitutes conventional petroleum products.

The proposed biomass depot model would process 24 dry Gg y⁻¹ of corn stover (stalks, leaves and cobs) to produce 7.6 dry Gg of cellulosic sugars. According to the literature, it is estimated that with this quantity of sugars, cellulosic ethanol production would be about 4.4 M L y⁻¹ (+/- 5%). Given the average energy density of ethanol, it is estimated that the biorefinery would be able to produce 98 M MJ y⁻¹ (+/- 5%). Based on the reference scenario data (Wang et al. 2012), standard gasoline emits 94 g CO₂e MJ⁻¹ and 2nd generation cellulosic ethanol emits 23 g CO₂e MJ⁻¹ (without the distillers' grains and solubles credit of -14 and land use change -1). It is therefore estimated that to produce the same amount of energy for liquid transportation fuels, conventional gasoline and cellulosic ethanol would emit 9.2 k and 2.2 k tCO₂e y⁻¹ respectively. Thus, for the same amount of energy produced, the model would be able to avoid the emission of 6.9 k tCO₂e y⁻¹.

2. The production of bio-CH₄ usable as transport fuel in the form of compressed natural gas (CNG).

This system saves the full price of diesel at the pump in addition to making biomass depot transportation self-sufficient, diversifying revenues and making transportation low emission. Diesel carbon intensity is 95.1 gCO₂e MJ⁻¹ and bio-CH₄ (CNG) 17.8 gCO₂e MJ⁻¹ (Schuller 2017). The anaerobic digester at the depot site produces 2.1 M Nm³ y⁻¹ of bio-CH₄ that is the equivalent of 1.7 M LDE y⁻¹ (litre diesel equivalent). Part of the Bio-CH₄ is used in transport related to the depot and another part is sold to regional partners. The implementation of the system avoided the emission of 6.2 k tCO₂ y⁻¹.

3. The use of lignin as a substitute for natural gas for heat production in industrial processes or other on-farm uses such as a binding agent in animal feed.

Lignin is the co-product of the corn stover fragmentation, it is used partly on site to generate heat to evaporate water for the densification of the cellulosic sugar before it is sent to the biorefinery. The use of lignin avoids the use of natural gas. The other fraction of lignin is used by local farms as a binding agent, biomaterials, and bioenergy. Based on energy density of lignin and the equivalent for natural gas, it is estimated that the recovery of 5.6 k DMg y⁻¹ of lignin avoids the emission of 6.9 k tCO₂ y⁻¹.

4. The configuration of the decentralized supply network that integrates a biomass depot that reduces upstream/downstream transportation.

Previous work from the authors (Lemire et al. 2019), tested two supply chain configurations for a centralized versus decentralized biorefinery. The centralized biorefinery includes a conventional star supply network, which is common in the industry. The decentralized biorefinery includes a network with intermediate transit hubs, which are the biomass depot. The latter with its pretreatment technology allows the joint production of cellulosic molasses compatible with conventional biorefineries, and the co-products (hemicellulose, C5, enzyme residues, proteins, mineral ash), which are valorized directly on site at the pig farm without additional transport. Co-product streams from corn residue processing are large in volume, low in total solids (~20 wt%) and contain valuable nutrients. These flows can be marketed on site in liquid form; farmers incorporate a fraction of the co-products into pig feed. Animal production increasingly uses local food and bioproducts such as co-products from agricultural biomass processing (Rausch & Belyea 2005 ; Dale et al. 2010 ; Kanengoni et al. 2015). This specific configuration avoids the transport of animal feed due to the self-consumption of co-products. The lignin is also used as an energy source at the depot and as a binding agent in the animal feed industry. Thus, the pretreatment step at the depot site and not at the biorefinery reduces the overall cost of transporting materials because the decentralized configuration saves two-thirds of the transport between biomass depots and biorefinery, in addition to enhancing the value of co-products directly on site at the farm.

Cohabitation between a biomass depot and a pig farm is an effective way to close local circular flows of bioproducts. The advantages of the on-site and local recovery of co-products are to bypass the constraints related to transport and drying feed materials. This benefits all stakeholders by diversifying incomes and improving the sustainability of biomass depot; and farmers receive cheap, nutritious and healthy pig feed.

According to this study, it is estimated that decentralization and the fuel autonomy of the depot supply chain avoid the emission of $0.8 \text{ k tCO}_2 \text{ y}^{-1}$.

5. To change farmers' cultivation practices so that they favour simplified techniques in order to reduce, avoid and store GHG emissions in the field.

Regarding good farming practices, a biomass depot would require a total of 24 dry Gg y^{-1} of corn residues, which represents an area under cultivation of 20.4 k ha ($14.3 \text{ km} \times 14.3 \text{ km}$). Our current agricultural techniques require tillage and synthetic inputs (fertilizers and phytosanitary products), the implementation of better agricultural practices in Quebec would avoid GHG emissions and store carbon into the soil while increasing and diversifying production per hectare and improving sustainability.

In 60 years, Quebec farms have lost 1-4% of the organic carbon present in the soil. Crop inefficiencies represent avoidable annual emissions, many of the emissions are related to N_2O , a powerful GHG. In addition, inefficient farming practices lead to erosion. Léonard et al. (2009) estimate the amount of soil lost at 1 mm per year, or about 13 t ha^{-1} , while the average rate of soil formation is 0.1 to 0.02 mm y^{-1} (Agrooof 2011). Simplified Crop Techniques (SCT) are a set of agricultural practices associated with no-tillage, or minimal surface tillage (without reversal), cover cropping, direct seeding, double cropping, etc. These practices offer the opportunity to store carbon into the soil (Arrouays et al. 2002), in addition to protecting the soil from erosion, promoting biodiversity in the soil, and reducing working time and energy consumption because of the non-use of the machinery that saves on diesel (Billa et al. 2010). The improper practices include the deep tillage, misuse of farm machinery, and issues related to the denitrification of organic nitrogen. Based on literature (VandenBygaart et al. 2003, Chambers, Lal et al. 2016), the median difference in soil organic carbon (SOC) between conventional tillage (CT) and no tillage (NT) is about $0.30 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, during 10 ± 5 years of evaluation; combining cover cropping with NT enhanced SOC sequestration ($0.53 \pm 0.45 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$) (Franzluebbers 2005). These results will differ significantly depending on the regional specificity such as soil type, clay-humus layer condition, climate, etc.

The design assumes a shifting farming practice that would increase the SOC about $0.30 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, considering that $1 \text{ Mg of C} = 44/12 \text{ Mg of CO}_2$ that is representing $1.1 \text{ tCO}_2\text{e ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. So, the implementation of good farming practices on 20.4 k ha of crop land can avoid GHG emission and store C into the soil for a total of $22.4 \text{ k tCO}_2 \text{ y}^{-1}$. In addition, the depot would allow for the efficient management of residual organic matter from 52.7 Gg y^{-1} of wet digestate. Farmers would return the organic C and N into the soil to promote sequestration, an encouraging practice that is under development.

Table 5-15 – Summary of greenhouse gas emissions avoided (C^{av}), reduced (C^{re}) or stored (C^{st})

C_i	Activities	(A) Reference scenario (tCO ₂ e y ⁻¹)	(B) Alternative scenario (tCO ₂ e y ⁻¹)	(-A+B) Difference (tCO ₂ e y ⁻¹)	References
C_1^{av}	Gasoline vs. cellulosic ethanol	9171	2244	-6927	Wang et al. (2012)
C_2^{av}	Natural gas vs. biomethane	7590	1421	-6169	Schuller et al. (2017)
C_3^{av}	Natural gas vs. lignin	9266	2327	-6939	Wang et al. (2012)
C_4^{re}	Transportation Efficiency	823	0	-823	Lemire et al. (2019)
C_5^{st}	Change cultivation practices	0	-22440	-22440	Chambers et al. (2016) ; Franzuebbers (2005)
$\sum_{i=1}^4 C_i^{av,re}$	Total carbon avoided or reduced at the depot site	26850	5991	-20859	
$\sum_{i=5}^5 C_i^{st}$	Total carbon stored in the agricultural soil	0	-22440	-22440	

The values in the reference and alternative scenarios are based on assumptions from the literature. In total, it is estimated that the differential between the two scenarios would result in the avoidance and reduction of 20,859 tCO₂ y⁻¹ at the biomass depot site, and that the application of good farming practices on the 20,400 ha would result in the storage of nearly 22,440 tCO₂ y⁻¹ in agricultural soils. In addition, the depot would encourage the sustainable management of 10.5 dry Gg y⁻¹ of digestate as an organic C and N input to soils. The advantage of the biomass depot with its production of cellulosic sugar is that the co-products (bio-CH₄, hemicellulose and lignin) replace the use of fossil hydrocarbons by biogenic materials directly valorized on site and therefore carbon neutral by definition.

6. Techno-economic assessment of an advanced regional biomass processing depot

« On obtient des résultats en exploitant des opportunités, non en résolvant des problèmes » – Peter Drucker

6.1. Introduction

The paper presents a techno-economic analysis (TEA) of a local circular design of an advanced regional biomass processing depot (RBPDP) applied to a case study in southern Quebec, Canada. The role of the biomass depot and its supply chain is to collect, transport, store, pretreat, and convert biomass feedstock into dense and stable intermediate products or commodities, co-products and final products. At the input, the depot is supplied by multiple types of agricultural and urban feedstock and there are two main production lines (sugar processing and anaerobic digestion). The core business of the depot is to process corn stover to produce 2nd generation carbon neutral C6 sugar, which is an intermediate product, that can be converted into high-value molecules (i.e., bioethanol, iso-butanol, iso-butene, isoprene, succinic, lactic, acetic, itaconic, acrylic, adipic acid, etc.) by the fermentation industry (Taylor et al. 2015). As side business, the depot is operating in symbiosis with a pig farm and an anaerobic biodigester. Thus, sugar processing co-products can be used on-site as animal feed and bioenergy without the need for additional transportation. To reduce the production costs, the depot is designed with an on-site cellulase enzyme production unit to be self-sufficient in inocula for enzymatic hydrolysis. The substrate required to produce the enzymes is the residual pulp and paper sludge from the regional paper industry in Quebec. The anaerobic digester processes the on-site pig manure as substrate, with the addition of local urban organic waste as a co-substrate. Also, the depot is able to obtain urban organic feedstock at a negative price because it provides a service by sanitizing and recovering energy from these materials instead of paying for their disposal in landfills. After the preparation of the substrate by shredding followed by thermal pretreatment for the urban organic waste, the anaerobic digestion process produces biogas and digestate. The biogas is upgraded, compressed, and distributed in the form of compressed natural gas (bio-CNG) for transportation needs. A fraction of the bio-CNG is used to supply biofuels to the depot transport operations, and the other fraction is sold for local usage. Thus, the entire transportation logistics chain of the depot is based on an efficient, self-sufficient and low-cost biofuel supply. Despite the ideas expressed and their advantages, it should be noted that the complex structure of the lignocellulosic materials makes the transformation process complex, difficult, uncertain and expensive.

Based on a broad understanding of the different upstream/downstream steps of the biochemical conversion value chain (i.e., collection, transportation, conditioning, pretreatment, enzymatic hydrolysis), the recovery of the various products and co-products (i.e., filtration, separation and concentration), and the treatment of organic waste at the end of the process (i.e., anaerobic digestion, wastewater treatment and other support services), the presented model documents the technical aspects (process design, mass, water and energy balance), economic aspects (CAPEX, OPEX and revenues), and environmental performance (GHG emissions).

The main objective of this research is to determine the minimum sugar selling price (MSSP) delivered to the biorefinery based on the process design and assumptions in accordance with the literature on applicable engineering, construction, and operating practices. The MSSP is an economic performance indicator that is calculated when the net present value (NPV) of the model is equal to zero for a pre-set internal rate of return (IRR).

This model estimates the potential commercial scale costs of a biomass depot based on specified key levels of technical achievement. The MSSP can be used by academics, industrials and policy-makers to quantify and improve the impacts of research advances on economic and environmental improvements, and to assess the potential profitability and market penetration capabilities of the 2nd generation cellulosic sugar and other co-products.

For a proper TEA, pioneer plant or n^{th} plant cost assumption are commonly used. Between these two approaches, the financial results are significantly different. The pioneer plant is the first-generation process, whereas the n^{th} plant indicates that the process is mature, and several plants have already been built and are operating commercially. The pioneer plant is significantly more costly than the n^{th} plant because of the high complexity and uncertainties related to building new and immature processes. In this study, it is not essential to consider the additional costs triggered by first generation facilities, i.e., special funding, start-up delays, major contingencies, etc. (Jones et al. 2013 ; Tao et al. 2017). This is why the project financing and cost structure of the depot design are based on the n^{th} plant assumption approach, which means that all problems, technical barriers, defaults, and advancements related to the technology scale-up have been resolved and are not taken into account in the model results (Tao et al. 2017). In other words, the n^{th} plant assumption design means that the technologies employed have been used in past commercial facilities and are well documented. The n^{th} plant assumption becomes a modeling standard in the industry and is consistent with the average technology implementation for the market penetration, such as corn ethanol and other fermentation industries (Davis et al. 2014 ; 2016).

The cost assumptions of the TEA for the process design and its supply chain are based on the literature on biomass feedstock, the other raw material costs are based on the market price and data available in the literature. The various critical equipment costs are based on previous internal reports, communications with experts, and data available in literature especially the NREL reports. Agrosphère (2009) provided technical support and expertise to evaluate and validate the critical equipment cost and sizing used in the proposed design.

This TEA contributes to orienting research on biomass conversion, in particular through the sensitivity analysis in relation to the industrial ecology practices that have been integrated into the model. To which extent does the integration of these practices improve the economic and environmental performance of the model developed? This study investigates an advanced case of industrial ecology which contributes to the evolution of the concept and the new practices that aim to reduce production cost in addition to increasing process efficiency and reducing environmental impacts. This study develops a new agro-industrial design that integrate in its strategy the diversification of feedstock, process, and products, the on-site and local valorization of co-products, the self-production of enzymes from alternative substrates, and the partial energy autonomy of the process and transport. Based on the developed design, this study quantifies the benefits and impacts in terms of process performance (input-output yields and material usage efficiency), economic performance (MSSP) and sustainability performance (energy and water usage, and GHG emissions). Ultimately, the model can provide inspiration for design proposals that claim to reduce MSSP using an industrial ecology approach that promotes the local dimension of the agro-industrial model.

6.1.1. Objectives

The main objectives of the techno-economic model are:

- (1) Based on a local circular design of an advanced biomass processing depot, determine the capital investment, operating expenses and revenues of the economic model.
- (2) Assess the economic performances and sensitivity of the model.
- (3) Analyze and discuss the competitive advantages of the agribusiness model in relation to the local industrial ecology approach and the multi-product strategy with diverse markets.

6.1.2. Circular process design overview

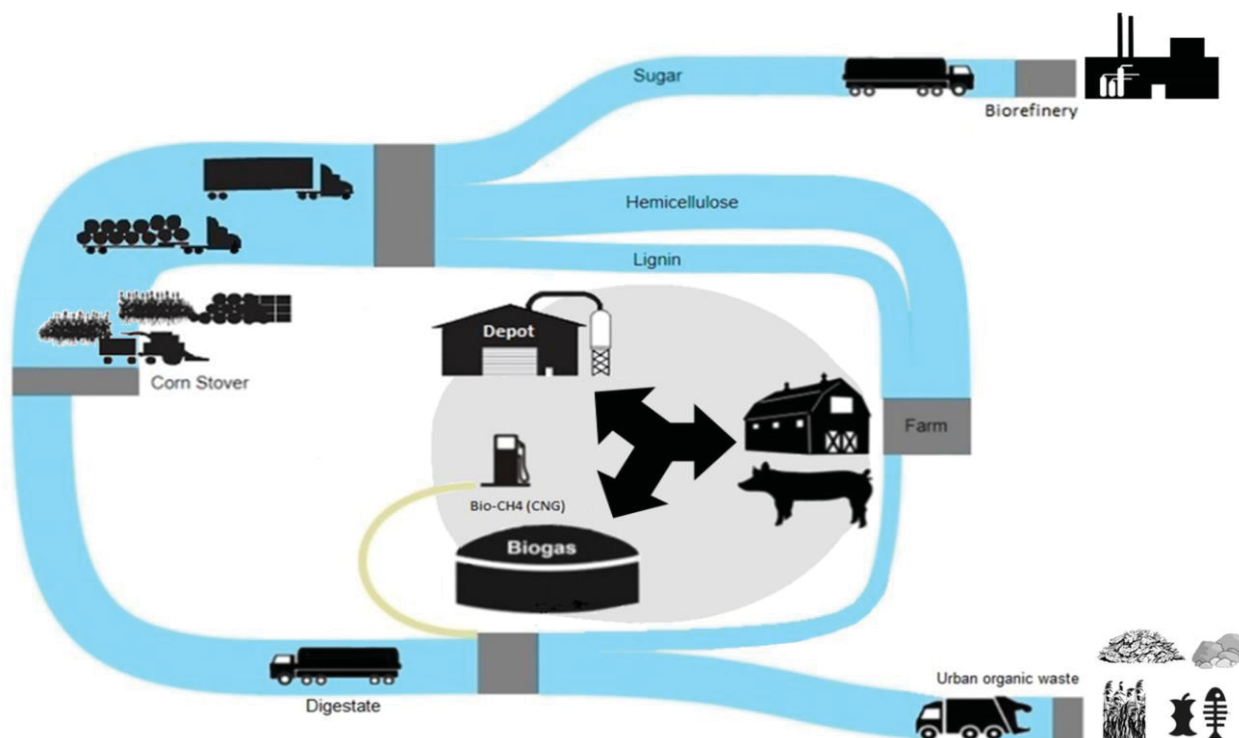


Figure 6-1 – Circular process design of the biomass depot operating in cohabitation with a pig farm and an anaerobic digester

As seen in the circular Sankey diagram, in Figure 6-1, as input materials, the depot is designed to process 24 dry Gg y⁻¹ of corn stover (corn stover: stems, leaves, and cobs), and 13.7 dry Gg y⁻¹ of farms (swine manure), urban (urban green residues, organic household waste, and *Phragmites australis*), and industrial organic waste (pulp and paper residues). The biomass pretreatment includes fractionation by coextrusion, a separation by filtration, enzymatic hydrolysis, purification and concentration of sugars. The core business of the biomass depot is the production of the 7.6 dry Gg y⁻¹ of C6 sugars mainly glucose. Renewable and carbon neutral 2nd generation C6 carbohydrates can be converted into several high-value products. This approach has a significant economic and environmental impact because it can generate high-value molecules that are substitute for fossil fuels while not competing with the food/feed industry such is the case with 1st generation biofuels. As side-business, the depot generates co-products such as 10.5 dry Gg y⁻¹ of hemicellulose and C5 sugars dedicated to animal feed, 5.6 dry Gg y⁻¹ of lignin (51% used as heat and 49% for sales), and 10.5 dry Gg y⁻¹ of digestate used as soil amendments. Furthermore, the depot would produce 2.1 M Nm³ y⁻¹ of renewable biomethane in the form of CNG (15% is used for depot transport and 85% is sold for local usage). Self-production of biomethane allows getting lower transport

costs, generate new revenues, secures and stabilizes supplies, and avoid the use of diesel fuel that represents less GHG emission.

6.1.3. Literature review

Previous research have documented the cost of producing sugar by enzymatic hydrolysis of cellulosic sugar from corn stover. For instance, the Davis et al. (2015) developed a TEA assessment on biochemical renewable sugar, they mentioned that the MSSP is \$0.405 kg⁻¹ (\$0.184 lb⁻¹) for concentrated sugar (658 g/L) and \$0.386 kg⁻¹ (\$0.175 lb⁻¹) for dilute sugar (110 g/L) (value in 2014\$). The NREL (2011) evaluated a MSSP of \$0.279 kg⁻¹ (\$0.127 lb⁻¹) for dilute sugars (127 g/L) and \$0.352 kg⁻¹ (\$0.160 lb⁻¹) for concentrated sugars (487 g/L) (value in US\$2011). The values reported by the NREL provide some insight of the MSSP for 2nd generation cellulosic sugars. However, some precision in the reports state that additional sugar purification steps (microfiltration and ion exchange) are required in order to increase the quality of the sugars for more efficiency for the fermentation. Also, some of the basic assumptions related to the costs of raw materials and enzyme loadings were subject to modifications for more accuracy in the economic assessments.

Tao et al. (2013) developed a techno-economic analysis and life cycle assessment for processing lignocellulosic biomass into sugars using six pretreatment technologies. The study includes the CAPEX, OPEX, and MSSP (value in US\$₂₀₀₇). When MSSP is based on the total production of monomers and oligomers of glucose and xylose, the average price is \$0.48 kg⁻¹ (\$0.218 lb⁻¹) of sugar, ranging from \$0.34-0.66 kg⁻¹ (\$0.155-0.300 lb⁻¹) of sugar. If the arabinose, mannose and galactose can be used in the process, the average MSSP is \$0.50 kg⁻¹ (\$0.227 lb⁻¹) of sugar, ranging from \$0.34-0.80 kg⁻¹ (\$0.155-0.363 lb⁻¹) of sugar. When the study includes all the monomers and oligomers of the sugars, the average MSSP is \$0.44 kg⁻¹ (\$0.200 lb⁻¹) of sugar, ranging from \$0.32-0.58 kg⁻¹ (\$0.145-0.264 lb⁻¹) of sugar. Also, note that the price of the sugars mentioned in this study is not directly comparable to the price of traditional commodity sugars on the markets that are produced from corn or sugar cane. Sugar from lignocellulosic biomass consists of a mixture of C5 and C6 sugars with 50% moisture, combined with other impurities from the pretreatment and enzymatic hydrolysis, including salts, soluble lignin, etc. This type of sugar production may require additional refining, upgrading and concentration to efficiently valorize the sugar, which implies additional costs.

According to the Sugar and Sweeteners Yearbook Tables of the USDA (2021) (price in US dollars in February 2021), the world raw sugar price, the ICE Contract No. 11 (NY), which is the world benchmark

contract for raw sugar trading, is reported to be \$374.12 Mg⁻¹ (\$0.1697 lb⁻¹). The world refined sugar price, the ICE Contract No. 5 (London) is \$460.10 Mg⁻¹ (\$0.2087 lb⁻¹). The raw sugar price, the ICE Contract No. 14/16 (NY) is at \$655.21 Mg⁻¹ (\$0.2972 lb⁻¹). The wholesale refined beet sugar price (Midwest) is at \$804.69 Mg⁻¹ (\$0.3650 lb⁻¹). The retail refined sugar price is at \$1503.55 Mg⁻¹ (\$0.6820 lb⁻¹). The wholesale glucose syrup price (Midwest) is at \$1022.72 Mg⁻¹ (\$0.4639 lb⁻¹). The wholesale dextrose price (Midwest) is at \$903.89 Mg⁻¹ (\$0.4100 lb⁻¹). Price differences are mainly related to the quality and refining level of the sugar.

6.1.4. Contributions

Although several publications have developed TEAs applied to large-scale cellulosic sugars biorefinery, no publication has developed TEA applied to a relatively small biomass depot operating in cohabitation with a pig farm and an anaerobic digester where the refined C6 sugars are sold as a commodity to a biorefinery and the C5 sugars and lignin are used on-site for pig feed and bioenergy. The contribution of this study is in the process design where the model develops an advanced biomass processing depot with multiple function which integrates an industrial ecology and a local circular bioeconomy approach.

According to a previous publication of the author (Lemire et al. 2019), a biomass depot is a relatively small size facility used to supply a larger biorefinery. A biomass depot network allows decentralizing the supply of feedstock and the distribution of sugar commodities and various co-products. A decentralized network is a three-echelon supply system: the feedstock suppliers, the biomass depot, and the biorefinery. The role of the depot is to aggregate, pretreat, and valorize the biomass. A biomass depot can process multiple feedstocks; its role can be flexible, its activities can include storage, preprocessing, pretreatment and post-treatment. A depot has the potential to help bridge the gap between feedstock suppliers and biorefineries by pretreating at low-cost the feedstock at a regional scale near farms.

This work contributes to the scientific discussion related to the effect of an industrial ecology approach based on a unique cohabitation design that allows cost savings through the efficiency of co-products management and usage. In order to reduce the MSSP, it becomes critical to be as efficient as possible in using biomass to its full potential, including hemicellulose, lignin and other underutilized components, to produce higher value-added co-products. One key advantage of the biomass industry is the efficient utilization of co-products. The biomass depot process reduces the quantity of waste to be disposed and increases the quantity of valuable co-products. These co-products are being large in volume, low in value, and contain a lot of water, so their valorization on-site is particularly interesting from a resource-saving

perspective. This diversification strategy related to the local co-products valorization is original and wise. This strategy allows increasing and diversify the revenues of the biomass depot. E.g., the design allows cost saving due to an efficient and autonomous transportation system based on biomethane coming from an anaerobic digester. As a result, more efficient use of the biomass feedstock can be achieved, and less energy-intensive and more environmentally friendly processes can be used to produce these commodities and co-products. The design also helps reduce GHGs both in the operations of the depot but also at the farmer's site through its practices.

6.2. Material and method

6.2.1. Techno-economic analysis

Based on a widely accepted and recognized methodology (Aden et al. 2002 ; Peters et al. 2003 ; Humbird et al. 2011, Towler & Sinnott 2012 ; Sadhukhan et al. 2014 ; Davis et al. 2015), techno-economic analysis (TEA) is a standardized multi-step procedure in engineering to address process design and economic evaluation to measure and evaluate the capital cost, the feedstock and supply chain cost, and the operating costs, to determine the process economics and the potential profitability of a chemical process. The purpose of a TEA is to determine the economic performance of the process design. This can be done by calculating the minimum sugar selling price (MSSP) of the model, which is the ultimate purpose of the TEA. MSSP is used to analyze and compare different commercial technologies. This indicator represents the economic performance of the biomass depot technology and its supply chain. This value indicates the range of expected profitability and the potential competitiveness of the product and technology in comparison to the current sugar marketplace, e.g. in U.S. or in Brazil. Also, TEA is used to conduct sensitivity analyses that identify where technical and economic improvements are needed in the process. Several parameters related to the technical, economic and commercial aspects are being identified and assessed to determine their influence on the economic performance in the sensitivity analysis. These setting parameters depend on the operational conditions. Thus, different variation ranges of parameters were used to compare their impact on the economic performance.

This type of study involves uncertainties in cost estimation, so a single-factor sensitivity analysis was conducted to assess the impact of the parameter variability on the depot's performance and profitability. In general, MSSP serves as a guide for decision-making and contributes to guiding future research. As mentioned by Humbird et al. (2011), the purpose of the analysis is to demonstrate whether cellulosic sugar is cost competitive compared to market and, if not, to give decision-makers a sense of the

magnitude of incentive required to make it competitive. In the current state of the study, it should be noted that it does not consider subsidies, as these are hypothetical and speculative by nature.

According to Aden et al. (2002), Humbird et al. (2011) and Davis et al. (2015), the TEA of a biorefining process contains multiple steps: (1) Design a process flow diagram; (2) Calculating mass and energy balances; (3) Sizing of the main equipment; (4) Estimating the capital cost; (5) Estimating the operational cost; (6) Forecasting the product sales price of the products; (7) Estimating the return on investment. The first three steps of the engineering approach for design and modeling the biomass depot were completed by the author in the chapter 5, and the other steps of the economic analysis are completed in the current chapter.

In this chapter, the TEA developed a discounted cash flow rate of return (DCFROR) analysis based on estimation of the capital investment, operating costs, and sales revenues in order to determine the sugar depot gate price for a given internal rate of return (IRR). The depot sugar gate price also referred as the minimum sugar selling price (MSSP), is the amount of money (calculated in \$ Mg⁻¹) needed to obtain a net present value (NPV) of zero for an IRR of 10%, for a theoretical n^{th} plant assumption model operating over a 30-year lifetime. In this study, the overall TEA purpose is the estimation of the MSSP applied to the biomass depot technology.

The methodology and assumptions applied in this study are the same as those used in the NREL reports. The DCFROR analysis calculate the Break-Even Point (BEP) based on the costs and income of the depot. The BEP is the no-loss, no-profit point, i.e., the point where the total revenue equals the total costs. This point represents the MSSP that meets the condition that the NPV of the project is equal to zero dollars. The mathematical formulation of this function is represented by equation (6-1. As mentioned, the left-hand side of the equation is balanced to obtain an NPV of zero. IRR is the target internal rate of return where NPV equals zero, BEP is the point where total production cost equals sales revenue. The time to reach the BEP is known as the payback period. The DCFROR requires several parameters, which are mainly based on literature, i.e., a facility lifetime set at 30 years, plus a 3-year period for the construction phase and 6 months for the start-up phase. The study is assuming an equity financing of 40%, the debt is being financed at an interest rate of 8% for 10 years. The depreciation method is the Modified Accelerated Cost Recovery System (MACRS) and the depreciation period is set to 7 years. The income tax rate is set to 26.6%, and the working capital represents 5% of the fixed cost investment (FCI).

$$ZERO\ NPV = -TCI + \sum_{t=-2}^{30} \frac{CF_t}{(1 + IRR)^t} \quad (6-1)$$

where:

NPV: Net Present Value;

TCI: Total Capital Investment;

$t \in T = [-2, -1, 0, 1, 2, 3 \dots 30]$ is the year of operation with 3 years for construction;

CF: Net Cash Flow (US\$) during year t ;

IRR: Internal Rate of Return

According to Humbird et al. (2011), Davis et al. (2015) and Peters et al. (2003), the estimation of capital investment and operating costs are used to evaluate the economic performance of the process. The process model was developed through an Excel spreadsheet, and the baseline equipment costs came mostly from Agrosphere, NREL and Capcost software. The DCFROR allows determining the Total Capital Investment (TCI), which is the sum of Fixed Capital Investment (FCI), plus the working capital and the purchase of the land. There are two types of fixed capital: the manufacturing fixed capital which represent the Total Direct Costs (TDC) and the non-manufacturing fixed capital which represent the Total Indirect Costs (TIC). TDC is the sum of the Inside Battery Limits (ISBL) and the various direct costs (site development, equipment installation, foundations, insulation, instruments, piping, etc.). ISBL represents the cost of purchasing and installing the various specific equipment. TIC encompasses construction and engineering overhead cost and some indirect cost, e.g., proratable expenses, field expenses, project contingency, legal fees, etc. The indirect costs are calculated as a percentage of the TDC. A 10% contingent value is considered in the TDC to take into account unanticipated costs such as construction or start-up delays.

After then, TEA determines the aggregation of variable and fixed operating costs consisting of cost at the plant gate to produce sugar and co-products (i.e., maintenance costs, labour, feedstock, energy, etc.). The annual operating costs of the biomass depot are calculated on the basis of the mass, water and energy balance developed in chapter 5. Also, farm gate costs are included (e.g., farm machinery cost, fuel, labor, etc.), biomass purchase price to farmers or biomass owners (cost of removing nutrients, storage, etc.), the supply chain operations and transport, etc. Data on the TCI, and the annual fixed and variable operating costs were determined based on the process engineering models developed in chapter 5. The cost data were then integrated into the DCFROR model. All monetary values expressed in this study are

based on the 2011 U.S. dollars. The adjustment of these value has been corrected based on the Plant Cost Indices from Chemical Engineering Magazine, the labor indices reported by the U.S. Department of Labor Bureau of Labor Statistics, the Bank of Canada for conversion into foreign currency and the U.S. Inflation Calculator.

The result of this analysis is the MSSP, which is specific to the set of conditions simulated in the techno-economic model. This approach allows to evaluate a rational price and to demonstrate the application of a new process design in a pre-commercial phase. It should be noted that uncertainty exists depending on the conditions applied, as well as the assumptions used for the capital costs, the raw material costs, etc. used in the analysis. Indeed, without a thorough understanding of the underlying foundations of the techno-economic model, the resulting MSSP risks being considered out of context. So, consistent with the capital estimation methodology from Cran (1981), the order of magnitude of the underlying cost estimates, TEA modeling approach and engineering feasibility is between a “feasibility study” and a “project assessment” with an expected accuracy of the TCI analysis about $\pm 35\%$ with a confidence interval of 80%, in contrast to NREL reports, which is based on the AACE Class 4 (Christensen et al. 2005), which have an expected accuracy of $\pm 25\%$. This difference is due to their NREL resource capabilities, team expertise and location. This study is at an early stage of understanding the processes and the models presented are relevant but remain preliminary in nature. It is clear that at the R&D stage, carrying out such a broad and comprehensive evaluation requires a lot of detailed resources. The range of uncertainty in the results is too coarse to know the exact MSSP, but the order of magnitude is respected and gives an idea of the potential cost-effectiveness of the model. The purpose of the study is to develop a flexible set of assessment tools of reasonable quality and accuracy to support decision-making in the biorefinery industry in Quebec.

6.2.2. Origin of the process design

An in-house model, which is present in chapter 5 has been built in a Microsoft Excel spreadsheet. The technology to operate the biomass depots has been developed in partnership with Agrosphère, which is a consortium formed in 2005 by the Lépine brothers’ farm and La Coop Profid’Or in Quebec. Their farm specializes in pig production, breeding 20,000 fattening pigs and cultivates 1255 ha of grains. Agrosphère (2009) developed a depot technology based on the fractionation of corn stover by coextrusion to produce cellulosic sugar. The technology includes harvesting, fractionation, coproduct valorization, in situ enzyme production, wastewater treatment, and energy production.

Originally, the purpose was to collect the corn stover (stems, leaves, and cobs) in a 30 km radius to produce 12–16 million liters of cellulosic ethanol annually. The size of the depot has a capacity of 76 k DMg year⁻¹ (Agrosphère 2009). This process design is at the core of this study. Based on the initial model and discussions with researchers, it has been decided to modify and reconfigure the model to maximize its potential value creation. Now the process design is producing high purity sugar instead of bioethanol. The sugar is then shipped to an existing biorefinery for further conversion. The overall cellulose to C6 sugar process efficiency is 82.6 wt% for the biomass depot technology. The biomass depot still assumes that the plant is co-located with an existing pig farm, but the design has been modified to incorporate an anaerobic digestion unit. The size of the depots has also been modified according to the amount of material available in the territory.

The research data of Agrosphère (2009) have been combined to the NREL reports and data on process design and economics of the biochemical conversion of corn stover to cellulosic ethanol (Humbird et al. 2011 ; Davis et al. 2015). These models have been used to complete and validate the Agrosphere model. The sugar concentration unit has been redesigned to prepare, upgrade and refine sugar for an efficient transport and conversion to the biorefinery. Several data are based on literature to estimate the crop yields, the feedstock collection, transportation logistics, pretreatment, anaerobic digestion, enzyme production, and the GHG emission balance of the operations. The process design, shown in Figure 6-1, adapts, in an industrial ecology perspective, a sugar production process, inspired by Agrosphère (2009) and Humbird, Davis et al. (2011), coupled with biomethane production, inspired by the model and data from Redman (2010) and Novakovits & Doczekal (2016). A process flow diagram (PFD) with comprehensive material, water and energy balance is presented in chapter 5. This model is composed of seven areas: handling and preprocessing (A100), pretreatment (A200), slurry conditioning, enzymatic hydrolysis, and concentration (A300), enzyme production (A400), filtration (A500), pig farm (A600), and anaerobic digestion and wastewater treatment (A700).

All unit operations were modeled based on a fixed performance using yield targets published in the scientific literature, basic equilibrium reaction equations were used to balance the mass and water flows. The relatively accurate balance of these flow shows the validity of the model (<1% margin of error). Also, a calculation of the energy return on investment as well as the avoided and reduced GHG emissions was performed. A discussion of properties, components and results is presented in the chapter 5. This approach has been preferred instead of using expensive and rigorous stoichiometric, thermodynamic, and kinetic simulation in specialized software such as Aspen Plus.

The mass, water and energy data from the model were used to determine the number and sizing of the equipment for the biomass depot and calculate their capital costs. The baseline equipment costs, which comes from Agrosphère (2009), Humbird et al. (2011), Davis et al. (2015) and Turton et al. (2008) and other published data, are adjusted using an adapted scaling factor. The power-law scale factor for many equipment is based on the NREL (Aden et al. 2002, Humbird et al. 2011). For the equipment not listed in the NREL model, the basic capital costs were estimated using the Capcost software, with a scale factor of 0.6. Capcost is a software commonly used to estimate equipment and operating costs (Turton et al. 2008). To determine the installation cost of machinery and equipment, the NREL applies to the purchase cost a multiplicative installation factor specific to the type of equipment involved. The sum of equipment purchased and installed is called the Total Inside Battery Limits (ISBL). Based on the ISBL, the direct and indirect costs of constructing the plant can be determined.

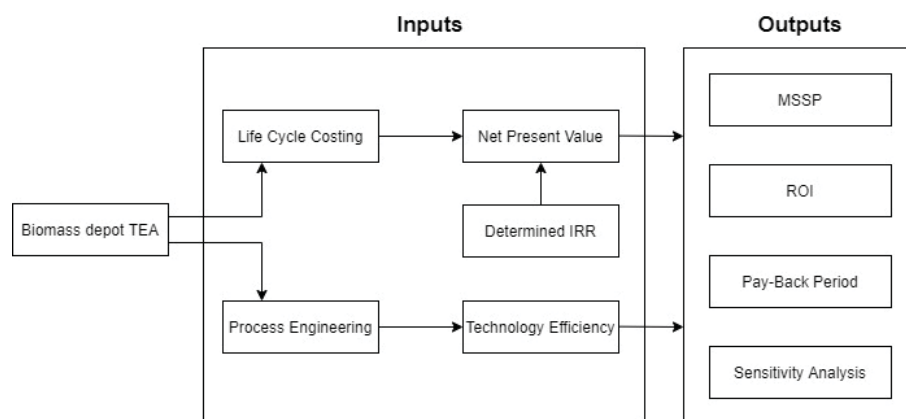


Figure 6-2 – Techno-economic analysis (TEA) process methodology

6.2.3. Design basis and conventions

The study assumed that the biomass depot is responsible for collecting the corn stover, but the storage is subcontracted to farmers, so the corn stover is delivered to the depot with a just-in-time inventory over the year. As estimated by Humbird et al. (2011), the expected number of operating hours per year is 8410 hours (96% uptime). The capacity of the depot is 24,000 DMg y⁻¹ (66 DMg d⁻¹) of corn stover, which represents a collection radius of 43.3 km, assuming that 20% of the biomass within that radius is available to the facility (farmers' participation rate) (Lemire et al. 2019). Note that to avoid ambiguity between the imperial and metric systems, where both of them are using the terms “ton” or “tonne”, in the present model, the standardized quantities are computed and reported in terms of megagram (Mg), which is a metric tonne (1,000 kg).

The unit costs of raw materials are from literature and existing model designs (Humbird et al. 2011). In terms of raw materials, this conceptual design requires: (1) feedstock (corn stover, and urban and agricultural organic waste); (2) chemicals for pretreatment (pure caustic soda NaOH); (3) chemicals for enzymatic hydrolysis (sulfuric acid H_2SO_4 and lime CaO); (4) chemicals for enzyme production (residual paper sludge which can be used as a substrate to substitute expensive glucose, host nutrients, sulfur dioxide SO_2 , ammonia NH_3); and other chemicals are used in the anaerobic digester, and the wastewater treatment. Chemical commodity prices are compiled on market information and public reports. The prices of raw materials and the various chemicals are indicated in the Table 6-2. Note that in Quebec, the electricity price from the grid was set based on the industrial rate for large-power customers at Hydro-Québec, which is $\$0.025 \text{ kWh}^{-1}$ ($\$CA_{2020} 0.033 \text{ kWh}^{-1}$) with a price of power of $\$8.48 \text{ kW}^{-1}$ ($\$CA_{2020} 12.90 \text{ kW}^{-1}$) (Hydro-Québec 2021).

6.2.4. Feedstock composition

Corn stover composition can significantly affect the process design and economics of the biomass depot. Corn stover terminology refers to the residual aerial part of the corn plant, i.e., the leaves, stalks, husks, and cobs. Research on biomass depot has focused mainly on corn stover because according to Quebec and Canadian biomass inventories (AAFC 2008 ; MRNQ 2012), corn stover is the most abundant and widely available agricultural residue in southern Quebec. Following the previous design case of Agrosphère (2009), the composition of the feedstock used remains unchanged. The average concentration (dry wt %) of the corn stover components is 36.8% cellulose, 21.1% hemicellulose, 17.0% lignin, 4.0% protein, and 21.0% other components. The composition and moisture content of corn stover can vary depending on the harvest region, climate, the variety of corn, soil type, fertilization, harvesting and storage practices, etc. In accordance with the design case of the chapter 5, the moisture content of the delivered feedstock can vary from 14 to 35%. The other component, which represents a significant part of the feedstock, is composed of the extractive, which consist primarily of sugars, organic acids, and ash. The type and quantity of extractive in the corn stover vary depending on the location and time of harvest, the storage practices, pretreatment technology, etc. In an effort to improve the overall carbon efficiency by maximizing the use of biomass while minimizing the waste produced, the majority of the extractive can be used in pig feed. In addition, in the design model, the lignin fraction is valorized as bioenergy to generate heat on site for evaporation to concentrate the sugar before being sent to the biorefinery.

Calculated from Marchand (2015), the total corn stover cost is assessed at $\$70 \text{ DMg}^{-1}$ (Table 5-3). The farmers receive $\$39 \text{ DMg}^{-1}$, which includes the purchase of the corn stover feedstock (grower payment),

the storage at the field end, and the compensation for nutrient replacement. The latter is being realized by giving the solid fraction of the digestate from the anaerobic digestion to the farmers so that it can be spread on the crop land to maintain a favourable agronomic balance. The cost at-field represents 31\$ DMg⁻¹, which includes the chopping, baling, transport to the field edge, and management and administration of the operations.

6.2.5. About cost-year indices

In order to be consistent with previous work by NREL and DOE and to facilitate comparisons between feedstocks, supply chain, conversion technology performance and products sold, it has been decided that the base cost-year for the economic assessment is the 2011 dollar. The methodology used to calculate the MSSP in another year's dollar value and for scaling capital, operating, and labor cost estimates to a target year, are the same as those presented in the NREL reports. All equipment and material costs have been indexed to the 2011 dollar. Capital costs other than the latter have been adjusted based on the Plant Cost Index from Chemical Engineering Magazine (CEM 2011). The chemical and material costs are set based on the Industrial Inorganic Chemical Index and Producer Price Index from SRI Consulting (SRI 2008). Employee salaries are set according to the labor indices provided by the U.S. Bureau of Labor Statistics (USBLS 2009). The formula for the cost-year dollar indices is:

$$2011 \text{ Cost} = (\text{Base Cost}) * (2011 \text{ Cost Index} / \text{Base Year Index}) \quad (6-2)$$

6.3. Results and discussion

6.3.1. Total Capital Investment (TCI)

This section describes the details of the engineering plant economics design and the method to compute the costs of purchasing and installing the equipment. The method used to estimate and apply the unit equipment installation costs is the same as that presented in the NREL reports and have been largely documented in several technical and engineering textbooks (Walas 1988 ; Peters et al. 2003 ; Garrett 2012). Each piece of equipment uses a specific installation factor to proportion the given direct cost of the purchased equipment to a final installation cost, these factors normally range 1.5 to 3.0.

The purchase cost of an equipment corresponds to a basic unit sizing. As adjustments are brought to the process, the equipment sizing may change from the original design. An exponential scaling formula with a suitable exponent is used to calculate the new cost.

$$New\ Cost = (Base\ Cost) * (New\ Size / Base\ Size)^n \quad (6-3)$$

In the equation (6-3, n is a scaling exponent (typically between 0.5 and 0.8), which varies depending on the type of equipment to account the economies of scale effects. This exponent is determined based on the technical specifications of the equipment such as its production capacity, operating temperature, materials used to manufacture the equipment, etc.

After calculating the total cost of the equipment in 2011 dollars, various direct and indirect costs have to be accounted to determine the Total Capital Investment (TCI). The Total Direct Cost (TDC) includes the costs related to the site development, warehouse and additional piping, which are based on the Inside Battery Limits (ISBL) equipment costs (Areas 100 to 700). Afterwards, the Fixed Capital Investment (FCI) is determined by the sum of the prorateable expenses, the field expenses, the home-office engineering and construction fees, the project contingency and other various costs. The sum of the FCI with the land purchasing and the working capital for the project represents the TCI. Table 6-1 gives an overview of these categories of direct and indirect cost and the additional cost factors. The estimated values for each respective cost factor have been aligned to those presented in the NREL reports with the exception of the site development value which has been reduced from 9% to 4.5% due to the fact that the site is already partially developed due to the existing pig farm which is in cohabitation with the biomass depot.

Table 6-1 – Structure of the Total Capital Investment (TCI).

Process Area		Purchased Cost	Installed Cost
A100	Feedstock, handling, and preprocessing	\$966,000	\$1,539,000
A200	Pretreatment	\$1,115,000	\$1,767,000
A300	Enzymatic hydrolysis, and concentration	\$3,220,000	\$5,570,000
A400	Enzyme production	\$2,911,000	\$4,966,000
A500	Filtration	\$315,000	\$482,000
A600	Farm	\$53,000	\$92,000
A700	Anaerobic digestion, and wastewater	\$5,988,000	\$8,093,000
Total inside battery limits (ISBL)			\$22,510,000
	Warehouse	4.0% of ISBL	\$900,000
	Site Development	4.5% of ISBL	\$1,013,000
	Additional Piping	4.5% of ISBL	\$1,013,000
Total Direct Costs (TDC)			\$25,436,000
	Prorateable Expenses	10% of TDC	\$2,544,000
	Field Expenses	10% of TDC	\$2,544,000
	Home Office & Construction Fee	20% of TDC	\$5,087,000
	Project Contingency	10% of TDC	\$2,544,000
	Other Costs	10% of TDC	\$2,544,000
Indirect Costs			\$15,262,000
Fixed Capital Investment (FCI)			\$40,697,000
	Land		\$598,000
	Working Capital	5% of FCI	\$2,035,000
Total Capital Investment (TCI)			\$43,331,000

6.3.2. Variable operating costs

The variable operating costs are related the costs incurred when the process is in operation. E.g., the cost of purchasing the feedstock with its collection, the supply chain activities (up/down stream), the cost of pretreatment and the plant processing, the production of enzymes, the production of bio-CH₄ (CNG) and the costs of solid and liquid waste management. The mass balances were determined by using an Excel spreadsheet based on the work of Agrosphère (2009) and completed using NREL reports. Table 6-2 summarizes the variable costs on an hourly and annualized basis as well as per metric tonne of sugar produced. The table also details the value of the various chemicals used in the process, the tonnages used per hour, the electrical power of the production units and the electricity used. The costs of the different chemicals come from NREL reports and other specialized literature. These costs have been indexed to 2011 dollars.

Table 6-2 – Variable Operating Costs

Area	Stream description				US\$ ₂₀₁₁ DMg ⁻¹		US\$ ₂₀₁₁ y ⁻¹	US\$ ₂₀₁₁ Mg ⁻¹ sugar
Supply chain: purchase, collect & transport								
At-field operations								
	Corn stover purchase (payment to growers, storage, nutrient replacement)				\$39.08		\$938,000	\$113.34
	Corn stover collection (chopping, baling, transport field edge, administration)				\$31.31		\$840,000	\$101.55
Upstream transportation								
	Corn stover transport to depot				\$12.41		\$305,000	\$36.83
	Urban organic waste transport to depot				\$17.65		\$187,000	\$22.63
Downstream transportation								
	C6 sugars transport to biorefinery				\$8.93		\$68,000	\$8.17
	Digestate transport to agricultural field				\$20.04		\$211,000	\$25.53
	Diesel economy due to self-produce bio-CH ₄ (CNG)						\$-217,000	\$-26.25
Total transport cost with diesel economy							\$554,000	\$66.92
Total supply chain cost							\$2,332,000	\$281.81
Area	Stream description	Electrical power (kW)	kWh DMg ⁻¹	Dkg h ⁻¹	US\$ ₂₀₁₁ DMg ⁻¹	US\$ ₂₀₁₁ h ⁻¹	US\$ ₂₀₁₁ y ⁻¹	US\$ ₂₀₁₁ Mg ⁻¹ sugar
Biomass depot processing								
A100: Handling & Preprocessing								
Flow 110	Corn stover unloading, storage and queuing	8.8	3.1	2854	\$2.79	\$7.97	\$67,000	\$8.10
Block 100.1	Grinder electricity cost	77.3	27.1	2854	\$1.02	\$2.90	\$24,000	\$2.95
Flow 120	Organic waste unloading, storage and queuing	2.7	3.1	887	\$2.79	\$2.48	\$21,000	\$2.52
Block 100.2	Shredder electricity cost	28.0	31.6	887	\$1.18	\$1.05	\$9,000	\$1.07
A200: Pretreatment								
Flow 211	Sodium hydroxide (NaOH)			143	\$330.72	\$47.19	\$397,000	\$47.96
Block 200.1	Twin-screw extruder	856.1	300.0	2854	\$11.26	\$32.13	\$270,000	\$32.65

Block 200.2	Thermal hydrolyser	315.5	355.8	887	\$13.35	\$11.84	\$100,000	\$12.03
A300: Hydrolysis & Concentration								
Flow 343	Sulfuric acid (H ₂ SO ₄)			0.4	\$110.01	\$0.05	\$500	\$0.05
Flow 344	Lime (CaO)			4.9	\$245.62	\$1.21	\$10,000	\$1.23
A300	Electricity usage	696.7	605.1	1151	\$23.46	\$27.01	\$227,000	\$28.33
A400: Enzyme								
Flow 412	Corn Steep Liquor			6.9	\$70.03	\$0.48	\$4,000	\$0.49
Flow 412	Corn oil (antifoam)			0.6	\$1339.75	\$0.78	\$7,000	\$0.80
Flow 412	Ammonia			4.8	\$400.57	\$1.93	\$16,000	\$1.96
Flow 412	Nutrients			2.8	\$1011.38	\$2.86	\$24,000	\$2.90
Flow 412	Sulfur Dioxide (SO ₂)			0.7	\$374.10	\$0.26	\$2,000	\$0.26
A400	Electricity usage	614.5	1574.9	390	\$59.10	\$23.06	\$194,000	\$23.43
A500: Filtration								
Flow 212	Ultrafiltration	43.3	23.5	1842	\$1.98	\$3.65	\$31,000	\$3.71
Flow 510	Reverse Osmosis and lignin filter	37.5	21.6	1735	\$2.20	\$5.60	\$47,000	\$5.69
A600: Farm								
Block 600.2	Mixer preparation tank	19.7	5.3	3680	\$0.57	\$2.08	\$17,000	\$2.11
A700: Anaerobic Digestion & Wastewater								
Block 700.1	Biogas plant	42.2	27.9	1513	\$19.31	\$29.21	\$256,000	\$30.92
Block 700.2	Upgrading of biogas (m ³ CH ₄)	49.6	0.2 ^b	240 ^c	\$0.05 ^d	\$11.82	\$104,000	\$12.51
Block 700.3	CNG filling station (m ³ CH ₄)	45.1	0.2 ^b	240 ^c	\$0.02 ^d	\$3.95	\$35,000	\$4.19
Block 700.4	Dewatering sludge	35.6	29.6	1204	\$2.25	\$2.71	\$24,000	\$2.87
Block 700.4	Polymer consumption			2.4	\$5469	\$13.24	\$111,000	\$13.45
Block 700.5	Wastewater treatment (m ³ water)	10.7	0.8 ^e	12.9 ^f	\$0.21 ^g	\$2.67	\$23,000	\$2.83
Total variable operating costs of depot							\$2,020,000	\$244.14
Total variable operating costs of depot and supply chain							\$4,352,000	\$525.95

^a Nutrient compensation is provided by the donation of the digestate to the farmers; ^b kWh m⁻³ bio-CH₄; ^c m³ bio-CH₄ h⁻¹; ^d US\$₂₀₁₁ m⁻³; ^e kWh Mg⁻¹ water; ^f Mg water h⁻¹; ^g US\$₂₀₁₁ Mg⁻¹ water

6.3.3. Fixed operating costs

Normally, the fixed operating costs are entirely supported by the facility, although the facility is producing at maximum capacity or not. These costs typically consist of labour and other miscellaneous overhead costs. Fixed operating cost assumptions are in line with NREL reports and Peters et al. (2003). Table 6-3 presents the number of recommended employees as well as their corresponding salaries. A reasonable number of employees have been added in the various main and support functions of the plant. The total personnel comprise 10 employees. A 90% labor burden is included in the total salaries and addresses various elements like health and safety in the workplace, the security of buildings and installations, general engineering, facility maintenance, payroll overhead with the benefits, janitorial and other similar services (communication, phone, lighting, heating, etc.). The annual maintenance cost is assessed at 3% of the installed ISBL capital cost and property insurance, and the annual municipal property tax is assessed at 0.7% of the FCI.

Table 6-3 – Fixed operating costs

	# Required	US\$ ₂₀₁₁ y ⁻¹	US\$ ₂₀₁₁ Mg ⁻¹ sugar
Labor and supervision			
Plant engineer and manager	1	\$74,000	\$8.94
Maintenance technician	1	\$42,000	\$5.11
Lab technician	1	\$42,000	\$5.11
Shift operators	5	\$211,000	\$25.54
Yard employees	1	\$30,000	\$3.58
Office	1	\$38,000	\$4.60
Total salaries	10	\$437,000	\$52.86
Labor burden	90% of total salaries	\$394,000	\$47.57
Other Overhead			
Maintenance	3% of ISBL	\$675,000	81.60
Property insurance and tax	0.7% of FCI	\$285,000	34.42
Total fixed operating costs		\$1,791,000	216.46

6.3.4. Price of products and co-products

6.3.4.1. Sugar price

The C6 sugars are intermediate products used in the production of chemical building blocks at the biorefinery, these can be converted into bioethanol, iso-butanol, iso-butene, isoprene, succinic, lactic,

acetic, itaconic, acrylic, adipic acid, etc. (Taylor et al. 2015). Based on literature, the study assumes that enzymatic hydrolysis allows a conversion of 90% of cellulose to glucose. The hemicellulose and C5 sugars after hydrolysis in the pretreatment area are used on site as animal feed. In the cost analysis, enzymatic hydrolysis is performed to produce a sugar stream that is deliverable to the biorefinery for further conversion. After the pretreatment, the liquid fraction of the extruder is filtrate to separate the concentrated hemicellulose and the black liquor composed mainly of lignin. About half of the lignin is used on site to generate heat for evaporation to concentrate the sugars before delivering them to the biorefinery.

On the mixed sugar stream composition, the diluted sugar stream represents 3.069 Mg h^{-1} (77.3%) of water, 0.869 Mg h^{-1} (21.9%) of C6 sugars, 0.023 Mg h^{-1} (0.6%) of C5 sugars, 0.003 Mg h^{-1} (0.1%) of cellulose, and 0.004 Mg h^{-1} (0.1%) of other components. According to Humbird et al. (2011), the diluted sugar density corresponds to 1.0793 kg L^{-1} , which means that the total C6 sugar concentration corresponds to 149.0 g L^{-1} .

After the concentration of sugars which involves the evaporation of water, the concentrated sugar stream represents 0.897 Mg h^{-1} (49.9%) of water, 0.869 Mg h^{-1} (48.4%) of C6 sugars, 0.023 Mg h^{-1} (1.3%) of C5 sugars, 0.003 Mg h^{-1} (0.2%) of cellulose, and 0.004 Mg h^{-1} (0.3%) of other components. Still in accordance to NREL (2011), the concentrated sugar density corresponds to 1.3489 kg L^{-1} , which represents a total C6 sugar concentration of 358.6 g L^{-1} . The upgraded sugar stream represents a minimum sugar selling price of $\text{US\$}_{2011} 722.78 \text{ Mg}^{-1}$ ($\text{\$0.328 lb}^{-1}$) or $\text{US\$}_{2020} 835.58 \text{ Mg}^{-1}$ ($\text{\$0.379 lb}^{-1}$). Thus, the average annual sum related to the sugar sales is $\text{\$5,981,000 y}^{-1}$. Based on the outcome of this study, this concentrated sugar can be used directly in the fermentation industry without further refining or cleaning. Note that the economic value mentioned for 2nd generation cellulosic sugar is directly comparable to a traditional 1st generation sugar produced from corn or sugar cane, because it has been refined and contains almost no C5 sugars, a relatively high concentration and few contaminants. For instance, there is an absence of hemicellulose, protein and residual lignin in the concentrated sugar that is sold to the biorefinery.

6.3.4.2. Bio-CH₄ (CNG) price

An anaerobic digestion system treats the urban organic waste from nearby municipalities as well as organic waste from the on-site pig farm and other organic solid and liquid residues from the depot processing operation. Biomethane is a combustible gas obtained from the conversion of organic matter during the anaerobic digestion process in the absence of oxygen. Bio-CH₄ is a fuel that can be used in

transportation in the form of compressed natural gas (CNG). It reduces the cost of purchasing diesel fuel and effectively reduces the carbon footprint of transportation vehicles as well as other types of air pollution (particulate emissions, nitrogen oxides, ozone, etc.). The study assumes an average production of 220.6 Nm^3 of $\text{CH}_4 \text{ Mg}^{-1}$ volatile solids (VS) added with a conversion VS destroyed/Vs added of 70%. So, the total bio- CH_4 production represents $2.1 \text{ M Nm}^3 \text{ y}^{-1}$ and is distributed in the form of CNG. 15% of this volume is used by the depot's transportation system to save on diesel fuel usage in addition to reduce the impact on greenhouse gas emissions, and 85% is sold for regional needs. The use of bio- CH_4 (CNG) for autonomous transport at the depot site is $321 \text{ k Nm}^3 \text{ y}^{-1}$, which corresponds to diesel economy of 264 k L y^{-1} , which represents an economy of $\$217 \text{ k y}^{-1}$. The diesel fuel price has been fixed based on the monthly average 2017-2020 retail prices for fuel of Statistics Canada (2021). The total remaining bio- CH_4 for sale is $1.8 \text{ M Nm}^3 \text{ y}^{-1}$. Based on literature, the selling price of the of the biomethane has been estimated at $\text{US\$}_{2011} 0.568 \text{ Nm}^{-3}$ of bio- CH_4 (CNG). So, the average annual sum of revenues represents $\text{US\$}_{2011} 1.0 \text{ M y}^{-1}$.

6.3.4.3. GHG emission price

Today in Canada, greenhouse gas (GHG) pricing is recognized as an efficient and cost-effective way to reduce GHG emissions. Through five activities, the biomass depot is positioned to avoid and reduce GHG emissions.

There are four activities that bring directly revenue to the depot. (1) The fact that the cellulosic sugar sold is carbo-neutral by nature and comes from corn residue which is a non-food resource that is currently not used. (2) The production of bio- CH_4 , which is a carbon-neutral fuel, simultaneously saves on transportation costs by not purchasing fossil diesel, which limits GHG emissions, in addition to generating revenue from the efficient and on-site recovery of organic residues, which are a negatively priced and currently unused resource. (3) To generate heat, particularly at depot site to concentrate sugars by evaporation, the use of lignin saves natural gas and limits GHG emissions. (4) The transport supply chain of the biomass depot is configured to avoid the use of diesel fuel, in addition to reducing the transport of animal feed and optimizing the overall transport operations. The sum of these four activities allows the avoidance and reduction of $20.9 \text{ k tCO}_2\text{e y}^{-1}$. The breakdown of GHG emission reductions according to the four various activities of the biomass depot is 33%, 30%, 33% and 4%, respectively.

The fifth activity is not part of the biomass depot's income; it is the shifting cultivation practices among farmers. This shifting farming practices involves mainly the no tillage of the agricultural soil. Based on assumptions from literature, this shifting farming practices would avoid the emission of $0.30 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$.

¹, which corresponds to 1.1 tCO₂e y⁻¹. Based on previous works, the corn stover collection area to sustain a biomass depot represents about 20,400 ha (204 km²) (Lemire et al. 2019). Thus, it can be estimated that the amount of GHGs not emitted and stored in the soil represents 22.4 k tCO₂e y⁻¹. However, the income related to this CO₂ management is reserved for the farmers and not for the biomass depot.

Concerning the CO₂ selling price, the 30-years average price is set to US\$₂₀₁₁ 142.54 tCO₂e, which gives an average annual income for the biomass depot of US\$₂₀₁₁ 3.0 M y⁻¹. However, this price, which is based on a Canadian government scenario (EC 2015 ; CTF 2020), follows a relatively linear progression evolution over time from CA\$₂₀₂₀ 65 tCO₂e (US\$₂₀₁₁ 42.75 tCO₂e) in 2023, \$80 in 2024, \$95 in 2025, \$110 in 2026, \$125 in 2027, \$140 in 2028, \$155 in 2029, \$170 in 2030, and \$300 in 2050.

6.3.4.4. Animal feed price

Livestock production increasingly uses local feed and biocommodities such as biomass processing co-products. The advantages of the local valorization of co-products are to bypass the constraints related to transport and water removal. The coproduct streams coming from corn stover processes are large in volume, low in total solids (~20%), and contain valuable nutrients. They can be marketed on site in their liquid form; the farmers incorporate a fraction of the co-products into the pig feed. In this study, 10.5 k DMg y⁻¹ of corn stover processing co-products composed mainly of hemicellulose, C5, proteins, extractable, and ash is used to feed the pigs. In general, liquid feeding has a dry matter content of 20-30% (Rausch & Belyea 2005 ; Shurson 2008). This initiative benefits all stakeholders; the depot can receive new income and improves its sustainability, and farmers receive economical, nutritious, and healthy pig feed. Based on scientific publications validated with discussion an animal feed expert, the estimated selling price of corn stover processing co-products is indexed to the wheat middings at US\$ 76 DMg (Lafond 2009 ; Turmine 2016). Thus, the average annual income for the animal feed represents US\$ 0.8 M y⁻¹.

6.3.4.5. Organic elimination negative cost

There are multiple opportunities for economic and environmental value creation related to the proper management of urban organic waste at the biomass depot. At the input of the systems, there are three types of feedstock that are valorized, totaling 32 Gg y⁻¹ of organic waste to eliminate (average of 33 wt% dryness).

(1) The organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) has a well-established collection system and treatment infrastructure. Unlike agricultural waste and energy crops, which are harvested on a seasonal basis, OFMSW provides a stable year-round supply.

(2) *Phragmites australis* (common reed) is a perennial herbaceous plant, the most invasive in northeastern North America. It is particularly abundant in Quebec in marshes and roadside drainage ditches. One of the best control options for this plant is to mow it continuously in order to deplete the plant's energy reserves and limit seed production. Then, the aerial part of the plant must be collected to safely and sanitary dispose so that it does not regenerate a new plant and thus create new invasive stands and spread. Thus, the mowed plant residues are transported to a landfill, an incinerator or in the case of the biomass depot an anaerobic digester in order to energetically valorize the plant residues and make the seeds of the plant non-viable for further colonization.

(3) Pulp and paper (P&P) sludge is a complex and variable feedstock in its physico-chemical composition. P&P sludge comes from the treatment of paper mill effluents and represent the main residue produced by paper mills. There are different ways of valorizing P&P sludge, but the presented design uses this sludge as a fermentation substrate to produce industrial enzymes needed for the enzymatic hydrolysis of cellulosic sugars.

There are multiple economic value-creation opportunities in the use of MSW as a feedstock for anaerobic digestion and enzyme fermentation. First, the three types of organic waste mentioned represent certain management and disposal issues for many communities and businesses. Thus, these materials are available at a negative cost, which means that the producers will pay to get rid of them. In other words, a negative cost feedstock means additional revenue for the biomass depot. The latter receives a fee for the management and sanitary disposal of organic residues, just as a landfill receives a fee for waste disposal. Secondly, these materials can be valorized by producing biomethane, enzymes and biological fertilizers that are generated, used and/or sold by the depot. The use of urban organic waste offers other benefits. E.g. avoiding the landfilling by maximizing the usage of the materials by producing useful products, thereby helping to extend the life of the landfill by saving space. Also, offering a sanitary elimination of the *Phragmites australis* to avoid its dissemination in the environment. Finally, reducing GHG emissions (CO_2 , CH_4) from the end-of-life of organic waste as well as reducing the management and disposal costs of these materials for municipalities.

Based on the literature and communication with experts, the price per wet tonne in Quebec can be fixed at US\$₂₀₁₁ 32.88 (CA\$₂₀₂₀ 50 Mg⁻¹), plus a supplement charge for government royalties on organic material disposal, which is US\$₂₀₁₁ 15.46 (CA\$₂₀₂₀ 23.51 Mg⁻¹). Based on the 2010-2020 trend, the price of this supplement will increase over time, growing at a rate of 1.5% per year. Thus, the average annual sum of revenues related to the management of urban organic waste is US\$₂₀₁₁ 1.7 M y⁻¹.

6.3.4.6. Solid digestate price

Digestate is the solid residue of the anaerobic digestion process of the urban organic matter. In the process design, the solid fraction of the digestate represents 10.5 dry Gg y⁻¹ or 52.7 Gg y⁻¹ (w.b.). Digestate is a low economic value product that contains a lot of water, but it contains nutrients that can be used as an organic fertilizer in the field. The economic value of the digestate relies on the quality of the product, which depends on the type of feedstock and process, and the supply-demand logic in the region. The digestate from the anaerobic digester is dewatered by a screw press, the solid fraction is used as organic fertilizer in the fields and the liquid fraction is treated in the wastewater treatment unit. Based on the nutrient content in the digestate as well as the bioavailability of the nutrients to the plants, the economic value of the digestate can be estimated at US\$₂₀₁₁ 27.09 Mg⁻¹ (w.b) (20% dry matter). However, in the process design, the digestate is not sold, but is given to the farmers to compensate for the nutrients and other inconveniences of collecting the corn residue on the cropland. Indeed, the collection of corn stover deprives the soil of an organic fertilizer, i.e. the nutrients NPK and the organic matter. Also, crop residues protect the soil from erosion and promote soil structuring, which is an advantage for the microfauna. Thus, in order to maintain a good agronomic balance of the soil, it is important to compensate for the removal of corn stover by the digestates from the anaerobic digestion. According to the process design, the optimal quantity of digestate to be spread is 2.0 Mg ha⁻¹ (80% moisture), therefore the minimum area required for land-spreading is 26,505 ha. This practice also includes the transport of the digestate to the field, which is paid by the biomass depot with its efficient biomethane-powered transport system. Thus, this digestate management approach does not necessarily increase revenues for the biomass depot but saves on the cost of nutrient compensation for farmers, as well as maintaining a good agronomic balance of the soils to promote their regeneration, and perpetuates the agro-industrial model among the farmers.

6.3.4.7. Lignin price

Lignin is a complex, irregular biopolymer found in the lignocellulose component of plant cell walls. The total lignin stream produced by the biomass depot represents 5.6 dry Gg y⁻¹ (8.1 Gg y⁻¹; 31% MC), 51% of

that amount is used as fuel to generate heat to concentrate the sugar slurry by water evaporation. The 49% remaining lignin, which represents 2.7 k DMg y^{-1} is sold as bioenergy for regional usage. Lignin can be used in a wide range of applications from fuels in boilers to feed additive in the animal feed industry or support materials for food or cosmetic industry. For many years, lignin has been used mainly as a fuel for heat generation and electricity production. But lignin can have multiple uses such as adhesives, bioplastics, binders, concrete admixtures, etc. E.g., low-cost lignin-based binders can be used as additives in the production of plywood, particle board, wood pellets, coal briquettes or ceramics, etc. Purified lignin can be used as a feed additive in animal feed. This practice can improve feed efficiency, animal health and potentially reduce costs. e.g., modified lignin can make fibrous plants more digestible for livestock, allowing producers to feed more forage crops and less grain to their animals.

However, these uses are still at the R&D stage, so potential revenues are still speculative. This is why, in the process design, lignin is sold as bioenergy. According to Bajwa et al. (2019), the prices of lignin can vary between US\$ 50–500 Mg^{-1} . In the process design, the value of lignin is indexed to the price of natural gas in Quebec, which averaged 2017-2020 $\$2.41 \text{ GJ}^{-1}$ (CA\$₂₀₂₀ 3.61 GJ^{-1}) (Énergir 2020). Based on literature, the energy density of lignin is fixed at 24.4 GJ DMg^{-1} . So, the economic value of the anhydrous tonne of lignin is estimated at $\$59 \text{ DMg}^{-1}$. Thus, the average annual revenue of the lignin is $\$161 \text{ k y}^{-1}$.

6.3.5. Summary of cost and revenue

Figure 6-3 summarizes the breakdown as an annualized average of fixed and variable costs, capital cost, depreciation, taxes, etc., as well as the revenue from the sale of products and co-products from the biomass depot. The difference between the total revenue minus the total cost gives the profit or loss of the business. We can see that the average cost over 30 years is $\$9.96 \text{ M}$ and that the average revenue is $\$12.72 \text{ M}$. These results should be taken with caution, as some of these costs and revenues are changing over time. For example, on the cost side, the government taxes, the annual depreciation and the loan payments were determined by calculating the total sum of these components over 30 years divided by the life of the facility. While the loan payment is paid in the first 10 years, the annual depreciation of the plant is paid in the first 7 years, and the government taxes are zero until the 11th year of operation when the plant has income that becomes taxable. On the revenue side, all selling prices are static over the 30 years of operation, except for the selling price of CO_2 , which increases by CA\$₂₀₂₀ 15 per year from 2023 to 2030 and then rises almost linearly to reach $\$300$ in 2050, and the disposal of municipal organic waste has an evolving selling price that increases according to the Regulation respecting the royalties payable

for the disposal of residual materials. These two prices are subject to change over time based on regulatory and legislative measures taken by the governments of Canada and Quebec.

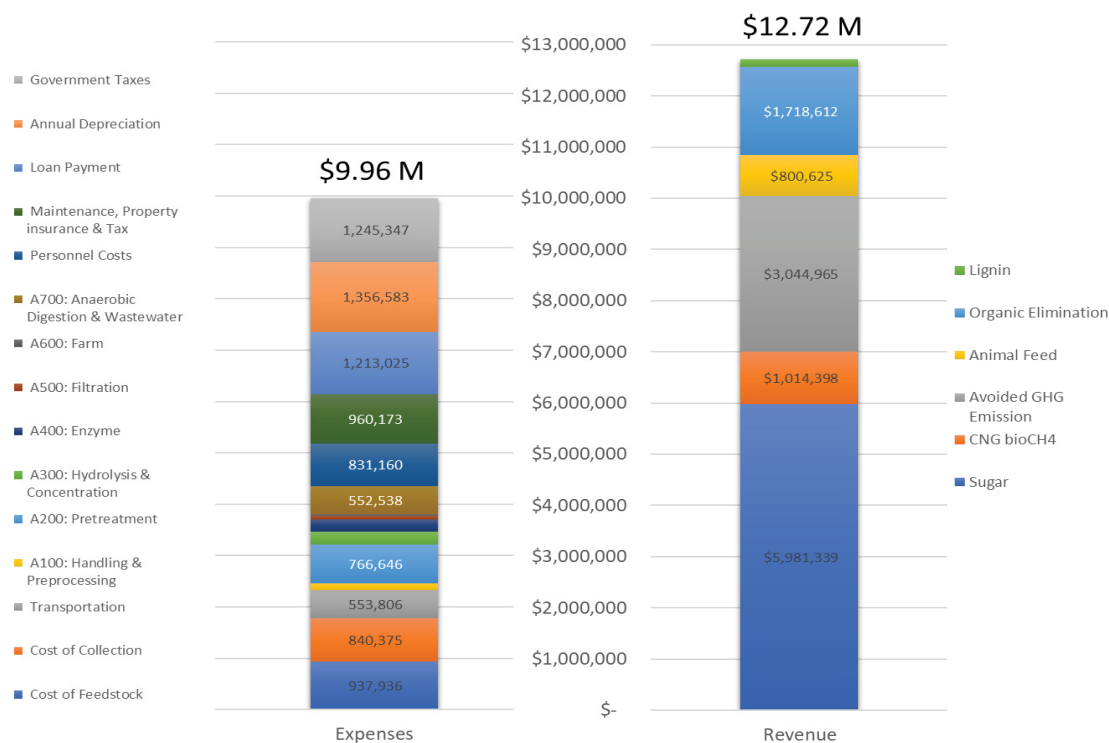


Figure 6-3 – Average expenses and revenue division (in \$US₂₀₁₁ y⁻¹)

6.3.6. Discounted Cash Flow Analysis and the Minimum Sugar Selling Price

After determining the total capital investment as well as the variable and fixed operating costs, a discounted cash flow rate of return (DCFROR) analysis is conducted to determine the minimum selling price per metric tonne of sugar to the markets. The DCFROR analysis is obtained via the iteration of the sugar selling price until the net present value of the project is equal to zero. Iteration is performed by the "Goal Seek" function in Excel, which back-solve the problem by a trial-and-error approach by assuming assumptions until the algorithm finds the solution. The DCFROR analysis implies setting the discount rate, the plant life, the tax rates, the depreciation method, the construction and the start-up period. Also, as the plant is equity financed, certain assumptions on the terms of the loan are necessary. Note that the financial assumptions presented are uncertain and are subject to debate and discussion. These assumptions provide a point of reference and a basis for comparing the model and studying the economic sensitivities.

6.3.6.1. Discount rate

In this analysis, the discount rate (also referred as the internal rate of return in this analysis) has been fixed at 10% and the lifetime of the plant has been set at 30 years. This discount rate is consistent with previous NREL reports and is based on the recommendations of Short et al. (1995) regarding the methodology for techno-economic evaluation of renewable energy technologies for the US Department of Energy.

6.3.6.2. Equity financing

In this analysis, consistent with the NREL reports, it has been considered that 40 % of the plant would be financed by equity. The conditions of the loan have been set at an interest rate of 8% for 10 years. The principal amount is withdrawn in steps over the three-year period of construction. During this period, the interest on the loan is paid, but the principal is not repaid. Figure 6-4 shows the sensitivity of the minimum sugar selling price related to the percentage of equity financing and the after-tax discount rate (IRR).

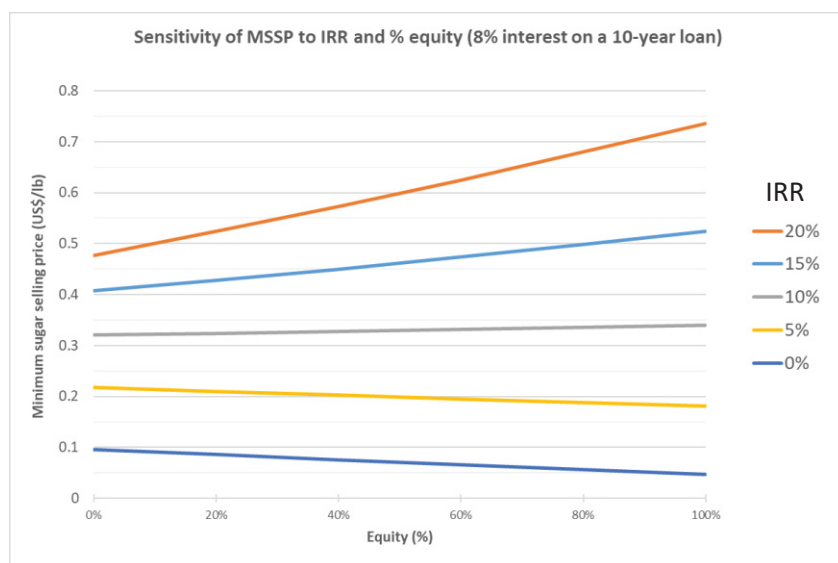


Figure 6-4 – Sensitivity of MSSP to IRR and % equity

6.3.6.3. Depreciation

In accordance with NREL reports, the current tax depreciation system in the U.S., the IRS's Modified Accelerated Cost Recovery System (MACRS), is used for the general plant depreciation schedule, which represents a 7-year payback period. More discussion on depreciation issues can be found in the 2011 NREL report. Note that the project is being implemented in Canada, according to Pletka & Finn (2009) the

Canadian CCA accelerated depreciation schedule applied to renewable energy have a comparable impact on the net present value of a project as the US MACRS depreciation schedules.

6.3.6.4. Taxes

A corporation that carries on business in Québec is subject to a general tax rate of 11.6% at the provincial level and 15% at the federal level, for a combined rate of 26.6% (IQ 2019). Municipal taxes are not considered in the model, and no income taxes are paid during the first ten years of operation since depreciation deductions and loan interest are more significant than the net income. From the eleventh year, the average annual amount paid in taxes represents \$1.9 M in 2011 constant dollars.

6.3.6.5. Construction time

The plant's construction period is an important element to consider in the techno-economic analysis because this period does not generate income, but rather leads to considerable expenses. The construction time assumptions are consistent and unchanged from the baseline assumptions of the NREL reports. Of a total of three years for construction, one year is required for planning and engineering which includes project scheduling, development of the engineering design with detailed processes, piping and instrumentation, obtaining permits and completing tender documents for major equipment. One year is required for the purchase and delivery of all the plant's equipment and components, the foundation, the installation of the structure, the piping and the site's electrification. One year is required to complete process equipment, installation of piping and electrical wiring, instruments and equipment set-up and adjustment, building finishing, plumbing, landscaping, pre-commissioning and preliminary performance testing.

6.3.6.6. Start-up time

According to Green & Southard (2019), the start-up time for a moderately complex facility is expected to be about 25% of the construction time. In the techno-economic analysis, consistent with the NREL reports, a start-up period of 6 months is assumed under a n^{th} plant assumption. Nevertheless, the start-up period of the biomass depot is not entirely lost, according to the NREL, 50% of production is achieved in the first year while assuming 75% of variable costs and 100% of fixed costs.

6.3.6.7. Working capital

The working capital represents the amounts required to pay the feedstock and other supplies, the final products, the accounts receivable, the monthly payments, taxes payable, etc. (Peters et al. 2003). Like the NREL reports, the techno-economic analysis assumes a working capital of 5% of the fixed capital investment (FCI).

6.3.6.8. Parameter summary

Table 6-4 and Table **6-5** summarizes the parameters and assumptions related to yields and conversion costs applied in the discounted cash flow analysis. Based on these financial parameters and the cost data, the minimum sugar selling price is \$722.78 Mg⁻¹ or \$0.3278 lb⁻¹. Consistent with the capital estimation methodology from Cran (1981), DOE (2004) and Christensen et al. (2005), the order of magnitude of the type of economic estimation is between a feasibility study and a project assessment (AACE Cost estimate ; Class 4-5) with an expected accuracy of the TCI analysis about ± 35% with a confidence interval of 80%, in contrast to NREL reports which have an expected accuracy of ± 25% due to their resource capabilities, team, expertise, time frame and geographical location.

Table 6-4 – Discounted Cash Flow Analysis Parameters

Plant life	30 years
Discount rate (or Internal rate of return)	10%
Depreciation schedule	7-years MACRS schedule
Income tax rate	26.6%
Financing	40% equity
Interest rate for debt financing	8% annually
Term for debt financing	10 years
Construction period	3 years
First year's expenditures	8%
Second year's expenditures	60%
Third year's expenditures	32%
Working capital cost	5% of fixed capital cost
Plant salvage value	0\$
Startup time	6 months
Revenue during startup	50%
Variable costs incurred during startup	75%
Fixed costs incurred during startup	100%

Table 6-5 – Summary of Yields, Rates, and Conversion Costs (in \$US₂₀₁₁)

Corn Stover capacity	24,000	DMg y ⁻¹
Urban organic Waste	12,845	DMg y ⁻¹
On-line time	8410	h y ⁻¹
Sugar yield (pure C6 carbohydrate)	0.305	DMg C6 sugar / DMg corn stover
Sugar yield (w/ moisture and impurities)	0.345	Mg sugar / DMg corn stover
Sugar production rate (pure C6 carbohydrate)	7312	DMg C6 sugar y ⁻¹
Sugar production rate (w/ moisture and impurities)	8276	Mg y ⁻¹
Total Inside battery limits (ISBL)	22.5	M \$
Total capital investment (TCI)	43.3	M \$
TCI per total sugar production	174.52	\$ Mg ⁻¹
Minimum Sugar Selling Price	722.78	\$ Mg ⁻¹
	0.3278	\$ lb ⁻¹

6.3.7. Performance of economic indicators

Net present value, internal rate of return, return on investment, and payback period are financial metrics indicators used as decision support tools to assess and compare the performance of different investment projects. The internal rate of return (IRR) and net present value (NPV) are financial analysis methods that measure the profitability of an investment by calculating the sum of cash flows generated by a business.

The IRR is a discount rate that sets the NPV to zero in a discounted cash flow analysis. The cash flows are discounted in a way that reduces the impact on the sum as they are spread over time. The IRR calculation is based on the same formula as the NPV equation, but the discount rate is replaced by the IRR and the result equals zero.

Return on Investment (ROI) and Payback period are decision support tools to evaluate and compare the effectiveness of different investments. ROI measures the total gain and cost generated by a business project based on the total amount of money invested. ROI is a percentage representing the net value received from an investment during the lifetime of the project. ROI is calculated as the total gains of the business (products and co-products sales) minus the total costs (operating expenditures) minus the capital investment and divided by the capital investment. This approach determines whether capital gains are sufficient compared to the costs to achieve the economic viability of the project. A high ROI is more favorable than a low ROI, and a negative ROI indicates that the investment is unprofitable. However, the simple ROI, also named undiscounted ROI, is only partially reliable because it does not include the time value of money into consideration in the calculation. To overcome this limitation, it is also recommended to perform a discounted ROI calculation to account for the time value of money. So, the time-adjusted discount rate provides a more reliable ROI.

The ROI equation for the discounted and undiscounted is presented below.

$$ROI = \frac{(\sum_{t=1}^{30} Gain_t - \sum_{t=1}^{30} Cost_t - \sum_{t=-2}^0 Investment_t)}{(\sum_{t=-2}^0 Investment_t)} * 100 \quad (6-4)$$

Where: $t \in T = [-2, -1, 0, 1, 2, 3, \dots, 30]$ is the year of operation, the project lifetime is 30 years with 3 years for construction; $Gain_t$ is the return during year t ; and $Cost_t$ is the expenses during year t and $Investment_t$ is the three years investment period at the beginning of the project.

Similar to ROI, the payback period is a common metric to assess the profitability of an investment. The payback period refers to the time required in years to reconstitute the total cash outflow from the net cash inflow generated by the project. The shorter the time period, the more interesting the project is considered. Although this indicator is popular, it has its limitations: it does not consider the value of money over time and it does not consider cash flows after the payback period. This is why this study also calculates the discounted payback period.

As results, as seen in Figure 6-5 and Table 6-6, the undiscounted ROI, which is 437.7% gives an undiscounted payback period of 11.7 years. On the other hand, the discounted ROI, which is 0% gives a discounted payback period of 30.00 years. A ROI of 0% indicates that the project breaks even at the end of the 30th year, this point determines the payback period, which means that the total return is equal to the total amount invested (no profit, no loss). A 0% ROI means a gain of one dollar for every dollar invest in the project. The discounted ROI are lower than the undiscounted ROI because future returns are discounted to account for the time value of money. Figure 6-5 graph the ROI in function of time to identify the payback period, i.e. the moment when the value of ROI is equal to zero, allowing to compare and select investments according to their speed of return.

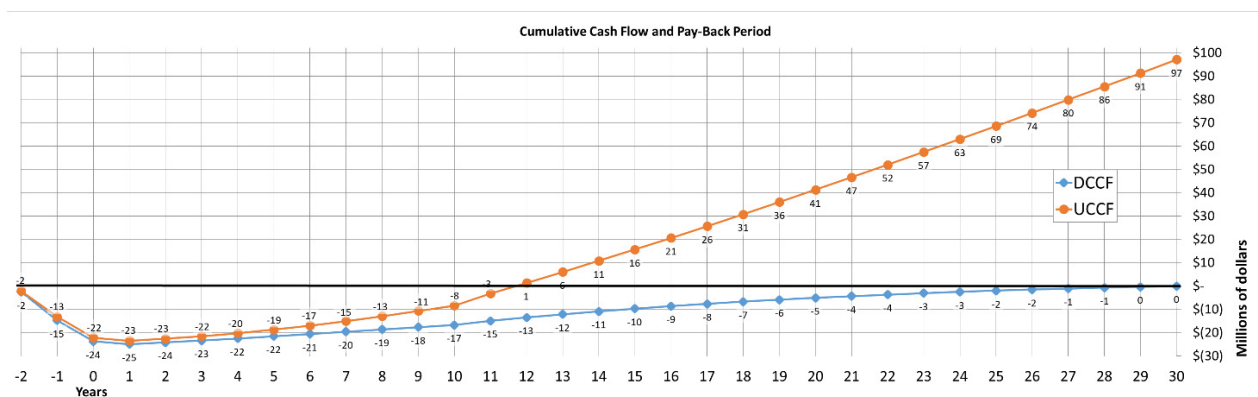


Figure 6-5 – Cumulative cash flow and payback period over project lifetime (UCCF: Undiscounted Cumulative Cash Flow; DCCF: Discounted Cumulative Cash Flow)

Table 6-6 summarizes the performance of the main economic indicators, we note that in the base scenario to reach a NPV of zero for an IRR of 10%, C6 sugars must be sold at \$722.78 Mg⁻¹. This relatively competitive selling price is greatly reduced by the sale of co-products.

Table 6-6 – Performance of economic indicators (US\$₂₀₁₁)

NPV	0	\$
Discounted rate (IRR)	10	%
MSSP	722.78	\$ Mg ⁻¹
	835.58	\$ ₂₀₂₀ Mg ⁻¹
	0.3278	\$ lb ⁻¹
	0.3790	\$ ₂₀₂₀ lb ⁻¹
Discounted ROI	0	%
Undiscounted ROI	437.7	%
Discounted Pay Back Period	30.0	years
Undiscounted Pay Back Period	11.7	years

6.3.8. Sensitivity analysis

This section develops a sensitivity analysis to measure and assess the magnitude of the impact on the performance of the net present value (NPV) and Discounted Return on Investment (DROI), which is based on the Discounted Gains and Discounted Costs over a period of 30 years, depending on various key variables, which are individual, independent, and uncertain in the techno-economic model.

The objective of the sensitivity analysis is to identify the variables that have a significant impact on NPV and ROI within an expected range of variation. A sensitivity analysis assesses the degree of risk associated with the anticipated performance of the model. The latter is robust to the variations of the input variables. A sensitivity analysis consists of recalculating the NPV for different input values when these variables are modified individually in the model.

To perform the sensitivity analysis, the NPV performance values are calculated using the reference values of the different variables. This is the baseline reference case scenario for the analysis. The values of this baseline case correspond to the performance results set out in the techno-economic model. These values are considered to be the most probable. The different variables of the baseline case are then adjusted, according to a margin of error for each variable. In order to apprehend the impact on the NPV, realistic minima/maxima were determined based on the limits defined in the study. For each input variable, this analysis accounted for a variation of +/-35% of the economic variables. The reason to select this range is that the same variation allows to compare similar impact of the variables on the performance of the model. This shows how much the sensitivity of the variables in the forecasts depends on the margin of error.

The results of the sensitivity analysis are presented in the form of a tornado charts in Figure 6-7. The latter provides a visual graphical representation of the magnitude of impacts related to the variation of different independent input variables on the output results. Thus, this type of chart compares the relative sensitivity of each input variable based on the NPV performance and DROI. This allows to assess the risk associated to the uncertainty for each of the variables that affect the result. The uncertainty of the variables corresponding to the highest values at the top of the chart have the most significant impacts on the NPV and DROI, each subsequent value having a smaller impact on the model's performance.

In the sensitivity analysis, not all variables had a significant impact on the NPV. The Figure 6-7 present the different techno-economic input variables with their reference values and their minima/maxima values. The sensitive variable is represented as an uncertain value whereas the other variables are maintained at

their reference values. The variables are divided into three categories: costs related to financial assumptions and capital investment, annual revenues from products and co-products, and annual costs related to feedstock, operations, personnel, transportation, electricity, etc.

6.3.8.1. Sensitivity of the total capital investment and financial variables

In Figure 6-7, which refers to the sensitivity of the economic variables, in the category of costs related to financial assumptions and capital investment, the economic variables with the greatest impact on NPV and DROI are the following. First, the Total Capital Investment (TCI), which consists of the Inside Battery Limits (ISBL), which is the cost of purchasing and installing all process equipment and associated components plus all direct and indirect costs in addition to the working capital and land purchasing. The TCI baseline estimated is \$43.3 M (+/-35%), which represents a variation of the NPV of -\$14.6 M to \$14.0 M and the DROI variation is -46.2% to 88.3%. Second, the target discount rate (IRR), which is a financial ratio that measure the amount of capital earned or lost compared to the amount originally invested. The IRR baseline is set to 10%, which represents a NPV variation of -\$9.0 M to \$16.1 M and the DROI variation is -37.1.5% to 70.2%. Third, the loan interest, which represents the cost of borrowing money. The loan interest baseline is initially set to 8%, which represents a NPV variation of -\$3.7 M to \$3.6 M and the DROI variation is -14.9% to 15.9%. Fourth, the income tax rate, which is a tax levied by the government on the sale of products. The tax rate baseline is originally set to 26.6%, which represents a NPV variation of -\$2 M to \$2 M and the DROI variation is -8.5% to 8.5%. Fifth, the initial equity, which is the down payment made by the borrower. The baseline equity set in the model is 40% (+/-35%), which results to a NPV variation of -\$0.3 M to \$0.3 M and the DROI variation is -1.2% to 1.8%.

Investment costs have the greatest impact on the economic performance of the model, as the infrastructure and equipment of the biomass depot is particularly expensive. There is a significant degree of uncertainty about the capital intensity of the business model. Another financial variable, which has a particularly significant influence on the economic performance of the model as shown in Figure 6-6 is the choice of IRR (discount rate). There is also a debate on the relevance of setting a 10% IRR on a renewable energy project with a low carbon footprint based on biomass. This project is in line with a strong sustainability logic and thus it should have access to public subsidies and preferential rates from banking and credit institutions.

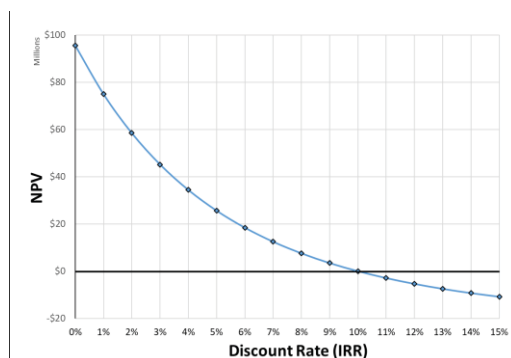


Figure 6-6 – Projected net present value based on discount rate (IRR)

Other financial parameters could also vary, such as the loan interest, which is currently set at 8% in the model, but this could be lower, such as 6% according to Lamers et al. (2015). Equity is a significant financial parameter, which is set at 40% in the model, but this value could vary. Government taxes are an significant financial parameter, they are currently set at 26.6% in the model, as this is the average tax rate in Canada, but this figure could vary depending on the geographic location. In the NREL report (Humbird et al. 2011), federal taxes were set at 35%, but this figure was changed in subsequent reports to 21%. In short, a great amount of money is used for the debt interest payments, the annual depreciation of the plant and government taxes. How can these expenses be reduced by capitalizing on the high sustainability logic of the project? For instance, some publications in the literature especially located in UK report that there is no government tax to pay for specific sustainable development projects.

6.3.8.2. Revenue sensitivity

In Figure 6-7, in the category of the annual revenues from products and co-products, the economic variables with significant impact on NPV and DROI are the following. First, the sugar price, which is the price that the biorefinery is willing to pay for a second generation alternative C6 sugar from the biomass depot. The baseline sugar price estimated in the model is \$722.78 Mg^{-1} (\$0.328 lb^{-1}), thus the NPV variation is -\$15.9 M to \$15.2 M and the DROI variation is -67.1% to 64.1%. Second, the CO_2 emission price represents the average value of a tonne of CO_2 that has been avoided being emitted to the atmosphere through the activities of the biomass depot. Note that the CO_2 price is evolutive over the 30-year period, but the average baseline price estimated in the model is \$142 tCO_2^{-1} , thus the NPV variation is -\$5.7 to \$5.7 M and the DROI variation is -24.1% to 23.9%. Third, the organic waste elimination price represents the negative average cost for accessing the urban organic residues. Note that the price is variable over the 30-year lifetime of the depot, but the average baseline price estimated in the model is \$53.12 Mg^{-1} , thus the NPV variation is -\$4.3 M to \$4.3 M and the DROI variation is -18.2% to 17.9%. Fourth, the price

of bio-CH₄ (CNG) represents the regional selling price that customers are ready to pay for fuel from the biomass depot. The baseline bio-CH₄ (CNG) price is estimated in the model to \$0.568 Nm⁻³ (15.23 GJ⁻¹) (+/- 35%), thus the NPV variation is -\$2.6 to \$2.6 M and the DROI variation is -11.1% to 11.1%. Fifth, the feed price is the on-site and local selling price that farmers are willing to pay for the animal feed from the biomass depot. The baseline animal feed price is estimated in the model to \$76.10 DMg⁻¹ (+/-35%), thus the NPV variation is -\$2.1 to \$2.1 M and the DROI variation is -8.8% to 8.7%. Sixth, the diesel fuel price is the regional price of fuel, the depot's operations reduce the use of diesel by replacing it by bio-CH₄ (CNG). The value of the unused diesel fuel reduces costs by using alternative fuel in its transportation system. Note that the higher the value of the diesel, the more the depot saves on fuel consumption. The baseline diesel price is estimated in the model to \$0.822 L⁻¹, thus the NPV variation is -\$0.6 M to \$0.6 M and the DROI variation is -2.4% to 2.4%. Seventh, the price of lignin is the local selling price to farmers and other users, it is indexed to the value of natural gas for bioenergy production (heat). The baseline lignin price is estimated at \$58.73 DMg⁻¹ (2.41 GJ⁻¹) (+/-35%), thus the NPV variation represents -\$0.4 to \$0.4 M and the DROI variation is -1.8% to 1.8%.

The sugar price is the most influencing variable in the techno-economic model. Currently, in 2020-2021, the US wholesale dextrose price (USDA 2021) is \$₂₀₂₀ 0.41/lb and the MSSP of the model is \$₂₀₂₀ 0.379/lb. This demonstrates potential profitability and a certain competitiveness of the model vis-à-vis the market. Nevertheless, there is a significant degree of uncertainty about the sugar price due to market fluctuations. A purchase guarantee with prices that would be backed by the government would be required to ensure the model's profitability. There are also uncertainties about the quality of 2nd generation sugars, studies will be needed to characterize the sugars to better understand their properties and better determine their economic value. The co-products represent an opportunity for significant revenue increase and diversification through the effect of economies of scope. The contribution of the co-product is significant in the economic performance of the model. Indeed, on average, co-products represent 53% of total sales over 30 years. Thus, the sale of co-products gives a significant boost to the business model. However, a variation in co-product selling prices would influence the NPV and DROI. There is a high degree of uncertainty regarding the selling price of co-products, particularly the price of CO₂ (the future price curve is unknown) but also the negative cost of disposing the urban organic waste, the selling price of bio-CH₄ (CNG) as well as the animal feed. The biomass depot uses a total of 32.2 Gg y⁻¹ (10.6 dry Gg y⁻¹) of urban organic waste, mainly, food waste, common reed, and waste pulp and paper sludge. These materials have a negative acquisition cost, which means that the biomass depot is paid to be able to manage the disposal

of these materials. The average tipping fee for the disposal of urban organic matter is \$53 Mg⁻¹, evolving over time from \$49 Mg⁻¹ in 2023 to \$58 Mg⁻¹ in 2052. This price is composed of material management, which represents \$33 Mg⁻¹, plus the government royalties, which is an evolving price of \$16 Mg⁻¹ in 2023 and growing at an average rate of 1.5% per year. The model provides a GHG emission reduction potential of 447% with emissions representing 6 k tCO₂e y⁻¹ in the case of biomass depot instead of 27 k tCO₂e y⁻¹ for the same industrial service in conventional production. In the techno-economic model, the price per tonne of CO₂ increases from \$42.75 in 2023 to \$201.90 in 2052. This price trend, even if it is the Canadian government's roadmap (Giroux, 2020), remains speculative because future CO₂ prices cannot be determined due to political, regulatory, and market considerations. We also note the importance of other activities such as the production of 2.1 Nm³ of bio-CH₄ (CNG), of which 15.2% is used for the depot's fuel needs as a substitute for diesel, and 84.8% is sold at \$0.57 m⁻³ for regional needs. Thus, in the techno-economic model, there are 264 k L y⁻¹ of diesel that are not used, therefore, not charged and not emitted to the atmosphere. Based on the monthly average retail prices at Montreal, Quebec, between 2017 and 2020, the value of diesel fuel is set to US\$₂₀₁₁ 0.822 L⁻¹ (CA\$₂₀₂₀ 1.249 L⁻¹) (Statistics Canada, 2020). In addition, there are 10.5 k DMg y⁻¹ of animal feed that can be sold for \$76.10 DMg⁻¹. In subsequent studies, it would be important to further characterize the hemicellulose with C5 sugars to better determine its sale value. There are also the 2.7 dry Gg y⁻¹ of lignin that can sell for \$58.73 DMg⁻¹. It would also be important to properly characterize lignin to better determine its sale value. There are also the 32.3 Gg y⁻¹ of digestate from the anaerobic digester which is distributed for free to the farmers and contributes to the health of the soil. Thus, the depot is able to close the digestate recovery loops with the farmers through the decentralized transport configuration, which is efficient, autonomous and inexpensive. By adopting good farming practices, particularly through minimizing tillage, up to 22.4 k tCO₂e y⁻¹ can be stored in the agricultural soil. The revenues from these stored emissions would be dedicated to farmers as an incentive to participate in the biomass depot supply initiative.

6.3.8.3. Cost sensitivity

In Figure 6-7, in the category of the annual operational costs, the economic variables with significant impact on NPV are the following. First, the annual baseline cost of the maintenance, property, insurance and tax is estimated at \$960 k y⁻¹, thus the NPV variation is -\$2.6 M to \$2.6 M and the DROI variation is -10.8% to 10.8%. Second, the annual baseline corn stover feedstock cost is evaluated at \$938 k y⁻¹, thus the NPV variation is -\$2.5 M to \$2.5 M and the DROI variation is -10.4% to 10.4%. Third, the annual baseline personnel cost is estimated at \$831 k y⁻¹, thus the NPV variation is -\$2.2 M to \$2.2 M and the

DROI variation is -9.3% to 9.3%. Fourth, the annual baseline feedstock collection cost is evaluated at \$840 k y⁻¹, thus the NPV variation is -\$2.2 M to \$2.2 M and the DROI variation is -9.3% to 9.3%. Fifth, the annual baseline pretreatment cost is estimated at \$647 k y⁻¹, thus the NPV variation is -\$2.0 M to \$2.0 M and the DROI variation is -1.6% to 1.6%. Sixth, the baseline of electricity cost is evaluated at \$0.0254 kWh, thus the NPV variation is -\$1.6 M to \$1.6 M and the DROI variation is -6.7% to 6.7%. Seventh, the annual baseline transport cost is estimated at \$554 k y⁻¹, thus the NPV variation is -\$1.5 M to \$1.5 M and the DROI variation is -6.1% to 6.1%. Eighth, the annual baseline anaerobic digestion and wastewater treatment cost is evaluated at \$553 k y⁻¹, thus the NPV variation is -\$1.5 M to \$1.5 M and the DROI variation is -6.1% to 6.1%. Ninth, the annual baseline enzyme production cost is estimated at \$247 k y⁻¹, thus the NPV variation is -\$0.5 M to \$0.5 M. Tenth, the annual baseline enzymatic hydrolysis and sugar concentration cost is evaluated at \$238 k y⁻¹, thus the NPV variation is -\$0.4 M to \$0.4 M. Eleventh, the annual baseline cost for handling and preprocessing the corn stover is estimated at \$121 k y⁻¹, thus the NPV variation is -\$0.3 M to \$0.3 M. Twelfth, the annual baseline filtration cost is evaluated at \$78 k y⁻¹, thus the NPV variation is -\$0.2 M to \$0.2 M. Thirteenth, the annual baseline farm cost is estimated at \$17 k y⁻¹, thus the NPV variation is -\$0.04 M to \$0.04 M.

There are 13 different operating costs, and several are significant. The most significant one is the maintenance, property, insurance and tax, followed by the corn stover cost, the personnel costs, collection, pretreatment, electricity, and so on. The costs of purchasing and collecting the corn stover are relatively high. The purchasing cost represents the amounts paid to farmers, which includes the corn stover feedstock purchase, the storage at field end, tarped, the nutrient replacement. Note that the model saves on nutrient compensation because the digestate is given back free of charge and without transportation costs to compensate for the loss of nutrients. The corn stover collection includes the costs of chopping, baling, transport to field edge, and the management and administration of this industry. The costs of purchasing and collecting the corn stover are certainly high, but it should be noted that this is also a form of investment in a parallel sector that can potentially be integrated into the biomass depot's activities. The question is certainly how to reduce the costs related to the purchase and harvesting of the corn stover? But, also, the question is how the creation of a biomass depot is a way to increase the value of farmers' production? How to increase farmers' revenues? How diversification and new incomes are a motivation factor for farmers to participate in this new industry? These practices must be combined with a change in farming practices so that the farmer also receives new revenues from carbon pricing.

Other costs are significant such as the personnel cost related the number of employees, well-paid jobs for specific occupations. Also, the pretreatment cost which is energy-intensive and uses expensive chemicals. Note that the depot requires a significant demand of power and electricity, which is inexpensive in the province of Quebec. In addition, the design reduces transportation costs, in particular through the production and utilization of bio-CH₄ (CNG) as a substitute for diesel in the vehicle fleet. This carbon-neutral and renewable biofuel comes from the anaerobic digestion process and saves costs because there is no need to purchase diesel. There are other costs that are being saved, such as the cost of concentrating sugars, where the model saves on natural gas because of the use of the residual lignin to generate heat and evaporate water from the sugar slurry. Just like the enzyme production unit that allows to produce enzymes instead of buying them and the reduction of farm costs through the use of C5 sugars and hemicellulose as a feed mix.

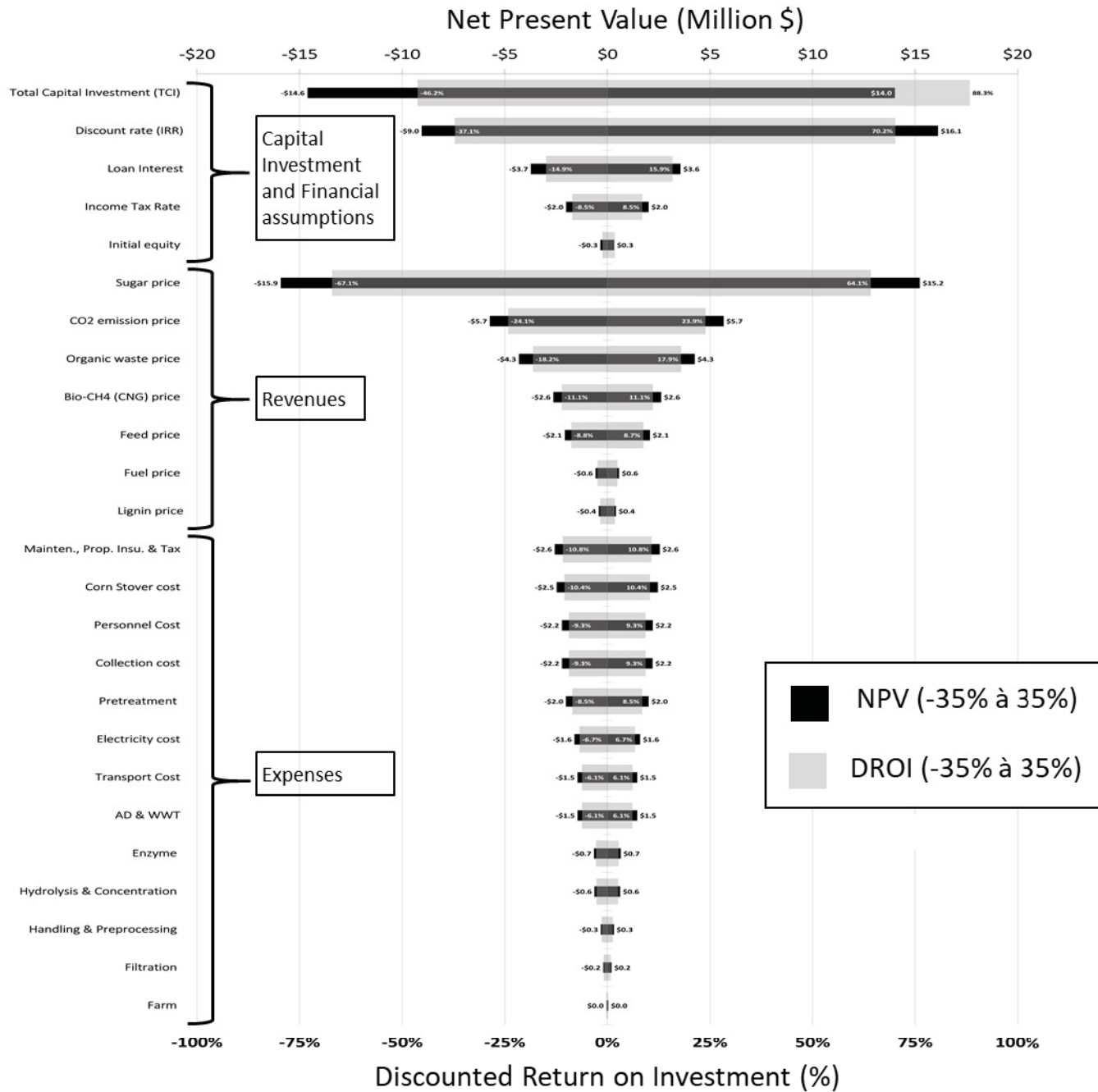


Figure 6-7 – Sensitivity analysis (Tornado chart) – Net Present Value (Million \$) and Discounted Return on Investment (DROI).

6.3.9. Economic rationalities

The biomass depot reveals two economic dimensions: the economies of scope associated with the joint production and the economies of transportation via its decentralized supply chain running on bio-CH₄ (CNG). This configuration allows the depot to diversify revenues, reduce costs and reduce environmental impact.

6.3.9.1. Biomass supply chain configuration and economies of scale

The sizing (tonnage capacity) of a large-scale stand-alone biorefineries is a subject to debate because it has a significant impact on the unit production costs. Today, in the U.S., the conventional first-generation commercial scale biorefineries have a feedstock production capacity ranging 700 to 31,000 DMg day⁻¹ (Kim & Dale 2015), and the average second-generation biorefinery is about 700 to 800 DMg day⁻¹ (USDE 2010 ; Kim & Dale 2015). That kind of large-scale biorefinery has generally a conventional centralized supply chain configuration, which implies that all the biomass processing steps take place at the same geographic location (storage, pretreatment, conversion, distribution, waste management) (Lemire et al. 2019). The main reason for the existence of large-scale biorefineries is their geographical location, which foster a greater availability of feedstock in order to achieve economies of scale. Indeed, a centralized large-scale biorefineries has been documented to operate in a local supply context in high biomass-yield areas (e.g., the corn belt in the U.S. Midwest, large urban agglomerations for MSW, or the pulpwood in the the U.S. South-East) (You & Wang 2011 ; Bonner et al. 2014 ; Nguyen et al. 2014).

According to Kamm et al. (2006), economies of scale demand a biorefinery size of 500 to 2000 DMg day⁻¹ of feedstock. Supplying these large quantities of feedstock presents major challenges. Is the agricultural soil able to sustainably support these collections of material? Is it possible to maintain the quality of the soil? What are the economic and environmental benefits to the farmer and other stakeholders? How can we improve methods of collecting, storing and transporting feedstock? What infrastructure is required for reliable supply?

There are two opposing cost considerations when it comes to sizing biorefineries, implying that there are no clear rules regarding economies of scale in the biorefining industry (Dansereau et al. 2012 ; Dale 2015 ; Kim & Dale 2015). On the one hand, the increased tonnage of feedstock enables to achieve economies of scale, thus reducing the unit production costs. Economies of scale are achieved through the reduction of marginal production cost by increasing the sizing of the biorefinery. The objective is to increase

production and that the revenues are proportionally higher than the costs. On the other hand, the implementation of a large-scale stand-alone biorefinery faces many logistical costs and challenges which limits the ability of the biorefinery to achieve economies of scale (Eranki et al. 2011). Indeed, the feedstock supply capacity is generally limited due to the increase of variable costs associated to transport, storage, and other logistical constraints (Carolan et al. 2007 ; Eranki et al. 2011). A larger biorefinery implies a larger collection and supply radius because yields per hectare are limited, which increases marginally the transportation cost (Yue et al. 2014 ; Dale 2015 ; Kim & Dale 2015 ; Lamers et al. 2015 ; Chai & Saffron 2016 ; Sahoo et al. 2018). Cellulosic biomass is bulky, contains a large amount of water, it is a low-density material, which is heterogeneous in its composition and origin, it is subject to decomposition and combustion, and it is geographically dispersed in the territory, and owned by multiple actors (Carolan 2012 ; Searcy et al. 2014 ; Eksioglu et al. 2015 ; Kim & Dale 2015 ; Holm-Nielsen & Ehimen 2016 ; Lamers et al. 2016 ; Langholtz et al. 2016 ; Sahoo et al. 2016). All these factors limit the amount of material that can be collect, transported and store to the facility. In large-scale stand-alone biorefineries, the economies of scale must outweigh the increase of logistics costs in order to offset them. The optimal size of a biorefinery requires a trade-off between size-related economies of scale versus increased feedstock logistics costs (Carolan 2012).

6.3.9.2. Decentralized supply chain configuration

Several authors in the literature have recognized that biomass procurement and supply logistics are key cost drivers in the success of the bioeconomy (Yue et al. 2014 ; Dale 2015 ; Langholtz et al. 2016 ; Ebadian et al. 2017 ; Dale 2018). The expansion of the latter requires an increasing amount of biomass combined with decreasing costs and lower supply risk. As mentioned, large stand-alone and centralized biorefineries, which operates in high productivity areas can benefit from economies of scale. If we compare the biomass depot that has been developed in this study to this kind of biorefinery in the U.S., the sizing of the depot model is too small to achieve such economies of scale in its production. However, as noted above, as the size of the biorefinery increases, logistics and transportation costs increase excessively as the facility is required to source more feedstock over greater distances. In addition, large biorefineries have operational limitation issues related to the intensity of feedstock supply due to the seasonality of corn stover and the consequent congestion of truck traffic. Smaller regional biomass depot does not have that kind of issues because of the decentralized supply chain configuration. As defined in chapter 4, a decentralized supply chain is a three-echelon system, which includes (i) the biomass suppliers (feedstock origins), (ii) the biomass depots (intermediate processing hubs), (iii) the biorefinery

(destination). In the first transportation arc, the decentralized network connects all peripheral origin points to the biomass depot, which is strategically located in the territory. The depot is an intermediate hub where biomass is aggregated, pretreated, and valorized in a basket of products and co-products. A second transportation arc subsequently connects the depot to a single destination by transporting the densified and pre-treated material to the biorefinery.

Single-feedstock depot is most probable in high-yield areas with high farmer participation rate, thus ensuring a larger supply tonnage, which generates a larger depot sizing and thus providing some economies of scale. According to Jacobson et al. (2014), depot that use multiple feedstock is usually located in low-yield areas where biomass is dispersed, and supplies are lower in tonnage. In the proposed design, the commercial strategy is based on multiple feedstock approach, which integrate continuous feed with advanced pre-treatment equipments, and joint production between the sugar refining line, the anaerobic digestion line, and the wastewater treatment facilities. As we can see, multiple feedstock requires several equipments, which increases investment costs. These technological challenges suggest that biomass depots may not be economically viable in all locations. Favourable territorial particularities are one of the key success factors.

A decentralized biomass supply chain involves a large-scale central biorefinery that is able to achieve economies of scale in production, combined with a decentralized supply system that relies on a network of small-scale biomass depots that are strategically located in the territory near the feedstock. In the design, biomass depot is considered as flexible because it uses multiple types of agricultural and urban feedstock in order to benefit from economies of scope through joint and complementary production. The depot includes activities such as field storage, preprocessing, pretreatment and post-treatment with all upstream/downstream transportation. The biomass depot produces various products and co-products compatible with biorefineries and farms. The depot concept is based on the principle that the biomass is pre-treated relatively close to the source and the densified intermediate C6 sugars are transported over longer distances to the biorefinery at lower costs. The cohabitation between a biomass depot and a pig farm is an efficient way to close local loops by valorizing the co-products on-site without transportation. Some of products are not final products but intermediate commodities, which means that these commodities are dedicated for conversion into final product at the biorefinery. The decentralized configuration avoids the step of converting sugar into the final product at the depot site, as this is assumed by the biorefinery, thus avoiding investment costs for the fermentation units at the biomass depot site. Diversification is an efficient strategy to reduce costs and risks by cascading various feedstock to produce

a basket of products, co-products and by-products, which are valorized on multiple geographic markets (Stuart & El-Halwagi 2012). Thus, a depot has the potential to help bridge the gap between biomass suppliers and the biorefinery by ensuring uniform and stable material quality while reducing logistics costs, storage and pretreatment of biomass at a regional scale, close to the farms (Hess et al. 2009, Eranki, Bals et al. 2011, Holm-Nielsen and Ehimen 2016). The proposed depot design is well positioned to realize some logistical and transportation economies and economies of scope through joint production. Thus, significant reductions of the supply chain costs are possible by reducing the transportation distances. We should mention, however, that the impact of decentralization on process economics and environmental performance is the subject of research and debate on biorefining, and it depends very much on the context (Calvert et al. 2017).

To achieve profitability and be a reliable supplier of sugar to a large-scale biorefinery, the biomass depot must be operational 12 months a year. To do this, the depot must be able to buffer the seasonality of the available biomass, particularly corn stover, which has a relatively short collection season from October to mid-November. The depot can buffer the variations due to the seasonality of the biomass, particularly through direct relations with farmers, which allows decentralized storage of corn stover bales at the field's edge. This provides a year-round just-in-time flow of corn stover with limited storage at the depot, in addition to being able to efficiently operate the integrated transport system. This allows the biomass depot to avoid the storage step, as it this is done on the farmer's field site, which reduces and stabilizes transport operations in the supply chain. The size of the depot is based on the tonnage of corn stover available in the region, which depends on the supply radius, which is set at 43.3 km in the developed model. In coherence with Jacobson et al. (2014) and Aden et al. (2002), which pointed out that depot biomass sourcing beyond 80 km radius becomes increasingly non-economical. As mentioned by Bentsen et al. (2017), biomass depot, combined to an appropriate mode of transport and decentralized field storage, contributes to buffer spatial and temporal variability in the feedstock supply, which contributes to reduce costs and supply uncertainties by enhancing flowability, storability, and transportability. In addition, the depots will reduce the handling and storing infrastructure requirements at the biorefinery, improving supply operations, and thus reducing capital and operating costs. This could help reduce investment risks and uncertainty.

6.3.9.3. Biomass depot sizing

Based on the present study in chapter 4, at the upstream, the biomass depot's sizing capacity represents $\sim 70 \text{ DMg day}^{-1}$ ($24 \text{ k DMg year}^{-1}$) of corn stover for the sugar production, the average supply radius

distance from field to depot is 43.3 km (Lemire et al. 2019). The depot also process $\sim 40 \text{ DMg day}^{-1}$ (13 k DMg year^{-1}) of urban and agricultural organic residues for the anaerobic digestion and enzyme production, the average supply radius distance from urban area to depot is 60 km (authors' assumption based on literature). Thus, the total biomass depot capacity represents $\sim 110 \text{ DMg day}^{-1}$ (37 k DMg year^{-1}). At the downstream, the sugar production capacity represents about $\sim 23.5 \text{ DMg day}^{-1}$ (8 k DMg year^{-1}) and the distance from depot to biorefinery is 48.6 km. Also, the depot produces $\sim 30 \text{ DMg day}^{-1}$ (11 k DMg year^{-1}) of digestate for field spreading and the distance from depot to field is 43.3 km.

The biomass depot sizing has been determined according to a resource approach based on the theoretical, technical, ecological and commercially viable potential tonnages of biomass available in the territory. The assumptions of depots' size in this case study in Quebec are smaller than those in the literature (Argo et al. 2013 ; Egbendewe-Mondzozo et al. 2013 ; Jacobson et al. 2014 ; Nguyen et al. 2014 ; Kim & Dale 2015, Lamers et al. 2015 ; Chai & Saffron 2016 ; Kim & Dale 2016 ; Lamers et al. 2016 ; Gonzales & Searcy 2017, Ng & Maravelias 2017) because of the pedoclimatic conditions, the dispersion of the feedstock in the territory, and the low participation rate of farmers (Lemire et al. 2019). The literature on the optimal depot sizing and supply radius is still limited (Lamers et al. 2015). Eranki et al. (2011), in a case study in Iowa, compared the logistics of a centralized 5 k Mg day^{-1} biorefinery with a supply radius of 78 km versus a 100 Mg day^{-1} depot network with a supply radius of 11 km each. Kim & Dale (2016) determined that the depot facility size can range between 91 and 181 DMg day^{-1} with a median size of 164 DMg day^{-1} , and a median supply radius of 16 km. According to Jacobson, Lamers et al. (2014), it is more likely that biomass depots will have different optimal sizes depending on location, feedstock, and other influencing variables such as ownership structures.

6.3.9.4. Industrial ecology, joint production and economies of scope

Economies of scope occur when joint production reduces the average marginal cost per unit produced. This can occur when there is an increase in product variety and production becomes more efficient. While economies of scale are characterized by a reduction in marginal cost due to increased production tonnage (number of additional units of a product), economies of scope are characterized by efficiency gains due to diversification of production (number of products and co-products). Economies of scope are achieved through an intelligent management of production means and logistics, allowing to mutualize and synchronize operations to better reduce waste and costs. It also allows to diversify and increase revenues by using existing means of production, thus achieving higher profitability than if production was not joint. In other words, economies of scope are based on the principle that it is cheaper for two products to share

the same means of production than it is for each of them to have separate means of production. For example, economies can be achieved by sharing fixed costs between production lines so that these are lower than they would be if operations were organized separately. Economies of scope can be achieved when products and co-products are similar in nature, share the same feedstock and are produced simultaneously by the same process, or when processes, equipment and facilities are mutualized and used in a complementary manner. This situation occurs when the production of a product inevitably generates by-products, but if these by-products can be used directly by another process on the site or sold on the markets, then they become co-products of production.

In the developed model, the biomass depot is able to achieve economies of scope through its approach of industrial ecology reinforced by its situation of co-location of the production lines. The biomass depot develops its full potential when different production lines are combined at the same geographical site to form industrial symbioses. The different industrial activities are common and shared between the processes, which offers a diversification of production and allows to create maximum value from the various resources used. These industrial symbioses are achieved through cascade production, in which the combination of several processes in the same biomass plant reduces waste production by using the residues from one process as a secondary input for another process (Teigiserova et al. 2019). Thus, this joint production is designed to efficiently manage and valorize multiple streams of final products, intermediate products, co-products, by-products, wastewater, energy and services. Thus, the depot has its own basket of products and co-products obtained through pre-treatment and conversion processes with parallel and complementary production lines. By expanding operations and improving the biomass depot's production, the outcome is an increase of revenues and a reduction of costs.

Specifically, the biomass depot enables joint, integrated and multifunctional production between a sugar production and refining line, an anaerobic digester and a pig farm. In the design, we identify several specific types of economies of scope related to feedstock, processes, products or integration of the value chain (Schieb et al. 2015). Concerning the use of feedstock, joint production is more flexible by using the various types of biomass available in the region, allowing the aggregation of larger tonnages of material, which contributes to reducing costs. For example, the investment costs of biomass processing technologies are critical. The addition of a process to a planned production allows to minimize the investment expenses related to this process. Moreover, it ensures an appropriate load factor to avoid underutilization of equipment (Eranksi & Dale 2011).

Regarding processes, economies of scope are the result of joint production where the production of one product inevitably involves the production of multiple other co-products. This is the case of the design where the pre-treatment technology allows a joint production of cellulosic hydrolysates (sugar molasses C6) usable by the biorefinery, and co-products (hemicellulose, C5 sugars, proteins, lignin, enzyme residues, ash minerals) usable on site by pig breeders and local farmers. Today, it is noticeable that animal production is increasingly using local feedstuffs such as biomass processing co-products (Rausch & Belyea 2005 ; Dale et al. 2010 ; Kanengoni et al. 2015 ; Turmine 2016). In addition, lignin is used on site as an energy source and can be used as a binding agent in the animal feed industry. The advantages of the on-site co-product valorization are to bypass the constraints related to transportation and water removal. Co-product streams from corn stover processing are high in tonnage, low in total solids, and contain valuable nutrients (Rausch & Belyea 2005 ; Agrosphère 2009). These can be marketed locally in liquid form, with farmers incorporating a fraction of the co-products into pig feed. This benefits the stakeholders involved, the depot receives new income and improves its sustainability, and farmers receive economical, nutritious and healthy pig feed. Another process-related economy of scope comes from the particular design configuration that involves an anaerobic digester with a wastewater treatment system that brings several advantages to the models. Agricultural and municipal wastes are relatively homogeneous streams with a stable consistency in tonnage and composition. These wastes have a zero or negative acquisition cost, as the depot provides the service of management and treatment of these organic materials and residual water. This practice reduces waste and wastewater treatment costs and revalorizes the material at their end of life, in addition to producing bio-CH₄ (CNG), which is a source of revenue for the depot and contributes to the regional renewable fuel supply. The digestate is valorized regionally as a bio-fertilizer on agricultural land.

Regarding products, it is noted that the combination of agricultural and urban organic waste treatment technologies can produce multiple products and co-products for multiple markets, which offers the opportunity to diversify the product basket and obtain additional income, which contributes to reducing the minimum selling price of the commodity (C6 sugars). Although co-products have a lower marginal value than the commodity, they are essential to the economic viability of the model in the long term, as they represent an alternative source of revenues and maximize the value of the feedstock. According to the value chain framework of Dansereau (2013), some commodities are generated to meet a demand that is driven by markets (i.e. urban and agricultural biomass used by the depot, C6 sugar for the biorefinery, animal feed consumed by the pig farm), while co-products must be pushed to markets (i.e. lignin, bio-CH₄ and digestate). Because co-products are jointly produced and sold in different markets, it is difficult to

manage production using a single strategic approach. This dynamic demonstrates the variability and complexity of managing and marketing a basket of products and co-products.

Regarding the integration of the value chain, economies of scope are achieved by synchronizing operations. For example, the temporal sequence of operations between the arrival of the feedstock, pre-treatment, processing, production of sugar, which is an intermediate product shipped to the biorefinery, and the on-site management of useful co-products such as animal feed and bioenergy. The production of biogas with its purification, the compression of the bio-CH₄ into CNG, the use of the CNG for transportation needs for the depot, and the sale of the surplus for regional needs. The biomass depot is able to process, manage and use the various products and co-products in a just-in-time manner, without interrupting material flows. Thus, there is no unmanaged intermediate product that would require additional drying, transportation, storage, disposal, etc. steps.

In summary, the profitability of the business model is enhanced by the co-production of multiple products and co-products, as the combined effect of co-production leads to economies of scope. This approach allows the biomass depot to increase the value generated by the various feedstock by using and valorizing the entire resource and its components to their full potential without generating waste and with a lower environmental impact. This strategy thus contributes to the improvement of the socio-environmental balance of the biomass depot, in particular through the nature of the renewable resources used and the efficiency of the processes that reduce waste, energy consumption and GHG emissions, in addition to creating jobs, stimulating the economic development of rural and urban areas, and strengthening energy and food security in the regions. Thus, the integration, versatility and diversification of activities upstream and downstream of the process chain become a key factor in the competitiveness of the biomass depot.

6.3.9.5. Economies of transportation

The design of the biomass depot involves two inbound transports to supply the corn stover and urban organic residues as well as two outbound transports to distribute the C6 sugars to the biorefinery and the digestate for farmers to amend the crop land. The co-products are used on site without transport as animal feed and bioenergy. The diversification strategy ensured by joint production saves two thirds of the tonnage on outbound transportation.

In the biomass depot, the corn stover is fractionated into three products and co-products. The C6 sugar, which is the main commodity, is sent to the biorefinery to be converted into high-value chemicals. The hemicellulose fraction, which contains the C5 sugars, remains on site and is used as feed for pigs. On the

farm, 20,000 fattening pigs consume the hemicellulose. An alternative feed blend in the form of a broth is prepared and adjusted according to the nutritional needs of the animals. This practice diversifies the feed supply and reduces feed costs. Also, a pig farm consumes a lot of drinking water, and a significant fraction of this water comes from the biomass depot fractionation process, which improves the environmental balance of the farm in addition to reducing farming costs. The lignin fraction remains partly on site and is used as a source of bioenergy to generate heat to evaporate a fraction of the water present in the sugars slurry.

In the anaerobic digester, pig manure is mixed with urban organic waste in order to optimize the culture substrate, in particular by balancing the C/N ratio. During the anaerobic digestion process, the biogas is produced, purified to get the bio-CH₄, then compressed into CNG to be used as fuel in the truck fleet of the biomass depot. Excess bio-CH₄ (CNG) is sold for regional uses. This practice allows the biomass depot to realize fuel savings, diversify its revenues, reduce its dependence on fossil fuels and improve its environmental balance. In addition, the digestate is donated and transported to farmers to be used as a soil amendment to maintain a good agronomic balance, thus improving the farmers' environmental footprint.

From a transportation economics perspective, the depot is a decentralized hub that concentrates the daily back and forth movement of trucks. This decentralized configuration, coupled with joint production, reduces the supply and distribution radius and thus encourages geographical proximity. Industrial symbioses in transportation operations are improved by combining upstream and downstream transportation through a mutualized truck fleet. The use of a renewable biofuel produced at the depot site is also noteworthy. Thus, all the trucks in the fleet are fuelled with bio-CH₄ (CNG) generated by the anaerobic digester. This strategy of combining upstream and downstream transportation and substituting fossil fuels results in fuel savings, thus reducing the depot's operating costs and GHG emissions. This strategy provides greater stability in transportation operations due to the decentralized hub configuration that encourages proximity in operations along with a robust and efficient renewable biofuel distribution network.

6.3.9.6. Farmers' participation and environmental services payment

As seen, the costs of the supply chain of the corn stover is relatively high, however this cost should be viewed as an investment dedicated to the development of this industrial sector. How to reduce the costs related to the supply chain of the corn stover? How the creation of a biomass depot is a way to increase

the value of farmers' production? How to increase farmers' revenues? How diversification and new incomes are a motivation factor for farmers to participate in this new industry? These practices must be combined with a change in farming practices so that the farmer also receives new revenues from carbon pricing.

The measures that increase the farmer's participation rate within the shortest supply radius tend to reduce the logistical cost. This leads to savings in transportation costs for both the biomass depot and the biorefinery. For the depot, the corn stover travels less distance than if it went directly to the biorefinery. For the biorefinery, it is more interesting to receive an intermediate product already densified, so it saves costs on the installations as well as the transport. Concerning the assessment of the commercial potential for biomass supply in the region, additional data are needed as well as the participation rate of farmers. The task of convincing them requires strong economic and socio-environmental arguments. What is the value of biomass for the farmer and for the soil? What cultural practices should be adopted to sustainably harvest the resource, while balancing environmental and economic impacts?

In order to increase the farmer participation, these three key elements must be included as incentives to provide the economic and environmental arguments necessary to have the acceptability and to increase the farmer's participation rate to the biomass supply chain. Thus, farmers can be able to capture part of the value added from biomass. (1) The purchase price of the corn stover with the field storage; the payment is an economic incentive for farmers to be willing to sell the corn stover. The purchase price of feedstock must be higher than the costs and inconvenience of harvesting the corn stover. E.g. loss of nutrients and organic carbon as well as soil compaction and pulverization of aggregates due to the extra field passes. (2) The nutrient compensation through the donation of the digestate which is delivered free of charge. (3) The payment for environmental services through the low carbon practices of the farmers with the monetary compensation via the carbon pricing. For instance, farmers who change their farming practices to have less GHG-emitting practices should be paid through the carbon pricing system in Quebec. This source of income is significant and the price per tonne of CO₂ is growing and is expected to rise significantly in the coming years.

This is why it is important to promote good cropping practices among farmers in order to maintain the overall health of agricultural soils. This includes a supply of fresh organic matter ensured by the delivery of digestate from the anaerobic digester present on the biomass depot site. These digestates bring nutrients and organic carbon back to the field in a circular economy logic. For the biomass depot, this practice allows to get rid of the digestate, which is an abundant, wet and low economic value material.

This convenience allows the depot to save on nutrient compensation costs to farmers. In addition, this allows the optimal use of the transport network running on self-produced bio-CH₄ (CNG). Indeed, the depot takes in charge the transport of the digestates to the farmer's field. Therefore, the farmer receives a supply of fresh, sanitized and free fertilizing organic matter. In addition to the organic fertilizer, the farmer receives a payment for the purchase of the corn stover. Thus, the farmer receives \$32 DMg⁻¹ of corn stover plus \$7 DMg⁻¹ for the storage at field end, tarped.

It would be interesting to implement a good practice guide for farmers to maximize their economic benefits as well as environmental co-benefits. In particular, by promoting reduced tillage, cover crops (e.g. fall cereals), diversified crop rotations and other measures to increase soil biodiversity. These good farming practices will help avoid GHG emissions, so that this CO₂ can be sold on the carbon exchange market in Quebec to generate new income for farmers. According to the GHG emissions balance, which is based on assumptions from the literature (VandenBygaart et al. 2003 ; Franzluebbers 2005 ; Chambers et al. 2016), changing farming practices would be able to avoid emissions of 0.30 Mg C ha⁻¹ year⁻¹, which is equivalent to 1.10 tCO₂e ha⁻¹ year⁻¹.

In the economic model, one hectare of cultivated land is producing an average of 1.7 Mg y⁻¹ (± 30%) (w.b.; 15% MC) of corn stover (Clément et al. 2009 ; Gasser et al. 2010), therefore, for the sale and storage of the residues, the farmer receives ~\$66.43 ha⁻¹, in addition to the income related to the change in soil cultivation practices that avoids the emission of CO₂ to the atmosphere. Based on the Canadian reference scenario (Giroux 2020), the market price per tCO₂e varies from \$43 in 2023 to \$202 in 2052, with an average of \$143 over the life of the project. Therefore, the farmer could receive from \$47 to \$222 per hectare, the average over 30 years would be \$157 per hectare. Therefore, by summing these amounts, the farmers would be able to receive additional income varying over the life of the project from \$113 to \$289 per hectare per year with an average of \$223 per hectare per year. On top of that, farmers receive the equivalent of 0.40 DMg ha⁻¹ (or 2.0 wet Mg ha⁻¹) of fresh digestate to be spread on cropland free of charge and without transportation costs.

It could even be suggested that government subsidies, grants or other forms of support could partially or totally cover the collection and purchase of the corn stover by supporting the biomass depot or farmers by offering the equivalent of the purchase price to the farmers. More interestingly, the supply chain for purchasing and harvesting corn stover can be organized in several ways. A strategy to facilitate access and supply of corn stover would be to develop a cooperative system that would take over the collection of the feedstock. In Quebec, Ontario and the northeastern U.S., many farmers are members of cooperatives,

and this one are in a position to manage the upstream of the value chain, thereby maximizing value through the payment of dividends to members (Duffy & Marchand 2013). For instance, a biorefinery project in Sarnia, Ontario, demonstrates the potential of the farmer-owned co-operative model, where farmers are positioned to get the most value from the feedstock. The biorefinery model at Bazancourt-Pomacle in France is also based on a cooperative model. Where some cooperatives have decided to invest in biomass processing activities with greater potential for value creation. According to Schieb, Lescieux-Katir et al. (2015), these cooperatives are motivated by a desire for the common good, common sense and a spirit of cooperation. This is a key success factor in order to promote the virtues of the cooperative model in relation to the mutualization of services, the reactivity of partners, patience and risk-taking.

7. Chapitre 7 : Synthèse et contributions aux connaissances

*Pourquoi si dur ? - dit un jour au diamant le charbon de cuisine ;
ne sommes-nous pas proches parents ? [...] – Nietzsche*

7.1. Synthèse et contribution de la première partie

Les contributions de la première partie de la thèse sont multiples. Celle-ci présente une méthode intégrée utilisant un système d'information géographique (GIS) couplé à une analyse décisionnelle multicritères (MCDA) afin de concevoir, de localiser, d'optimiser, d'évaluer et de comparer des configurations d'approvisionnement (centralisé versus décentralisé) appliqué à une chaîne d'approvisionnement en biomasse au Québec.

Sur la base des données géomatiques (geodatabase) des diverses composantes territoriales d'intérêts fournis en libre accès des gouvernements fédéral et provincial et à travers la Commission d'accès à l'information du gouvernement du Québec, une méthode existante basée sur un GIS a été utilisée afin de déterminer les emplacements optimaux des infrastructures de la chaîne d'approvisionnement, la méthode a été améliorée par l'ajout d'une étape d'optimisation des transports afin de déterminer les flux optimaux d'allocations. Cette démarche a permis de déterminer la durée moyenne de déplacement des matières premières et des produits dans le territoire en fonction de différents scénarios de configurations d'approvisionnement et de dimensionnement des dépôts biomasse. Peu d'auteurs dans la littérature ont utilisé une méthode GIS pour déterminer les localisations optimales et les flux d'allocation optimale en lien à un réseau de dépôt biomasse. De plus, peu d'auteurs ont utilisé la durée moyenne de déplacement des matières comme indicateur de performance d'une chaîne d'approvisionnement en biomasse. La méthodologie développée peut être réutilisée par d'autres secteurs d'activités comme pour la détermination d'un site préférentiel pour un digesteur anaérobique, un lieu d'enfouissement technique, un site de stockage de déchet nucléaire, etc.

Un dépôt biomasse est un hub intermédiaire qui permet de décentraliser l'approvisionnement en matières premières ainsi que la distribution des produits. Le principe est que le dépôt biomasse permet de prétraiter la biomasse relativement près de la source ainsi les produits intermédiaires densifiés sont transportés à moindres coûts sur de plus longues distances jusqu'à la bioraffinerie, et les coproduits sont valorisés directement sur le site du dépôt sans transport supplémentaire. La cohabitation entre le dépôt biomasse, une ferme porcine et un digesteur anaérobique est une occasion intéressante pour favoriser

une reprise des matières dans une logique d'économie circulaire et locale. Peu d'auteurs dans la littérature abordent la question de la gestion et de la valorisation des coproduits sur site ou localement afin de limiter les transports de matières. Cette contribution théorique présente et discute d'une stratégie logistique intégrant de multiples produits dédiés à de multiples marchés à travers la gestion et à la valorisation des coproduits sur site sans transport.

Une chaîne d'approvisionnement décentralisée en biomasse implique une bioraffinerie centrale à grande échelle capable de réaliser des économies d'échelle dans la production, combinée à un système d'approvisionnement qui repose sur un réseau de dépôts biomasse de relative petite taille situés à proximité de la matière première. Une chaîne d'approvisionnement décentralisée est un système à trois échelons qui comprend (i) les fournisseurs de biomasse (origines des matières premières), (ii) les dépôts de biomasse (hub intermédiaire de prétraitement) et (iii) la bioraffinerie (destination). Dans le premier arc de transport, les flux d'allocation de biomasse relient les points d'origine périphériques au dépôt qui est stratégiquement situé dans le territoire. Le dépôt est un hub intermédiaire où la biomasse est agrégée, densifiée, prétraitée et convertis en un panier de produits et de coproduits. Un deuxième arc de transport relie ensuite le dépôt biomasse à la bioraffinerie en acheminant la matière densifiée et prétraitée. Cette configuration particulière peut offrir globalement une réduction des coûts de la chaîne d'approvisionnement en réduisant les distances de transport entre les points d'origines et de demande.

Les dimensionnements du dépôt biomasse ont été déterminés en fonction des ressources disponibles dans le territoire. Ceux-ci sont basés sur les tonnages potentiels théoriques, techniques, écologiques et commercialement viables de biomasse. Les hypothèses de dimensionnement des dépôts dans cette étude de cas au Québec sont plus petits que ceux présents dans la littérature en raison des conditions pédoclimatiques, de la dispersion des matières premières dans le territoire et du faible taux escompté de participation des agriculteurs. La littérature sur le dimensionnement optimal des dépôts et leur rayon d'approvisionnement est encore limitée. Cette partie de la thèse offre une contribution en fixant des dimensionnements avec des rayons d'approvisionnement ad hoc spécifiques à un territoire d'étude au Québec.

Dans sa conception, un dépôt biomasse peut traiter de multiples matières premières (agricoles et urbaines) afin de bénéficier d'économies de gamme grâce à une production conjointe et complémentaire. Le rôle du dépôt est ainsi flexible et ses activités peuvent inclure l'agrégation, le stockage, le préconditionnement, la densification, le prétraitement, le post-traitement et la gestion et valorisation des coproduits et des sous-produits. Un dépôt peut contribuer à combler l'écart entre les fournisseurs de

matières premières et la bioraffinerie en prétraitant les matières premières à l'échelle régionale, à proximité des exploitations agricoles.

Les grandes bioraffineries ont des problèmes de restriction opérationnelle liés à l'intensité de l'approvisionnement en matières premières en raison du caractère saisonnier de la production des résidus de maïs et de l'engorgement du trafic de camions qui en résulte. Les petits dépôts régionaux de biomasse n'ont pas ce genre de problèmes en raison de la configuration décentralisée de la chaîne d'approvisionnement et de la capacité de stockage en amont chez les agriculteurs. La configuration décentralisée permet d'éviter l'étape de conversion du sucre en produit final sur le site du dépôt, car celle-ci est assumée par la bioraffinerie, ce qui évite les coûts d'investissement pour les unités de fermentation sur le site du dépôt de biomasse.

Il convient toutefois de mentionner que la configuration et le dimensionnement des infrastructures ont des impacts différenciés sur les performances économiques et environnementales de la chaîne d'approvisionnement. Celles-ci sont toujours l'objet de recherches et de débats et que cela dépend beaucoup du contexte et du territoire mis à l'étude. Par exemple, il est fort probable que les dépôts de biomasse auront des dimensionnements optimaux différents selon l'emplacement, les types de matières premières et d'autres variables d'influences telles que les structures de propriétés foncières, la participation des agriculteurs détenteurs des matières premières, et plus largement, la structure de gouvernance à l'échelle du territoire et des incitatifs financiers.

7.2. Synthèse et contributions de la deuxième partie

La contribution de la deuxième partie de la thèse est le design général avec la modélisation des procédés qui intègre une approche d'écologie industrielle et de bioéconomie circulaire locale. Il n'existe actuellement pas dans la littérature, à notre connaissance, de design de dépôt avancé de traitement de la biomasse en cohabitation avec une ferme porcine et un digesteur anaérobique. Cette situation de cohabitation particulière offre l'opportunité de valoriser de multiples flux de matières premières compatibles avec les différentes lignes de production qui sont complémentaires par conception. Cette approche intègre une alimentation en continu avec des équipements de prétraitement avancés, et une production conjointe entre la ligne de raffinage du sucre et la ligne de digestion anaérobique avec les installations de traitement des eaux usées. Par ailleurs, notons que relativement peu d'étude dans le champ du bioraffinage appliqué au concept de dépôt biomasse ont été en mesure d'étudier le caractère pluriel et varié des matières premières en entrée de procédé. Cette cohabitation permet de générer de

multiples produits tels que les sucres C6 d'origine cellulosiques pouvant être convertis en éthanol de 2^e génération à la bioraffinerie; — l'hémicellulose et les sucres C5 utile comme aliment pour les cochons d'élevage, et la lignine comme combustible solide pour générer de la chaleur à la ferme; — le bio-CH₄ (CNG) générer par le digesteur anaérobique est utilisé comme carburant pour les transports et le digestat est utilisé comme amendement sur le parterre de culture. On constate ainsi que la situation de cohabitation comporte de multiples fonctions qui permettent de fermer efficacement les boucles de reprises des flux de matières et d'énergie en valorisant notamment les coproduits et sous-produits sur place sans transport ou à l'échelle locale avec peu de transport. Ainsi, le design unique de dépôt biomasse permet une utilisation efficace des divers coproduits et des sous-produits, ce qui minimise la quantité de déchets à gérer et augmente la valeur générée. Plusieurs des coproduits gérés comportent de grand volume, de faible valeur et contiennent beaucoup d'eau, de sorte que leur valorisation sur place est particulièrement intéressante du point de vue de l'économie des ressources. Cette stratégie de diversification liée à la valorisation des coproduits sur place ou localement est avantageuse et originale. Mentionnons également que le design de dépôt proposé est exemplaire dans sa gestion des eaux, car celui-ci reboucle et recycle ces eaux de procédé en les réutilisant pour l'alimentation des cochons ce qui minimise les prélèvements d'eau potable nécessaire à l'élevage. Les eaux usées principalement issues des digestats liquides à la sortie du digesteur anaérobique sont épurées grâce à un bassin de rétention aérobie.

Selon Murphy et al. (2011), les deux principales méthodes utilisées dans l'analyse énergétique pour évaluer les flux d'énergie dans une technologie ou un produit sont l'analyse des procédés (analyse ascendante ; bottom-up) et l'analyse des entrées-sorties économiques (analyse descendante ; top-down). Cette thèse recourt à une approche modulaire ascendante basée sur l'ingénierie des procédés afin de construire le modèle des entrées-sorties du système. L'analyse des procédés s'apparentant à une analyse de cycle de vie qui comptabilise les intrants et les extrants massiques et énergétiques d'un procédé en les agrégeant à travers des étapes séquentielles de production. Ce type d'analyse qui est la plus couramment utilisée convient davantage pour évaluer l'usage des ressources à travers des étapes de traitement détaillé et spécifique à la technologie. L'analyse de l'énergie nette d'un système énergétique utilise la mesure du retour sur investissement énergétique (TRE; ou EROI en anglais). Cette mesure sert à compléter les modèles économiques et environnementaux en fournissant une évaluation de la performance énergétique du système. Un nombre très restreint d'études dans la littérature ont effectué une analyse énergétique d'un dépôt biomasse en déterminant notamment son TRE, et aucune étude connue par

l'auteur n'a effectué cette analyse sur les bases d'une démarche d'écologie industrielle et de bioéconomie circulaire locale qui intègre la gestion efficace des coproduits.

Les limites du périmètre du système mis à l'étude comportent les opérations sur le site du dépôt de traitement de la biomasse en cohabitation avec la ferme porcine, le digesteur anaérobique, l'unité de traitement des eaux et l'amont/aval de la chaîne d'approvisionnement. L'amont de la chaîne d'approvisionnement comporte les opérations sur le parterre de culture ce qui comprend la récolte des résidus de maïs, la densification, la collecte, le stockage sur le terrain des agriculteurs, la manutention et le transport de la matière première jusqu'au site du dépôt biomasse. En zone urbaine, la chaîne d'approvisionnement comporte les opérations de transport des déchets organiques urbains et la livraison de ceux-ci avec la manutention nécessaire au dépôt biomasse. Sur le site du dépôt, les principales activités de la ligne de production du sucre sont le broyage des résidus maïs, le prétraitement alcalin, l'hydrolyse enzymatique, la production des enzymes, la purification et la concentration du sucre, la filtration des eaux résiduelles de traitement et la récupération et valorisation des coproduits sur le site comme aliment liquide pour les cochons et la lignine utile comme combustible solide. Sur la chaîne de production du bio-CH₄ (CNG), les principales activités sont le broyage et le prétraitement vapeur des déchets organiques urbains, la digestion anaérobique (utilisant comme co-substrat la fraction organique des déchets alimentaires municipaux, les lisiers porcins, les boues résiduelles hydrolysées de pâte et papier et les résidus provenant de la fauche du roseau commun), l'upgrading du biogaz par lavage humide, la compression et le stockage du bio-CH₄ (CNG), l'utilisation et la vente de celui-ci à la station de remplissage. Pour l'unité de traitement des eaux usées et des digestats, les principales activités sont la déshydratation des digestats à l'aide d'une presse à vis, et la gestion des eaux usées à l'aide d'un bassin de rétention aérobique. En aval, le design comprend la chaîne d'approvisionnement avec le transport des divers produits comme le sucre purifié et concentré jusqu'à la bioraffinerie, et le digestat solide utilisé comme fertilisant sur les terres cultivées. Il est à noter que plusieurs des études qui ont réalisé une analyse énergétique d'un système de conversion biomasse n'intègre pas l'entièreté de la chaîne d'approvisionnement avec les transports amont/aval des matières premières et les produits et coproduits jusqu'à leurs lieux d'utilisation. Le dépôt biomasse proposé génère divers produits et coproduits compatibles avec les bioraffineries et les exploitations agricoles. Certains de ceux-ci ne sont pas des produits finaux, mais des produits intermédiaires, ce qui signifie que ces produits sont destinés à être transformés en produit final. Ainsi, il était naturel d'intégrer la chaîne d'approvisionnement dans le périmètre de cette étude.

Le dépôt biomasse a de nombreuses fonctions : (1) conversion des résidus de maïs en carbohydrate liquide purifié (sucres C6 d'origine cellulosique) et considéré comme carboneutre ; (2) utilisation de l'hémicellulose, des sucres C5 et des eaux résiduelles organiques comme aliments liquides pour les animaux ; (3) utilisation d'une fraction de la lignine comme combustible solide pour générer de la chaleur sur le site du dépôt afin d'évaporer l'eau présent dans les hydrolysats cellulosiques, l'autre fraction de la lignine inutilisée est vendue localement comme combustible ; (4) production d'enzyme utilisant un milieu de culture alternatif provenant des résidus de l'industrie des pâtes et papiers ; (5) digestion anaérobique utilisant un co-substrat issu des lisiers porcins mélangé aux divers déchets organiques urbains ; (6) gestion et utilisation des digestats provenant de la digestion anaérobique comme amendement au sol pour les cultures ; (7) utilisation du bio-CH₄ (GNC) comme carburant pour les transports nécessaires à la chaîne d'approvisionnement amont/aval du dépôt biomasse.

Les résultats de la modélisation donnent la mesure des performances en termes de durabilité du modèle. D'abord, on constate l'équilibre des bilans massique et hydrique en respect à la loi de conservation de la masse. On remarque la marge d'erreur du bilan massique de moins de 1% causé par des méthodes d'analyse imprécises ou la présence de composants inconnus ou non mesurés. Toutefois, cette marge d'erreur respecte une fourchette d'erreur standard par rapport à la littérature et l'impact global sur les rendements et les coûts reste marginal. Ensuite, concernant l'analyse énergétique, en entrée, on constate que le dépôt biomasse utilise 10,532 MJ h⁻¹ d'énergie pour les procédés. La grande majorité de cette énergie est sous forme électrique pour le fonctionnement des équipements et des infrastructures. 40 % de cette énergie est pour le prétraitement, 24 % pour l'hydrolyse enzymatique et la purification des sucres, 21 % pour la production des enzymes. En sortie, l'énergie livrée aux usagés représente 45,477 MJ h⁻¹. De cette somme, 33.6% est l'énergie thermique chimiquement disponible contenue dans les sucres cellulosiques et utilisable pour la fermentation pour la production de l'éthanol, 30.3% est l'énergie digestible du coproduit dédié à l'alimentation des porcs, 18.6% est l'énergie thermique chimiquement disponible dans le bio-CH₄ (CNG) et utilisable comme carburant dans les transports, et 17.5% est l'énergie thermique de la lignine utilisable comme combustible solide. Mentionnons que le digestat n'a pas été comptabilisé dans le bilan énergétique. Car, le digestat a certes une valeur énergétique chimiquement utilisable par les sols agricoles en tant qu'engrais organique, mais celle-ci est difficilement quantifiable en plus d'avoir une faible valeur économique. Au global, dans l'analyse énergétique, on constate que l'énergie nette générée par le dépôt biomasse représente 34,945 MJ h⁻¹. Ainsi, le TRE du dépôt biomasse est de 4.32:1. Si on additionne l'énergie thermique du digestat, le TRE passe à 4.71:1. On remarque que le TRE du dépôt est relativement bon si on le compare à la littérature en lien aux projets en biomasse de

2^e génération. La situation de cohabitation qui permet la bonne gestion des coproduits offre un gain énergétique significatif au modèle. En effet, si le dépôt ne produisait que les sucres cellulose le TRE ne serait que de 1.45:1.

Concernant le potentiel de réduction des émissions de GES du dépôt biomasse, les biocarburants issus de sources renouvelables sont reconnus pour leur capacité à réduire les émissions de GES du secteur des transports ainsi qu'à promouvoir le développement économique rural et à contribuer à la sécurité énergétique des communautés. La méthode d'évaluation des capacités de réduction des émissions de GES du dépôt biomasse au Québec est conçue en cohérence avec les normes ISO 14040, ISO 14044 et ISO 14064. Basé sur une approche d'analyse de cycle de vie, ces normes fournissent la structure, les spécifications et lignes directrices pour la quantification des réductions d'émissions des GES au niveau des projets. La méthode d'évaluation des réductions d'émission de GES est construite en fonction d'un scénario de référence mis en comparaison avec un scénario alternatif proposé. Ainsi, on compare la production d'éthanol cellulosique qui représente le scénario alternatif par rapport à la voie de conversion chimique conventionnelle qui est le scénario de référence pour la production d'essence ordinaire d'origine fossile. Les hypothèses de travail nécessaires à la construction des scénarios ont été tirées de la littérature (Wang et al. 2012). Leur méthodologie applique une analyse du cycle de vie qui inclut toutes les étapes de la chaîne de valeur de l'extraction des matières premières jusqu'à la combustion du carburant. Ainsi, on estime que par rapport à l'essence conventionnelle, l'éthanol issu des résidus de maïs réduit en moyenne de 75.5 % la consommation d'énergie fossile sur l'ensemble de son cycle de vie. Concernant la sensibilité des émissions de GES par mégajoule produit, pour l'éthanol cellulosique de 2^e génération produit à partir de résidus de maïs, le paramètre le plus sensible est l'utilisation du coproduit, suivi de la production des enzymes et, dans une moindre mesure, l'utilisation d'engrais pour les cultures. Wang et al. (2012) mentionne également l'intérêt des complémentarités entre les procédés de bioraffinage conventionnel déjà existant de 1^{re} génération qui utilise du maïs-grain et l'intérêt de l'ajout des matières premières cellulose (résidus de maïs : tiges, feuilles, rafles) qui pourraient présenter des avantages uniques en lien à la diversification de l'offre et l'application d'une dynamique d'écologie industrielle dans les procédés et à l'échelle d'un territoire. Pour les émissions de GES liées aux phases d'exploitation agricole et à l'utilisation des engrais, l'étude suggère d'améliorer l'efficacité dans les pratiques agricoles et de fertilisation, e.g. réduire au minimum du travail du sol et utiliser des engrais d'origine organiques en remplacement des engrais minéraux et chimiques.

L'estimation des quantités d'émissions de GES qui peuvent être réduites par le projet de dépôt biomasse touche les cinq activités principales suivantes. Premièrement, la production de sucres C6 d'origine cellulosique biogénique de faible intensité carbone pouvant substituer de l'essence en produisant de l'éthanol de 2^e génération considéré comme carboneutre. Ainsi, pour la même quantité d'énergie produite entre l'essence conventionnelle et l'éthanol cellulosique, le modèle permettrait d'éviter l'émission de 6927 tCO₂ an⁻¹. Deuxièmement, la production et l'utilisation de bio-CH₄ comme carburant dans les transports sous forme de gaz naturel comprimé (GNC) en substitut au diesel permettrait d'éviter l'émission de 6169 tCO₂ an⁻¹. Troisièmement, la production et utilisation de la lignine comme biocombustible solide en substitut au gaz naturel dans les procédés industriels pour générer de la chaleur permettrait d'éviter les émissions de 6939 tCO₂ an⁻¹. Quatrièmement, l'optimisation des opérations de transport impliquant la décentralisation du réseau d'approvisionnement et la minimisation des usages du diesel permettrait d'éviter les émissions de 823 tCO₂ an⁻¹. Cinquièmement, le changement des pratiques culturales des agriculteurs pour éviter le travail des sols sur une surface cultivée de 20.4 k ha (14.3 km x 14.3 km) permettrait de favoriser le stockage du carbone organique dans les sols. Ces nouvelles pratiques agraires permettraient d'éviter les émissions de 22,440 tCO₂e an⁻¹. Mentionnons que les revenus en lien aux réductions d'émission de GES en provenance du secteur agricole ne sont pas comptabilisés dans le modèle économique du dépôt biomasse, car ces revenus sont réservés aux agriculteurs qui ont changé leurs pratiques, il s'agit d'une motivation supplémentaire à ceux-ci pour participer au projet de dépôt biomasse. De plus, la mise en place du dépôt permettrait une gestion efficace de la matière organique résiduelle grâce aux 10.5 dry Gg an⁻¹ de digestat. Les agriculteurs restitueraient le C et le N organiques dans le sol pour favoriser le maintien d'un bon bilan agronomique. Au global, l'ensemble des activités du dépôt biomasse permettrait de réduire les émissions de 43.3 k tCO₂ an⁻¹ et que 20.9 k tCO₂ an⁻¹ serait en lien direct aux activités du dépôt soit la production et l'utilisation du sucre cellulosique, du bio-CH₄, de la lignine et de la minimisation du transport dans la chaîne d'approvisionnement.

7.3. Synthèse et contribution de la troisième partie

L'objectif principal de la troisième partie de la thèse est de déterminer le prix minimum de vente du sucre (MSSP) livré à la bioraffinerie afin d'être converti en produit final. Le MSSP est un indicateur de performance économique qui est calculé lorsque la valeur actuelle nette (VAN; ou NPV en anglais) du modèle est égale à zéro pour un taux de rendement interne (TRI; ou IRR en anglais) de 10%. L'analyse techno-économique estime les coûts d'investissement, les coûts opérationnels et les revenus potentiels à l'échelle commerciale du dépôt biomasse en fonction du design d'ingénierie et des spécifications

techniques énoncées. Le MSSP peut être utilisé par les chercheurs, les industriels et les décideurs politiques afin de quantifier les avancées de la recherche, les impacts sur les améliorations économiques et environnementales des procédés, et afin d'évaluer la rentabilité potentielle et les capacités de pénétration du marché du sucre cellulosique de 2^e génération et les autres coproduits.

Il existe plusieurs analyses techno-économiques appliquées à des systèmes de bioraffinage dans la littérature comme les modèles du NREL appliqués à des bioraffineries cellulosiques à grande échelle. Cependant, un nombre plus restreint sont appliqués au concept de dépôt biomasse et, selon les recherches effectuées, il y a absence de publication sur une TEA appliquée à un dépôt biomasse de petite taille fonctionnant en cohabitation avec une ferme porcine et un biodigester où les sucres C6 raffinés sont vendus comme produit de base à une bioraffinerie et les sucres C5 et la lignine sont utilisés sur place pour l'alimentation des porcs et la bioénergie. La contribution de cette étude réside dans le design du procédé où le modèle développe un dépôt de traitement avancé de la biomasse avec des fonctions multiples qui intègre une démarche d'écologie industrielle et de bioéconomie circulaire locale.

Le modèle techno-économique présenté a été construit dans un tableur Microsoft Excel. Les hypothèses de coûts sont basées sur les rapports internes ainsi que des données disponibles dans la littérature notamment les rapports du NREL. La technologie du dépôt biomasse a été en partie développée à partir des documents internes du projet Agrosphère qui est un consortium formé en 2005 par la ferme des frères Lépine et la Coop Novago (anciennement la Coop Profid'Or).

L'étude développe un nouveau design agro-industriel qui intègre dans sa stratégie la diversification des matières premières, des procédés et des produits, la valorisation sur place et locale des coproduits, la production et l'utilisation d'enzymes à partir de substrats alternatifs, et l'autonomie énergétique du procédé et des transports de la chaîne d'approvisionnements.

L'analyse techno-économique contribue à évaluer les performances économiques du modèle afin de mieux apprécier les bénéfices en lien aux pratiques d'écologie industrielle qui ont été intégrées dans le modèle. En quoi l'intégration de ces pratiques améliore-t-elle les performances économiques et environnementales du modèle développé ? Dans quelle mesure ces pratiques permettent de réduire les coûts de production, d'augmenter l'efficacité des procédés et de réduire les impacts environnementaux ?

Sur la base du modèle d'ingénierie développé, l'étude quantifie les performances économiques à travers différents indicateurs (i.e., MSSP, ROI, pay-back period). L'étude contribue à la discussion sur les impacts

d'une approche d'écologie industrielle qui permet la réalisation d'économies grâce à une meilleure gestion et utilisation des coproduits et sous-produits de transformation.

Dans un but de rentabilité et de minimisation des impacts environnementaux, il est essentiel d'être efficace dans l'utilisation de la biomasse afin de tirer un maximum de potentiel de celle-ci. Cela comprend la bonne gestion de l'hémicellulose, de la lignine et d'autres composantes sous-utilisées, pour produire des coproduits à plus forte valeur ajoutée.

Le procédé du dépôt biomasse réduit la quantité de déchets à éliminer et augmente la quantité de coproduits de valeur. Les coproduits étant volumineux notamment à cause de leur contenu important en eau, ont une faible valeur économique, donc, leur valorisation sur place est particulièrement intéressante du point de vue de l'économie des ressources. Cette stratégie de diversification liée à la valorisation des coproduits locaux est originale et judicieuse. Cette stratégie permet d'augmenter et de diversifier les revenus du dépôt biomasse. Par exemple, la conception permet de réduire les coûts grâce à un système de transport efficace et autonome basé sur le biométhane provenant d'un digesteur anaérobie. Par conséquent, il est possible d'utiliser plus efficacement la matière première de la biomasse et d'utiliser des processus moins énergivores et plus respectueux de l'environnement pour produire les produits et coproduits. La conception contribue également à réduire les GES à la fois dans les opérations du dépôt, mais aussi sur le site de l'agriculteur grâce à ses pratiques.

7.3.1. Résultats et discussion

7.3.1.1. Investissement total en capital (TCI)

Cette section résume en français les détails de la modélisation et la méthode de calcul des coûts d'achat et d'installation des équipements. La méthode utilisée pour estimer et fixer les coûts unitaires d'installation des équipements est la même que celle présentée dans les rapports du NREL et a été largement documentée dans plusieurs manuels techniques et d'ingénierie. Après avoir calculé le coût total des équipements en dollars US de 2011, divers coûts directs et indirects doivent être pris en considération pour déterminer l'investissement total en capital (TCI). Le coût total direct (TDC) comprend les coûts liés à l'aménagement du site, à l'entreposage et à la tuyauterie supplémentaire, qui sont basés sur les coûts des équipements dans l'Inside Battery Limits (ISBL) (Area 100 à 700). Ensuite, l'investissement en capital fixe (FCI) est déterminé par la somme des dépenses calculées au prorata, des dépenses en lien au terrain, les frais d'ingénierie et de construction, la contingence de projet et d'autres coûts divers. La

somme du FCI du projet plus l'achat du terrain et le fonds de roulement donnent le TCI. Le Tableau 7-1 donne un aperçu de ces catégories de coûts directs et indirects et les autres coûts supplémentaires. Plusieurs des valeurs estimées ont été alignées aux valeurs présentées dans les rapports du NREL. Ainsi, on remarque le Total Inside Battery limits (ISBL) est de \$22,510,000, ce qui comprend le coût d'achat et d'installation des équipements et que le Total Capital Investment (TCI) est de \$43,331,000.

Tableau 7-1 – Structure de l'investissement total en capital (TCI).

Secteurs d'activité		Coût d'achat	Coût installé
A100	Matières premières, manipulation et broyage	\$966,000	\$1,539,000
A200	Prétraitement	\$1,115,000	\$1,767,000
A300	Hydrolyse enzymatique et concentration	\$3,220,000	\$5,570,000
A400	Production d'enzymes	\$2,911,000	\$4,966,000
A500	Filtration	\$315,000	\$482,000
A600	Alimentation animale	\$53,000	\$92,000
A700	Digestion anaérobie et traitement des eaux	\$5,988,000	\$8,093,000
Total Inside battery limits (ISBL)			\$22,510,000
	Entrepôt	4.0% de l'ISBL	\$900,000
	Développement du site	4.5% de l'ISBL	\$1,013,000
	Tuyauterie additionnelle	4.5% de l'ISBL	\$1,013,000
Total des coûts directs (TDC)			\$25,436,000
	Dépenses réparties au prorata	10% du TDC	\$2,544,000
	Dépenses sur le terrain	10% du TDC	\$2,544,000
	Frais de bureau et de construction	20% du TDC	\$5,087,000
	Contingence du projet	10% du TDC	\$2,544,000
	Autres coûts	10% du TDC	\$2,544,000
Coûts indirects			\$15,262,000
Fixed Capital Investment (FCI)			\$40,697,000
	Terrain		\$598,000
	Fonds de roulement	5% du FCI	\$2,035,000
Investissement total en capital (TCI)			\$43,331,000

7.3.1.2. Coûts d'exploitation variables

Les coûts variables d'exploitation du dépôt biomasse sont les coûts encourus lorsque le procédé est en fonctionnement. Par exemple, le coût d'achat de la matière première avec sa collecte, la chaîne d'approvisionnement amont/aval, le coût du prétraitement et de transformation en usine, la production d'enzymes, la production de bio-CH₄ (GNC) et les coûts de gestion des déchets solides et liquides. Les bilans massiques ont été déterminés à chapitre 5 basé sur les travaux d'Agrosphère (2009) et complétés à l'aide des rapports du NREL. Le Tableau 7-2 résume les coûts variables annualisés avec son équivalent par tonne métrique de sucre produit ainsi que la puissance électrique des unités de production.

Le coût total de la chaîne d'approvisionnement (achat, collecte et transport) est de \$2.3 M par année ou \$282 par tonne de sucre produit. Sur les coûts de carburant pour le transport, l'autoproduction de bio-CH₄ (CNG) permet d'économiser \$217 k par année à cette étape. De plus, le total des coûts d'exploitation variables du dépôt biomasse est \$2.0 M par année ou \$244 par tonne de sucre produit. Cette somme est divisée en fonction des sept différents secteurs d'activités énoncées. On remarque 31% des coûts d'opération du dépôt est l'électricité pour les procédés. La demande de puissance du dépôt est relativement faible parce que la grande majorité de la chaleur provient de la combustion de la lignine qui est un coproduit de production valorisée à 51% à l'interne. La demande de puissance électrique du dépôt biomasse est de 2.9 MW.

Tableau 7-2 – Résumé des coûts variables d'exploitation

Secteur et description	Puissance électrique (kW)	US\$ ₂₀₁₁ an ⁻¹	US\$ ₂₀₁₁ Mg ⁻¹ sucre
Chaîne d'approvisionnement : achat, collecte et transport			
Opérations sur le parterre de culture			
Coût d'achat des résidus de maïs (paiement du producteur)		\$938,000	\$113.16
Collecte des résidus de maïs		\$840,000	\$101.55
Transport des intrants			
Résidus de maïs		\$305,000	\$36.83
Déchets organiques urbains		\$187,000	\$22.63
Transport des extrants			
Sucre liquide		\$68,000	\$8.17
Digestat		\$211,000	\$25.538
Total des coûts de transport			
Économie de carburant		\$-217,000	\$-26.25
Coûts de transport avec économie de carburant		\$554,000	\$66.81
Total des coûts de la chaîne d'approvisionnement		\$2,332,000	\$281.81
Procédés sur le site du dépôt biomasse			
A100 : Manipulation et broyage	117	\$121,000	\$14.63
A200 : Prétraitement	1172	\$767,000	\$92.64
A300 : Hydrolyse et concentration	697	\$238,000	\$28.73
A400 : Production d'enzymes	614	\$247,000	\$29.85
A500 : Filtration	81	\$78,000	\$9.41
A600 : Alimentation animale	20	\$17,000	\$2.11
A700 : Digestion anaérobie et traitement des eaux	167	\$553,000	\$66.77
Total des coûts d'exploitation		\$2,020,000	\$244.14
Total des coûts d'exploitation et de la chaîne d'approvisionnement		\$4,352,000	\$525.95

7.3.1.3. Coûts fixes d'exploitation

En règle générale, les coûts fixes d'exploitation sont entièrement supportés par l'entreprise, que celle-ci produise ou non à sa capacité maximale. Ces coûts se composent de la main-d'œuvre et des divers autres frais généraux. Les hypothèses de coûts d'exploitation fixes sont conformes aux rapports du NREL eux-mêmes basé en partie sur Peters et al. (2003). Le Tableau 7-3 présente le nombre d'employés recommandés ainsi que les salaires correspondants. Le nombre d'employés a été évalué sur la base des rapports NREL en ajoutant un nombre raisonnable d'employés dans les différentes fonctions principales et de soutiens de l'usine. Le personnel total inclus 10 employés et une charge salariale supplémentaire de 90% est incluse dans le total des salaires en lien aux divers éléments tels que la santé et la sécurité sur le lieu de travail, la sécurité des bâtiments et des installations, l'ingénierie générale, l'entretien des installations, les frais généraux pour payer les avantages sociaux, le service de conciergerie et autres services similaires (communication, téléphone, éclairage, chauffage, etc.). Le coût annuel d'entretien est évalué à 3% de l'ISBL et de l'assurance des biens, et l'impôt foncier municipal annuel est évalué à 0.7% du FCI.

Tableau 7-3 – Coûts fixes d'exploitation

	Nombre requis	US\$ ₂₀₁₁ an ⁻¹	US\$ ₂₀₁₁ Mg ⁻¹ sucre
Main d'œuvre et supervision			
Ingénieur/directeur d'usine	1	\$74,000	\$8.94
Technicien d'entretien	1	\$42,000	\$5.11
Technicien de laboratoire	1	\$42,000	\$5.11
Équipe d'opérateurs	5	\$211,000	\$25.54
Employé dans la cour	1	\$30,000	\$3.58
Bureau	1	\$38,000	\$4.60
Total des salaires	10	\$437,000	\$52.86
Charge salariale	90% du total des salaires	\$394,000	\$47.57
Autres frais généraux			
Maintenance	3% de l'ISBL	\$675,000	81.60
Assurance et taxe sur l'immobilier	0.7% du FCI	\$285,000	34.42
Total des coûts fixes d'exploitation		\$1,791,000	216.46

7.3.1.4. Prix des produits et coproduits

7.3.1.4.1. Prix des sucres C6

Le sucre C6 est un produit intermédiaire utilisé dans la production des molécules plateformes à la bioraffinerie. Le sucre peut être converti en bioéthanol, iso-butanol, iso-butène, isoprène, acide succinique, lactique, acétique, itaconique, acrylique, adipique, etc. Dans le modèle d'ingénierie, l'étude suppose que l'hydrolyse enzymatique permet une conversion de 90% de la cellulose en glucose. En ce qui concerne la composition du flux mixte de sucre C6, le flux dilué représente 3.069 Mg h⁻¹ (77.3 %) d'eau, 0.869 Mg h⁻¹ (21.9 %) de sucres C6 et 0.03 Mg h⁻¹ (0.8 %) d'autres composants. La concentration totale en sucre C6 sous sa forme diluée représente 149.0 g L⁻¹. Après purification et concentration des sucres par évaporation de l'eau, le flux de sucre représente 0.897 Mg h⁻¹ (49.9 %) d'eau, 0.869 Mg h⁻¹ (48.4 %) de sucres C6 et 0.03 Mg h⁻¹ (1.7 %) d'autres composants. La concentration totale en sucre C6 sous sa forme densifiée représente de 358.6 g L⁻¹. Ainsi, le tonnage annuel de sucre C6 mixte vendu et livré à la bioraffinerie représente 8276 Mg an⁻¹ avec une teneur en eau de 8.5 % qui est chimiquement liée. Selon le modèle, ce sucre donne un prix de vente minimum de \$₂₀₁₁ 722.78 Mg⁻¹ (\$0.3278 lb⁻¹) ou de \$₂₀₂₀ 835.58 Mg⁻¹ (\$0.3790 lb⁻¹). Ainsi, la somme annuelle moyenne liée à la vente du sucre est de \$6.0 M an⁻¹.

7.3.1.4.2. Prix du Bio-CH₄ (GNC)

Un système de digestion anaérobie traite un substrat composé de déchets organiques urbains, les résidus animaux de la porcherie et d'autres résidus organiques solides et liquides provenant des opérations de traitement du dépôt biomasse. Le biométhane obtenu est un carburant qui peut être utilisé dans les transports sous forme de gaz naturel comprimé (GNC). Il permet de réduire le coût d'achat du carburant diesel et de réduire l'empreinte carbone des véhicules de transport ainsi que d'autres types de pollution atmosphérique (émissions de particules, oxydes d'azote, ozone, etc.). L'étude suppose une production moyenne de 220.6 Nm³ de CH₄ Mg⁻¹ de solides volatils (VS) ajoutés avec une conversion VS détruits/Vs ajoutés de 70%. Ainsi, la production totale de bio-CH₄ représente 2.1 M Nm³ an⁻¹ et est distribuée sous forme de GNC. 15 % de ce volume est utilisé par le système de transport du dépôt pour économiser le diesel et réduire l'impact sur les émissions de gaz à effet de serre, et 85 % est vendu pour les besoins régionaux. L'utilisation de bio-CH₄ (GNC) pour les besoins de transport sur le site du dépôt est de 321 k Nm³ an⁻¹, ce qui correspond à une économie de diesel de 264 k L an⁻¹, soit une économie de \$217 k an⁻¹. Le prix du carburant diesel a été fixé sur la base de la moyenne mensuelle 2017-2020 des prix de vente de Statistique Canada (2021). Le total du bio-CH₄ restant à vendre est de 1.8 M Nm³ an⁻¹. D'après la

littérature, le prix de vente du biométhane a été estimé à \$0.568 Nm⁻³ de bio-CH₄ (GNC). Ainsi, la somme annuelle moyenne des revenus représente \$1.0 M an⁻¹.

7.3.1.4.3. Prix des émissions de GES

La tarification des émissions de gaz à effet de serre (GES) est reconnue comme un moyen efficace de réduire celles-ci. Grâce aux cinq activités mentionnées, le dépôt de biomasse est en mesure d'éviter et de réduire les émissions de GES. Quatre activités rapportent directement des revenus au dépôt biomasse. Le fait que le sucre cellulosique vendu est carboneutre par nature et provient de résidus de maïs qui est une ressource non alimentaire actuellement non utilisée. La production et l'utilisation du bio-CH₄ (CNG), qui est un carburant considéré comme carboneutre et qui permet de réaliser des économies en n'achetant pas de diesel fossile, ce qui limite les émissions de GES en plus de générer des revenus provenant de la valorisation des résidus organiques, qui sont une ressource à prix négatif actuellement inutilisée. La production et l'utilisation de la lignine, qui est un combustible solide considéré comme carboneutre et qui permet de générer de la chaleur sur le site de dépôt pour concentrer les sucres par évaporation de l'eau, l'utilisation de la lignine permet d'économiser du gaz naturel et de limiter les émissions de GES. La chaîne d'approvisionnement en transport du dépôt de biomasse est configurée pour éviter l'utilisation de diesel, en plus de réduire le transport d'aliments pour animaux et d'optimiser l'ensemble des opérations de transport. La somme de ces quatre activités permet d'éviter et de réduire 20.9 k tCO₂ an⁻¹. La répartition des réductions d'émissions de GES selon les quatre différentes activités du dépôt de biomasse est respectivement de 33%, 30%, 33% et 4%.

La 5^e cinquième activité ne fait pas partie des revenus du dépôt biomasse, il s'agit du changement des pratiques culturales chez les agriculteurs afin que ceux-ci adoptent des techniques culturales simplifiées. Ces pratiques impliquent principalement le non-travail du sol agricole ce qui évite le relargage du carbone organique contenu dans les sols. En se basant sur la littérature, le changement des pratiques agricoles réduirait et permettrait de stocker l'équivalent de 0.30 Mg C ha⁻¹ an⁻¹, ce qui correspond à 1.1 tCO₂ ha⁻¹ an⁻¹. La surface de collecte des résidus de maïs pour alimenter le dépôt biomasse représente 20.4 k ha. Ainsi, on peut estimer que la quantité de GES non émise et stockée dans le sol représente 22.4 k tCO₂ an⁻¹. Les revenus en lien à ces réductions de CO₂ sont réservés aux agriculteurs qui changent leurs pratiques agricoles.

En ce qui concerne le prix de vente du CO₂, le prix moyen sur 30 ans est fixé à \$142.54 tCO₂⁻¹, ce qui donne un revenu annuel moyen pour le dépôt de biomasse de \$3.0 M an⁻¹. Cependant, ce prix moyen qui est

basé sur des scénarios du gouvernement canadien (EC 2015 ; CTF 2020), suit une évolution relativement linéaire dans le temps : CA\$₂₀₂₀ 65 tCO₂⁻¹ en 2023 (ou US\$₂₀₁₁ 42.75 tCO₂⁻¹), \$80 en 2024, \$95 en 2025, \$110 en 2026, \$125 en 2027, \$140 en 2028, \$155 en 2029, \$170 en 2030 et \$300 en 2050.

7.3.1.4.4. Prix des aliments pour animaux

Par souci économique et environnemental, les producteurs animaliers sont de plus en plus enclins à utiliser des aliments basés sur des biocommodités générées localement tels que les coproduits de la transformation de la biomasse. Les coproduits issus de la transformation des résidus maïs comporte des volumes imposants, sont faibles en solides totaux (~20% en poids), et contiennent des nutriments de valeur. Les avantages de la valorisation locale des coproduits sont de contourner les contraintes liées au transport et à la déshydratation des matières. Dans cette étude, 10.5 dry Gg an⁻¹ de coproduits de transformation des résidus maïs composés principalement d'hémicellulose, de sucres C5, de protéines, d'extractibles et de cendres sont utilisés pour nourrir les porcs. Ceux-ci peuvent être commercialisés sur place ou localement sous leur forme liquide ; les agriculteurs incorporent une fraction de ces coproduits dans l'alimentation des porcs. Cette initiative profite à toutes les parties prenantes ; le dépôt peut recevoir de nouveaux revenus et améliorer sa durabilité, et les agriculteurs reçoivent des aliments pour porcs économiques, nutritifs et sains. Basé sur la littérature et des discussions avec des experts en alimentation animale, le prix de vente estimé des coproduits de transformation des résidus maïs est indexé sur le gru de blé à \$76.10 DMg (Lafond 2009 ; Turmine 2016). Ainsi, le revenu annuel moyen pour l'alimentation animale représente \$0.8 M an⁻¹.

7.3.1.4.5. Coût négatif de l'élimination des déchets organiques

Pour le dépôt biomasse, il existe de multiples opportunités de création de valeur économique et environnementale liées à la bonne gestion des déchets organiques urbains. À l'entrée du système, trois types de matières premières sont valorisées, totalisant 32 Gg an⁻¹ de déchets organiques à éliminer (moyenne de 33% en poids sec).

(1) La fraction organique des déchets solides municipaux dispose d'un système de collecte et d'une infrastructure de traitement bien établis. Contrairement aux déchets agricoles et aux cultures énergétiques, qui sont récoltés sur une base saisonnière, la fraction organique des déchets solides municipaux fournit un approvisionnement stable tout au long de l'année.

(2) Le *Phragmites australis* (roseau commun) est une plante herbacée vivace, la plus envahissante dans le nord-est de l'Amérique du Nord. Elle est particulièrement abondante au Québec dans les marais et les fossés de drainage en bordure des routes. L'une des meilleures options de contrôle de cette plante est de la faucher périodiquement afin d'épuiser ses réserves énergétiques et de limiter la production de graines. Ensuite, la partie aérienne de la plante doit être ramassée pour être éliminée de façon sécuritaire et sanitaire afin d'éviter qu'elle ne régénère une nouvelle plante et ainsi créer de nouveaux peuplements envahissants et se propager. Ainsi, les résidus végétaux fauchés sont transportés vers le digesteur anaérobie afin de valoriser énergétiquement les résidus végétaux et de rendre les graines de la plante non viables à une colonisation ultérieure.

(3) Les boues de pâtes et papiers (P&P) sont une matière première complexe et variable dans sa composition physico-chimique. Les boues proviennent du traitement des effluents des papeteries et représentent le principal résidu produit par celles-ci. Il existe différentes façons de valoriser les boues P&P, mais le design présenté utilise ces boues comme substrat de fermentation pour la production d'enzymes industrielles nécessaires à l'hydrolyse enzymatique des sucres cellulotiques.

Il existe de multiples possibilités de création de valeur économique dans l'utilisation des déchets organiques urbains comme matière première pour la digestion anaérobie et la fermentation des enzymes. Tout d'abord, les trois types de déchets organiques mentionnés représentent certains problèmes de gestion et d'élimination pour de nombreuses communautés et entreprises. Ainsi, ces matières sont disponibles à un coût négatif, ce qui signifie que les producteurs paieront pour s'en débarrasser. En d'autres termes, une matière première à coût négatif signifie des revenus supplémentaires pour le dépôt de biomasse. Ce dernier reçoit une redevance pour la gestion et l'élimination sanitaire des résidus organiques, tout comme une décharge reçoit une redevance pour l'élimination des déchets. Deuxièmement, ces matières peuvent être valorisées en produisant du biométhane, des enzymes et des engrais biologiques qui sont générés, utilisés et/ou vendus par le dépôt. L'utilisation des déchets organiques urbains présente d'autres avantages. Par exemple, elle permet d'éviter la mise en décharge en maximisant l'utilisation des matériaux par la production de produits utiles, ce qui contribue à prolonger la durée de vie de la décharge en économisant de l'espace. Aussi, offrir une élimination sanitaire des *Phragmites australis* pour éviter leur dissémination dans l'environnement. Enfin, réduire les émissions de GES (CO₂, CH₄) provenant de la fin de vie des déchets organiques ainsi que réduire les coûts de gestion et d'élimination de ces matières pour les municipalités.

En se basant sur la littérature, le prix de la tonne humide de déchet dédié à l'enfouissement au Québec peut être estimé à \$32.88 Mg^{-1} (ou CA\$₂₀₂₀ 50 Mg^{-1}). Plus un supplément pour les redevances gouvernementales sur l'élimination des matières organiques, qui est de \$15.46 (ou CA\$₂₀₂₀ 23.51 Mg^{-1}). Sur la base de la tendance 2010-2020, le prix de ce supplément augmentera au fil du temps, à un taux moyen de 1.5 % par an. Ainsi, la somme annuelle moyenne des revenus liés à la gestion des déchets organiques urbains est de \$1.7 M an^{-1} .

7.3.1.4.6. Digestat solide

Le digestat est le résidu restant après le procédé de digestion anaérobique. Dans le design développé, la fraction solide du digestat représente 10.5 dry Gg an^{-1} ou 53 Gg an^{-1} (w.b.). Le digestat est un produit de faible valeur économique qui contient beaucoup d'eau, mais il contient des nutriments qui peuvent être utilisés comme engrais organique sur le parterre de culture. La valeur économique du digestat repose sur la qualité du produit, qui dépend du type de matière première et du procédé, ainsi que de la dynamique offre-demande en engrais dans la région. Sur le site du dépôt biomasse, le digestat est déshydraté à l'aide d'une presse à vis, la fraction solide est acheminée jusqu'aux champs et la fraction liquide est traitée dans l'unité de traitement des eaux usées. Sur la base de la teneur en nutriments dans le digestat ainsi que de la biodisponibilité de ceux-ci pour les plantes, la valeur économique du digestat peut être estimée à \$27.09 Mg^{-1} (20 % de matière sèche). Cependant, dans le design proposé, le digestat n'est pas vendu, mais donné aux agriculteurs pour compenser les nutriments et autres inconvénients de la collecte des résidus de maïs sur les terres cultivées. En effet, la collecte des résidus maïs prive le sol d'un engrais organique, à savoir les nutriments NPK et la matière organique. De plus, les résidus de culture protègent le sol de l'érosion et favorisent la structuration du sol, ce qui est un avantage pour la microfaune. Ainsi, afin de maintenir un bon équilibre agronomique des sols, il est important de compenser le prélèvement des résidus de maïs par les digestats issus de la digestion anaérobique. Selon le design proposé, la quantité optimale de digestat à épandre est de 2 Mg ha^{-1} (80 % d'eau), la surface minimale requise pour l'épandage est donc de 26.5 k ha. Cette pratique inclut également le transport du digestat jusqu'au champ, qui est pris en charge par le dépôt de biomasse grâce à son système de transport efficace alimenté au bio- CH_4 (CNG). Ainsi, cette méthode de gestion des digestats n'augmente pas nécessairement les revenus du dépôt de biomasse, mais permet d'économiser les coûts en lien à la compensation des nutriments pour les agriculteurs, en plus de maintenir un bon bilan agronomique des sols agricoles afin de favoriser leur régénération, et de perpétuer la démarche auprès des agriculteurs.

7.3.1.4.7. Prix de la lignine

La lignine est un biopolymère complexe et irrégulier présent dans les composantes lignocellulosiques des plantes. Le flux total de lignine produit par le dépôt biomasse représente $5.6 \text{ dry Gg an}^{-1}$ (8.1 Gg an^{-1} ; w.b.), 51% de cette quantité est utilisée comme biocombustible solide pour générer de la chaleur afin de concentrer les hydrolysats cellulosiques par évaporation de l'eau. Les 49% de lignine restante, qui représentent $2.7 \text{ dry Gg y}^{-1}$ sont vendus comme bioénergie pour une utilisation régionale. La lignine peut être utilisée dans un large éventail d'applications, de biocombustibles dans les chaudières jusqu'aux additifs dans l'industrie de l'alimentation animale, en passant par les matériaux de support pour l'industrie alimentaire ou cosmétique. Pendant de nombreuses années, la lignine a été utilisée principalement comme biocombustible pour la production de chaleur et d'électricité. Mais la lignine peut avoir de multiples usages comme les adhésifs, les bioplastiques, les liants, les adjuvants pour béton, etc. Par exemple, les liants à base de lignine à faible coût peuvent être utilisés comme additifs dans la production de contreplaqués, de panneaux de particules, de granulés de bois, de briquettes de charbon ou de céramiques, etc. La lignine purifiée peut être utilisée comme additif dans l'alimentation des animaux. Cette pratique peut améliorer l'efficacité de l'alimentation, la santé des animaux et potentiellement réduire les coûts. Par exemple, la lignine modifiée peut rendre les plantes fibreuses plus digestibles pour le bétail, ce qui permet aux producteurs de nourrir leurs animaux avec plus de cultures fourragères et moins de céréales. Toutefois, ces utilisations en sont encore au stade de la R&D, de sorte que les revenus potentiels sont encore spéculatifs. C'est pourquoi, dans la conception du procédé, la lignine est vendue comme bioénergie. Selon Bajwa et al. (2019), les prix de la lignine peuvent varier entre 50 et 500 US\$ Mg^{-1} . Dans la conception du procédé, la valeur de la lignine est indexée sur le prix du gaz naturel au Québec, qui était en moyenne de 2017 à 2020 de $\$2.41 \text{ GJ}^{-1}$ ($\text{CA}\$_{2020} 3.61 \text{ GJ}^{-1}$) (Energir 2020). Selon la littérature, la densité énergétique de la lignine est fixée à 24.4 GJ DMg^{-1} . Ainsi, la valeur économique de la tonne anhydre de lignine est estimée à $\$59 \text{ DMg}^{-1}$. Ainsi, le revenu annuel moyen de la lignine est de $\$161 \text{ k an}^{-1}$.

7.3.1.5. Résumé des coûts et des revenus

La Figure 7-1 résume la répartition des coûts et des revenus du dépôt biomasse. La différence entre le total de ceux-ci donne le bénéfice ou la perte de l'entreprise. Nous constatons que le coût moyen sur 30 ans est de $\$9.96 \text{ M}$ et que le revenu moyen est de $\$12.72 \text{ M}$. Ces résultats doivent être pris avec précaution, car certains de ces coûts et revenus évoluent dans le temps. Par exemple, du côté des coûts, le paiement du prêt est effectué au cours des 10 premières années, l'amortissement annuel de l'usine est

payé au cours des 7 premières années, et les taxes gouvernementales sont nulles jusqu'à la 11^e année d'exploitation, lorsque l'usine a un revenu qui devient imposable. Du côté des revenus, tous les prix de vente sont statiques au cours des 30 années d'exploitation, à l'exception du prix de vente du CO₂, qui augmente de CA\$₂₀₂₀ 15 par année de 2023 à 2030 et qui augmente ensuite de manière linéaire pour atteindre 300 \$ en 2050, et l'élimination des déchets organiques municipaux a un prix de vente évolutif qui augmente selon le Règlement sur les redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles. Ces deux prix sont susceptibles d'évoluer dans le temps en fonction des mesures réglementaires et législatives prises par les gouvernements du Canada et du Québec.



Figure 7-1 – Répartition des dépenses et des revenus moyens (en \$US₂₀₁₁ an⁻¹)

7.3.1.6. Analyse des flux de trésorerie actualisés et du prix de vente minimum du sucre

Après avoir déterminé l'investissement total en capital ainsi que les coûts d'exploitation, une analyse du taux de rendement des flux de trésorerie actualisés (DCFRROR) est effectuée pour déterminer le prix de vente minimum par tonne métrique de sucre sur les marchés. L'analyse DCFRROR est obtenue par l'itération du prix de vente du sucre jusqu'à ce que la valeur actuelle nette du projet soit égale à zéro. L'itération est effectuée par la fonction "Goal Seek" dans Excel, qui résout le problème par une approche par essais et erreurs en posant des hypothèses jusqu'à ce que l'algorithme trouve la solution. L'analyse

DCFRROR implique de fixer le taux d'actualisation, la durée de vie de l'usine, les taux d'imposition, la méthode d'amortissement, la période de construction et de démarrage. De plus, comme l'usine est financée par des capitaux propres (equity), certaines hypothèses sur les conditions du prêt sont nécessaires. Notez que les hypothèses financières présentées sont incertaines et font l'objet de débats et de discussions. Ces hypothèses fournissent un point de référence et une base pour comparer le modèle et en étudier la sensibilité.

7.3.1.6.1. Résumé des paramètres

Les Tableau 7-4 et Tableau 7-5 résument les paramètres et les hypothèses liés aux rendements et aux coûts de conversion appliqués dans l'analyse des flux de trésorerie actualisés. Sur la base de ces paramètres financiers ainsi que des données sur les coûts, le prix de vente minimum du sucre est de US\$₂₀₁₁ 722.78 Mg⁻¹ ou \$0.328 lb⁻¹. Conformément à la méthodologie d'estimation du capital de Cran (1981) et DOE (2004), l'ordre de grandeur du type d'estimation économique se situe entre une étude de faisabilité et une évaluation de projet avec une précision attendue de l'analyse TCI de $\pm 35\%$ avec un intervalle de confiance de 80%, contrairement aux rapports du NREL qui ont une précision attendue de $\pm 25\%$ en raison des capacités de leurs ressources, de leur équipe, de leur expertise et de leur situation géographique. La Figure 7-1 montre le coût annuel en fonction du secteur d'activité, le capital, les coûts, et la division des revenus liés aux divers produits et coproduits. À des fins d'information et de comparaison, les taxes gouvernementales, l'amortissement annuel et les paiements de prêts ont été déterminés en calculant la somme totale de ces composantes sur 30 ans, divisée par la durée de vie de l'installation.

Tableau 7-4 – Paramètres de l'analyse des flux de trésorerie actualisés

Durée de vie de l'usine	30 ans
Taux d'actualisation (ou taux de rendement interne)	10 %
Calendrier d'amortissement	7 ans (MACRS)
Taux d'imposition	26.6 %
Financement (capitaux propres ; equity)	40 %
Taux d'intérêt pour le financement de la dette	8% annuellement
Durée du financement de la dette	10 ans
Période de construction	3 ans
Dépenses de la 1 ^{re} année	8 %
Dépenses de la 2 ^e année	60 %
Dépenses de la 3 ^e année	32 %
Fonds de roulement	5 % du coût du capital fixe
Valeur résiduelle des installations	0
Durée de démarrage	6 mois
Revenus lors du démarrage	50 %
Coûts variables encourus lors du démarrage	75 %
Coûts fixes encourus lors du démarrage	100 %

Tableau 7-5 – Summary of Yields, Rates, and Conversion Costs (en \$US₂₀₁₁)

Capacité en résidus de maïs	24,000	DMg an ⁻¹
Capacité en déchets organiques	12,845	DMg an ⁻¹
Heures de service	8410	h an ⁻¹
Rendement en sucre (sucres C6 pur)	0.305	DMg sucre C6 / DMg résidus
Rendement en sucre (avec humidité et impuretés)	0.345	Mg sucre C6 / DMg résidus
Production de sucre (sucres C6 pur)	7312	DMg sucre C6 an ⁻¹
Production de sucre (avec humidité et impuretés)	8276	Mg an ⁻¹
Total Inside battery limits (ISBL)	22.5	M \$
Total capital investment (TCI)	43.3	M \$
TCI par production totale de sucre	174.53	\$ Mg ⁻¹
Prix de vente minimum du sucre	722.78	\$ Mg ⁻¹
	0.3278	\$ lb ⁻¹

7.3.1.6.2. Performance des indicateurs économiques

La valeur actuelle nette (VAN), le taux de rendement interne (TRI), le retour sur investissement (ROI) et le délai de récupération (pay-back period) sont des indicateurs de mesure financière utilisés comme outils d'aide à la décision pour évaluer et comparer les performances de différents projets d'investissement.

Le TRI et la VAN sont des méthodes d'analyse financière qui mesurent la rentabilité d'un investissement en calculant la somme des flux de trésorerie générés par une entreprise. Le TRI est un taux d'actualisation qui fixe la VAN à zéro dans une analyse des flux de trésorerie actualisés. Les flux de trésorerie sont actualisés de manière à réduire l'impact sur la somme lorsqu'ils sont étalés dans le temps. Le calcul du TRI est basé sur la même équation que la VAN, mais le taux d'actualisation est remplacé par le TRI.

Le ROI et le délai de récupération sont des outils d'aide à la décision permettant d'évaluer et de comparer l'efficacité de différents investissements. Le ROI mesure le gain ou la perte totale générés par le projet d'investissement. Celui-ci est un pourcentage représentant la valeur nette reçue d'un investissement pendant la durée de vie du projet. Le ROI est calculé comme étant le total des gains de l'entreprise moins le total des coûts, moins le total des investissements en capital, divisé par le total des investissements en capital. Cette approche permet de déterminer si les gains sont suffisants par rapport aux coûts et aux investissements pour atteindre la viabilité économique du projet. Un ROI élevé est plus favorable que faible, et un ROI négatif indique que l'investissement n'est pas rentable. Cependant, le ROI non actualisé est un indicateur incomplet, car il ne tient pas compte de la valeur temporelle de l'argent. Ainsi, il est recommandé d'effectuer un calcul du ROI actualisé en fonction du temps pour tenir compte de la valeur temporelle de l'argent.

Tout comme le ROI, le délai de récupération est une mesure courante pour évaluer la rentabilité d'un investissement. Le délai de récupération correspond au temps nécessaire, exprimé en années, pour reconstituer le total des sorties de fonds à partir des entrées nettes de fonds générées par le projet. Plus ce délai est court, plus le projet est considéré comme intéressant. Bien que cet indicateur soit populaire, il a ses limites, car il ne tient pas compte de la valeur de l'argent dans le temps et il ne prend pas en considération les flux de trésorerie après la période de récupération. C'est pourquoi cette étude calcule également le délai de récupération actualisé.

Comme le montre la Figure 7-2, le retour sur investissement non actualisé, qui est de 437.7 %, donne un délai de récupération non actualisé de 11.7 ans. D'autre part, le ROI actualisé, qui est de 0 %, donne un délai de récupération actualisé de 30 ans. Un ROI de 0 % indique que le projet atteint le seuil de rentabilité à la fin de la 30^e année, ce point détermine la période de récupération, ce qui signifie que le rendement total est égal au montant total investi (aucun profit, aucune perte). Un ROI de 0 % signifie un gain d'un dollar pour chaque dollar investi. Le ROI actualisé est inférieur au ROI non actualisé, car les rendements futurs sont actualisés pour tenir compte de la valeur temporelle de l'argent. La Figure 7-2 représente graphiquement le ROI en fonction du temps pour identifier le délai de récupération, c'est-à-dire le

moment où la valeur du ROI est égale à zéro, ce qui permet de comparer et de sélectionner les investissements en fonction de leur rapidité de retour sur investissement.

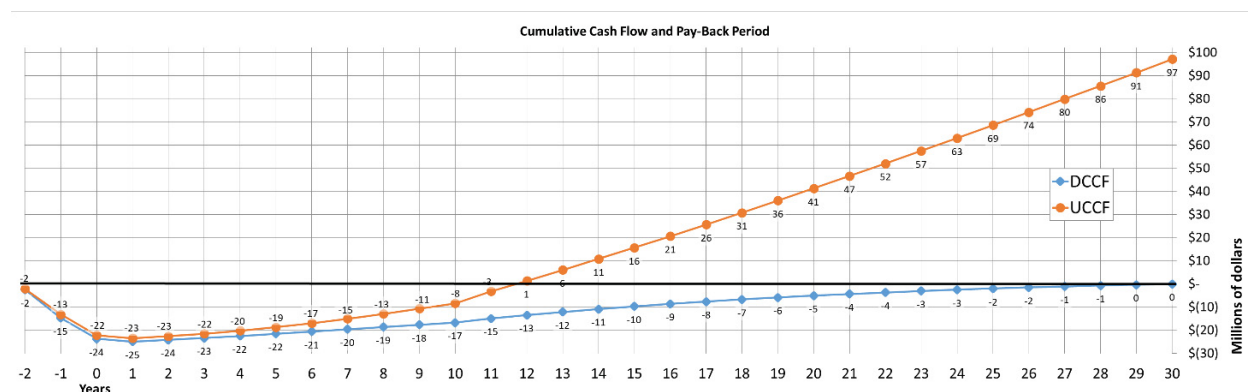


Figure 7-2 – Flux de trésorerie cumulés et période de récupération sur la durée de vie du projet (UCCF: Undiscounted Cumulative Cash Flow; DCCF: Discounted Cumulative Cash Flow)

Le Tableau 7-6 résume les performances des principaux indicateurs économiques, on constate que dans le scénario de base pour atteindre une VAN de zéro pour un TRI de 10%, les sucres C6 doivent être vendus à 722.78 \$ Mg⁻¹. Ce prix de vente relativement compétitif est fortement réduit par la vente de coproduits.

Tableau 7-6 – Performance des indicateurs économiques

NPV	0	\$ ₂₀₁₁
Discounted rate (IRR)	10	%
MSSP	722.78	\$ ₂₀₁₁ Mg ⁻¹
	835.58	\$ ₂₀₂₀ Mg ⁻¹
	0.3278	\$ ₂₀₁₁ lb ⁻¹
	0.3790	\$ ₂₀₂₀ lb ⁻¹
Discounted ROI	0	%
Undiscounted ROI	437.7	%
Discounted Pay Back Period	30.0	years
Undiscounted Pay Back Period	11.7	years

7.3.1.7. Analyse de sensibilité

Cette section résume l'analyse de sensibilité qui mesure et évalue l'impact sur le rendement de la valeur actuelle nette (VAN) et du retour sur investissement actualisé (ROI), qui est basé sur les gains et les coûts actualisés sur une période de 30 ans, en fonction des diverses variables clés énoncées. L'objectif de l'analyse de sensibilité est d'identifier les variables qui ont un impact significatif dans une plage de variation prévue. Une analyse de sensibilité consiste à recalculer la NPV et le ROI en fonction de

différentes valeurs d'entrée. Ces variables ont été modifiées individuellement dans le modèle. L'analyse de sensibilité permet d'évaluer le degré de risque associé à la performance anticipée du modèle.

Pour réaliser l'analyse de sensibilité, les valeurs de performance sont calculées en utilisant les valeurs de référence des différentes variables. Il s'agit du scénario de référence de base pour l'analyse. Ce scénario de référence correspond aux résultats de performance définis dans le modèle techno-économique. Ces valeurs sont considérées comme les plus probables. Les différentes variables du scénario de référence sont ensuite ajustées, en fonction d'une marge d'erreur pour chaque variable. Afin d'appréhender l'impact sur les performances, des minima/maxima réalistes ont été déterminés sur la base des limites définies dans l'étude. Pour chaque variable d'entrée, cette analyse a tenu compte d'une variation de +/-35% des variables déterminées. La raison du choix de cette fourchette est qu'une même variation permet de comparer l'impact similaire des variables sur la performance du modèle. Cela montre à quel point la sensibilité des variables dans les prévisions dépend de la marge d'erreur déterminée. Les résultats de l'analyse de sensibilité sont présentés sous la forme d'un diagramme tornade à la Figure 7-3.

Le diagramme offre une représentation graphique de l'ampleur des impacts liés à la variation des variables d'entrée sur les résultats de sortie. Le diagramme compare ainsi la sensibilité relative de chaque variable d'entrée en fonction de la performance sur la VAN et le ROI. Cela permet d'évaluer l'incertitude pour chacune des variables qui affectent le résultat. Plus l'incertitude de la variable est élevée plus celle-ci est située en haut du graphique, chaque variable suivante ayant un impact plus faible sur la performance, d'où la forme de tornade du graphique.

Dans l'analyse de sensibilité, toutes les variables n'ont pas eu un impact significatif sur les performances. La figure présente les différentes variables d'entrée avec leurs valeurs de référence et leurs valeurs minimales/maximales. Dans la Figure 7-3, les variables sont divisées en trois catégories : les coûts liés aux hypothèses financières et à l'investissement en capital, les revenus annuels des produits et des coproduits, et les coûts annuels liés aux matières premières, aux opérations, au personnel, au transport, à l'électricité, etc.

7.3.1.7.1. Sensitivité de l'investissement total en capital et des variables financières

Dans l'investissement initial en capital et les hypothèses financières les variables économiques ayant le plus d'impact sur la VAN et le ROI sont l'investissement total en capital (TCI) ce qui comprend le coût

d'achat et d'installation de l'ensemble des équipements de traitement et des composants associés, plus tous les coûts directs et indirects, en plus du fonds de roulement et de l'achat de terrains. Ensuite, il y a le taux de rendement interne ciblé, qui est le ratio financier qui mesure le montant du capital gagné ou perdu par rapport au montant initialement investi. Ensuite, il y a l'intérêt sur le prêt, qui représente le coût d'emprunt de l'argent.

Les coûts d'investissement ont le plus grand impact sur la performance économique du modèle, car l'infrastructure et l'équipement du dépôt de biomasse sont particulièrement coûteux. De plus, comme nous l'avons mentionné, il existe un degré important d'incertitude quant à l'intensité capitalistique du projet. Une autre variable financière, qui a une influence particulièrement importante sur la performance économique du modèle est le choix du TRI (taux d'actualisation). La pertinence de fixer un TRI de 10% sur un projet d'énergie renouvelable à faible empreinte carbone basé sur la biomasse fait l'objet d'un débat. En effet, ce projet s'inscrit dans une logique de durabilité forte et devrait donc avoir accès aux subventions publiques et des taux préférentiels auprès des institutions bancaires et de crédit.

D'autres paramètres financiers pourraient également varier, comme les intérêts sur l'emprunt, qui sont actuellement fixés à 8 % dans le modèle, mais qui pourraient être inférieurs, par exemple Lamers et al. (2015) a fixé le taux à 6 %. Les fonds propres (equity) sont un paramètre financier qui est fixé à 40 % dans le modèle, mais cette valeur pourrait varier. Les taxes gouvernementales sont un paramètre financier important, elles sont actuellement fixées à 26.6 % dans le modèle, car c'est le taux d'imposition moyen au Canada, mais ce chiffre pourrait varier en fonction de l'emplacement géographique. Dans le rapport du NREL (Humbird et al. 2011), les taxes fédérales étaient fixées à 35 %, mais ce chiffre a été modifié dans les rapports ultérieurs à 21 %. Bref, on constate dans le modèle que des sommes importantes sont utilisées pour le paiement des intérêts sur la dette, l'amortissement annuel de l'usine et les taxes gouvernementales. Comment réduire ces dépenses en capitalisant sur la logique de durabilité forte du projet ? Par exemple, certaines publications dans la littérature rapportent que certains projets spécifiques en développement durable notamment au Royaume-Uni n'ont pas de taxe gouvernementale à payer.

7.3.1.7.2. Sensibilité des revenus

Dans la catégorie des revenus des produits et des coproduits ayant un impact significatif sur la performance du modèle, il y a premièrement, le prix d'achat du produit principal, qui est le prix que la bioraffinerie est prête à payer pour l'accès au sucre C6 alternatif de 2^e génération provenant du dépôt biomasse. Le prix du sucre de référence estimé dans le modèle est de \$722.78 Mg⁻¹ (\$0.328 lb⁻¹).

Deuxièmement, il y a le prix des émissions de CO₂ qui représente la valeur moyenne d'une tCO₂e qui a été évitée d'être émise dans l'atmosphère par les activités du dépôt biomasse. Il est à noter que le prix du CO₂ évolue beaucoup au cours de la durée de vie du projet. En effet, selon le gouvernement fédéral du Canada la taxe carbone devrait atteindre CA\$₂₀₂₀ 50 tCO₂e⁻¹ en 2022 pour ensuite être augmenté de \$15 par an pour atteindre \$170 par tonne en 2030 et \$300 en 2050. Cependant, le prix moyen sur 30 ans est estimé dans le modèle à US\$₂₀₁₁ 142 tCO₂⁻¹. Troisièmement, il y a le prix d'élimination des résidus organiques urbains qui représente le coût négatif moyen pour la prise en charge des déchets. Il est à noter que cette valeur varie au cours du temps, en fonction du Règlement sur les redevances exigibles pour l'élimination de matières résiduelles du gouvernement du Québec. Le prix de base moyen estimé dans le modèle est de \$53.12 Mg⁻¹. Quatrièmement, il y a le prix de vente du bio-CH₄ (CNG) qui représente le prix régional que les clients sont prêts à payer pour l'accès au carburant. Le prix de référence estimé dans le modèle est de \$0.568 Nm⁻³ (\$15.23 GJ⁻¹). Cinquièmement, il y a le prix de vente des coproduits alimentaires dédié aux producteurs porcins. Le prix de base des aliments pour animaux est estimé à \$76.10 DMg⁻¹. Sixièmement, il y a le prix de vente régional du carburant diesel, les opérations du dépôt réduisent l'utilisation du diesel en le remplaçant par du bio-CH₄ (CNG). La valeur du carburant diesel non utilisé réduit les coûts en utilisant un carburant alternatif dans son système de transport. On note que plus la valeur du diesel est élevée, plus le dépôt économise sur la consommation de carburant. Le prix de base du diesel est estimé dans le modèle à US\$₂₀₁₁ 0.822 L⁻¹ qui est le prix moyen 2018-2020 à Montréal pour le carburant diesel dans les stations-service en libre-service (Statistique Canada, 2021). Septièmement, il y a le prix de la lignine qui est le prix de vente local aux agriculteurs et autres utilisateurs. Ce prix est indexé à la valeur du gaz naturel pour la production de chaleur. Le prix de base de la lignine est estimé à \$58.73 DMg⁻¹ (\$2.41 GJ⁻¹).

Le prix du sucre est la variable la plus influente du modèle techno-économique. Actuellement, en mars 2021, le prix de détail du dextrose dans le Midwest des États-Unis (USDA, 2021) est de \$₂₀₂₁ 0.41 lb⁻¹ et le MSSP du modèle est de \$₂₀₂₀ 0.379 \$/lb. Cela démontre une rentabilité potentielle et une certaine compétitivité du modèle vis-à-vis du marché. Néanmoins, il existe un degré important d'incertitude sur le prix du sucre en raison des fluctuations du marché. Une garantie d'achat avec des prix qui seraient soutenus par le gouvernement pourrait être nécessaire afin d'assurer la rentabilité du modèle. Il existe également des incertitudes sur la qualité des sucres de 2^e génération, des études seront nécessaires pour caractériser davantage les sucres afin de mieux comprendre leurs propriétés et mieux déterminer leur valeur économique. Les coproduits représentent une opportunité intéressante d'augmentation des revenus par l'effet des économies de gamme en lien à la diversification des produits générés. En effet, la

contribution des coproduits est absolument significative dans les performances économiques du modèle, car celle-ci représente en moyenne 53% des ventes totales sur 30 ans. Ainsi, la vente des coproduits donne un essor très important au modèle économique. Cependant, une variation des prix de vente des coproduits influencerait des performances du modèle. Il existe un haut degré d'incertitude concernant les prix de vente des coproduits notamment le prix du CO₂, mais également le prix de l'élimination des déchets organiques urbains, le prix de vente du bio-CH₄ (CNG) et les coproduits pour l'alimentation animale. Concernant les émissions de GES, le modèle fournit un potentiel de réduction d'un facteur de 4.5 avec des émissions représentant 6 k tCO₂e an⁻¹ dans le cas du dépôt biomasse au lieu de 27 k tCO₂e an⁻¹ pour le même service industriel en production conventionnelle. Dans le modèle techno-économique, la courbe des prix de la tonne de CO₂ est évolutive dans le temps passant de \$₂₀₁₁ 42.75 en 2023 à \$201.90 en 2052. Cette évolution des prix, même s'il s'agit de la feuille de route du gouvernement canadien (Giroux 2020), reste spéculative, car les prix futurs du CO₂ sont sujets à des considérations politiques, réglementaires et de marché. Également, mentionnons que l'adoption de bonnes pratiques agricoles chez les agriculteurs, notamment en minimisant le travail du sol, permettrait d'éviter l'émission de 22.4 k tCO₂e an⁻¹ à l'atmosphère. Les revenus en lien à ces émissions stockées seraient dédiés aux agriculteurs pour les inciter à participer à l'initiative d'approvisionnement en changeant leurs pratiques culturales. Le dépôt de biomasse utilise un total de 32.2 Gg an⁻¹ (10.6 dry Gg an⁻¹) de déchets organiques urbains tels que des déchets alimentaires, du roseau commun et des boues de pâte à papier et de papier. Ces matières ont un coût d'acquisition négatif, ce qui signifie que le dépôt biomasse est payé pour gérer l'élimination de ces matières. Le prix moyen de l'élimination de la matière organique urbaine est de US\$₂₀₁₁ 53 Mg⁻¹, évoluant dans le temps de \$49 Mg⁻¹ en 2023 à \$58 Mg⁻¹ en 2052. Ce prix est composé de la gestion des matières, qui représente \$33 Mg⁻¹, plus les redevances gouvernementales, soit un prix évolutif de \$16 Mg⁻¹ en 2023 en croissance à un taux moyen de 1.5% par an. Nous notons également l'importance d'autres activités telles que la production de 2.1 M Nm³ an⁻¹ de bio-CH₄ (GNC), dont 15% sont utilisés pour les besoins en carburant du dépôt en remplacement du diesel, et 85% sont vendus à \$0.57 m⁻³ pour les besoins régionaux. Ainsi, dans le modèle techno-économique, il y a 264 k L an⁻¹ de diesel qui ne sont pas utilisés, donc non facturés et non émis dans l'atmosphère. En se basant sur la moyenne mensuelle des prix de détail à Montréal, au Québec, entre 2018 et 2020, la valeur du carburant diesel est fixée à \$0.822 L⁻¹ (Statistique Canada 2020). Il y a également 10.5 dry Gg an⁻¹ d'aliments pour animaux qui peuvent être vendus à \$76.10 DMg⁻¹. Dans des études ultérieures, il serait intéressant de caractériser davantage l'hémicellulose et les sucres C5 pour mieux déterminer leurs valeurs nutritives, leurs appétences et leurs valeurs commerciales. Il y a aussi les 2.7 dry Gg an⁻¹ de lignine qui peuvent se vendre à \$58.73 DMg⁻¹. Il

serait également intéressant de caractériser plus en profondeur la lignine pour mieux déterminer la valeur commerciale de vente et pour mieux connaître les pistes de valorisation, car une lignine agricole avec un haut niveau de pureté peut avoir des débouchés plus intéressantes que la bioénergie. Il y a aussi les 52.7 Gg an⁻¹ (10.5 dry Gg an⁻¹) de digestat provenant du digesteur anaérobique qui est distribué gratuitement aux agriculteurs et qui contribue à la santé des sols. Ainsi, le dépôt est en mesure de fermer les boucles de valorisation du digestat avec les agriculteurs grâce à la configuration du transport décentralisé, qui est efficace, autonome et peu coûteux.

7.3.1.7.3. Sensibilité des coûts

Dans la Figure 7-3, les variables ayant un impact significatif sur les performances économiques du modèle sont premièrement, le coût annuel de base de l'entretien, de la propriété, de l'assurance et des taxes qui est estimé à \$960 k par an. Deuxièmement, le coût annuel de la matière première, le résidu maïs qui est évalué à \$938 k par an. Troisièmement, le coût annuel du personnel qui est estimé à \$831 k par an. Quatrièmement, le coût annuel de la collecte des matières premières qui est évalué à \$840 k par an. Cinquièmement, le coût annuel du prétraitement qui est estimé à \$647 k par an. Sixièmement, le coût de l'électricité qui est évalué à 0.0254 kWh. Septièmement, le coût annuel du transport qui est estimé à \$554 k par an. Huitièmement, le coût annuel de la digestion anaérobie et du traitement des eaux usées qui est évalué à \$553 k par an. Neuvièmement, le coût annuel de la production d'enzymes qui est estimé à \$247 k par an. Dixièmement, le coût annuel de l'hydrolyse enzymatique et de la concentration en sucre qui est évalué à \$238 k par an. Onzièmement, le coût annuel pour la manipulation et le préconditionnement du résidu maïs qui est estimé à \$121 k par an. Douzièmement, le coût annuel de la filtration qui est évalué à \$78 k par an. Treizièmement, le coût annuel du conditionnement du coproduit pour l'alimentation animale qui est estimée à \$17 k par an.

On remarque dans les treize différents coûts d'exploitation plusieurs sont significatifs. Le plus important est celui de l'entretien, de la propriété, de l'assurance et des taxes, suivi du coût d'achat des résidus maïs, des frais en lien au personnel, de la collecte, du prétraitement, de l'électricité, etc. Les coûts d'achat et de collecte des résidus maïs sont relativement élevés. Le coût d'achat représente les montants versés aux agriculteurs, qui comprennent l'achat de la matière première, le stockage en bout de champ, le bâchage, le remplacement des nutriments. Notez que le modèle économise sur la compensation des nutriments, car le digestat est donné gratuitement et sans frais de transport pour compenser la perte de nutriments au sol. La collecte du résidu maïs comprend les coûts de la récolte, de la mise en balles, du transport jusqu'au bord de champ, ainsi que la gestion et l'administration de cette entreprise. Les coûts d'achat et

de collecte des résidus maïs sont certes élevés, mais il faut noter qu'il s'agit d'une forme d'investissement dans un secteur parallèle qui peut potentiellement être intégré aux activités du dépôt biomasse. La question est certes de savoir comment réduire les coûts liés à l'achat et à la récolte du résidu maïs ? Mais, en quoi la mise en place d'un dépôt biomasse est un moyen d'augmenter la valeur de la production des agriculteurs ? Comment le dépôt peut contribuer à augmenter les revenus des agriculteurs ? Comment la diversification et les nouveaux revenus sont un facteur de motivation pour les agriculteurs à participer à cette nouvelle industrie ? Ces pratiques doivent être associées à un changement des pratiques agricoles afin que l'agriculteur bénéficie également de nouveaux revenus issus de la tarification du carbone.

D'autres coûts sont importants comme le coût du personnel lié au nombre d'employés, des emplois bien rémunérés pour des professions spécifiques. Il faut également tenir compte du coût du prétraitement, qui consomme beaucoup d'énergie et utilise des produits chimiques coûteux. À noter que le dépôt nécessite une demande relativement importante d'électricité, mais que cette dernière est peu coûteuse et très peu émissive en termes de CO₂ dans la province du Québec à cause de son origine hydraulique. De plus, la conception permet de réduire les coûts de transport, notamment par la production et l'utilisation de bio-CH₄ (GNC) en remplacement du diesel dans la flotte de camions. Ce biocarburant carboneutre et renouvelable provient du processus de digestion anaérobie et permet d'économiser des coûts, car il n'est pas nécessaire d'acheter du diesel. D'autres coûts sont économisés, comme le coût de la concentration des sucres, où le modèle économise du gaz naturel en raison de l'utilisation de la lignine résiduelle pour générer de la chaleur pour faire évaporer l'eau des hydrolysats celluloseux. Tout comme l'unité de production d'enzymes qui permet de produire des enzymes au lieu de les acheter au fournisseur ainsi que la réduction des coûts à la ferme grâce à l'utilisation des sucres C5 et de l'hémicellulose comme aliments pour les animaux d'élevages.

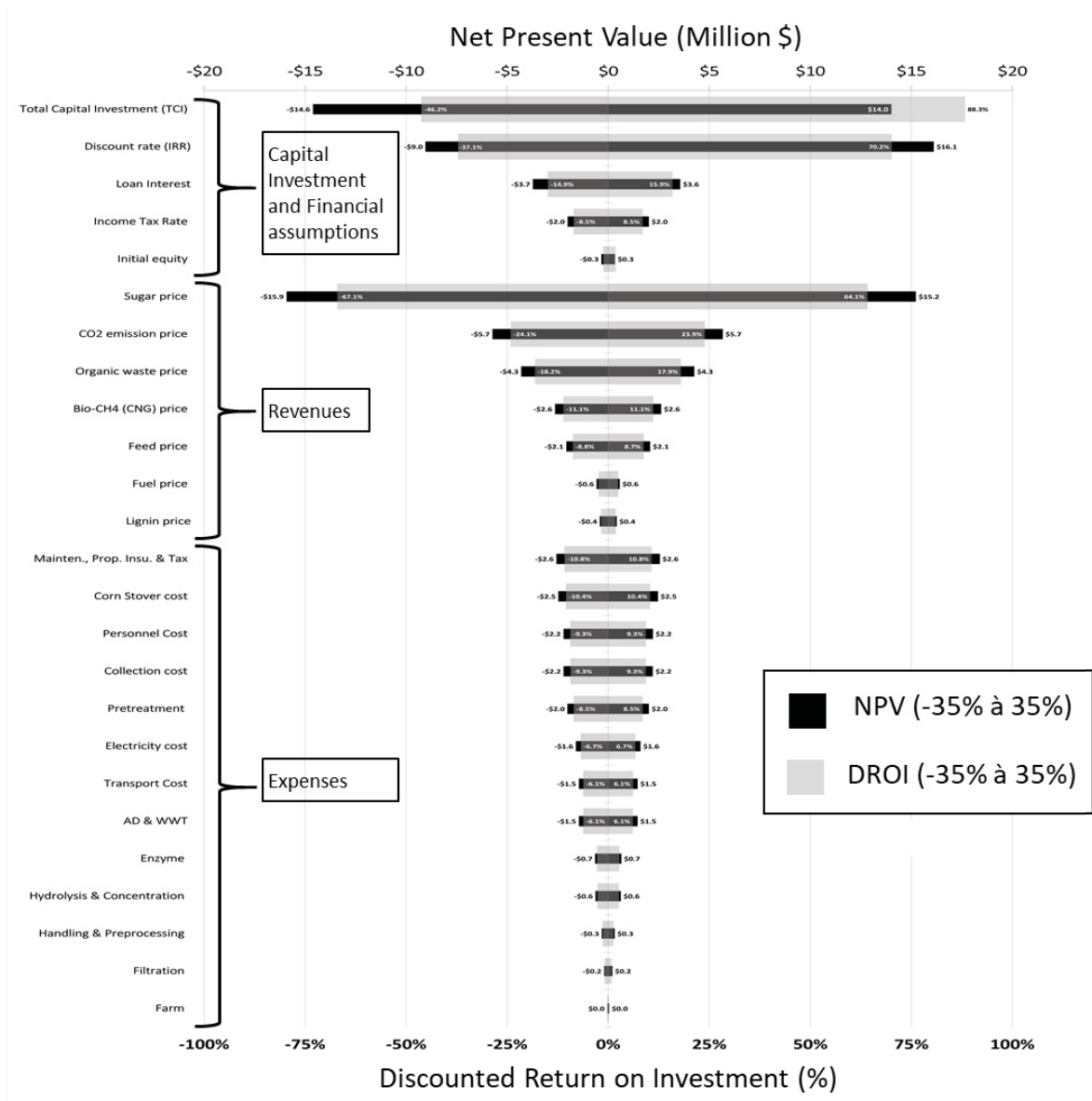


Figure 7-3 – Analyse de sensibilité (graphique Tornado) – Valeur actuelle nette (millions de dollars) et retour sur investissement actualisé (DROI) (%)

7.3.1.8. Les rationalités économiques

Concernant les rationalités économiques, on remarque deux logiques économiques complémentaires sont en action dans le modèle proposé. Il y a les économies de gamme associées à la production conjointe et les économies de transport via la chaîne d'approvisionnement décentralisée fonctionnant au bio-CH₄ (CNG). Cette configuration permet au dépôt de diversifier les revenus, de réduire les coûts et de diminuer l'impact environnemental. Ainsi, un dépôt a le potentiel d'aider à combler le fossé entre les fournisseurs de biomasse et la bioraffinerie en assurant une qualité uniforme et stable des matériaux tout en réduisant

les coûts logistiques, le stockage et le prétraitement de la biomasse à l'échelle régionale, à proximité des exploitations (Hess et al. 2009 ; Eranki & Dale 2011 ; Holm-Nielsen & Ehimen 2016).

7.3.1.9. Économies de transport

Dans le réseau d'approvisionnement, le dépôt biomasse est un hub intermédiaire de transit entre les offreurs et les demandeurs de matière dans le territoire. Le dépôt permet une décentralisation de la chaîne d'approvisionnement. Le design implique deux transports en entrée pour fournir les résidus de maïs et les résidus organiques urbains, ainsi que deux transports en sortie pour acheminer les sucres C6 à la bioraffinerie et les digestats utilisés comme amendement sur les terres cultivées chez les agriculteurs. Du point de vue de l'économie des transports, la configuration décentralisée associée à la production conjointe permet de réduire les coûts de transport tout en valorisant efficacement les coproduits. En effet, cette configuration permet de favoriser la proximité géographique en réduisant le rayon d'approvisionnement et de distribution, et permet également l'économie d'environ les deux tiers des tonnages sortants de coproduits provenant de la transformation du résidu maïs, car ceux-ci sont utilisés sur place directement comme aliments pour animaux et bioénergie. De plus, le design du dépôt biomasse permet de réduire les coûts de transport en mutualisant le service en combinant les transports en amont et en aval grâce à une flotte de camions adaptée. En effet, cette configuration particulière implique des mouvements quotidiens de va-et-vient des camions entre le dépôt et les points d'offres et de demandes du réseau d'approvisionnement. Cette configuration améliore les symbioses industrielles dans les opérations de transport. Également, le design du dépôt biomasse est en mesure de réduire le coût des carburants nécessaires au transport en substituant l'utilisation du carburant diesel par du biométhane qui est un biocarburant renouvelable considéré comme carboneutre. Ainsi, l'ensemble des camions de la flotte fonctionnent au bio-CH₄ (CNG) produit de manière autonome sur le site du dépôt grâce à un digesteur anaérobique. En résumé, cette stratégie d'économie de transport fondée sur la décentralisation de la chaîne d'approvisionnement permet des gains d'efficacité en réduisant le rayon d'approvisionnement en amont en favorisant la proximité dans les opérations en plus de minimiser les transports de coproduits en aval. De plus, cette stratégie offre une stabilité, une robustesse et une autonomie dans les opérations de transport grâce à la combinaison des transports amont/aval et au remplacement des carburants fossiles par des biocarburants renouvelables et carboneutres. Cette dynamique particulière permet de réaliser des économies de carburant, réduisant ainsi les coûts d'opération et les émissions de GES du dépôt biomasse.

7.3.1.10. Écologie industrielle, production conjointe et économies de gamme

Bien que plusieurs publications aient développé des analyses techno-économiques (TEA), énergétiques et environnementales appliquées à des bioraffineries de sucres cellulosiques à grande échelle, relativement peu de publications ont développé ce genre de modèle appliqué à un dépôt biomasse de relative petite taille, et aucune publication a été répertorié faisant l'objet d'un dépôt biomasse fonctionnant en cohabitation avec une ferme porcine et un digesteur anaérobique où les sucres C6 purifiés sont vendus comme produit intermédiaire alternatif à une bioraffinerie et les coproduits sont utilisés sur place à la ferme pour l'alimentation des porcs et la génération de chaleur.

Cette thèse contribue à la discussion scientifique sur l'approche d'écologie industrielle qui permet des gains d'efficacité, des économies et une diversification des revenus grâce à la bonne gestion et à l'utilisation des coproduits. Dans le modèle développé, le dépôt biomasse est en mesure de réaliser des économies de gamme grâce à son approche d'écologie industrielle renforcée par sa situation de cohabitation des lignes de production. Dans le design du dépôt biomasse, plusieurs types spécifiques d'économies de gamme ont été identifiés en lien aux matières premières, aux procédés, aux produits et marchés ou à l'intégration de la chaîne de valeur.

En ce qui concerne l'utilisation des matières premières, on remarque qu'au Québec, il y a beaucoup de biomasse, mais que celle-ci est de différents types et qu'elle est relativement dispersée dans le territoire. L'un des avantages à l'utilisation des résidus agricoles et déchets organiques urbains est que ces flux sont relativement homogènes avec une constance stable en termes de composition et de tonnage. Généralement, les dépôts qui utilisent plusieurs types de matières premières sont situés dans des zones à plus faible rendement où la biomasse est davantage dispersée et donc les approvisionnements sont plus faibles en tonnage. Une production conjointe dans un dépôt biomasse permet davantage de flexibilité en utilisant les différents types de biomasse disponibles dans la région, ce qui permet une agrégation plus grande des tonnages ce qui contribue à accueillir une masse critique de matière et ainsi à réduire les coûts par un effet d'économie d'échelle même si celle-ci reste limitée pour la taille du dépôt énoncé.

En ce qui concerne les procédés, le dépôt biomasse développe son plein potentiel lorsque les différentes lignes de production sont combinées sur un même site géographique pour former des symbioses industrielles. En effet, le dépôt biomasse permet une production conjointe, intégrée et multifonctionnelle entre une ligne de production et purification des sucres, un digesteur anaérobique et une ferme porcine. Ces symbioses industrielles sont réalisées grâce à la production en cascade, dans laquelle la combinaison

de plusieurs procédés sur un même site réduit (ou supprime) la production de déchets en réutilisant les résidus d'un procédé comme intrant secondaire pour un autre procédé. Une production conjointe est conçue pour gérer et valoriser efficacement de multiples flux de produits finaux, de produits intermédiaires, de coproduits, de sous-produits, d'eaux usées, d'énergie et de services. Les économies de gamme (ou économie d'envergure) sont le résultat d'une production conjointe où la fabrication d'un produit implique inévitablement la production de multiples autres coproduits. Les différentes activités industrielles sont communes et partagées entre les procédés, ce qui offre une diversification de la production et permet de générer un maximum de valeur à partir des différentes ressources utilisées.

En ce qui concerne les produits et les marchés, le dépôt biomasse dispose de son propre panier de produits et de coproduits obtenus par les deux lignes de production fonctionnant de manière parallèle et complémentaire. Afin de réduire le prix minimum de vente du sucre, il devient essentiel aujourd'hui d'exploiter la biomasse à son plein potentiel en étant aussi efficace que possible dans son utilisation, ce qui comprend les composantes sous-utilisées de la biomasse afin de produire des coproduits à plus forte valeur ajoutée. La diversification est une stratégie efficace pour réduire les coûts et augmenter les revenus en cascasant diverses matières premières à l'interne afin de produire un panier plus large de produits, de coproduits et de sous-produits de production, qui sont valorisés sur de multiples marchés géographiques locaux. Cette stratégie permet au dépôt biomasse d'augmenter et de diversifier l'offre, les revenus et les marchés. Il est ainsi possible d'utiliser plus efficacement les matières premières notamment à travers la gestion et l'utilisation des coproduits et de recourir à des procédés moins énergivores et plus respectueux de l'environnement. La diversification permet également de réduire les émissions de GES tant dans les opérations du dépôt que sur le site de l'agriculteur grâce à ses pratiques.

Dans le dépôt biomasse, le résidu maïs est fractionné grâce à une technologie d'extrusion bi-vis afin de produire les produits et coproduits. Les hydrolysats cellulosiques (mélasse de sucre C6) sont le principal produit, celui-ci est un produit intermédiaire qui est acheminé après purification et concentration à la bioraffinerie pour être converti en produits chimiques de plus haute valeur comme l'éthanol cellulosique. Ainsi, la technologie de prétraitement permet une production conjointe de sucre C6 utilisable par la bioraffinerie, et les coproduits de production sont utilisables directement sur place par les autres procédés du dépôt biomasse, les éleveurs de porcs et les agriculteurs locaux. Les flux de coproduits issus de la transformation des résidus de maïs sont d'un tonnage élevés, pauvres en solides totaux, et contiennent des nutriments de valeur (Rausch & Belyea 2005 ; Agrosphère 2009). Le coproduit a une valeur nutritive d'intérêt à travers ses composantes comme l'hémicellulose, les sucres C5, les protéines,

les résidus d'enzymes et les minéraux présents dans les cendres. Ils peuvent être commercialisés localement sous forme liquide, les agriculteurs incorporent une fraction des coproduits dans l'alimentation des porcs. Sur la ferme qui est en co-habitation avec le dépôt, 20,000 porcs d'engraissement consomment sur place le coproduit de production. Un mélange alimentaire alternatif sous forme de soupe est préparé et ajusté en fonction des besoins nutritionnels des animaux. Aujourd'hui, on constate que la production animale utilise de plus en plus d'aliments locaux tels que les coproduits de la transformation de la biomasse (Rausch & Belyea 2005 ; Dale et al. 2010 ; Kanengoni et al. 2015).

Les avantages de la valorisation des coproduits sur site sont de contourner les contraintes liées au transport et à la déshydratation. Cette pratique permet de diversifier l'approvisionnement en aliments et de réduire les coûts de l'alimentation. Cela profite aux différentes parties prenantes concernées, le dépôt diversifie et augmente ses revenus en plus d'améliorer son bilan environnemental, et les agriculteurs reçoivent des aliments pour les porcs bon marché, nutritifs et sains. De plus, une ferme porcine consomme beaucoup d'eau potable, et une fraction importante de cette eau provient du processus de fractionnement du dépôt de biomasse, ce qui améliore le bilan environnemental de la ferme en plus de réduire les coûts d'élevage. De plus, la fraction de lignine reste en partie sur place et est utilisée comme source de bioénergie pour générer de la chaleur afin de concentrer les hydrolysats cellulotiques en évaporant une fraction de l'eau en présence. La lignine peut également être utilisée comme agent liant dans l'industrie de l'alimentation animale.

Une autre économie de gamme liée au procédé provient de la configuration particulière du design qui implique un digesteur anaérobique avec un système de traitement des eaux usées qui apporte plusieurs avantages aux modèles. Dans le digesteur anaérobique, le lisier porcin est mélangé aux divers déchets organiques urbains afin d'optimiser le substrat de culture, notamment en équilibrant le ratio C/N. Les déchets organiques urbains ont un coût d'acquisition négatif, car le dépôt assure le service de gestion et de traitement de ces matières en fin de vie ainsi que le traitement des eaux résiduelles qui en découle. Les déchets agricoles et municipaux sont des flux relativement homogènes avec une constance stable en termes de tonnage et de composition. Au cours du procédé de digestion anaérobique, du biogaz est produit, celui-ci est purifié afin d'en séparer le bio-CH₄, puis comprimé sous la forme de GNC pour être utilisé comme carburant dans les transports. 15 % des volumes de bio-CH₄ (CNG) produit sont utilisés dans la flotte de camions pour les besoins du dépôt biomasse et les 85 % excédentaires sont vendus pour des utilisations régionales. Cette pratique permet de valoriser les matières en fin de vie en produisant des carburants renouvelables, ce qui permet de diversifier et d'augmenter les revenus, de réaliser des

économies en carburant tout en réduisant la dépendance aux combustibles fossiles et en améliorant le bilan environnemental. Le digestat qui est un fertilisant biologique est donné à l'échelle régionale aux agriculteurs participant à l'approvisionnement du dépôt biomasse. Celui-ci est transporté sur le parterre de culture sans frais afin d'être utilisé comme amendement sur les terres agricoles afin de maintenir un bon bilan agronomique des sols, améliorant ainsi l'empreinte environnementale des agriculteurs.

En ce qui concerne les produits, il est à noter que la combinaison des technologies de traitement des déchets organiques agricoles et urbains peut produire de multiples produits pour de multiples marchés, ce qui offre la possibilité de diversifier le panier de produits et d'obtenir des revenus supplémentaires, ce qui contribue à réduire le prix de vente minimum du produit principal qui est le sucre cellulosique. Bien que les coproduits aient une valeur marginale inférieure à celle du produit de base, ils sont essentiels à la viabilité économique du modèle à long terme, car ils représentent une source alternative de revenus et maximisent la valeur de la matière première. Selon Dansereau (2013), certains produits de base sont générés pour répondre à une demande qui est dictée par les marchés (i.e. la biomasse urbaine et agricole utilisée par le dépôt, le sucre C6 pour la bioraffinerie, les aliments pour animaux consommés par l'élevage porcin), tandis que les coproduits doivent être poussés vers les marchés (i.e. la lignine, le bio-CH₄ et le digestat). Comme les coproduits sont produits et vendus conjointement sur différents marchés, il est difficile de gérer la production en utilisant une approche stratégique unique. Cette dynamique démontre la variabilité et la complexité de la gestion et de la commercialisation d'un panier de produits et de coproduits.

En ce qui concerne l'intégration de la chaîne de valeur, des économies de gamme sont réalisées en synchronisant les opérations. Par exemple, la séquence temporelle des opérations entre l'arrivée de la matière première, le prétraitement, la transformation, la production des sucres, qui est un produit intermédiaire expédié à la bioraffinerie, et la gestion sur place des coproduits utiles à l'alimentation animale et la bioénergie. La production du biogaz avec sa purification, la compression du bio-CH₄ en GNC, l'utilisation du GNC pour les besoins de transport du dépôt, et la vente du surplus pour les besoins régionaux. Le dépôt de biomasse est en mesure de traiter, gérer et utiliser les différents produits et coproduits en flux tendu sans interruption de ceux-ci. Ainsi, il n'y a pas de produit intermédiaire non géré qui nécessiterait des étapes supplémentaires de séchage, de transport, de stockage, ou d'élimination.

En résumé, la rentabilité commerciale du modèle proposé est renforcée par la situation de coproduction des multiples produits et coproduits. L'effet combiné de cette situation de coproduction entraîne des économies de gamme qui permettent de compenser l'absence d'économie d'échelle infligée par la petite

taille du dépôt biomasse. Cette approche permet au dépôt biomasse d'augmenter la valeur générée en utilisant et en valorisant l'entièreté de la ressource à son plein potentiel sans générer de déchets et avec un faible impact sur l'environnement. Cette stratégie contribue à l'amélioration socio-environnementale du dépôt biomasse, notamment par la nature des ressources renouvelables utilisées et l'efficacité des procédés qui réduisent les déchets, la consommation d'énergie et les émissions de GES, en plus de créer des emplois, de stimuler le développement économique des zones rurales et urbaines et de renforcer la sécurité énergétique et alimentaire des régions. Ainsi, l'intégration, la polyvalence et la diversification des activités en amont et en aval de la chaîne de processus deviennent un facteur clé de la compétitivité du dépôt de biomasse.

7.3.1.11. Participation des agriculteurs et paiement des services environnementaux

L'évaluation du potentiel commercial en biomasse dans les régions du Québec nécessite des données terrains précises en lien au rendement des cultures en maïs-grain, les ratios entre les poids du résidu/poids du maïs-grains ainsi que de déterminer le taux de participation des agriculteurs afin d'évaluer correctement la disponibilité annuelle en matière première. Un taux de participation élevé des agriculteurs à cette nouvelle filière est une condition importante au succès de celle-ci. Car, les mesures qui augmentent le taux de participation des agriculteurs permettent de réduire le rayon d'approvisionnement du dépôt biomasse ce qui réduit les coûts de transport. Pour convaincre les agriculteurs de participer, il faut disposer d'arguments économiques et socio-environnementaux solides. Quelle est la valeur économique et agronomique de la biomasse pour l'agriculteur et pour le sol ? Quelles sont les pratiques culturales à adopter pour exploiter la ressource de manière durable, tout en maximisant les bénéfices économiques et en minimisant les impacts environnementaux? Afin d'augmenter la participation des agriculteurs à la chaîne d'approvisionnement, ceux-ci doivent être en mesure de capter une partie de la valeur ajoutée à la biomasse. Pour ce faire, trois éléments clés doivent figurer en tant que facteur d'incitation économique et environnementale.

(1) Le prix d'achat du résidu maïs qui est le paiement à l'agriculteur pour l'accès à la matière première. Ce paiement inclut également le service de stockage des balles de résidus en bordure de champ. Ces paiements sont des incitatifs économiques pour les agriculteurs afin que ceux-ci soient prêts à vendre leurs résidus maïs. Le prix d'achat de la matière première doit être supérieur aux coûts et aux inconvénients de la récolte des résidus maïs afin de compenser les pertes en lien au compactage des sols

et à la pulvérisation des agrégats en raison des passages supplémentaires de la machinerie dans les champs.

(2) La perte en nutriments et en carbone organique au champ doit également être compensée, cela peut se faire de manière monétaire, mais le modèle propose à la place de donner le digestat avec sa livraison sans frais aux agriculteurs. Ainsi, les pertes en nutriments et en carbone organique sont compensées par l'approvisionnement en matière organique fraîche provenant du digesteur anaérobique présent sur le site du dépôt biomasse. Les digestats ramènent les nutriments et le carbone organique sur les sols agricoles dans une logique d'économie circulaire. Pour le dépôt de biomasse, cette pratique permet une valorisation efficace du digestat, qui est une matière abondante, humide et de faible valeur économique. Cette pratique permet au dépôt d'économiser sur les coûts de compensation des nutriments pour les agriculteurs en plus de profiter de son système de transport efficace fonctionnant au bio-CH₄ (GNC). En effet, le dépôt prend en charge le transport des digestats vers le champ de l'agriculteur. Ainsi, l'agriculteur reçoit un approvisionnement en matière organique fertilisante fraîche, hygiénisée et gratuite.

(3) Le paiement des services environnementaux en lien aux changements des pratiques de culture chez les agriculteurs afin que ceux-ci optent pour des pratiques faiblement émissives en carbone. En effet, il est important aujourd'hui de promouvoir les bonnes pratiques culturales afin de réduire les émissions de GES des sols agricoles et de maintenir une bonne santé de ceux-ci en conservant le carbone dans les sols sous sa forme organique. En effet, les agriculteurs qui changent leurs pratiques agricoles pour avoir des pratiques moins émettrices de GES devraient être payés par le système de tarification du carbone du Québec. Cette source de revenus est importante et le prix de la tonne de CO₂ est en croissance et devrait augmenter de manière significative dans les prochaines années.

Il serait intéressant de mettre en place un guide des bonnes pratiques adapté aux agriculteurs afin de maximiser les bénéfices économiques et co-bénéfices environnementaux. En particulier, en encourageant le travail réduit du sol, les cultures de couverture (e.g. les céréales d'automne), les rotations de cultures diversifiées et d'autres mesures visant à accroître la biodiversité dans les sols. Ces bonnes pratiques agricoles permettraient d'éviter les émissions de GES, ainsi les tonnes de CO₂ pourraient être échangées sur le marché du carbone et pourraient ainsi générer de nouveaux revenus pour les agriculteurs. Mentionnons également que le gouvernement pourrait prendre en charge partiellement ou en totalité les coûts d'approvisionnement du résidu maïs au dépôt biomasse ou aux agriculteurs. Ces soutiens pourraient couvrir l'équivalent du prix d'achat de la matière première aux agriculteurs et/ou de la collecte des résidus maïs à travers un système de subventions ou autres formes de soutiens. Également, la chaîne

d'approvisionnement pour l'achat et la collecte des résidus maïs peut être organisée de plusieurs façons. Une stratégie visant à faciliter l'accès au résidu maïs consisterait à mettre en place un système de coopératives qui prendrait en charge la collecte de la matière première. Au Québec, en Ontario et dans le nord-est des États-Unis, de nombreux agriculteurs sont membres de coopératives, et celles-ci sont en mesure de gérer l'amont de la chaîne de valeur, maximisant ainsi la valeur captée par et pour les membres (Duffy & Marchand 2013).

8. Conclusion

*« Hâtez-vous lentement, et sans perdre courage, Vingt fois sur le
métier remettez votre ouvrage » – Nicolas Boileau*

Cette étude a permis de mettre en lumière les performances technique, économique et environnementale d'un dépôt régional avancé de traitement de la biomasse afin de produire divers produits et coproduits. Les résultats de l'étude montrent que les bénéfices associés à la mise en place sur un territoire d'une démarche d'écologie industrielle circulaire et locale se répercuteraient autant sur la performance de la chaîne d'approvisionnement, les procédés en usine et la rationalité économique du modèle.

Le dépôt biomasse est un point de transit intermédiaire qui offre une décentralisation de l'approvisionnement et de la distribution. Une chaîne d'approvisionnement décentralisée implique une bioraffinerie centrale à grande échelle combinée à un système d'approvisionnement qui repose sur un réseau de dépôts de relative petite taille situés stratégiquement à proximité de la matière première. Les grandes bioraffineries centralisées ont des problèmes logistiques causés par l'intensité de l'approvisionnement due au caractère saisonnier de la production, la congestion routière qui en résulte et la nécessité de stockage de la matière première sur le site de la bioraffinerie. Une configuration décentralisée avec un réseau de petits dépôts régionaux distribués dans le territoire n'a pas ce genre de problèmes logistiques à cause de l'effet d'atténuation de l'intensité d'approvisionnement et de la capacité de stockage en amont des matières chez les agriculteurs. Le dépôt biomasse agrège et prétraite la biomasse relativement près de la source ainsi les produits intermédiaires densifiés sont transportés à moindres coûts sur une plus longue distance jusqu'à la bioraffinerie. Également, la cohabitation entre le dépôt biomasse, une ferme porcine et un digesteur anaérobie est une occasion pour favoriser une reprise des matières dans une logique d'écologie industrielle. Le design du dépôt biomasse intègre de multiples flux de coproduits de production, ceux-ci sont utilisés et valorisés directement sur le site du dépôt sans transport supplémentaire. Ce design particulier du dépôt biomasse permet d'offrir aux globales une réduction des coûts de transport en réduisant les distances entre les points d'origines et de demandes et en utilisant les coproduits directement sur place. Ainsi, un dépôt peut contribuer à combler l'écart entre les fournisseurs de matières premières et la bioraffinerie en jouant le rôle de point transit intermédiaire en prétraitant la matière à l'échelle régionale à proximité des exploitations agricoles.

Le modèle d'ingénierie du dépôt biomasse montre les bénéfices de la démarche d'écologie industrielle et locale avec la situation de cohabitation des différentes lignes de production qui sont complémentaires les unes des autres par conception. L'approche permet de mettre en valeur de multiples flux de matières premières compatibles avec des équipements de prétraitement avancés et une production conjointe entre une ligne de raffinage du sucre, et une ligne de digestion anaérobie avec les installations connexes de traitement des eaux usées. La démarche d'écologie industrielle permet de fermer efficacement les boucles de flux de matières et d'énergie en utilisant et valorisant les coproduits et sous-produits directement sur place sans transport ou à l'échelle locale avec peu de transport. Plusieurs des flux de coproduits et sous-produits à gérer comportent de grand tonnage qui contiennent beaucoup d'eau et ont une faible valeur économique, de sorte que leur utilisation et valorisation sur place est particulièrement intéressante. Cette stratégie de diversification particulière offre ainsi l'opportunité de réaliser des économies de ressources en tirant un maximum de valeur des coproduits et sous-produits générés tout en minimisant l'impact sur l'environnement. Les résultats de la modélisation donnent la mesure des performances technique et environnementale en termes de durabilité du modèle. Ces résultats ont été comparés à la littérature scientifique sur le sujet. Concernant l'analyse énergétique, en entrée, on constate que le dépôt biomasse utilise 10.5 GJ h^{-1} d'énergie pour les procédés. La grande majorité de cette énergie est sous forme électrique pour le fonctionnement des équipements et des infrastructures. En sortie, l'énergie livrée aux usagers représente 45.5 GJ h^{-1} . Au global, l'énergie nette générée par le dépôt biomasse représente 35 GJ h^{-1} . Ainsi, le TRE du dépôt biomasse est de 4.32:1. Si on additionne l'énergie thermique équivalente du digestat, le TRE passe à 4.71:1. On remarque que le TRE du dépôt est relativement bon pour une source d'énergie renouvelable, et celui-ci reste en cohérence avec la littérature sur les projets de biomasse de 2^e génération. La situation de cohabitation qui permet la bonne gestion des coproduits offre un gain énergétique significatif dans le modèle.

Concernant le potentiel de réduction des émissions de GES, celui-ci touche à cinq activités principales du dépôt biomasse. Il y a d'abord la production du sucre C6 d'origine cellulosique biogénique de faible impact carbone servant à produire de l'éthanol de 2^e génération considéré comme carboneutre pendant sa phase d'utilisation comme substitut à l'essence de pétrole. Il est reconnu que l'utilisation de l'éthanol permet de réduire les émissions du secteur des transports. Ensuite, il y a la production et l'utilisation du bio-CH₄ comme carburant dans les transports sous forme de gaz naturel comprimé (GNC) en substitution au diesel. Également, il y a la production et l'utilisation de la lignine comme biocombustible solide en substitution au gaz naturel dans les procédés industriels pour générer de la chaleur. Il y a l'optimisation des opérations de transport impliquant la décentralisation du réseau d'approvisionnement et la minimisation des usages

de carburant. Finalement, il y a le changement des pratiques culturales chez les agriculteurs afin d'éviter le travail des sols permettant de favoriser le stockage du carbone organique dans ceux-ci. Cependant, les crédits compensatoires en lien à ces activités sont réservés aux agriculteurs qui ont changé leurs pratiques de culture, il s'agit d'une motivation supplémentaire à ceux-ci pour participer à l'initiative. Au global, l'ensemble des activités du dépôt biomasse permettrait de réduire de $43.3 \text{ k tCO}_2\text{e an}^{-1}$ et que $20.9 \text{ k tCO}_2\text{e an}^{-1}$ serait en lien direct aux activités du dépôt soit la production et l'utilisation du sucre cellulosique, du bio-CH₄, de la lignine et de la minimisation du transport dans la chaîne d'approvisionnement.

Dans l'analyse techno-économique, l'objectif principal est de déterminer les performances économiques du modèle agro-industriel afin notamment d'évaluer la rentabilité potentielle et la capacité de pénétration du sucre cellulosique de 2^e génération sur les marchés, mais également de mieux apprécier les bénéfices en lien à la démarche d'écologie industrielle qui a été intégrée dans la conception. L'étude évalue les performances économiques du modèle à travers différents indicateurs (i.e., MSSP, ROI, pay-back period). L'étude contribue à la discussion sur les impacts d'une approche d'écologie industrielle qui permet la réalisation d'économies grâce à l'efficacité dans la gestion et l'utilisation des coproduits et sous-produits de transformation. Dans un but de rentabilité et de minimisation des impacts environnementaux, il est essentiel d'être efficace dans l'utilisation de la biomasse afin de tirer un maximum de valeur de celle-ci. Cela comprend la bonne gestion des coproduits et des sous-produits. Ainsi, le procédé minimise les déchets à éliminer et augmente la quantité de coproduits de valeur. La stratégie de diversification liée à l'utilisation et la valorisation des coproduits et sous-produits permet d'augmenter et de diversifier les revenus du dépôt biomasse. De plus, la conception permet de réduire les coûts grâce notamment à un système de transport efficace et énergétiquement autonome basé sur l'utilisation du biométhane provenant du digesteur anaérobique. La conception du design contribue également à réduire les GES à la fois dans les opérations du dépôt, mais aussi sur le site de l'agriculteur grâce aux bonnes pratiques de culture. Ces unités compensatoires sont également évaluées dans le modèle économique. Au global, sur la performance des indicateurs économiques, on constate que pour atteindre une valeur actuelle nette de zéro pour un taux de rendement interne de 10 %, le dépôt serait en mesure de vendre le sucre C6 à $\text{US\$}_{2011} 722.78 \text{ Mg}^{-1}$ (ou $\$0.3278 \text{ lb}^{-1}$), ce qui donne un retour sur investissement non actualisé de 437.7 % et actualisé de 0 % ainsi qu'un délai de récupération non actualisé de 11.7 ans et actualisé de 30 ans. Ces résultats montrent une rentabilité potentielle ainsi qu'une certaine compétitivité du modèle vis-à-vis du marché.

À la lumière de cette recherche, on comprend qu'il y a un intérêt d'un point économique et commercial à la production des sucres C6 de 2^e génération notamment à cause des nouvelles réglementations sur les carburants propres qui favorise la production d'éthanol ainsi que la mise en place du système de tarification du carbone, ces éléments sécurise l'aval de la chaîne de valeur à travers la commercialisation des produits dans le secteur du transport. Toutefois, il est indispensable de sécuriser l'amont de la chaîne de valeur en évaluant la participation hypothétique des producteurs de résidus maïs à cette nouvelle filière au Québec. Quel serait le taux de participation de ceux-ci face à la mise en place de cette nouvelle filière? De plus, il serait pertinent d'étudier l'acceptabilité sociale face à l'adoption des bonnes pratiques agricoles faiblement émissive en carbone qui favorise la séquestration de celui-ci dans les sols agricoles en plus de minimiser l'érosion et de favoriser la vie dans les sols. Est-ce que ces bénéfices environnementaux appuyés par les mesures sur la tarification carbone contribuent à l'acceptabilité, la bonne perception, et ultimement à la participation des agriculteurs à la filière?

9. Recommandations pour des travaux futurs

*« Pour ce qui est de l'avenir, il ne s'agit pas de le prévoir
mais de le rendre possible » – Antoine de Saint-Exupéry*

À l'issue de ce travail de thèse, un certain nombre de recommandations et de suggestions de travaux futurs se dessine.

Cette étude souligne d'abord l'importance de faciliter l'accès aux données géomatiques (*geodatabase*) de qualité par les gouvernements sur les composantes du territoire. On constate un accès limité aux données fiables sur les flux de matières appliqués aux territoires du Québec, ce qui handicape l'évaluation des projets et ultimement nuit à la prise de décisions éclairées sur le sujet. Comment pouvons-nous améliorer et unifier l'accès aux données brutes en lien à l'énergie tels que la quantification et la distribution des tonnages de biomasses agricoles, forestières, urbaines et les biomasses issues de la transformation alimentaire sur le territoire du Québec et plus largement au Canada? Il serait pertinent que les gouvernements et instances politiques favorisent le partage de données de qualité parmi les acteurs de la chaîne de valeurs. Par exemple, aux États-Unis le National Renewable Energy Laboratory (NREL) a développé "The Biofuels Atlas" qui est une plateforme en ligne interactive où l'entièreté des biomasses figure dans un système d'information géographique facilement accessible. Les couches d'information montrent ainsi la distribution et les tonnages des différentes matières premières telles que les cultures alimentaires, les résidus de culture, les cultures énergétiques, les résidus forestiers et urbains. Les couches d'information montrent également les sites des actuelles bioraffineries et autres centrales thermiques (granules, cogénération, pétrole, gaz, charbon, nucléaire, etc.) et autres infrastructures (réseau de chemin de fer, réseau de transport des hydrocarbures, lignes de transmission électrique, etc.). Cette plateforme a pour objectif de fédérer l'information en un seul point pour faciliter l'accès et l'extraction des données brutes. Cette plateforme contribue grandement à la recherche dans le domaine. Les gouvernements du Québec et du Canada pourraient s'inspirer de cette initiative pour développer des outils similaires afin de mieux connaître notre territoire et les ressources qui le composent.

L'étude réalisée constitue une première phase dans l'évaluation et la démonstration de la faisabilité du concept de dépôt régional avancé de traitement de la biomasse au Québec. Plusieurs autres études conceptuelles et empiriques pourraient être réalisées afin d'approfondir certains des aspects en lien aux travaux réalisés. Par exemple, il serait intéressant de statuer de manière plus précise sur le dimensionnement optimal du dépôt biomasse ainsi que sur la configuration du réseau

d'approvisionnement dans le territoire. Ainsi, dans un but de minimiser les coûts de transport, il serait intéressant de tester plusieurs dimensionnements différents de dépôts en simultanée dans un modèle en fonction des disponibilités en matière première dans le territoire.

Face aux performances d'intérêt du modèle, il serait pertinent d'effectuer une modélisation plus précise de la chaîne de procédé et de son approvisionnement dans un logiciel spécialisé comme Aspen HYSYS. Cette modélisation pourrait être accompagnée d'une analyse de cycle de vie (ACV) des procédés avec les allocations de flux de matière. Cette démarche permettrait de déterminer plus précisément les émissions de CO₂ du dépôt biomasse et de sa chaîne d'approvisionnement pour ainsi mieux connaître les sources et puits de carbone dans le modèle. Cette modélisation pourrait également être accompagnée d'une analyse techno-économique à l'échelle stratégique/tactique afin de corroborer les résultats de l'actuelle étude.

Il serait intéressant d'effectuer dans une prochaine étape une série de tests expérimentaux afin de valider les hypothèses posées en lien aux valeurs nutritives, la digestibilité et l'appétence des coproduits de transformation des résidus maïs chez les porcs d'engraissement du Québec. Est-ce que les coproduits peuvent s'intégrer aisément dans le mélange des soupes (bouillies) utilisé actuellement dans l'alimentation des porcs du Québec?

Il serait pertinent d'évaluer la participation hypothétique des producteurs de maïs-grain à cette nouvelle filière au Québec. Quelle est la perception de ceux-ci face à la mise en place de cette nouvelle filière? À quel point, les producteurs de maïs-grain ont-ils de l'ouverture à vendre leurs résidus de maïs et à quel niveau de prix? Dans une analyse coût-bénéfice appliquée à leurs situations respectives, est-ce que le jeu en vaut la chandelle? Nous savons qu'il est très peu probable que les agriculteurs individuellement accepteraient de collecter eux-mêmes les résidus, mais si un système de récolte et de collecte institutionnalisé à travers une coopérative prend en charge l'activité, quel serait le niveau de perception positive à l'égard de cette nouvelle filière? À quel point, le co-bénéfice environnemental en lien à la compensation en nutriment grâce au digestat et aux mesures sur la tarification carbone contribue à l'acceptabilité sociale et à la participation des agriculteurs à la filière?

Il serait indiqué aussi d'étudier et de tester l'utilisation des sucres C6 issus des résidus de maïs chez l'utilisateur à la bioraffinerie afin de mieux connaître ses propriétés et caractéristiques physico-chimiques afin de valider sa compatibilité avec les procédés existants. Cela permettrait de mieux déterminer sa valeur marchande en comparaison au dextrose commercial et valider son utilisation à des fins de conversion en éthanol ou autres produits d'intérêts.

Il serait judicieux d'étudier et de mieux comprendre l'enjeu de la commercialisation des produits notamment à travers l'encadrement institutionnel proposé par le gouvernement du Québec. Par exemple, ce dernier vise les normes E10 pour l'essence (i.e. 10 % de carburant renouvelable dans l'essence) et B2 pour le diesel (i.e. 2 % de diesel renouvelable dans le carburant diesel) en 2021, et par la suite, il y aurait augmentation de ces normes à E15 pour l'essence et B4 pour le carburant diesel en 2025. Le gouvernement du Québec a également adopté des mesures similaires concernant la quantité de gaz naturels renouvelable (GNR) devant être intégré dans le réseau de gaz naturel. Le seuil a été fixé à 5 % de la quantité totale de gaz naturels distribués pour 2025. En quoi l'adoption de ces réglementations sur les seuils minimaux d'intégration des carburants renouvelables dans les carburants distribués favorise l'émergence des filières biotechnologique de 2^e génération? En quoi ces mesures réglementaires sécurisent les maillons amont et aval de la chaîne de valeur? Appliqué au cas du dépôt biomasse, en quoi ces mesures réglementaires profiteraient aux agriculteurs qui jouent un rôle essentiel dans la chaîne de valeur en approvisionnant celle-ci en matière première?

Il serait pertinent d'évaluer plus en détail les hypothèses en lien aux paramètres financiers afin de mieux statuer sur les valeurs impliquées notamment en lien au taux d'actualisation (discount rate) qui est représenté dans cette étude par le taux de rendement interne (IRR) recherché. Comment mieux définir des hypothèses financières réalistes dans l'industrie des biotechnologies exacerbée aujourd'hui par la conjoncture en lien aux changements climatiques et à la pandémie COVID-19? On reconnaît de plus en plus l'importance de certains secteurs de l'économie dits « secteurs essentiels » comme l'énergie, l'agriculture et l'alimentation. En contexte de promotion généralisé par les gouvernements et institutions du développement durable, ce caractère recherché par les financiers peut influencer le niveau de performance demandé dans les modèles économiques et financiers des entreprises. Il serait également pertinent d'évaluer plus en détail les hypothèses de prix des différents produits et coproduits. Les hypothèses ont été modélisées comme étant des paramètres déterministes, mais ceux-ci peuvent évoluer au cours du temps. Par exemple, on remarque dans le modèle économique, l'importance des revenus en lien aux échanges de droit d'émission de CO₂ non seulement pour le dépôt biomasse, mais également pour les agriculteurs comme incitatif à la participation à la filière. Quel sera le comportement du prix futur dans les prochaines 30 ans de la tonne de CO₂ échangé grâce au système de tarification du carbone? Plusieurs considérants réglementaires et politiques entre en jeu autant à l'échelle provinciale que fédérale ce qui rend la formulation d'hypothèses incertaines. Ou encore, une fraction significative des revenus dans le modèle économique provient du prix des matières organiques dédiées à l'élimination qui sont utilisées dans le digesteur anaérobique. Quel sera le comportement de ce prix dans le temps sachant que

celui-ci est lié au système de redevances à l'élimination des matières résiduelles du gouvernement du Québec. Par exemple, on pouvait lire dans les journaux en 2020 que le gouvernement du Québec désire augmenter les redevances à l'enfouissement pour les matières organiques de 23 à 30 \$ par tonne métrique.

Également, bien que de nombreuses études existent sur le sujet, il serait pertinent d'étudier et de mieux comprendre les effets des prélèvements des résidus maïs sur la qualité des sols agricoles afin de ne pas causer préjudice aux capacités de régénérescence de ceux-ci et ainsi compromettre la pérennité des cultures. Plus particulièrement, il serait intéressant d'étudier l'évolution du taux de carbone organique en présence dans les sols ainsi que la qualité/quantité d'humus qui constitue la couche superficielle des sols agricoles. L'appauvrissement des sols se manifeste particulièrement lors de la production de maïs-grain sans rotation des cultures ni jachères, ce qui nécessite l'utilisation intensive de fertilisants chimiques. Ce genre de pratiques épuise en peu de temps les sols et rend leur régénération naturelle difficile. De plus, il y a le problème d'érosion de la couche supérieure des sols qui s'opère par la dégradation progressive de la quantité présente d'humus qui résulte des effets du labourage intensif, de la compaction des sols par la machinerie, de la mise à nue des sols et de l'utilisation des engrais conventionnels et des produits phytosanitaires. En quoi le modèle de dépôt biomasse développé avec ces besoins en prélèvements de résidu maïs est en mesure de ne pas aggraver ces problèmes? Le dépôt biomasse proposé tente une dynamique particulière avec les agriculteurs en faisant la promotion de techniques culturales simplifiée afin que ceux-ci puissent avoir accès aux revenus en lien à la tarification du carbone. De plus, le dépôt biomasse n'utilise que relativement peu de biomasse résiduelle présente à la surface des sols, et le dépôt est en mesure de retourner une partie significative de la matière organique sur le parterre de culture en utilisant le digestat provenant du digesteur anaérobique qui est utilisé comme amendement sur les sols agricoles. En quoi ces différentes mesures compensent les prélèvements de matière organique et permettent un maintien de la qualité des sols afin de pérenniser l'approvisionnement en matière première pour le dépôt biomasse?

Il serait intéressant aussi d'effectuer un diagnostic stratégique de cette nouvelle filière biotechnologique en déterminant les facteurs clés de succès et les capacités stratégiques de ce modèle d'affaires. De plus, ce diagnostic stratégique pourrait évaluer les interactions entre les parties prenantes d'un point de vue sociologie des organisations notamment à travers une cartographie de ceux-ci au sein de la filière. Des études de cas appliqué à des filières similaires en biomasse de 2^e génération notamment à Bazancourt-Pomacle en France et à Sarnia-Lambton en Ontario ont démontré que l'engagement des parties prenantes

dans ces modèles économiques ainsi que le caractère conciliant de la communauté d'accueil sont des facteurs clés de succès. Ces deux études de cas montrent le cadre historique et territorial couplé à un état d'esprit (mindset) et à une communication transparente entre les parties prenantes. Cette dynamique particulière entre parties prenantes a permis d'établir une coopération. Les motivations de la coopération sont multiples : fournir ou sécuriser des ressources, réduire les coûts, ouvrir l'accès aux marchés, accéder aux connaissances, à la technologie et au savoir-faire. Cependant, il existe plusieurs obstacles à la coopération tels que le désir de rester indépendant, le manque d'information sur les partenaires potentiels, le désir de ne pas divulguer des informations sensibles, les contraintes juridiques et fiscales, les risques accrus liés à l'engagement avec des partenaires, etc. Malgré ces contraintes, il est important de susciter ce désir de coopération notamment à travers l'opportunité de création de la valeur commune et partagée à la manière du concept de "Creating Shared Value" de Michael Porter. Sur la bioraffinerie de Bazancourt-Pomacle, Schieb et al. (2015) utilisent les termes de bien commun, de sens commun et d'esprit de coopération entre les différentes parties prenantes. Selon eux, il existe une attitude de coopération spécifique dans la dynamique d'affaires entre les industries chimiques, la bioraffinerie, les centres de recherche, les coopératives d'approvisionnement et la communauté d'accueil. À Bazancourt-Pomacle, les agriculteurs, les coopératives et les entreprises travaillent ensemble depuis plus de 50 ans. Depuis lors, il y a eu suffisamment de temps pour établir la confiance entre les partenaires par des rencontres répétées et des expériences partagées. De plus, l'existence de valeurs communes, d'un langage et de normes communes renforce le lien de confiance entre les partenaires. Progressivement, il est apparu dans un intérêt collectif une adhésion à un réseau formalisé de coopération et de mutualisation des activités. L'autre cas d'étude est le cluster de Sarnia-Lambton en Ontario qui présente plusieurs avantages pour l'industrie, tels que l'accès local et compétitif à la matière première, les infrastructures et les sites de production avec les possibilités de symbioses industrielles avec l'industrie chimique, et l'aspect entrepreneurial et éducatif avec les institutions de R&D. Par exemple, en 2003, les instances publiques ont acquis les anciens bureaux de Dow Chemical afin d'y installer un centre de recherche avec l'Université de Western Ontario. C'est une bonne façon de créer un environnement favorable aux relations interpersonnelles et interorganisationnelles. En effet, les centres de recherche offrent un cadre propice aux rencontres formelles/informelles, et à la mise en réseau sectorielle et territoriale. Le rapprochement des partenaires publics et privés et la mise en commun des ressources nécessitent non seulement une proximité physique, mais aussi d'autres types de proximité tels que la proximité organisationnelle, des valeurs et cognitive (short mental distance). Ultimement, ce type de coopération et de mise en commun des activités constitue un avantage concurrentiel stratégique pour les organisations.

10. Références

- AAFC (2008). "Biomass Inventory Mapping and Analysis Tool" (BIMAT). Agriculture and Agri-Food Canada.
- Aalde, H., P. Gonzalez, M. Gytarsky, T. Krug and W. Kurz (2006). "Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre: Agriculture, foresterie et autres affectations des terres." Institute for Global Environmental Strategies 4(4): 1-93.
- Absolon, V. J. and D. Nieuwkerk (2014). "Innovative use of screw press filtration in tailings dewatering plant design." In: Proceedings 12th AusIMM Mill Operators' Conference: 449-456.
- ADB (2017). "Integrated solid waste management for local governments - A practical guide." Asian Development Bank. <http://dx.doi.org/10.22617/TIM178662-2>.
- ADEME (2010). "Analyses de Cycle de Vie appliquées aux biocarburants de première génération consommés en France." Energies Durables DEPD.
- Aden, A., M. Ruth, K. Ibsen, J. Jechura, K. Neeves, J. Sheehan, B. Wallace, L. Montague, A. Slayton and J. Lukas (2002). "Lignocellulosic biomass to ethanol process design and economics utilizing co-current dilute acid prehydrolysis and enzymatic hydrolysis for corn stover", National renewable energy lab golden co.
- Adjallé, K. D., A. Moreau, J.-C. Frigon, S. R. Guiot and S. Barnabé (2012). "Prétraitement des résidus de la collecte à 3 voies pour améliorer leur biométhanisation." Vecteur Environnement 45(4): 54.
- Adler, P., E. Billig, A. Brosowski, J. Daniel-Gromke, I. Falke, E. Fischer, J. Grope, U. Holzhammer, J. Postel and J. Schnutenhaus (2014). "Leitfaden Biogasaufbereitung und-einspeisung."
- Adrien, R. (2011). "Contexte, impacts et débats autour de la production d'agrocarburants versus le droit à l'alimentation", Université de Sherbrooke.
- Agrooif (2011). "Améliorer l'Efficacité Agro-environnementale des Systèmes Agroforestiers." Groupe de Travail 3 – SOL Ministère de l'Alimentation de l'Agriculture et de la Pêche.
- Agrosphère (2009). "Usine pilote de bioéthanol cellulosique et coproduits." Demande de financement Fonds de technologies du développement durable 2009A-1526 (Groupe Lépine).
- Al Seadi, T., D. Ruiz, H. Prassl, M. Kottner, T. Finsterwaldes, S. Volke and R. Janssens (2008). "Handbook of biogas." University of Southern Denmark, Esbjerg. <https://www.lemvigbiogas.com/BiogasHandbook.pdf>
- Alexandri, M., R. Schneider and J. Venus (2018). "Membrane technologies for lactic acid separation from fermentation broths derived from renewable resources." Membranes 8(4): 94.
- Al-Kaisi, M. and H. M. Hanna (2002). "Resource conservation practices: Residue management and cultural practices."
- Alkaya, E., M. Böğürücü and F. Ulutaş (2014). "Industrial symbiosis in Iskenderun Bay: A journey from pilot applications to a national Program in Turkey." Technology Development Foundation of Turkey.
- Allen, E., J. D. Browne and J. D. Murphy (2013). "Evaluation of the biomethane yield from anaerobic co-digestion of nitrogenous substrates." Environmental technology 34(13-14): 2059-2068.

- Altieri, M. A. (2009). "The ecological impacts of large-scale agrofuel monoculture production systems in the Americas." *Bulletin of Science, Technology & Society* 29(3): 236-244.
- Amani, T., M. Nosrati, S. Mousavi and R. Kermanshahi (2011). "Study of syntrophic anaerobic digestion of volatile fatty acids using enriched cultures at mesophilic conditions." *International Journal of Environmental Science & Technology* 8(1): 83-96.
- Anderson, R. C. (2012). "The Economics of Anaerobic Digester Technology for Ontario Farmers." Master of Science in Food, Agricultural and Resource Economics The University of Guelph
- Andreoli, C. V., M. Von Sperling, F. Fernandes and M. Ronteltap (2007). *Sludge treatment and disposal*, IWA publishing.
- Andrews, S. S. (2006). *Crop residue removal for biomass energy production: Effects on soils and recommendations*, USDA Natural Resources Conservation Service Washington.
- Angelidaki, I. and L. Ellegaard (2003). "Codigestion of manure and organic wastes in centralized biogas plants." *Applied biochemistry and biotechnology* 109(1-3): 95-105.
- AQ (2012). "AQ réseau" [Geodatabase]. Adresses Québec (AQ).
- AQPER (2018). "Le pouvoir des énergies renouvelables." Association québécoise de la production d'énergie renouvelable (AQPER).
- Argo, A. M., E. C. Tan, D. Inman, M. H. Langholtz, L. M. Eaton, J. J. Jacobson, C. T. Wright, D. J. Muth, M. M. Wu and Y. W. Chiu (2013). "Investigation of biochemical biorefinery sizing and environmental sustainability impacts for conventional bale system and advanced uniform biomass logistics designs." *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 7(3): 282-302.
- Armah, P., A. Archer and G. C. Phillips (2011). "Drivers leading to higher food prices: biofuels are not the main factor." *Biofuels*: 19-36.
- Arrouays, D., J. Balesdent, J.-C. Germon, P.-A. Jayet, J.-F. Soussana and P. Stengel (2002). "Stocker du carbone dans les sols agricoles de France." *Expertise Scientifique Collective.*, INRA, Paris 330.
- Ashton, W. (2008). "Understanding the organization of industrial ecosystems: A social network approach." *Journal of Industrial Ecology* 12(1): 34-51.
- Ashton, W. S. and A. C. Bain (2012). "Assessing the "Short Mental Distance" in Eco-Industrial Networks." *Journal of Industrial Ecology* 16(1): 70-82.
- Auffhammer, M. and P. Berck (2012). "Farm Acreage Shocks and Food Prices: An SVAR Approach to Understanding the Impacts of Biofuels."
- Auzanneau, M. (2015). "Or noir: la grande histoire du pétrole", La découverte.
- Auzanneau, M. (2019). "Pic pétrolier probable d'ici 2025, selon l'Agence internationale de l'énergie." *Le Monde Oil Man Chronique du début de la fin du pétrole*.
- Awe, O. W., Y. Zhao, A. Nzihou, D. P. Minh and N. Lyczko (2017). "A review of biogas utilisation, purification and upgrading technologies." *Waste and Biomass Valorization* 8(2): 267-283.
- Ayres, R. U. and L. Ayres (2002). "A handbook of industrial ecology Edward Elgar." Cheltenham (UK): 680.

- Baas, L. W. and D. Huisingh (2008). "The synergistic role of embeddedness and capabilities in industrial symbiosis: Illustration based upon 12 years of experiences in the Rotterdam Harbour and Industry Complex." *Progress in Industrial Ecology, An International Journal* 5(5-6): 399-421.
- Babaei, A. and J. Shayegan (2011). Effect of organic loading rates (OLR) on production of methane from anaerobic digestion of vegetables waste. *World Renewable Energy Congress-Sweden*; 8-13 May; 2011; Linköping; Sweden, Linköping University Electronic Press.
- Bajwa, D., G. Pourhashem, A. Ullah and S. Bajwa (2019). "A concise review of current lignin production, applications, products and their environmental impact." *Industrial Crops and Products* 139: 111526.
- Balan, V. (2014). "Current challenges in commercially producing biofuels from lignocellulosic biomass." *ISRN biotechnology* 2014.
- Banerjee, A. (2011). "Food, feed, fuel: transforming the competition for grains." *Development and Change* 42(2): 529-557.
- Banerjee, G., J. S. Scott-Craig and J. D. Walton (2010). "Improving enzymes for biomass conversion: a basic research perspective." *Bioenergy research* 3(1): 82-92.
- Banks, C., S. Heaven, Y. Zhang and U. Baier (2018). "Food waste digestion: anaerobic digestion of food waste for a circular economy."
- Banu, J. R., S. Kaliappan and D. Beck (2006). "High rate anaerobic treatment of Sago wastewater using HUASB with PUF as carrier." *International Journal of Environmental Science & Technology* 3(1): 69-77.
- Bardi, U. (2011). *The limits to growth revisited*, Springer Science & Business Media.
- Bastien, D. (2016). "Début de la construction du centre de traitement des matières organiques par biométhanisation de la SÉMECS." *La Relève*.
- Batstone, D., S. Tait and D. Starrenburg (2009). "Estimation of hydrolysis parameters in full-scale anaerobic digesters." *Biotechnology and bioengineering* 102(5): 1513-1520.
- Bauer, F., C. Hultberg and D. T. Persson Tobias (2013). "Biogas upgrading-REVIEW of commercial technologies (biogasupgradering-Granskning av kommersiella tekniker)". *SGC rapport* 270: 83.
- Baute, K. (2015). *Tall Grass Biomass for Biogas: Investigating the Use of Phragmites australis (Cav.) Trin. ex. Steud. (Common Reed) as an Energy Feedstock in Ontario, Canada*.
- Baute, K., L. L. Van Eerd, D. E. Robinson, P. H. Sikkema, M. Mushtaq and B. H. Gilroyed (2018). "Comparing the biomass yield and biogas potential of phragmites australis with miscanthus X giganteus and panicum virgatum grown in Canada." *Energies* 11(9): 2198.
- Beaudet, P., M. Grenier, M. Giroux and V. Girard (2003). "Description statistique des propriétés chimiques des sols minéraux du Québec: Basée sur les analyses de sols effectuées de 1995 à 2001." *Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec and Institut de recherche et de développement en agroenvironnement Inc.* <http://www.agrireseau.qc.ca/references/6/sols/index.htm>.
- Beckman, J., T. Hertel, F. Taheripour and W. Tyner (2012). "Structural change in the biofuels era." *European Review of Agricultural Economics* 39(1): 137-156.

- Beil, M. (2009). Overview on biogas upgrading technologies. European Biomethane Fuel Conference, Goteborg, Sweden, Biogasmax.
- Bentsen, N., P. Lamers, C. Lalonde, M. Wellisch, V. Dale, I. Bonner, J. Jacobson, I. Stupak, J. Gan and P. Girouard (2017). "Mobilisation of agricultural residues for bioenergy and higher value bio-products: Resources, barriers and sustainability." IEA Bioenergy: 1-125.
- Benyagoub, M., M. Lachance, G. André, N. Bertrand and R. Bertrand (2012). Étude chimie verte, CRIBIQ.
- Berkel, R. V., T. Fujita, S. Hashimoto and M. Fujii (2009). Quantitative assessment of urban and industrial symbiosis in Kawasaki, Japan, ACS Publications.
- Bernier, B., P. Dumoulin and R. Tetreault (2001). "Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique." Gouvernement du Québec Ministère de l'environnement. Service de l'expertise technique en eau.
- BFI (2020). "Canada's Clean Fuel Standard a boost for biofuels industry." Biofuels International (BFI).
- BFI (2020). "Trump administration sets 30% biofuels target in transport fuels by 2050." Feb 21, 2020 Biofuels International (BFI).
- Bhattacharjee, S., S. Datta and C. Bhattacharjee (2007). "Improvement of wastewater quality parameters by sedimentation followed by tertiary treatments." Desalination 212(1-3): 92-102.
- Billa, P., C. Chatain, C. Dersigny, F. Dumoulin, L. Le Mouel, G. Salitot and B. Schmitt (2010). "Le semis direct : une technique à cultiver dans l'Oise ?" Chambre d'agriculture de l'Oise.
- Black, W. R. (2001). "An unpopular essay on transportation." Journal of Transport Geography 9(1): 1-11.
- Boggess, M., H. Stein and J. DeRouche (2018). "Alternative feed ingredients for swine rations." University of Illinois.
- Boix, M., L. Montastruc, C. Azzaro-Pantel and S. Domenech (2015). "Optimization methods applied to the design of eco-industrial parks: a literature review." Journal of Cleaner Production 87: 303-317.
- Boni, M. R., L. D'Aprile and G. De Casa (2004). "Environmental quality of primary paper sludge." Journal of hazardous materials 108(1-2): 125-128.
- Bonner, I. J., D. J. Muth, J. B. Koch and D. L. Karlen (2014). "Modeled impacts of cover crops and vegetative barriers on corn stover availability and soil quality." BioEnergy Research 7(2): 576-589.
- Boons, F. and J. A. Howard-Grenville (2009). The social embeddedness of industrial ecology, Edward Elgar Publishing.
- Boons, F. and W. Spekkink (2012). "Levels of institutional capacity and actor expectations about industrial symbiosis: Evidence from the Dutch stimulation program 1999–2004." Journal of Industrial Ecology 16(1): 61-69.
- Boons, F., M. Chertow, J. Park, W. Spekkink and H. Shi (2017). "Industrial symbiosis dynamics and the problem of equivalence: Proposal for a comparative framework." Journal of Industrial Ecology 21(4): 938-952.
- Borrion, A. L., M. C. McManus and G. P. Hammond (2012). "Environmental life cycle assessment of lignocellulosic conversion to ethanol: a review." Renewable and Sustainable Energy Reviews 16(7): 4638-4650.

- Boudreault, R., D. Drolet and H. Bastien (2019). "Guide pour l'établissement des normes de rejet à une station d'épuration." Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) Direction générale des politiques de l'eau. Direction des eaux usées.
- Bougrier, C., J. P. Delgenès and H. Carrère (2008). "Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion." *Chemical Engineering Journal* 139(2): 236-244.
- Boulding, K. E. (1966). "The economics of the coming spaceship earth." New York. 1-17.
- BP (2013). "statistical review of world energy 2011" British Petroleum (BP), London, UK.
- BP (2019). "Statistical review of world energy 2019" Statistical Review, British Petroleum (BP), London, UK. 6(2018): 00116.
- Braimakis, K., K. Atsonios, K. D. Panopoulos, S. Karellas and E. Kakaras (2014). "Economic evaluation of decentralized pyrolysis for the production of bio-oil as an energy carrier for improved logistics towards a large centralized gasification plant." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 35: 57-72.
- Brechbill, S. C. and W. E. Tyner (2008). The economics of biomass collection, transportation, and supply to Indiana cellulosic and electric utility facilities.
- Bringezu, S., H. Schutz, M. O'Brien, L. Kauppi, R. Howarhi and J. Mcneely (2009). "Vers la production et l'utilisation durables des ressources: Évaluation des biocarburants." PNUE. http://www.unep.org/pdf/Assessing_Biofuels_French.pdf.
- Brings Jacobsen, N. (2007). "Do social factors really matter when companies engage in industrial symbiosis?" *Progress in Industrial Ecology, an International Journal* 4(6): 440-462.
- Brown, C., J. Follings, M. Moran and B. Rosser (2009). "Agronomy Guide for Field Crops-Publication 811." Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs.
- Brown, K. (2014). "Screw Press Dewatering Optimization." BDP Industries Inc.
- Browne, J. D. and J. D. Murphy (2013). "Assessment of the resource associated with biomethane from food waste." *Applied Energy* 104: 170-177.
- Browne, J. D., E. Allen and J. D. Murphy (2013). "Evaluation of the biomethane potential from multiple waste streams for a proposed community scale anaerobic digester." *Environmental technology* 34(13-14): 2027-2038.
- Bruno, G. and I. Giannikos (2015). Location and GIS. Location Science, Springer: 509-536.
- Byrappa, K. and M. Yoshimura (2012). Handbook of hydrothermal technology, William Andrew.
- Calvert, K. E., J. D. Stephen, M. Blair, L. Cabral, R. E. Baxter and W. E. Mabee (2017). Assessing the spatial, economic and environmental implications of biorefining technologies: insights from North America. Handbook on Geographies of Technology, Edward Elgar Publishing.
- Campbell, C. J. and J. H. Laherrère (1998). "The end of cheap oil." *Scientific American* 278(3): 78-83.
- Capareda, S. (2013). Introduction to biomass energy conversions, CRC press.

- Carolan, J. E. (2012). "Viability assessment of regional biomass pre-processing center based bioethanol value chains."
- Carolan, J. E., S. V. Joshi and B. E. Dale (2007). "Technical and financial feasibility analysis of distributed bioprocessing using regional biomass pre-processing centers." *Journal of Agricultural & Food Industrial Organization* 5(2).
- Carrier, M.-A., Lefebvre, R., Rivard, C., Parent, M., Ballard, J.-M., Benoit, N., Vigneault, H., Beaudry, C., Malet, X., Laurencelle, M., Gosselin, J.-S., Ladevèze, P., Thériault, R., Beaudin, I., Michaud, A., Pugin, A., Morin, R., Crow, H., Gloaguen, E., Bleser, J., Martin, A., Lavoie, D. (2013). "Portrait des ressources en eau souterraine en Montérégie Est, Québec, Canada." Projet réalisé conjointement par l'INRS, la CGC, l'OBV Yamaska et l'IRDA dans le cadre du Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines. Rapport final INRS R-1433 https://www.environnement.gouv.qc.ca/_PACES/rapports-projets/MonteregieEst/MON-scientif-INRS-201306.pdf.
- Carus, M. and L. Dammer (2018). "The Circular Bioeconomy—Concepts, Opportunities, and Limitations." *Industrial Biotechnology* 14(2): 83-91.
- CEM (2011). "Chemical Engineering Magazine Plant Cost Index." *Chemical Engineering Magazine (CEM)*.
- Cerceau, J., N. Mat, G. Junqua, L. Lin, V. Laforest and C. Gonzalez (2014). "Implementing industrial ecology in port cities: international overview of case studies and cross-case analysis." *Journal of Cleaner Production* 74: 1-16.
- Cervo, H., S. Ogé, A. S. Maqbool, F. Mendez Alva, L. Lessard, A. Bredimas, J.-H. Ferrasse and G. Van Eetvelde (2019). "A case study of industrial symbiosis in the Humber region using the EPOS methodology." *Sustainability* 11(24): 6940.
- Chai, L. and C. M. Saffron (2016). "Comparing pelletization and torrefaction depots: Optimization of depot capacity and biomass moisture to determine the minimum production cost." *Applied Energy* 163: 387-395.
- Chambers, A., R. Lal and K. Paustian (2016). "Soil carbon sequestration potential of US croplands and grasslands: Implementing the 4 per Thousand Initiative." *Journal of Soil and Water Conservation* 71(3): 68A-74A.
- Chandio, I. A., A. N. B. Matori, K. B. WanYusof, M. A. H. Talpur, A.-L. Balogun and D. U. Lawal (2013). "GIS-based analytic hierarchy process as a multicriteria decision analysis instrument: a review." *Arabian Journal of Geosciences* 6(8): 3059-3066.
- Chandra, R., H. Takeuchi and T. Hasegawa (2012). "Methane production from lignocellulosic agricultural crop wastes: A review in context to second generation of biofuel production." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16(3): 1462-1476.
- Chandra, R., V. Vijay, P. Subbarao and T. Khura (2011). "Performance evaluation of a constant speed IC engine on CNG, methane enriched biogas and biogas." *Applied Energy* 88(11): 3969-3977.
- Chartier, A. (2019). *Analyse de nouveaux modèles de symbiose industrielle axés sur la transformation de l'éthanol pour la zone industrialo-portuaire Varennes-Contrecoeur*, Université de Sherbrooke.
- Chen, X., E. Kuhn, E. W. Jennings, R. Nelson, L. Tao, M. Zhang and M. P. Tucker (2016). "DMR (deacetylation and mechanical refining) processing of corn stover achieves high monomeric sugar concentrations

- (230 g L⁻¹) during enzymatic hydrolysis and high ethanol concentrations (> 10% v/v) during fermentation without hydrolysate purification or concentration." *Energy & Environmental Science* 9(4): 1237-1245.
- Chen, X., J. Shekiri, T. Pschorn, M. Sabourin, M. P. Tucker and L. Tao (2015). "Techno-economic analysis of the deacetylation and disk refining process: characterizing the effect of refining energy and enzyme usage on minimum sugar selling price and minimum ethanol selling price." *Biotechnology for biofuels* 8(1): 173.
- Cheneval, E., A. Adam-Poupart and J. Zayed (2011). "La crise alimentaire, le développement durable et les biocarburants: perspectives d'avenir." [VertigO] *La revue électronique en sciences de l'environnement* 11(1).
- Chertow, M. R. (2000). "Industrial symbiosis: literature and taxonomy." *Annual review of energy and the environment* 25(1): 313-337.
- Chevalier, P. (1996). *Technologies d'assainissement et prévention de la pollution. Guide d'étude*, Sainte-Foy, Québec.
- Chirat, C. (2017). "Use of vegetal biomass for biofuels and bioenergy. Competition with the production of bioproducts and materials?" *Comptes Rendus Physique* 18(7-8): 462-468.
- Chiriboga, G., A. De La Rosa, C. Molina and S. Velarde (2020). "Energy return on investment (EROI) and life cycle analysis (LCA) of biofuels in Ecuador." *Heliyon* 6(6): e04213.
- Christensen, P., L. R. Dysert, J. Bates, D. Burton, R. Creese and J. Hollmann (2005). "Cost Estimate Classification system-as applied in engineering, procurement, and construction for the process industries." AACE, Inc 2011.
- Clearwater, R. L., T. Martin and T. Hoppe (2016). "L'agriculture écologiquement durable au Canada : Série sur les indicateurs agroenvironnementaux - Rapport n° 4." *Agriculture et Agroalimentaire Canada*.
- Clément, M. F., D. Angers, M. A. Bolinder, A. N'Dayegamiye and L.-E. Parent (2009). "Chapitre 2 - La gestion de la matière organique. In: Guide de référence en fertilisation CRAAQ, 2e édition." Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ).
- Cleveland, C. J. (2005). "Net energy from the extraction of oil and gas in the United States." *Energy* 30(5): 769-782.
- Cleveland, C. J., R. Costanza, C. A. Hall and R. Kaufmann (1984). "Energy and the US economy: a biophysical perspective." *Science* 225(4665): 890-897.
- Cleveland, C. J., R. K. Kaufmann and D. I. Stern (2000). "Aggregation and the role of energy in the economy." *Ecological Economics* 32(2): 301-317.
- Comber, A., J. Dickie, C. Jarvis, M. Phillips and K. Tansey (2015). "Locating bioenergy facilities using a modified GIS-based location-allocation-algorithm: Considering the spatial distribution of resource supply." *Applied Energy* 154: 309-316.
- Cotterman, K. A., A. D. Kendall, B. Basso and D. W. Hyndman (2018). "Groundwater depletion and climate change: future prospects of crop production in the Central High Plains Aquifer." *Climatic change* 146(1): 187-200.

- Cran, J. (1981). "Improved factored method gives better preliminary cost estimates." *Chem. Eng* 74: 65-79.
- CTF (2020). "22nd Annual Gas Tax Honesty Report." Canadian Taxpayers Federation Calgary (AB).
- Cundiff, J. S. and R. D. Grisso (2008). "Containerized handling to minimize hauling cost of herbaceous biomass." *Biomass and Bioenergy* 32(4): 308-313.
- Dale, B. (2017). "A sober view of the difficulties in scaling cellulosic biofuels." *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 1(11): 5-7.
- Dale, B. (2018). "Time to Rethink Cellulosic Biofuels?" *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 12(1): 5-7.
- Dale, B. E. (2015). "A New Industry Has Been Launched: The Cellulosic Biofuels Ship (Finally) Sails." *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 9(1): 1-3.
- Dale, B. E., B. D. Bals, S. Kim and P. Eranki (2010). *Biofuels done right: land efficient animal feeds enable large environmental and energy benefits*, ACS Publications.
- Dale, B. E., J. E. Anderson, R. C. Brown, S. Csonka, V. H. Dale, G. Herwick, R. D. Jackson, N. Jordan, S. Kaffka and K. L. Kline (2014). "Take a closer look: biofuels can support environmental, economic and social goals." *Environmental science & technology* 48(13): 7200-7203.
- Dansereau, L. P. (2013). *Cadre de planification intégrée de la chaîne logistique pour la gestion et l'évaluation de stratégies de bioraffinage forestier*.
- Dansereau, L. P., M. M. El-Halwagi and P. R. Stuart (2012). "Value-chain management considerations for the biorefinery." *Integrated Biorefineries: Design, Analysis and Optimization*: 195-250.
- Dareioti, M. A., S. N. Dokianakis, C. Zafiri and M. Kornaros (2010). "Enhancement of biogas production by using a two-stage process for the anaerobic digestion of cheese whey." *Linnaeus Eco-Tech*: 130-140.
- Davies, J., M. Grant, J. Venezia and J. Aamidor (2007). "Greenhouse gas emissions of the US transportation sector: Trends, uncertainties, and methodological improvements." *Transportation research record* 2017(1): 41-46.
- Davis, R. E., N. J. Grundl, L. Tao, M. J. Bidy, E. C. Tan, G. T. Beckham, D. Humbird, D. N. Thompson and M. S. Roni (2018). *Process Design and Economics for the Conversion of Lignocellulosic Biomass to Hydrocarbon Fuels and Coproducts: 2018 Biochemical Design Case Update; Biochemical Deconstruction and Conversion of Biomass to Fuels and Products via Integrated Biorefinery Pathways*, National Renewable Energy Lab.(NREL), Golden, CO (United States).
- Davis, R., C. Kinchin, J. Markham, E. Tan, L. Laurens, D. Sexton, D. Knorr, P. Schoen and J. Lukas (2014). *Process design and economics for the conversion of algal biomass to biofuels: algal biomass fractionation to lipid-and carbohydrate-derived fuel products*, National Renewable Energy Lab.(NREL), Golden, CO (United States).
- Davis, R., J. Markham, C. Kinchin, N. Grundl, E. C. Tan and D. Humbird (2016). *Process design and economics for the production of algal biomass: algal biomass production in open pond systems and processing through dewatering for downstream conversion*, National Renewable Energy Lab.(NREL), Golden, CO (United States).

- Davis, R., L. Tao, C. Scarlata, E. Tan, J. Ross, J. Lukas and D. Sexton (2015). *Process Design and Economics for the Conversion of Lignocellulosic Biomass to Hydrocarbons: Dilute-Acid and Enzymatic Deconstruction of Biomass to Sugars and Catalytic Conversion of Sugars to Hydrocarbons*, National Renewable Energy Lab.(NREL), Golden, CO (United States). NREL/TP-5100-62498.
- de Jong, E., A. Higson, P. Walsh and M. Wellisch (2012). "Bio-based chemicals value added products from biorefineries." IEA Bioenergy, Task42 Biorefinery 34.
- de Jong, S., R. Hoefnagels, E. Wetterlund, K. Pettersson, A. Faaij and M. Junginger (2017). "Cost optimization of biofuel production—The impact of scale, integration, transport and supply chain configurations." *Applied Energy* 195: 1055-1070.
- de Lange, C. F., C. H. Zhu, S. Niven, D. Columbus and D. Woods (2006). *Swine liquid feeding: nutritional considerations*. 27th Western Nutrition Conference, Winnipeg, Manitoba, Canada, 19-20 September 2006, Western Nutrition Conference Committee.
- de Milieux, Z. (2014). "Sludge dewatering." SNF FLOERGER.
- de Vaugelas, F. (2020). "Covid-19 : Les biocarburants subissent la crise." *Formule Verte*.
- Delivand, M. K., A. R. B. Cammerino, P. Garofalo and M. Monteleone (2015). "Optimal locations of bioenergy facilities, biomass spatial availability, logistics costs and GHG (greenhouse gas) emissions: a case study on electricity productions in South Italy." *Journal of Cleaner Production* 99: 129-139.
- Demirbas, A. (2009). "Political, economic and environmental impacts of biofuels: A review." *Applied energy* 86: S108-S117.
- Deublein, D. and A. Steinhauser (2011). *Biogas from waste and renewable resources: an introduction*, John Wiley & Sons.
- Devlin, G., A. Sosa and M. Acuna (2016). *Solving the woody supply chain for Ireland's expanding biomass sector: A case study*. *Biomass Supply Chains for Bioenergy and Biorefining*, Elsevier: 333-355.
- DOE (2004). "Cost Estimating Guide for Program and Project Management." U.S. Department of Energy (DOE), Office of Management, Budget and Evaluation, DOE G 430.1-1X.
- Doménech, T. and M. Davies (2011). "The role of embeddedness in industrial symbiosis networks: Phases in the evolution of industrial symbiosis networks." *Business Strategy and the Environment* 20(5): 281-296.
- Domínguez-Perles, R. I., D. A. Moreno and C. García-Viguera (2018). "Waking up from four decades' long dream of valorizing agro-food byproducts: Toward practical applications of the gained knowledge." *Journal of agricultural and food chemistry* 66(12): 3069-3073.
- Dong, J. (2008). *GIS and location theory based bioenergy systems planning*, University of Waterloo.
- Doppelbauer, R., H. Esterbauer, W. Steiner, R. Lafferty and H. Steinmüller (1987). "The use of lignocellulosic wastes for production of cellulase by *Trichoderma reesei*." *Applied microbiology and biotechnology* 26(5): 485-494.
- Drosig, B. (2013). *Process monitoring in biogas plants*, IEA Bioenergy Paris.

- Duffy, R. and L. Marchand (2013). "Development of a business case for a cornstalks to bioprocessing venture." Ontario Federation of Agriculture.
- Ebadian, M. (2013). "Design and scheduling of agricultural biomass supply chain for a cellulosic ethanol plant." Doctoral dissertation, Department of Wood, University of British Columbia.
- Ebadian, M. (2013). "Optimal design of agricultural biomass supply chain for a cellulosic ethanol plant." Ph.D. Thesis, Department of Wood, University of British Columbia.
- Ebadian, M., S. Sokhansanj and E. Webb (2017). "Estimating the required logistical resources to support the development of a sustainable corn stover bioeconomy in the USA." *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 11(1): 129-149.
- EC (2015). "Memorandum to minister – Potential federal/provincial approaches to carbon pricing." Environnement Canada (EC).
- EC (2018). "Canadian Climate Normals 1981-2010 Station Data." Climate Normals & Averages [Database], Environnement Canada (EC).
- ECCC (2020). "Méthode du modèle ACV des combustibles." Environnement et changement climatique Canada (ECCC) En4-418/2020F-PDF.
- ECCC (2020). "Rapport d'inventaire national 1990-2018 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada." Environnement et changement climatique Canada (ECCC).
- ECCC (2020). "Règlement sur les combustibles propres : méthode de quantification pour l'intégration d'électricité à faible intensité en carbone." Environnement et changement climatique Canada (ECCC).
- ECCC (2020). "Résumé de l'étude d'impact de la réglementation." La Gazette du Canada, Partie I, volume 154, numéro 51 : Règlement sur les combustibles propres.
- ECCC (2021). "Règlement sur les combustibles propres." Environnement et changement climatique Canada (ECCC)
- Egbendewe-Mondzozo, A., S. M. Swinton, B. D. Bals and B. E. Dale (2013). "Can dispersed biomass processing protect the environment and cover the bottom line for biofuel?" *Environmental science & technology* 47(3): 1695-1703.
- Eggleston, H., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara and K. Tanabe (2006). "2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories."
- EIA (2012). "Annual Energy Outlook 2012." Energy Information Administration (EIA) US Department of Energy.
- Eksioglu, S. D., S. Rebennack and P. M. Pardalos (2015). *Handbook of Bioenergy*, Springer.
- Ekstrand, E.-M. (2019). *Anaerobic digestion in the kraft pulp and paper industry: Challenges and possibilities for implementation*, Linköping University Electronic Press.
- Elarde, J. R. and Bergman, R. A. (2001). *The Cost of Membrane Filtration for Municipal Water Supplies*, AWWA Membrane Conference Proceedings.
- Énergir (2019). "Calculez vos économies de coûts de carburant." Retrieved 2020-05-31, from <https://calculateur-transport.energir.com/>.

- Énergir (2020). "Natural gas distribution." Retrieved 2020-05-31, from <https://www.energir.com/en/about/our-energies/natural-gas/compressed-natural-gas/>.
- Énergir (2020). "Site web – Prix de fourniture de gaz naturel."
- Énergir (2020). "Véhicules et moteurs." Retrieved 2020-05-31, from <https://www.energir.com/fr/transport/technologie/vehicules-et-moteurs/>.
- Eranki, P. L. and B. E. Dale (2011). "Comparative life cycle assessment of centralized and distributed biomass processing systems combined with mixed feedstock landscapes." *Gcb Bioenergy* 3(6): 427-438.
- Eranki, P. L., B. D. Bals and B. E. Dale (2011). "Advanced regional biomass processing depots: a key to the logistical challenges of the cellulosic biofuel industry." *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 5(6): 621-630.
- Esposito, G., L. Frunzo, F. Liotta, A. Panico and F. Pirozzi (2012). "Bio-methane potential tests to measure the biogas production from the digestion and co-digestion of complex organic substrates." *The Open Environmental Engineering Journal* 5(1).
- ESRI (2017). "Algorithms used by the ArcGIS Network Analyst extension."
- ESRI (2017). "Solve Location-Allocation."
- ESRI (2017). *Esri Support GIS Dictionary*, ESRI Press.
- Esteves, S., M. Miltner and S. Fletch (2012). "Monitoring review and guide for the optimisation of anaerobic digestion and biomethane plants." Full Report.
- EU (2009). "Directive 2009/28/EC of the European Parliament and of the Council of 23 April 2009 on the promotion of the use of energy from renewable sources and amending and subsequently repealing Directives 2001/77/EC and 2003/30/EC." *Official Journal of the European Union* 5: 2009.
- FADQ (2016). "Base de données des parcelles et productions agricoles déclarées." *La Financière Agricole du Québec Direction des technologies et de la sécurité*.
- Fagnart, J.-F. and M. Germain (2016). "Net energy ratio, EROEI and the macroeconomy." *Structural Change and Economic Dynamics* 37: 121-126.
- Falk, H. and H. Benz (2011). *Monitoring the anaerobic digestion process*, IRC-Library, Information Resource Center der Jacobs University Bremen.
- FAO (2008). "Les biocarburants : perspectives, risques et opportunités ".
- Fargione, J., J. Hill, D. Tilman, S. Polasky and P. Hawthorne (2008). "Land clearing and the biofuel carbon debt." *Science* 319(5867): 1235-1238.
- Farrell, A. E., R. J. Plevin, B. T. Turner, A. D. Jones, M. O'hare and D. M. Kammen (2006). "Ethanol can contribute to energy and environmental goals." *Science* 311(5760): 506-508.
- Farzaneh-Gord, M. and S. Branch (2011). "Real and ideal gas thermodynamic analysis of single reservoir filling process of natural gas vehicle cylinders." *J. Theor. Appl. Mech. Sofia* 41(2): 21-36.

- Farzaneh-Gord, M., H. R. Rahbari and M. Deymi-Dashtebayaz (2014). "Effects of natural gas compositions on CNG fast filling process for buffer storage system." *Oil & Gas Science and Technology–Revue d'IFP Energies nouvelles* 69(2): 319-330.
- Field, C. B., J. E. Campbell and D. B. Lobell (2008). "Biomass energy: the scale of the potential resource." *Trends in ecology & evolution* 23(2): 65-72.
- Forman, E. and T. Saaty (2002). "Expert Choice, Inc." Pittsburgh, PA, USA Software Package.
- Franzese, O. and D. Davidson (2011). "Effect of weight and roadway grade on the fuel economy of class-8 freight trucks." Oak Ridge, TN: Oak Ridge National Laboratory (ORNL).
- Franzluebbers, A. J. (2005). "Soil organic carbon sequestration and agricultural greenhouse gas emissions in the southeastern USA." *Soil and Tillage research* 83(1): 120-147.
- Frosch, R. A. and N. E. Gallopoulos (1989). "Strategies for manufacturing." *Scientific American* 261(3): 144-152.
- Gagnon, N., C. A. Hall and L. Brinker (2009). "A preliminary investigation of energy return on energy investment for global oil and gas production." *Energies* 2(3): 490-503.
- Garrett, D. E. (2012). *Chemical engineering economics*, Springer Science & Business Media.
- Gasser, M., O. Bolinder, S. Martel, D. Poulin, I. Beaudin, A. Michaud and A. Drouin (2010). "Impacts agroenvironnementaux associés à la culture et au prélèvement de biomasses végétales agricoles pour la production de bioproduits industriels." *Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA)*.
- Gehlhar, M. J., A. Somwaru and A. Winston (2010). "Effects of Increased Biofuels on the US Economy in 2022." *USDA-ERS Economic Research Report*(102).
- Gerardi, M. H. (2003). *The microbiology of anaerobic digesters*, John Wiley & Sons.
- Gibbs, D. (2003). "Trust and networking in inter-firm relations: the case of eco-industrial development." *Local economy* 18(3): 222-236.
- Giroux, Y. (2020). "Carbon pricing for the Paris target: Closing the gap with output-based pricing." *Parliamentary Budget Officer (PBO)*. .
- Glassner, D., J. Hettenhaus and T. Schechinger (1999). "Corn stover potential: recasting the corn sweetener industry." *Perspectives on new crops and new uses*: 74-82.
- Gold, S. and S. Seuring (2011). "Supply chain and logistics issues of bio-energy production." *Journal of cleaner production* 19(1): 32-42.
- Goldemberg, J. (2007). "Ethanol for a sustainable energy future." *science* 315(5813): 808-810.
- Golecha, R. and J. Gan (2016). "Effects of corn stover year-to-year supply variability and market structure on biomass utilization and cost." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 57: 34-44.
- Gonzales, D. S. and S. W. Searcy (2017). "GIS-based allocation of herbaceous biomass in biorefineries and depots." *Biomass and Bioenergy* 97: 1-10.
- Graboski, M. S. (2002). "Fossil energy use in the manufacture of corn ethanol." *National Corn Growers Association*, Washington, DC: 1-122.

- Green, D. W. and M. Z. Southard (2019). Perry's chemical engineers' handbook, McGraw-Hill Education.
- Greenfield Global (2017). "Processus consultatif en vue de l'élaboration du premier plan directeur en transition, innovation et efficacité énergétiques pour le Québec." Mémoire présenté à Transition énergétique Québec Greenfield Global (GG).
- Greenfield Global (2019). "Greenfield Global entreprend les prochaines étapes pour accroître la production de sa bioraffinerie de Varennes à la suite du projet de règlement concernant le volume minimal de carburant renouvelable au Québec."
- Greenfield Global (2021). "Site web."
- Gregson, N., M. Crang, F. U. Ahamed, N. Akter, R. Ferdous, S. Foissal and R. Hudson (2012). "Territorial agglomeration and industrial symbiosis: Sitakunda-Bhatiary, Bangladesh, as a secondary processing complex." *Economic Geography* 88(1): 37-58.
- Guo, T., Englehardt, J., & Wu, T. (2014). Review of cost versus scale: water and wastewater treatment and reuse processes. *Water Science and Technology*, 69(2), 223-234.
- Hahn, H., K. Hartmann, L. Böhle and M. Wachendorf (2015). "Comparative life cycle assessment of biogas plant configurations for a demand oriented biogas supply for flexible power generation." *Bioresource technology* 179: 348-358.
- Hall, C. A. (2016). *Energy return on investment: a unifying principle for biology, economics, and sustainability*, Springer.
- Hall, C. A. and C. J. Cleveland (1981). "Petroleum drilling and production in the United States: Yield per effort and net energy analysis." *Science* 211(4482): 576-579.
- Hall, C. A. and K. Klitgaard (2018). *Energy and the wealth of nations: An introduction to biophysical economics*, Springer.
- Hall, C. A., B. E. Dale and D. Pimentel (2011). "Seeking to understand the reasons for different energy return on investment (EROI) estimates for biofuels." *Sustainability* 3(12): 2413-2432.
- Hall, C. A., C. J. Cleveland and R. Kaufmann (1986). "Energy and resource quality: the ecology of the economic process."
- Hall, C. A., J. G. Lambert and S. B. Balogh (2014). "EROI of different fuels and the implications for society." *Energy policy* 64: 141-152.
- Hall, C. A., S. Balogh and D. J. Murphy (2009). "What is the minimum EROI that a sustainable society must have?" *Energies* 2(1): 25-47.
- Hamedani, H. K. (2015). *Logistics modeling of biomass supply chain in Ontario*, University of British Columbia.
- Hamilton, D. (2012). "Anaerobic digestion of animal manures: methane production potential of waste materials."
- Hamilton, D. W. and H. Zhang (2011). *Solids content of wastewater and manure*, Division of Agricultural Sciences and Natural Resources, Oklahoma State
- Hammerschlag, R. (2006). "Ethanol's energy return on investment: A survey of the literature 1990–present." *Environmental science & technology* 40(6): 1744-1750.

- Hansen, T. L., J. E. Schmidt, I. Angelidaki, E. Marca, J. la Cour Jansen, H. Mosbæk and T. H. Christensen (2004). "Method for determination of methane potentials of solid organic waste." *Waste management* 24(4): 393-400.
- Hansson, P.-A. and H. Fredriksson (2004). "Use of summer harvested common reed (*Phragmites australis*) as nutrient source for organic crop production in Sweden." *Agriculture, ecosystems & environment* 102(3): 365-375.
- Hartmann, H. and B. K. Ahring (2005). "Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: influence of co-digestion with manure." *Water research* 39(8): 1543-1552.
- Harvey, L. D. (2010). *Energy and the new reality 2: carbon-free energy supply*, Routledge.
- Hatfield, J., L. Wright-Morton and B. Hall (2018). "Vulnerability of grain crops and croplands in the Midwest to climatic variability and adaptation strategies." *Climatic Change* 146(1): 263-275.
- Haug, R. T., D. C. Stuckey, J. M. Gossett and P. L. McCarty (1978). "Effect of thermal pretreatment on digestibility and dewaterability of organic sludges." *Journal (Water Pollution Control Federation)*: 73-85.
- Hénin, F. (2020). "Une possible relance du bioéthanol par Joe Biden." *le Betteravier*.
- Henze, M., M. C. van Loosdrecht, G. A. Ekama and D. Brdjanovic (2008). *Biological wastewater treatment*, IWA publishing.
- Hess, J. R., C. T. Wright, K. L. Kenney and E. M. Searcy (2009). *Uniform-Format Solid Feedstock Supply System: A Commodity-Scale Design to Produce an Infrastructure-Compatible Bulk Solid from Lignocellulosic Biomass--Executive Summary*, Idaho National Laboratory (INL).
- Hess, J., K. Kenney, L. Ovard, E. Searcy and C. Wright (2009). "Commodity-scale production of an infrastructure-compatible bulk solid from herbaceous lignocellulosic biomass." *Idaho National Laboratory, Idaho Falls, ID* 6: 163.
- Hewes, A. K. and D. I. Lyons (2008). "The humanistic side of eco-industrial parks: champions and the role of trust." *Regional studies* 42(10): 1329-1342.
- Hii, K., R. Parthasarathy, S. Baroutian, D. J. Gapes and N. Eshtiaghi (2013). "Hydrothermal processing of sludge-a review." *Chemeca 2013: Challenging Tomorrow*: 491.
- Hill, J., S. Polasky, E. Nelson, D. Tilman, H. Huo, L. Ludwig, J. Neumann, H. Zheng and D. Bonta (2009). "Climate change and health costs of air emissions from biofuels and gasoline." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106(6): 2077-2082.
- Hobbs, P., A. Ward and G. Pardo (2007). "Biogas for agriculture." *Iger Innovations*.
- Holm-Nielsen, J. and E. A. Ehimen (2016). *Biomass supply chains for bioenergy and biorefining*, Woodhead Publishing.
- Hoskinson, R. L., D. L. Karlen, S. J. Birrell, C. W. Radtke and W. Wilhelm (2007). "Engineering, nutrient removal, and feedstock conversion evaluations of four corn stover harvest scenarios." *Biomass and Bioenergy* 31(2-3): 126-136.
- HUBER (2017). "Screw Press Q-PRESS." *HUBER Technology*.

- HUBER (2020). "Sludge dewatering with the HUBER Screw Press Q-PRESS." Retrieved 2020-05-31, from <https://www.huber.de/cn/huber-report/ablage-berichte/sludge-treatment/sludge-dewatering-with-the-huber-screw-press-q-pressr.html>.
- Humbird, D., R. Davis, L. Tao, C. Kinchin, D. Hsu, A. Aden, P. Schoen, J. Lukas, B. Olthof and M. Worley (2011). "Process design and economics for biochemical conversion of lignocellulosic biomass to ethanol: dilute-acid pretreatment and enzymatic hydrolysis of corn stover", National Renewable Energy Lab. (NREL), Golden, CO (United States).
- Hydro-Québec (2021). "Tarif L - Tarif industriel – Clientèle de grande puissance."
- IEA (2017). Technology roadmap: Delivering sustainable bioenergy, International Energy Agency (IEA). Paris, France.
- IEA (2018). "World energy outlook 2018", International Energy Agency (IEA). Paris, France.
- IEA (2019). "World energy outlook 2019", International Energy Agency (IEA). Paris, France.
- IEA (2021). "Data and statistics", International Energy Agency (IEA). Paris, France.
- Igoni, A. H., M. Ayotamuno, C. Eze, S. Ogaji and S. Probert (2008). "Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste." *Applied energy* 85(6): 430-438.
- IQ (2019). "La fiscalité au Québec - Des mesures favorables à l'investissement 2019." Investissement Québec (IQ).
- IRDA (2012). "Déjections animales " Production 2012. FT015708Fb (02-08-2012). .
- ISO (2006). "14044: Management environnemental-Analyse du cycle de vie-Exigences et lignes directrices." International Organization for Standardization (ISO).
- ISQ (2015). "Profils statistiques par région et MRC géographiques." Institut Statistique Québec (ISQ).
- ISQ (2018). "Superficie des grandes cultures, rendement à l'hectare et production, par région administrative, Québec, 2015-2017." Institut de la statistique du Québec Statistique Canada.
- ISQ (2020). "Superficie des grandes cultures, rendement à l'hectare et production, par regroupement de régions administratives, Québec, 2007-2020." Institut de la statistique du Québec (ISQ).
- Jackson, J. J. (2015). "Optimal uses of biomass resources in distributed applications", University of Kentucky.
- Jacobsen, N. B. (2006). "Industrial symbiosis in Kalundborg, Denmark: a quantitative assessment of economic and environmental aspects." *Journal of industrial ecology* 10(1-2): 239-255.
- Jacobson, J. J., P. Lamers, M. S. Roni, K. G. Cafferty, K. L. Kenney, B. M. Heath and J. K. Hansen (2014). Techno-economic analysis of a biomass depot, Idaho National Lab.(INL), Idaho Falls, ID (United States).
- Jakobsen, G. V. (2014). "Improving nutritional value of pig diets containing local crops and co-products by fermentation and enzyme addition." PhD theses, Department of animal science, Aarhus University.
- Janssen, M. (2012). "Market potential of biorefinery products." DOI: 10.13140/2.1.1157.6007

- Jara-Díaz, S. (2007). *Transport economic theory*. Emerald Group Publishing Limited, 148p.
- Jiang, F., L. Ma, R. Cai, Q. Ma, G. Guo, L. Du and D. Xiao (2017). "Efficient crude multi-enzyme produced by *Trichoderma reesei* using corncob for hydrolysis of lignocellulose." *3 Biotech* 7(5): 339.
- Jiang, J., J. Wu, S. Poncin and H. Z. Li (2016). "Effect of hydrodynamic shear on biogas production and granule characteristics in a continuous stirred tank reactor." *Process Biochemistry* 51(3): 345-351.
- Jiao, W. and F. Boons (2014). "Toward a research agenda for policy intervention and facilitation to enhance industrial symbiosis based on a comprehensive literature review." *Journal of Cleaner Production* 67: 14-25.
- Jingura, R. M. and R. Kamusoko (2017). "Methods for determination of biomethane potential of feedstocks: a review." *Biofuel Research Journal* 4(2): 573-586.
- Johnson, J. M., D. Reicosky, R. Allmaras, D. Archer and W. Wilhelm (2006). "A matter of balance: Conservation and renewable energy." *Journal of soil and water conservation* 61(4): 120A-125A.
- Johnson, J. M., M. D. Coleman, R. Gesch, A. Jaradat, R. Mitchell, D. Reicosky and W. Wilhelm (2007). "Biomass-bioenergy crops in the United States: A changing paradigm."
- Johnson, J. M., R. Allmaras and D. Reicosky (2006). "Estimating source carbon from crop residues, roots and rhizodeposits using the national grain-yield database." *Agronomy journal* 98(3): 622-636.
- Johnson, J. M., W. W. Wilhelm, D. L. Karlen, D. W. Archer, B. Wienhold, D. T. Lightle, D. Laird, J. Baker, T. E. Ochsner and J. M. Novak (2010). "Nutrient removal as a function of corn stover cutting height and cob harvest." *BioEnergy Research* 3(4): 342-352.
- Jones, S. B., P. A. Meyer, L. J. Snowden-Swan, A. B. Padmaperuma, E. Tan, A. Dutta, J. Jacobson and K. Cafferty (2013). *Process design and economics for the conversion of lignocellulosic biomass to hydrocarbon fuels: fast pyrolysis and hydrotreating bio-oil pathway*, Pacific Northwest National Lab.(PNNL), Richland, WA (United States).
- Kagiri, C., L. Zhang and X. Xia (2019). "A Hierarchical Optimisation of a Compressed Natural Gas Station for Energy and Fuelling Efficiency under a Demand Response Program." *Energies* 12(11): 2165.
- Kamm, B., P. R. Gruber and M. Kamm (2006). *Biorefineries-industrial processes and products*, Wiley-VCH Weinheim.
- Kanengoni, A., M. Chimonyo, B. Ndimba and K. Dzama (2015). "Potential of Using Maize Cobs in Pig Diets—A Review." *Asian-Australasian journal of animal sciences* 28(12): 1669.
- Kang, A. J. and Q. Yuan (2017). "Enhanced anaerobic digestion of organic waste." *Solid waste management in rural areas* 7.
- Kapdi, S., V. Vijay, S. Rajesh and R. Prasad (2005). "Biogas scrubbing, compression and storage: perspective and prospectus in Indian context." *Renewable energy* 30(8): 1195-1202.
- Karlen, D. L., J. L. Kovar and S. J. Birrell (2015). "Corn stover nutrient removal estimates for central Iowa, USA." *Sustainability* 7(7): 8621-8634.
- Karlsson, A., X. B. Truong, J. Gustavsson, B. H. Svensson, F. Nilsson and J. Ejlertsson (2011). "Anaerobic treatment of activated sludge from Swedish pulp and paper mills—biogas production potential and limitations." *Environmental technology* 32(14): 1559-1571.

- Karunanithy, C. and K. Muthukumarappan (2010). "Influence of extruder temperature and screw speed on pretreatment of corn stover while varying enzymes and their ratios." *Applied biochemistry and biotechnology* 162(1): 264-279.
- Katsoulis, K., L. Leontides and G. Kontopindis (2016). "Locally produced agricultural by-product as feed sources for pigs." *Journal of Veterinary Science and Medicine* 4: 1-5.
- Kennedy, H. (2020). "USDA targets 30% biofuels by 2050." *BioFuel Digest*.
- Kenney, K., K. G. Cafferty, J. J. Jacobson, I. J. Bonner, G. L. Gresham, W. A. Smith, D. N. Thompson, V. S. Thompson, J. S. Tumuluru and N. Yancey (2013). *Feedstock Supply System Design and Economics for Conversion of Lignocellulosic Biomass to Hydrocarbon Fuels: Conversion Pathway: Biological Conversion of Sugars to Hydrocarbons The 2017 Design Case*, Idaho National Laboratory (INL).
- Kent, C., E. Pope, V. Thompson, K. Lewis, A. A. Scaife and N. Dunstone (2017). "Using climate model simulations to assess the current climate risk to maize production." *Environmental Research Letters* 12(5): 054012.
- Kesri, K. (2012). "Aux États-Unis, l'aide consentie pour les agrocarburants n'est pas renouvelée en 2012." *BioClips Actualité bioalimentaire* Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ), Direction des politiques commerciales et intergouvernementales (volume 20, numéro 1).
- Khalid, A., M. Arshad, M. Anjum, T. Mahmood and L. Dawson (2011). "The anaerobic digestion of solid organic waste." *Waste management* 31(8): 1737-1744.
- Khan, I. U., M. H. D. Othman, H. Hashim, T. Matsuura, A. Ismail, M. Rezaei-DashtArzhandi and I. W. Azelee (2017). "Biogas as a renewable energy fuel—A review of biogas upgrading, utilisation and storage." *Energy Conversion and Management* 150: 277-294.
- Khanna, M. and D. Zilberman (2017). *Handbook of Bioenergy Economics and Policy: Volume II*, Springer.
- Kim, S. and B. E. Dale (2005). "Environmental aspects of ethanol derived from no-tilled corn grain: nonrenewable energy consumption and greenhouse gas emissions." *Biomass and bioenergy* 28(5): 475-489.
- Kim, S. and B. E. Dale (2015). "All biomass is local: The cost, volume produced, and global warming impact of cellulosic biofuels depend strongly on logistics and local conditions." *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 9(4): 422-434.
- Kim, S. and B. E. Dale (2015). "Comparing alternative cellulosic biomass biorefining systems: Centralized versus distributed processing systems." *Biomass and Bioenergy* 74: 135-147.
- Kim, S. and B. E. Dale (2016). "A distributed cellulosic biorefinery system in the US Midwest based on corn stover." *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 10(6): 819-832.
- Kinnunen, V., A. Ylä-Outinen and J. Rintala (2015). "Mesophilic anaerobic digestion of pulp and paper industry biosludge—long-term reactor performance and effects of thermal pretreatment." *Water research* 87: 105-111.
- Klingensfeld, D. (2008). *Corn stover as a bioenergy feedstock: identifying and overcoming barriers for corn stover harvest, storage, and transport*. Massachusetts, United States: John F. Kennedy School of Government.

- Klitkou, A., S. Bolwig, T. Hansen and N. Wessberg (2015). "The role of lock-in mechanisms in transition processes: The case of energy for road transport." *Environmental Innovation and Societal Transitions* 16: 22-37.
- Köbbing, J. F., N. Thevs and S. Zerbe (2013). "The utilisation of reed (*Phragmites australis*): a review." *Mires & Peat* 13.
- Kohlgrüber, K. (2012). Co-rotating twin-screw extruder, Carl Hanser Verlag GmbH Co KG.
- Komulainen, M., P. Simi, E. Hagelberg, I. Ikonen, S. Lyytinen and P. Salmela (2008). "Reed Energy: Possibilities of using the common reed for energy generation in Southern Finland." *Turku university of applied sciences reports* 67: 5-75.
- Kovács, K., G. Szakacs and G. Zacchi (2009). "Comparative enzymatic hydrolysis of pretreated spruce by supernatants, whole fermentation broths and washed mycelia of *Trichoderma reesei* and *Trichoderma atroviride*." *Bioresource Technology* 100(3): 1350-1357.
- Krawczyk, H. (2013). Separation of Biomass Components by Membrane Filtration-Process Development for Hemicellulose Recovery, Lund University.
- Krich, K., A. Augenstein, J. Batmale, J. Benemann, B. Rutledge and D. Salour (2005). "Upgrading dairy biogas to biomethane and other fuels." *Biomethane from Dairy Waste-A Sourcebook for the Production and Use of Renewable Natural Gas in California*: 47-69.
- Krishania, M., V. Kumar, V. K. Vijay and A. Malik (2013). "Analysis of different techniques used for improvement of biomethanation process: a review." *Fuel* 106: 1-9.
- Kubiszewski, I., C. J. Cleveland and P. K. Endres (2010). "Meta-analysis of net energy return for wind power systems." *Renewable energy* 35(1): 218-225.
- Kühmaier, M., C. Kanzian and K. Stampfer (2014). "Identification of potential energy wood terminal locations using a spatial multicriteria decision analysis." *Biomass and Bioenergy* 66: 337-347.
- Kundu, K., S. Sharma and T. Sreekrishnan (2017). "Influence of process parameters on anaerobic digestion microbiome in bioenergy production: towards an improved understanding." *BioEnergy Research* 10(1): 288-303.
- Kwietniewska, E. and J. Tys (2014). "Process characteristics, inhibition factors and methane yields of anaerobic digestion process, with particular focus on microalgal biomass fermentation." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 34: 491-500.
- Lafond, N. (2009). "L'utilisation judicieuse des ingrédients alternatifs en alimentation porcine : une bonne façon de réduire ses coûts d'alimentation." *Aliments breton inc. Expo-congrès du porc du Québec*
- Lafrance, É. (2020). "L'éthanol au temps de la COVID-19." *Producteurs de Grains du Québec*.
- Lai, T. T., T. T. H. Pham, K. Adjallé, D. Montplaisir, F. Brouillette and S. Barnabé (2017). "Production of *Trichoderma reesei* RUT C-30 lignocellulolytic enzymes using paper sludge as fermentation substrate: An approach for on-site manufacturing of enzymes for biorefineries." *Waste and biomass valorization* 8(4): 1081-1088.
- Lambert, J., C. Hall, S. Balogh, A. Poisson and A. Gupta (2012). "EROI of global energy resources: preliminary status and trends." *State University of New York, College of Environmental Science and Forestry*.

- Lambert, J., C. Hall, S. Balogh, A. Poisson and A. Gupta (2013). "EROI of global energy resources: status, trends and social implications." United Kingdom Department for International Development.
- Lamers, P., E. C. Tan, E. M. Searcy, C. J. Scarlata, K. G. Cafferty and J. J. Jacobson (2015). "Strategic supply system design—a holistic evaluation of operational and production cost for a biorefinery supply chain." *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* 9(6): 648-660.
- Lamers, P., E. Searcy, J. R. Hess and H. Stichnothe (2016). *Developing the global bioeconomy: technical, market, and environmental lessons from bioenergy*, Academic Press.
- Lamers, P., M. S. Roni, J. S. Tumuluru, J. J. Jacobson, K. G. Cafferty, J. K. Hansen, K. Kenney, F. Teymouri and B. Bals (2015). "Techno-economic analysis of decentralized biomass processing depots." *Bioresource technology* 194: 205-213.
- Langeveld, J. W. and E. C. Peterson (2018). *Feedstocks for Biogas Production: Biogas and Electricity Generation Potentials*. Biogas, Springer: 35-49.
- Langholtz, M., B. Stokes and L. Eaton (2016). "2016 Billion-ton report: Advancing domestic resources for a thriving bioeconomy, Volume 1: Economic availability of feedstock." Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee: 1-411.
- Laninga, T., K. Olsen, M. Wolcott and M. Vachon (2014). *Mid-Cascade to Pacific Corridor: Analysis (Vol. 2)*, Northwest Advanced Renewables Alliance.
- Lapointe, D. (2020). "Traitement des matières organiques de l'agglomération de Longueuil : les travaux d'agrandissement de l'usine de biométhanisation de la SÉMECS commencent !" *La Relève*.
- Laughlin, M., & Burnham, A. (2014). *Case Study-Compressed Natural Gas Refuse Fleets* (No. DOE/CHO-AC02-06CH11357-1401). Energetics, Inc., Columbia, Maryland; Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois.
- Laurin, M. (2005). "Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2004." *Ouvrages de surverse et stations d'épuration*. Service du suivi des infrastructures, Direction des infrastructures, Ministère des affaires municipales et des régions, Gouvernement du Québec, Québec.
- Lavoie, C. (2017). "Gestion des résidus végétaux et des sols contaminés avec des plantes envahissantes", Université Laval.
- Leal Filho, W., D. M. Pociovălișteanu, P. R. B. de Brito and I. B. de Lima (2018). "Towards a Sustainable Bioeconomy: Principles, Challenges and Perspectives." Springer.
- Lebersorger, S. and F. Schneider (2011). "Discussion on the methodology for determining food waste in household waste composition studies." *Waste management* 31(9-10): 1924-1933.
- Lee, D.-J., S.-Y. Lee, J.-S. Bae, J.-G. Kang, K.-H. Kim, S.-S. Rhee, J.-H. Park, J.-S. Cho, J. Chung and D.-C. Seo (2015). "Effect of volatile fatty acid concentration on anaerobic degradation rate from field anaerobic digestion facilities treating food waste leachate in South Korea." *Journal of Chemistry* 2015.
- Lemire, P. O., B. Delcroix, J. F. Audy, F. Labelle, P. Mangin, S. J. B. Barnabé, *Bioproducts and Biorefining* (2019). "GIS method to design and assess the transportation performance of a decentralized

- biorefinery supply system and comparison with a centralized system: case study in southern Quebec, Canada." 13(3): 552-567.
- Léonard, J., Y. Le Bissonnais, P. Andrieux and F. Darboux (2009). "L'érosion, un acteur majeur de la dégradation des sols et de l'environnement." Editions QUAE.
- Lepage, N. (1996). "Modélisation tridimensionnelle régionale et locale de l'écoulement de l'eau souterraine sur l'île de Montréal et au Centre de Tri et d'Élimination des déchets de la ville de Montréal " Doctoral dissertation, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique <http://espace.inrs.ca/1841/1/Tg00033.pdf>.
- Lewis, K. C., G. M. Baker, M. N. Pearlson, O. Gillham, S. Smith, S. Costa and P. Herzig (2015). Alternative Fuel Transportation Optimization Tool: Description, Methodology, and Demonstration Scenarios, John A. Volpe National Transportation Systems Center (US).
- Li, Y. and S. K. Khanal (2016). Bioenergy: principles and applications, John Wiley & Sons.
- Li, Y., P. Tittmann, N. Parker and B. Jenkins (2017). "Economic impact of combined torrefaction and pelletization processes on forestry biomass supply." *Gcb Bioenergy* 9(4): 681-693.
- Li, Y.-F., M. C. Nelson, P.-H. Chen, J. Graf, Y. Li and Z. Yu (2015). "Comparison of the microbial communities in solid-state anaerobic digestion (SS-AD) reactors operated at mesophilic and thermophilic temperatures." *Applied microbiology and biotechnology* 99(2): 969-980.
- Lindmark, J., E. Thorin, R. B. Fdhila and E. Dahlquist (2014). "Effects of mixing on the result of anaerobic digestion." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 40: 1030-1047.
- Liska, A. J., H. S. Yang, V. R. Bremer, T. J. Klopfenstein, D. T. Walters, G. E. Erickson and K. G. Cassman (2009). "Improvements in life cycle energy efficiency and greenhouse gas emissions of corn-ethanol." *Journal of Industrial Ecology* 13(1): 58-74.
- Liu, C., C. Ma and K. Zhang (2012). "Going beyond the sectoral boundary: a key stage in the development of a regional industrial ecosystem." *Journal of Cleaner Production* 22(1): 42-49.
- Liu, C., E. van der Heide, H. Wang, B. Li, G. Yu and X. Mu (2013). "Alkaline twin-screw extrusion pretreatment for fermentable sugar production." *Biotechnology for biofuels* 6(1): 97.
- Lokesh, K., L. Ladu and L. Summerton (2018). "Bridging the Gaps for a 'Circular' Bioeconomy: Selection Criteria, Bio-Based Value Chain and Stakeholder Mapping." *Sustainability* 10(6): 1695.
- Lombardi, D. R. and P. Laybourn (2012). "Redefining industrial symbiosis: Crossing academic-practitioner boundaries." *Journal of Industrial Ecology* 16(1): 28-37.
- Lorenz, D. and D. Morris (1995). How much energy does it take to make a gallon of ethanol?, Institute for Local Self-Reliance Washington, DC.
- Lynd, L. R. and M. Q. Wang (2003). "A product-nonspecific framework for evaluating the potential of biomass-based products to displace fossil fuels." *Journal of Industrial Ecology* 7(3-4): 17-32.
- Ma, J., N. R. Scott, S. D. DeGloria and A. J. Lembo (2005). "Siting analysis of farm-based centralized anaerobic digester systems for distributed generation using GIS." *Biomass and Bioenergy* 28(6): 591-600.

- Ma, J., T. H. Duong, M. Smits, W. Verstraete and M. Carballa (2011). "Enhanced biomethanation of kitchen waste by different pre-treatments." *Bioresource technology* 102(2): 592-599.
- MacLean, H. L. and S. Spatari (2009). "The contribution of enzymes and process chemicals to the life cycle of ethanol." *Environmental Research Letters* 4(1): 014001.
- Mafakheri, F. and F. Nasiri (2014). "Modeling of biomass-to-energy supply chain operations: Applications, challenges and research directions." *Energy Policy* 67: 116-126.
- Mahmudi, H. and P. C. Flynn (2006). Rail vs truck transport of biomass. Twenty-Seventh Symposium on Biotechnology for Fuels and Chemicals, Springer.
- Malczewski, J. and C. Rinner (2015). *GIScience, Spatial Analysis, and Decision Support. Multicriteria Decision Analysis in Geographic Information Science*, Springer: 3-21.
- Malik, A., M. Lenzen and A. Geschke (2016). "Triple bottom line study of a lignocellulosic biofuel industry." *Gcb Bioenergy* 8(1): 96-110.
- Manahan, S. (2000). "Environmental chemistry: Boca Raton." Florida, Lewis Publ 898.
- Mandloi, D. (2011). "OptimumAllocation.py." [Python Package].
- Mansilla-Pellen, C. (2006). Contribution à l'optimisation technico-économique de systèmes énergétiques, Châtenay-Malabry, Ecole centrale de Paris.
- Mao, C., Y. Feng, X. Wang and G. Ren (2015). "Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 45: 540-555.
- MAPAQ (2017). "Positionnement des unités d'évaluation déclarées au Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation." Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) Direction du pilotage et de l'optimisation des processus.
- MAPAQ (2020). "Portrait-diagnostic sectoriel de l'industrie des grains au Québec."
- Maqbool, A. S., F. Mendez Alva and G. Van Eetvelde (2018). "An assessment of European information technology tools to support industrial symbiosis." *Sustainability* 11(1): 131.
- Marchaim, U. (1992). "Biogas processes for sustainable development " No. 95-96 Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Marchand, L. (2015). "Cost Assessment for Cornstalk Supply Chain for Bioprocessing Purposes." Guelph, Canada University of Guelph.
- Marchand, L. (2016). "Cost Assessment for Cornstalk Supply Chain for Bioprocessing Purposes. Corn Stover Conversion Template." Ontario Federation of Agriculture University of Guelph, Ridgetown Campus.
- Marchand, L. (2017). "Cost Assessment for Cornstalk Supply Chain for Bioprocessing Purposes. Addendum to September 2015 Report." University of Guelph Ontario Federation of Agriculture.
- Marciano, J. A., R. J. Lilieholm, J. E. Leahy and T. L. Porter (2009). "Maine Forest and Forest Products Survey."
- Marschall, S. (2017). "Personal communication." Meeting at World Bio Congress Montréal.

- Marufuzzaman, M., S. D. Ekşioğlu and R. Hernandez (2015). "Truck versus pipeline transportation cost analysis of wastewater sludge." *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 74: 14-30.
- Mase, A. S., B. M. Gramig and L. S. Prokopy (2017). "Climate change beliefs, risk perceptions, and adaptation behavior among Midwestern US crop farmers." *Climate Risk Management* 15: 8-17.
- Mayer, F., P. A. Gerin, A. Noo, G. Foucart, J. Flammang, S. Lemaigre, G. Sinnaeve, P. Dardenne and P. Delfosse (2014). "Assessment of factors influencing the biomethane yield of maize silages." *Bioresource technology* 153: 260-268.
- MDDEP (2019). *Règlement sur la redevance exigible pour l'utilisation de l'eau (RREUE) (Q-2, r. 42.1)*. L. s. l. q. d. l. e. (LQE), Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs. Gouvernement du Québec.
- MEEDDAT (2008). "Agrocarburants et environnement." Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire (MEEDDAT).
- Merino, S. T. and J. Cherry (2007). *Progress and challenges in enzyme development for biomass utilization*. Biofuels, Springer: 95-120.
- MERN (2019). "Analyse d'impact réglementaire – Projet de règlement concernant le volume minimal de carburant renouvelable dans l'essence et le carburant diesel".
- Metcalf, Eddy, M. Abu-Orf, G. Bowden, F. L. Burton, W. Pfrang, H. D. Stensel, G. Tchobanoglous, R. Tsuchihashi and AECOM (2014). *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*, McGraw Hill Education.
- Mirata, M. (2004). "Experiences from early stages of a national industrial symbiosis programme in the UK: determinants and coordination challenges." *Journal of Cleaner production* 12(8-10): 967-983.
- Mirata, M. and T. Emtairah (2005). "Industrial symbiosis networks and the contribution to environmental innovation: The case of the Landskrona industrial symbiosis programme." *Journal of cleaner production* 13(10-11): 993-1002.
- Molino, A., M. Migliori, Y. Ding, B. Bikson, G. Giordano and G. Braccio (2013). "Biogas upgrading via membrane process: modelling of pilot plant scale and the end uses for the grid injection." *Fuel* 107: 585-592.
- Møller, H. B., S. G. Sommer and B. K. Ahring (2004). "Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure." *Biomass and bioenergy* 26(5): 485-495.
- Monti, A., L. Barbanti, A. Zatta and W. Zegada-Lizarazu (2012). "The contribution of switchgrass in reducing GHG emissions." *Gcb Bioenergy* 4(4): 420-434.
- Moody, L., R. Burns, W. Wu-Haan and R. Spajic (2009). *Use of biochemical methane potential (BMP) assays for predicting and enhancing anaerobic digester performance*. Proceedings of the 44th Croatian and the 4th International Symposium on Agriculture, Opatija, Croatia, 16-20 February 2009.
- Morales-Rincón, L., A. Martínez, F. Avila-Díaz, J. Acero, E. Castillo-Monroy and A. Uribe-Rodríguez (2015). *Gis-Based Methodology for Optimum Location of Biomass Extraction Plants and Power Plants Using Both Logistic Criteria and Agricultural Suitability Criteria*. Handbook of Bioenergy, Springer: 113-141.

- Morey, R. V., N. Kaliyan, D. G. Tiffany and D. R. Schmidt (2010). "A corn stover supply logistics system." *Applied Engineering in Agriculture* 26(3): 455-461.
- Morris, A. E., G. Geiger and H. A. Fine (2012). *Handbook on material and energy balance calculations in material processing*, John Wiley & Sons.
- Mottet, A., J. Steyer, S. Déléris, F. Vedrenne, J. Chauzy and H. Carrère (2009). "Kinetics of thermophilic batch anaerobic digestion of thermal hydrolysed waste activated sludge." *Biochemical Engineering Journal* 46(2): 169-175.
- MPEC (1975). *Atlas hydrologique du Canada – Planche 17 : Évaporation annuelle moyenne des eaux lacustres*. Service de l'environnement atmosphérique, Ministère des pêches et de l'environnement du Canada (MPEC).
http://ftp.geogratis.gc.ca/pub/nrcan_rncan/raster/atlas/eng/hydro_1978/water_quantity_temperature_winds/17_Mean_Annual_Lake_Evaporation_1978_150.pdf.
- MRNFQ (2008). *Base de données topographiques du Québec (BDTQ). Cartes topographiques à l'échelle 20k*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNFQ).
- MRNFQ (2008). *Couche des découpages administratifs. CADM-20K*. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNFQ).
- MRNQ (2012). "Inventaire régionalisé des biomasses exploitables pour la production de bioénergies au Québec." GROUPE DDM & ÉcoRessources. Ministère des Ressources naturelles, Bureau de l'efficacité et de l'innovation énergétiques (Québec).
- MTQ (2013). "Guide des normes de charges et dimensions des véhicules routiers."
- Mu, D., T. Seager, P. S. Rao and F. Zhao (2010). "Comparative life cycle assessment of lignocellulosic ethanol production: biochemical versus thermochemical conversion." *Environmental management* 46(4): 565-578.
- Muñoz, R., L. Meier, I. Diaz and D. Jeison (2015). "A review on the state-of-the-art of physical/chemical and biological technologies for biogas upgrading." *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 14(4): 727-759.
- Murphy, D. J. and C. A. Hall (2010). "Year in review—EROI or energy return on (energy) invested." *Annals of the New York Academy of Sciences* 1185(1): 102-118.
- Murphy, D. J. and T. Thamsiriroj (2013). *Fundamental science and engineering of the anaerobic digestion process for biogas production*. The biogas handbook, Elsevier: 104-130.
- Murphy, D. J., C. A. Hall and B. Powers (2011). "New perspectives on the energy return on (energy) investment (EROI) of corn ethanol." *Environment, development and sustainability* 13(1): 179-202.
- Murphy, D. J., C. A. Hall, M. Dale and C. Cleveland (2011). "Order from chaos: a preliminary protocol for determining the EROI of fuels." *Sustainability* 3(10): 1888-1907.
- Myhre, G., D. Shindell and J. Pongratz (2014). "Anthropogenic and natural radiative forcing."
- Najafpour, G. (2015). *Biochemical engineering and biotechnology*, Elsevier.

- Nanda, S., R. Rana, P. K. Sarangi, A. K. Dalai and J. A. Kozinski (2018). A broad introduction to first-, second-, and third-generation biofuels. Recent advancements in biofuels and bioenergy utilization, Springer: 1-25.
- Ng, R. T. and C. T. Maravelias (2015). "Design of Cellulosic Ethanol Supply Chains with Regional Depots." *Industrial & Engineering Chemistry Research* 55(12): 3420-3432.
- Ng, R. T. and C. T. Maravelias (2017). "Economic and energetic analysis of biofuel supply chains." *Applied Energy*.
- Nguyen, L., K. G. Cafferty, E. M. Searcy and S. Spatari (2014). "Uncertainties in life cycle greenhouse gas emissions from advanced biomass feedstock logistics supply chains in Kansas." *Energies* 7(11): 7125-7146.
- Nonhebel, S. (2012). "Global food supply and the impacts of increased use of biofuels." *Energy* 37(1): 115-121.
- Novakovits, P. (2016). "Report on concept of satellite local filling stations network." BIN2GRID WP 6 – Task 1 / D 6.2.
- Novakovits, P. and C. Doczekal (2016). "Biomethane Tool for economic analysis of biogas production, gas upgrading and utilization of biomethane." Güssing Energy Technologies GmbH, Austria.
- Novy, V., F. Nielsen, B. Seiboth and B. Nidetzky (2019). "The influence of feedstock characteristics on enzyme production in *Trichoderma reesei*: a review on productivity, gene regulation and secretion profiles." *Biotechnology for Biofuels* 12(1): 238.
- NR (2019). "Biofuels in Canada 2019: Tracking biofuel consumption, feedstocks and avoided greenhouse gas emissions." Navius Research (NR).
- NRC (2007). "Committee on Water Implications of Biofuels Production in the United States." *Water Implications of Biofuels Production in the United States National Research Council (NRC)*.
- OCDE-FAO (2019). "Perspectives agricoles de l'OCDE et de la FAO 2020-2029." Organisation de Coopération et de Développement Economiques, Paris.
- Odum, H. T. (1973). "Energy, ecology, and economics." *Ambio*: 220-227.
- Odum, H. T. (1988). "Self-organization, transformity, and information." *Science* 242(4882): 1132-1139.
- Odum, H. T. (2007). *Environment, power, and society for the twenty-first century: the hierarchy of energy*, Columbia University Press.
- Olivier, M. (2012). "Chimie de l'environnement (8e éd.)." Les productions Jacques Bernier, Québec.
- Oneby, N. and Ericson (2001). *Membrane Microfiltration As A Cost Effective Solution For A Small Utility*, AWWA Membrane Conference Proceedings.
- Oo, A. and C. Lalonde (2012). "Biomass crop residues availability for bio-processing in Ontario." Sarnia, Ontario. Western Sarnia-Lambton Research Park.
- Oo, A., J. Kelly and C. Lalonde (2012). "Assessment of business case for purpose-grown biomass in Ontario." The Western University Research Park, Sarnia-Lambton Campus 44.

- Oo, A., K. Albion, S. Abercrombie and C. Lolande. (2012). "Alternative technologies to transform biomass into energy." Retrieved 28-05-2020, from <https://ofa.on.ca/wp-content/uploads/2017/11/Alternative-Technologies-to-Transform-Biomass-into-Energy-Jan-2013.pdf>.
- Othmer, D. F. (1978). "Solvent refining of sugar". U.S. Patent No 4,116,712, 26 sept. 1978.
- Ou, X., X. Zhang, X. Zhang and Q. Zhang (2013). "Life cycle GHG of NG-based fuel and electric vehicle in China." *Energies* 6(5): 2644-2662.
- Pandey, A., R. Höfer, M. Taherzadeh, M. Nampoothiri and C. Larroche (2015). "Industrial biorefineries and white biotechnology." Elsevier.
- Panichelli, L. and E. Gnansounou (2008). "GIS-based approach for defining bioenergy facilities location: A case study in Northern Spain based on marginal delivery costs and resources competition between facilities." *Biomass and Bioenergy* 32(4): 289-300.
- Paquet, J. (2010). "Les biocarburants : enjeux et perspectives." Analyse des impacts de la mondialisation sur l'environnement au Québec - Rapport 8.
- Patnaik, P. (2003). *Handbook of inorganic chemicals*, McGraw-Hill New York.
- Patterson, T., S. Esteves, R. Dinsdale and A. Guwy (2011). "An evaluation of the policy and techno-economic factors affecting the potential for biogas upgrading for transport fuel use in the UK." *Energy Policy* 39(3): 1806-1816.
- Patzek, T. W. (2004). "Thermodynamics of the corn-ethanol biofuel cycle." *Critical Reviews in plant sciences* 23(6): 519-567.
- Pavan, P., P. Battistoni, J. Mata-Alvarez and F. Cecchi (2000). "Performance of thermophilic semi-dry anaerobic digestion process changing the feed biodegradability." *Water Science and Technology* 41(3): 75-81.
- Peet, N. and J. Baines (1986). "Energy analysis: a review of theory and applications. Final report."
- Peng, F., P. Peng, F. Xu and R.-C. Sun (2012). "Fractional purification and bioconversion of hemicelluloses." *Biotechnology advances* 30(4): 879-903.
- Peplow, M. (2014). "Cellulosic ethanol fights for life." *Nature News* 507(7491): 152.
- Perpina, C., D. Alfonso, A. Pérez-Navarro, E. Penalvo, C. Vargas and R. Cardenas (2009). "Methodology based on Geographic Information Systems for biomass logistics and transport optimisation." *Renewable Energy* 34(3): 555-565.
- Persson, M., O. Jönsson and A. Wellinger (2006). Biogas upgrading to vehicle fuel standards and grid injection. IEA Bioenergy task.
- Persson, T. and A.-S. Jönsson (2010). "Isolation of hemicelluloses by ultrafiltration of thermomechanical pulp mill process water—Influence of operating conditions." *Chemical engineering research and design* 88(12): 1548-1554.
- Peter, W. (2010). "Biogas production: current state and perspectives." *Appl Microbiol Biotechnol* 85: 849-860.

- Peters, M. S., K. D. Timmerhaus and R. E. West (2003). *Plant design and economics for chemical engineers*, McGraw-Hill New York.
- Petrolia, D. R. (2008). "The economics of harvesting and transporting corn stover for conversion to fuel ethanol: A case study for Minnesota." *Biomass and Bioenergy* 32(7): 603-612.
- Pimentel, D. and T. Patzek (2007). "Ethanol production: energy and economic issues related to US and Brazilian sugarcane." *Natural Resources Research* 16(3): 235-242.
- Pimentel, D. and T. W. Patzek (2005). "Ethanol production using corn, switchgrass, and wood; biodiesel production using soybean and sunflower." *Natural resources research* 14(1): 65-76.
- Pimentel, D., A. Marklein, M. A. Toth, M. N. Karpoff, G. S. Paul, R. McCormack, J. Kyriazis and T. Krueger (2009). "Food versus biofuels: environmental and economic costs." *Human ecology* 37(1): 1-12.
- Pletka, R. and J. Finn (2009). *Western renewable energy zones, phase 1: QRA identification technical report*, National Renewable Energy Lab.(NREL), Golden, CO (United States).
- Plourde, J. D., B. C. Pijanowski and B. K. Pekin (2013). "Evidence for increased monoculture cropping in the Central United States." *Agriculture, ecosystems & environment* 165: 50-59.
- Prieto, P. and C. Hall (2012). *EROI of Spain's Solar Electricity System*, Springer Publishing Company, New York, USA.
- Rabii, A., S. Aldin, Y. Dahman and E. Elbeshbishy (2019). "A review on anaerobic co-digestion with a focus on the microbial populations and the effect of multi-stage digester configuration." *Energies* 12(6): 1106.
- Rahimi, V., K. Karimi, M. Shafiei, R. Naghavi, B. Khoshnevisan, H. Ghanavati, S. S. Mohtasebi, S. Rafiee and M. Tabatabaei (2018). "Well-to-wheel life cycle assessment of *Eruca Sativa*-based biorefinery." *Renewable Energy* 117: 135-149.
- Rana, R. L., M. Lombardi, P. Giungato and C. Tricase (2020). "Trends in scientific literature on energy return ratio of renewable energy sources for supporting policymakers." *Administrative Sciences* 10(2): 21.
- Rasi, S. (2009). *Biogas composition and upgrading to biomethane*, University of Jyväskylä.
- Rausch, K. D. and R. L. Belyea (2005). *Coproducts from bioprocessing of corn*. 2005 ASAE Annual Meeting, American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Ravula, P. P. (2007). *Design, simulation, analysis and optimization of transportation system for a biomass to ethanol conversion plant*, Virginia Tech.
- Redman, G. (2010). "The Anaerobic Digestion Economic Assessment Tool Version 2.2." The Anderson Centre, Melton Mowbray, UK; National Non-Food Crops Centre (NNFCC), York, UK.
- Reed, S. C., R. W. Crites and E. J. Middlebrooks (1995). *Natural systems for waste management and treatment*, McGraw-Hill, Inc.
- Rich, L. (1999). "High performance aerated lagoon systems."
- Rikalovic, A., I. Cosic and D. Lazarevic (2014). "GIS based multi-criteria analysis for industrial site selection." *Procedia Engineering* 69: 1054-1063.

- Ripple, W. J., C. Wolf, T. M. Newsome, M. Galetti, M. Alamgir, E. Crist, M. I. Mahmoud, W. F. Laurance and s. s. f. c. 15 (2017). "World scientists' warning to humanity: a second notice." *BioScience* 67(12): 1026-1028.
- Robert, L. (2020). "Communication personnelle." Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ).
- Roberts, B. H. (2004). "The application of industrial ecology principles and planning guidelines for the development of eco-industrial parks: an Australian case study." *Journal of Cleaner Production* 12(8-10): 997-1010.
- Rodero, M. R., R. Ángeles, D. Marín, I. Díaz, A. Colzi, E. Posadas, R. Lebrero and R. Muñoz (2018). *Biogas purification and upgrading technologies*. Biogas, Springer: 239-276.
- Rodrigue, J.-P., C. Comtois and B. Slack (2016). *The geography of transport systems*, Routledge.
- Rodriguez Chiang, L. M. (2011). Methane potential of sewage sludge to increase biogas production.
- Roy, J. S. and S. A. Mitchell (2017). "PuLP 1.6.8." [Python Package].
- Ryan, F. and B. Caulfield (2010). "Examining the benefits of using bio-CNG in urban bus operations." *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 15(6): 362-365.
- Ryckebosch, E., M. Drouillon and H. Vervaeren (2011). "Techniques for transformation of biogas to biomethane." *Biomass and bioenergy* 35(5): 1633-1645.
- Saaty, T. L. (2008). "Decision making with the analytic hierarchy process." *International journal of services sciences* 1(1): 83-98.
- Saaty, T. L. and L. G. Vargas (2012). *Models, methods, concepts & applications of the analytic hierarchy process*, Springer Science & Business Media.
- Sadhukhan, J., K. S. Ng and E. M. Hernandez (2014). *Biorefineries and Chemical Processes: Design, Integration and Sustainability Analysis*, John Wiley & Sons.
- Sahoo, K. and S. Mani (2015). GIS based discrete event modeling and simulation of biomass supply chain. 2015 Winter Simulation Conference (WSC), IEEE.
- Sahoo, K., G. Hawkins, X. Yao, K. Samples and S. Mani (2016). "GIS-based biomass assessment and supply logistics system for a sustainable biorefinery: A case study with cotton stalks in the Southeastern US." *Applied Energy* 182: 260-273.
- Sahoo, K., M. Sudhagar, D. Lalitendu and P. Bettinger (2018). "GIS-based assessment of sustainable crop residues for optimal siting of biogas plants." *Biomass and Bioenergy* 110: 63-74.
- Samah, E. (2016). "Measuring small-scale biogas capacity and production." *International Renewable Energy Agency (IRENA)*, Abu Dhabi.
- Sánchez López, J., C. F. de la Mora, M. Dolores, M. Sanz Gallego and J. Fernandez Gonzalez (2015). "A proposal for pellet production from residual woody biomass in the island of Majorca (Spain)." *AIMS Energy* 3(3): 480-504.
- Sandhu, J. and T. Chandrasekhar (2006). *ArcGIS network analyst tutorial*, ESRI.
- Schieb, P.-A., H. Lescieux-Katir, M. Thénot and B. Clément-Larosière (2015). *Biorefinery 2030*, Springer.

- Schievano, A., M. Pognani, G. D'Imporzano and F. Adani (2008). "Predicting anaerobic biogasification potential of ingestates and digestates of a full-scale biogas plant using chemical and biological parameters." *Bioresource technology* 99(17): 8112-8117.
- Schnoor, J. L. (2006). *Biofuels and the environment*, ACS Publications.
- Schnurer, A. and A. Jarvis (2010). "Microbiological handbook for biogas plants." *Swedish Waste Management U* 2009: 1-74.
- Schrijvers, D. (2017). *Evaluation environnementale des options de recyclage selon la méthodologie d'analyse de cycle de vie: établissement d'une approche cohérente appliquée aux études de cas de l'industrie chimique*, Université de Bordeaux.
- Schuller (2017). "Greenhouse Gas Intensity of Natural Gas." Natural & Bio Gas Vehicle Association (NGVA) Europe http://www.biogmv.bzh/wp-content/uploads/1705-NGVA_Greenhouse-Gas-Intensity-of-Natural-Gas.pdf.
- Scown, C. D., W. W. Nazaroff, U. Mishra, B. Strogon, A. B. Lobscheid, E. Masanet, N. J. Santero, A. Horvath and T. E. McKone (2012). "Lifecycle greenhouse gas implications of US national scenarios for cellulosic ethanol production." *Environmental Research Letters* 7(1): 014011.
- Searchinger, T., R. Heimlich, R. A. Houghton, F. Dong, A. Elobeid, J. Fabiosa, S. Tokgoz, D. Hayes and T.-H. Yu (2008). "Use of US croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change." *Science* 319(5867): 1238-1240.
- Searcy, E., J. R. Hess, J. Tumuluru, L. Ovard, D. J. Muth, E. Trømborg, M. Wild, M. Deutmeyer, L. Nikolaisen and T. Ranta (2014). *Optimization of biomass transport and logistics*. International Bioenergy Trade, Springer: 103-123.
- Searcy, E., P. Flynn, E. Ghafoori and A. Kumar (2007). "The relative cost of biomass energy transport." *Applied biochemistry and biotechnology* 137(1-12): 639-652.
- Seidl, V. and B. Seiboth (2010). "Trichoderma reesei: genetic approaches to improving strain efficiency." *Biofuels* 1(2): 343-354.
- Shah, A. (2013). "Techno-economic analysis and life cycle assessment of the corn stover biomass feedstock supply chain system for a Midwest-based first-generation cellulosic biorefinery."
- Shah, M., P. Halder, A. Shamsuzzaman, M. Hossain, S. Pal and E. Sarker (2017). "Perspectives of biogas conversion into Bio-CNG for automobile fuel in Bangladesh." *Journal of Renewable Energy* 2017.
- Shanthi, P. and M. Natarajan (2016). "Anaerobic digestion of municipal solid biodegradable wastes for methane production: a review." *International Journal for Research in Applied Science and Engineering Technology* 4(12): 208-215.
- Shapouri, H., J. A. Duffield and M. Q. Wang (2002). *The energy balance of corn ethanol: an update*.
- Sharma, B., R. Ingalls, C. Jones and A. Khanchi (2013). "Biomass supply chain design and analysis: Basis, overview, modeling, challenges, and future." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 24: 608-627.
- Sheehan, J., A. Aden, K. Paustian, K. Killian, J. Brenner, M. Walsh and R. Nelson (2003). "Energy and environmental aspects of using corn stover for fuel ethanol." *Journal of Industrial Ecology* 7(3-4): 117-146.

- Shin, C. S., J. P. Lee, J. S. Lee and S. C. Park (2000). Enzyme production of *Trichoderma reesei* Rut C-30 on various lignocellulosic substrates. Twenty-First Symposium on Biotechnology for Fuels and Chemicals, Springer.
- Shinners, K. J., B. N. Binversie, R. E. Muck and P. J. Weimer (2007). "Comparison of wet and dry corn stover harvest and storage." *Biomass and Bioenergy* 31(4): 211-221.
- Short, W., D. J. Packey and T. Holt (1995). A manual for the economic evaluation of energy efficiency and renewable energy technologies, National Renewable Energy Lab., Golden, CO (United States).
- Shurson, J. (2008). "What we know about feeding liquid by-products to pigs." Big Dutchman 5th Internatl. Agent's Mtg. Bremen, Germany.
- Silva, S., L. Alçada-Almeida and L. C. Dias (2014). "Biogas plants site selection integrating Multicriteria Decision Aid methods and GIS techniques: A case study in a Portuguese region." *biomass and bioenergy* 71: 58-68.
- Sipos, B., E. Kreuger, S.-E. Svensson, K. Reczey, L. Björnsson and G. Zacchi (2010). "Steam pretreatment of dry and ensiled industrial hemp for ethanol production." *Biomass and Bioenergy* 34(12): 1721-1731.
- Smeets, E., H. Junginger, A. Faaij, A. Walter and P. Dolzan (2006). Sustainability of Brazilian bio-ethanol, UU CHEM NW&S (Copernicus).
- Smil, V. (2017). *Energy: a beginner's guide*, Simon and Schuster.
- Smil, V. (2018). *Energy and civilization: a history*, MIT Press.
- Smith, M. and J. Gonzales (2014). Costs associated with compressed natural gas vehicle fueling infrastructure, National Renewable Energy Lab. (NREL), Golden, CO (United States).
- Sokhansanj, S. and A. Turhollow (2002). "Baseline cost for corn stover collection." *Applied Engineering in Agriculture* 18(5): 525.
- Sokhansanj, S. and J. Fenton (2006). Cost benefit of biomass supply and pre-processing, BIOCAP Canada Foundation.
- Sokhansanj, S., A. Kumar and A. F. Turhollow (2006). "Development and implementation of integrated biomass supply analysis and logistics model (IBSAL)." *Biomass and Bioenergy* 30(10): 838-847.
- Sokhansanj, S., A. Turhollow and E. Wilkerson (2008). "Development of the integrated biomass supply analysis and logistics model (IBSAL)." Oak Ridge National Laboratory.
- Sokhansanj, S., A. Turhollow, S. Tagore and S. Mani (2006). Integrating biomass feedstock with an existing grain handling system for biofuels. 2006 ASAE Annual Meeting, American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Sonnenberg, A., J. Baars and P. Hendrickx (2009). IEA Bioenergy Task 42 Biorefinery.
- Spekkink, W. (2015). "Building capacity for sustainable regional industrial systems: an event sequence analysis of developments in the Sloe Area and Canal Zone." *Journal of Cleaner Production* 98: 133-144.
- SRD (2019). "Volume de production d'éthanol par pays en 2018." Statista Research Department (SRD).

- SRI (2008). "U.S. Producer Price Indexes – Chemicals and Allied Products/Industrial Inorganic Chemicals Index." Chemical Economics Handbook Menlo Park, CA: SRI Consulting.
- Statistique Canada (2021). "Table: 18-10-0001-01 Monthly average retail prices for gasoline and fuel oil, by geography." Statistics Canada (SC).
- Statistique Canada (2021). "Tableau 23-10-0066-01. Ventes de carburants destinés aux véhicules automobiles, annuel " <https://doi.org/10.25318/2310006601-fra>.
- Stein, H. and K. de Lange (2007). Alternative feed ingredients for pigs. London Swine conference.
- Sterr, T. and T. Ott (2004). "The industrial region as a promising unit for eco-industrial development—reflections, practical experience and establishment of innovative instruments to support industrial ecology." *Journal of Cleaner Production* 12(8-10): 947-965.
- Stoffa J. et al. (2011) Capcost (Capital Cost Estimation Software). [CAPCOST-Blank.xls]
- Stoklosa, R. J., A. del Pilar Orjuela, L. da Costa Sousa, N. Uppugundla, D. L. Williams, B. E. Dale, D. B. Hodge and V. Balan (2016). "Techno-economic comparison of centralized versus decentralized biorefineries for two alkaline pretreatment processes." *Bioresource technology* 226: 9-17.
- Stuart, P. R. and M. M. El-Halwagi (2012). *Integrated biorefineries: design, analysis, and optimization*, CRC Press.
- Subramanian, K., V. C. Mathad, V. Vijay and P. Subbarao (2013). "Comparative evaluation of emission and fuel economy of an automotive spark ignition vehicle fuelled with methane enriched biogas and CNG using chassis dynamometer." *Applied Energy* 105: 17-29.
- Sultana, A. (2011). "Assessment of densified biomass for fuels and chemicals", University of Alberta. <https://doi.org/10.7939/R35Q2D>
- Sultana, A. and A. Kumar (2011). "Optimal configuration and combination of multiple lignocellulosic biomass feedstocks delivery to a biorefinery." *Bioresource technology* 102(21): 9947-9956.
- Sultana, A. and A. Kumar (2012). "Optimal siting and size of bioenergy facilities using geographic information system." *Applied Energy* 94: 192-201.
- Sun, L., W. Spekkink, E. Cuppen and G. Korevaar (2017). "Coordination of industrial symbiosis through anchoring." *Sustainability* 9(4): 549.
- Tabatabaei, M., E. Valijanlian, M. Aghbashlo, H. Ghanavati, A. Sulaiman and M. Wakisaka (2018). *Prominent Parameters in Biogas Production Systems*. Biogas, Springer: 135-161.
- Tampio, E., S. Ervasti, T. Paavola, S. Heaven, C. Banks and J. Rintala (2014). "Anaerobic digestion of autoclaved and untreated food waste." *Waste management* 34(2): 370-377.
- Tanaka, S., T. Kobayashi, K.-i. Kamiyama and M. L. N. S. Bildan (1997). "Effects of thermochemical pretreatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge." *Water Science and Technology* 35(8): 209-215.
- Tao, L., E. C. Tan, A. Aden and R. T. Elander (2013). Techno-economic analysis and life-cycle assessment of lignocellulosic biomass to sugars using various pretreatment technologies. *Biological Conversion of Biomass for Fuels and Chemicals*: 358-380.

- Tao, L., E. C. Tan, R. McCormick, M. Zhang, A. Aden, X. He and B. T. Zigler (2014). "Techno-economic analysis and life-cycle assessment of cellulosic isobutanol and comparison with cellulosic ethanol and n-butanol." *Biofuels, bioproducts and biorefining* 8(1): 30-48.
- Tao, L., J. N. Markham, Z. Haq and M. J. J. G. C. Biddy (2017). "Techno-economic analysis for upgrading the biomass-derived ethanol-to-jet blendstocks." 19(4): 1082-1101.
- Taylor, R., L. Nattrass, G. Alberts, P. Robson, C. Chudziak, A. Bauen, I. Libelli, G. Lotti, M. Prussi and R. Nistri (2015). *From the sugar platform to biofuels and biochemicals: final report for the European Commission Directorate-General Energy, E4tech/Re-CORD/Wageningen UR.*
- Taylor, T. G. and J. A. Tainter (2016). "The nexus of population, energy, innovation, and complexity." *American Journal of Economics and Sociology* 75(4): 1005-1043.
- TC (2005). "Frais d'exploitation des camions au Canada 2005." Transport Canada (TC).
- Teghammar, A. (2013). *Biogas Production from Lignocelluloses: Pretreatment, Substrate Characterization, Co-Digestion and Economic Evaluation*, Chalmers Tekniska Högskola.
- Teigiserova, D. A., L. Hamelin and M. Thomsen (2019). "Review of high-value food waste and food residues biorefineries with focus on unavoidable wastes from processing." *Resources, Conservation and Recycling* 149: 413-426.
- Teixeira, T. R., C. A. A. S. Ribeiro, A. R. dos Santos, G. E. Marcatti, A. S. Lorenzon, N. L. M. de Castro, G. F. Domingues, H. G. Leite, P. H. S. Mota and L. A. de Almeida Telles (2018). "Forest biomass power plant installation scenarios." *Biomass and Bioenergy* 108: 35-47.
- Thaler, B. and P. Holden (2010). "By-product feed ingredients for use in swine diets." *National Swine Nutrition Guide*: 1-12.
- Thrän, D., E. Billig, T. Persson, M. Svensson, J. Daniel-Gromke, J. Ponitka and M. Seiffert (2014). *Biomethane: Status and Factors Affecting Market Development and Trade: a Joint Study*, IEA Bioenergy.
- Timilsina, G. R. and A. Shrestha (2011). "How much hope should we have for biofuels?" *Energy* 36(4): 2055-2069.
- Timilsina, G. R., S. Mevel and A. Shrestha (2011). "Oil price, biofuels and food supply." *Energy Policy* 39(12): 8098-8105.
- Toledano, A., L. Serrano, A. Garcia, I. Mondragon and J. Labidi (2010). "Comparative study of lignin fractionation by ultrafiltration and selective precipitation." *Chemical Engineering Journal* 157(1): 93-99.
- Towler, G. and R. Sinnott (2012). *Chemical engineering design: principles, practice and economics of plant and process design*, Elsevier.
- Towler, G. and R. Sinnott (2021). *Chemical engineering design: principles, practice and economics of plant and process design*, Butterworth-Heinemann.
- Tran, T. (1995). "Efficacité et devenir de l'engrais azoté marqué (15N) appliqué à la culture de maïs (Zea Mays L.)." *Thèse de Doctorat, Université Laval*. 157p.

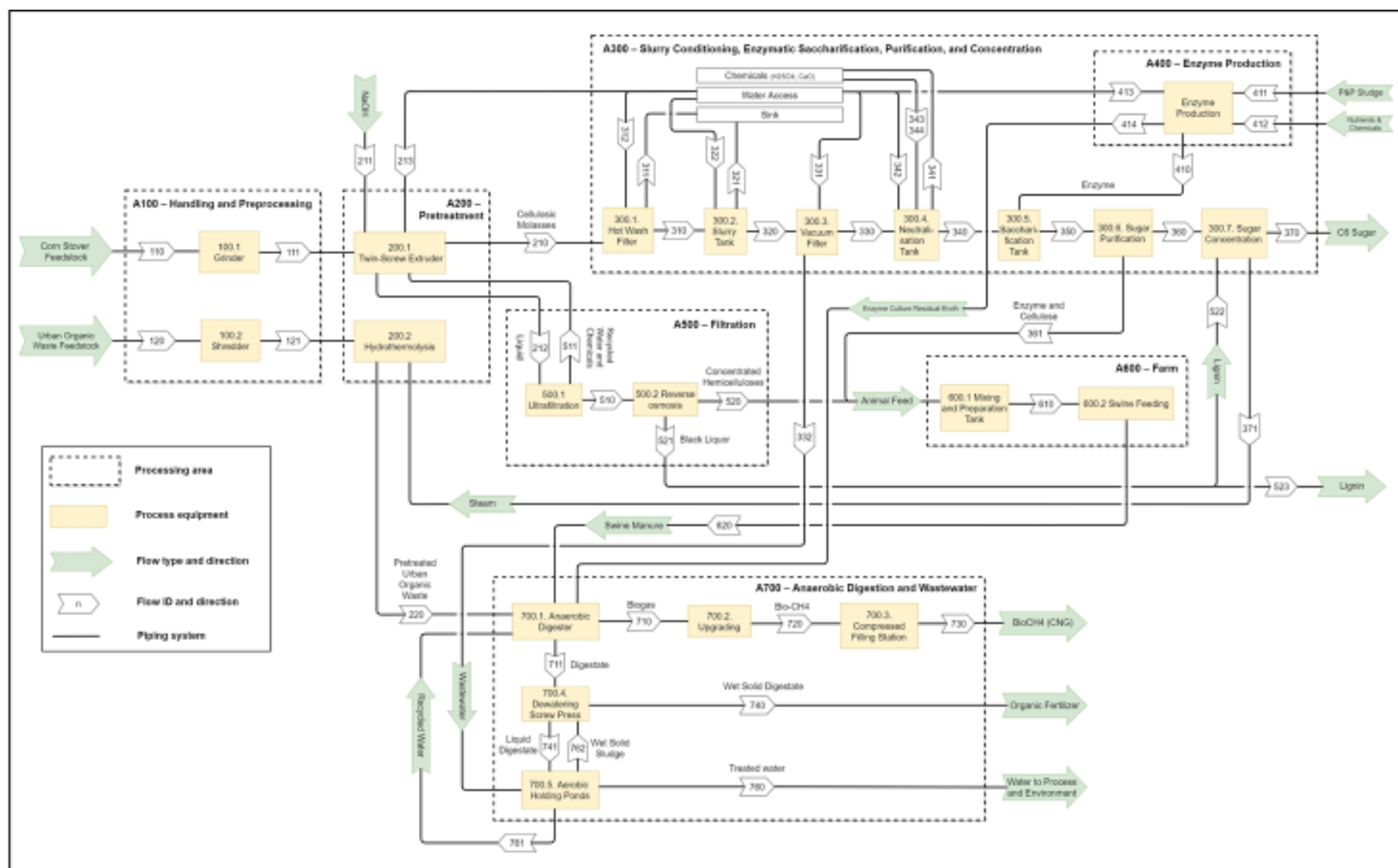
- Triolo, J. M., S. G. Sommer, H. B. Møller, M. R. Weisbjerg and X. Y. Jiang (2011). "A new algorithm to characterize biodegradability of biomass during anaerobic digestion: influence of lignin concentration on methane production potential." *Bioresource technology* 102(20): 9395-9402.
- Trokanas, N., F. Cecelja and T. Raafat (2014). "Semantic input/output matching for waste processing in industrial symbiosis." *Computers & Chemical Engineering* 66: 259-268.
- Turhollow, A., E. Wilkerson and S. Sokhansanj (2009). "Cost methodology for biomass feedstocks: herbaceous crops and agricultural residues." ORNL/TM-2008-105, Oak Ridge National Laboratory.
- Turmine, Y. (2016). "Personal communication." November 15, 2016.
- Turton, R., R. C. Bailie, W. B. Whiting and J. A. Shaeiwitz (2008). *Analysis, synthesis and design of chemical processes*, Pearson Education.
- Tyson, K. (1993). *Fuel cycle evaluations of biomass-ethanol and reformulated gasoline. Volume 1*, National Renewable Energy Lab., Golden, CO (United States); Oak Ridge
- Ukpong, E. (2012). "Variation of some Waste Stabilization Pond Parameters with Shape." *Global Journal of Engineering Research* 11(2): 107-122.
- USBLS (2009). "National Employment, Hours, and Earnings Catalog, Industry: Chemicals and Allied Products, 1980–2009." U.S. Bureau of Labor Statistics (USBLS).
- USDA (2012). "U.S. net cash income from farming operations (included gross cash income, cash production expenses), 1910-2011." United States Department of Agriculture (USDA) and State Farm Income and Wealth Statistics.
- USDA (2021). "Feed Grains Database." Economic Research Service U.S. Department of Agriculture (USDA).
- USDA (2021). "Feedgrains Sector at a Glance." U.S. Department of Agriculture (USDA).
- USDA (2021). "Sugar and Sweeteners Yearbook Tables." United States Department of Agriculture (USDA).
- USDE (2010). "Bioenergy Technologies Office. Integrated biorefineries." US Department of Energy Washington, DC.
- Van der Horst, D. and S. Vermeulen (2011). "Spatial scale and social impacts of biofuel production." *Biomass and bioenergy* 35(6): 2435-2443.
- van Dijk, S., M. Tenpierik and A. van den Dobbelsteen (2014). "Continuing the building's cycles: A literature review and analysis of current systems theories in comparison with the theory of Cradle to Cradle." *Resources, Conservation and Recycling* 82: 21-34.
- VandenBygaart, A., E. Gregorich and D. Angers (2003). "Influence of agricultural management on soil organic carbon: A compendium and assessment of Canadian studies." *Canadian Journal of Soil Science* 83(4): 363-380.
- Veluchamy, C. and A. S. Kalamdhad (2017). "Biochemical methane potential test for pulp and paper mill sludge with different food/microorganisms ratios and its kinetics." *International Biodeterioration & Biodegradation* 117: 197-204.
- Vijay, V. K., R. Chandra, P. M. Subbarao and S. S. Kapdi (2006). *Biogas purification and bottling into CNG cylinders: producing Bio-CNG from biomass for rural automotive applications. The 2nd Joint International Conference on "Sustainable Energy and Environment*.

- Voegele, E. (2021). "EIA: Ethanol production up slightly, stocks down 2%." Ethanol Producer Magazine.
- Von Malmberg, F. (2004). "Networking for knowledge transfer: towards an understanding of local authority roles in regional industrial ecosystem management." *Business Strategy and the Environment* 13(5): 334-346.
- Wakkel, M. (2015). Contribution à l'étude de la séparation des protéines par chromatographie d'échange d'ions en milieu complexe. Effet du poids moléculaire sur l'équilibre et la cinétique de rétention, Toulouse, INSA.
- Walas, S. (1988). *Chemical Process Equipment Selection and Design*. 3rd editions, Butterworth. United States of America.
- Walls, J. L. and R. L. Paquin (2015). "Organizational perspectives of industrial symbiosis: A review and synthesis." *Organization & Environment* 28(1): 32-53.
- Wang, C., L. Zhang, Y. Chang and M. Pang (2021). "Energy return on investment (EROI) of biomass conversion systems in China: Meta-analysis focused on system boundary unification." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 137: 110652.
- Wang, M. Q., J. Han, Z. Haq, W. E. Tyner, M. Wu and A. Elgowainy (2011). "Energy and greenhouse gas emission effects of corn and cellulosic ethanol with technology improvements and land use changes." *Biomass and Bioenergy* 35(5): 1885-1896.
- Wang, M., H. Huo and S. Arora (2011). "Methods of dealing with co-products of biofuels in life-cycle analysis and consequent results within the US context." *Energy Policy* 39(10): 5726-5736.
- Wang, M., J. Han, J. B. Dunn, H. Cai and A. Elgowainy (2012). "Well-to-wheels energy use and greenhouse gas emissions of ethanol from corn, sugarcane and cellulosic biomass for US use." *Environmental research letters* 7(4): 045905.
- Wang, W., L. Kang and Y. Y. Lee (2010). "Production of cellulase from kraft paper mill sludge by *Trichoderma reesei* rut C-30." *Applied biochemistry and biotechnology* 161(1-8): 382-394.
- Wang, X., L. Zhang, B. Xi, W. Sun, X. Xia, C. Zhu, X. He, M. Li, T. Yang and P. Wang (2015). "Biogas production improvement and C/N control by natural clinoptilolite addition into anaerobic co-digestion of *Phragmites australis*, feces and kitchen waste." *Bioresource technology* 180: 192-199.
- Ward, A. J., P. J. Hobbs, P. J. Holliman and D. L. Jones (2008). "Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources." *Bioresource technology* 99(17): 7928-7940.
- Watropur (2015). "Press-Dryer", Watromat.
- WDNR (2015). "Ponds, Lagoons, and Natural Systems Study Guide - Subclass A4." Wisconsin Department of Natural Resources (WDNR) Bureau of Science Services, Operator Certification Program, Madison, WI.
- Wen, Z., W. Liao and S. Chen (2005). "Production of cellulase by *Trichoderma reesei* from dairy manure." *Bioresource Technology* 96(4): 491-499.
- Wendt, L. M., W. A. Smith, D. S. Hartley, D. S. Wendt, J. A. Ross, D. M. Sexton, J. C. Lukas, Q. A. Nguyen, J. A. Murphy and K. L. Kenney (2018). "Techno-economic assessment of a chopped feedstock logistics supply chain for corn stover." *Frontiers in Energy Research* 6: 90.

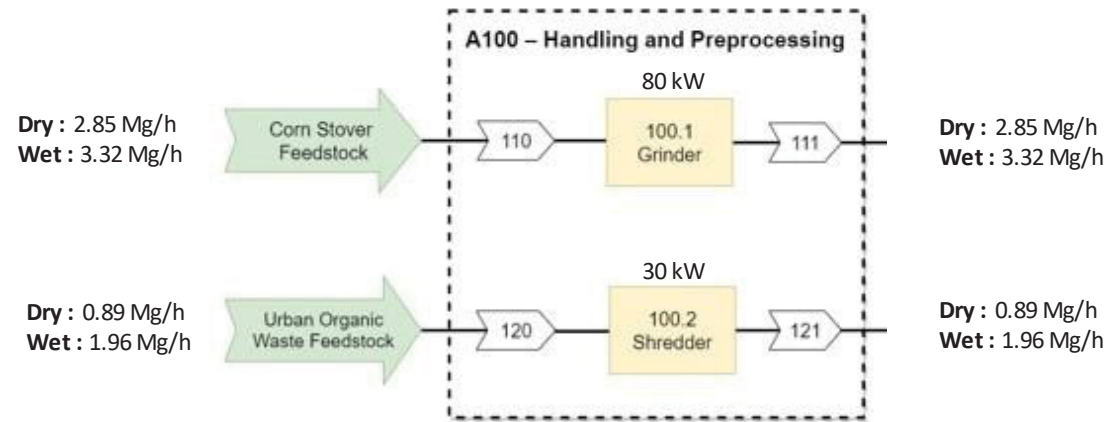
- Westerman, P., M. Heiermann, U. Pottberg, B. Rodemann and B. Gerowitt (2012). "Weed seed survival during mesophilic anaerobic digestion in biogas plants." *Weed research* 52(4): 307-316.
- Whitaker, J., K. E. Ludley, R. Rowe, G. Taylor and D. C. Howard (2010). "Sources of variability in greenhouse gas and energy balances for biofuel production: a systematic review." *Gcb Bioenergy* 2(3): 99-112.
- White, R. and D. Richards (1994). *The greening of industrial ecosystems*. National Academy.
- Whitmore, J. and P. Pineau (2020). "État de l'énergie au Québec". Chaire de gestion du secteur de l'énergie, HEC Montréal.
- Whitmore, J. and P.-O. Pineau (2022). "État de l'énergie au Québec". Chaire de gestion du secteur de l'énergie, HEC Montréal.
- Wisotzki, N. (2020). "Ce qui fait bondir la volatilité des prix du blé, de l'orge, du maïs et du colza." *Terre-net Média*.
- Wolf, C. (2013). "Simulation, optimization and instrumentation of agricultural biogas plants." Department of Electronic Engineering, National University of Ireland, Maynooth.
- Wright, C. T., P. A. Pryfogle, N. A. Stevens, J. R. Hess and C. W. Radtke (2006). Value of distributed preprocessing of biomass feedstocks to a bioenergy industry. 2006 ASAE Annual Meeting, American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Wu, A., D. Lovett, M. McEwan, F. Cecelja and T. Chen (2016). "A spreadsheet calculator for estimating biogas production and economic measures for UK-based farm-fed anaerobic digesters." *Bioresource technology* 220: 479-489.
- Xu, G. and P. Zhuang (2011). "Analysis of transportation network structure of hub-and-spoke: an economic perspective."
- Yang, L., X. Ge, C. Wan, F. Yu and Y. Li (2014). "Progress and perspectives in converting biogas to transportation fuels." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 40: 1133-1152.
- Yang, L., Y. Huang, M. Zhao, Z. Huang, H. Miao, Z. Xu and W. Ruan (2015). "Enhancing biogas generation performance from food wastes by high-solids thermophilic anaerobic digestion: Effect of pH adjustment." *International Biodeterioration & Biodegradation* 105: 153-159.
- Yi, J., B. Dong, J. Jin and X. Dai (2014). "Effect of increasing total solids contents on anaerobic digestion of food waste under mesophilic conditions: performance and microbial characteristics analysis." *PloS one* 9(7).
- You, F. and B. Wang (2011). "Life cycle optimization of biomass-to-liquid supply chains with distributed–centralized processing networks." *Industrial & Engineering Chemistry Research* 50(17): 10102-10127.
- You, F., L. Tao, D. J. Graziano and S. W. Snyder (2012). "Optimal design of sustainable cellulosic biofuel supply chains: multiobjective optimization coupled with life cycle assessment and input–output analysis." *AIChE Journal* 58(4): 1157-1180.
- Yu, C., G. P. Dijkema and M. de Jong (2015). "What Makes Eco-Transformation of Industrial Parks Take Off in China?" *Journal of Industrial Ecology* 19(3): 441-456.

- Yue, D., F. You and S. W. Snyder (2014). "Biomass-to-bioenergy and biofuel supply chain optimization: Overview, key issues and challenges." *Computers & Chemical Engineering* 66: 36-56.
- Zahrim, A. (2018). Current Progress on Removal of Recalcitrance Coloured Particles from Anaerobically Treated Effluent Using Coagulation–Flocculation. *Anaerobic Digestion Processes*, Springer: 149-163.
- Zhan, X., D. Wang, S. Bean, X. Mo, X. Sun and D. Boyle (2006). "Ethanol production from supercritical-fluid-extrusion cooked sorghum." *Industrial Crops and Products* 23(3): 304-310.
- Zhang, D. (2008). Fastest-path computation. *Encyclopedia of GIS*, Springer: 309-313.
- Zhang, R., H. M. El-Mashad, K. Hartman, F. Wang, G. Liu, C. Choate and P. Gamble (2007). "Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion." *Bioresource technology* 98(4): 929-935.
- Zhang, S., D. R. Keshwani, Y. Xu and M. A. Hanna (2012). "Alkali combined extrusion pretreatment of corn stover to enhance enzyme saccharification." *Industrial Crops and Products* 37(1): 352-357.
- Zhang, Y., H. Zheng, B. Chen, M. Su and G. Liu (2015). "A review of industrial symbiosis research: theory and methodology." *Frontiers of Earth Science* 9(1): 91-104.
- Zheng, J. and L. Rehmann (2014). "Extrusion pretreatment of lignocellulosic biomass: a review." *International journal of molecular sciences* 15(10): 18967-18984.
- Zheng, J., K. J. Kennedy and C. Eskicioglu (2009). "Effect of low temperature microwave pretreatment on characteristics and mesophilic digestion of primary sludge." *Environmental technology* 30(4): 319-327.
- Zheng, Y., J. Zhao, F. Xu and Y. Li (2014). "Pretreatment of lignocellulosic biomass for enhanced biogas production." *Progress in energy and combustion science* 42: 35-53.
- Zuber, S. M. and M. B. Villamil (2016). "Meta-analysis approach to assess effect of tillage on microbial biomass and enzyme activities." *Soil Biology and Biochemistry* 97: 176-187.

11. Annexe 1 – Process Flow Diagrams

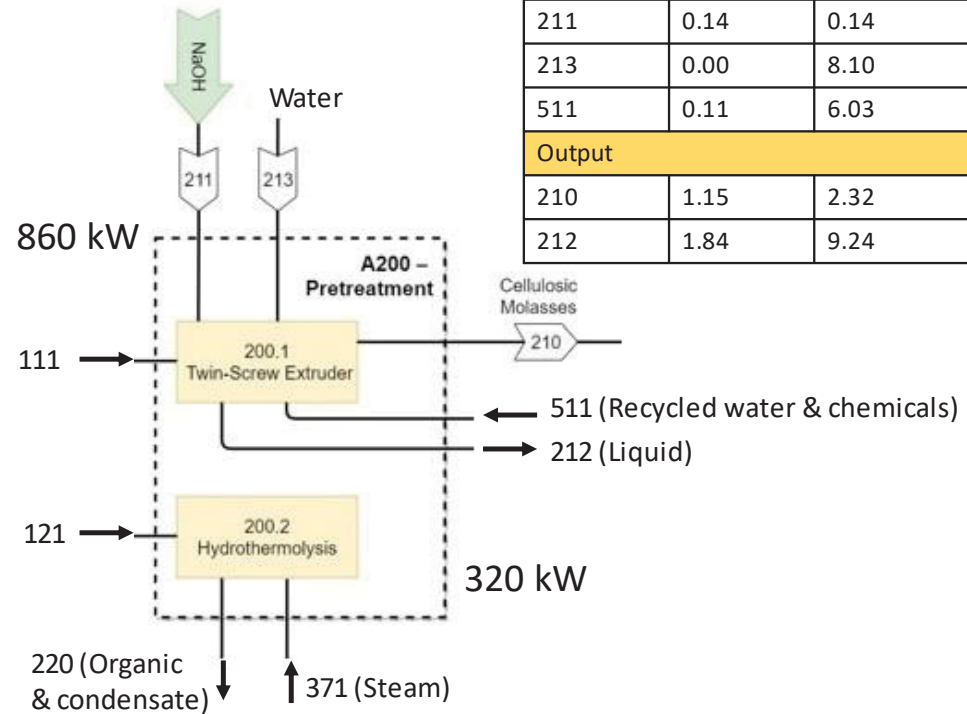


A100 – Handling and Preprocessing

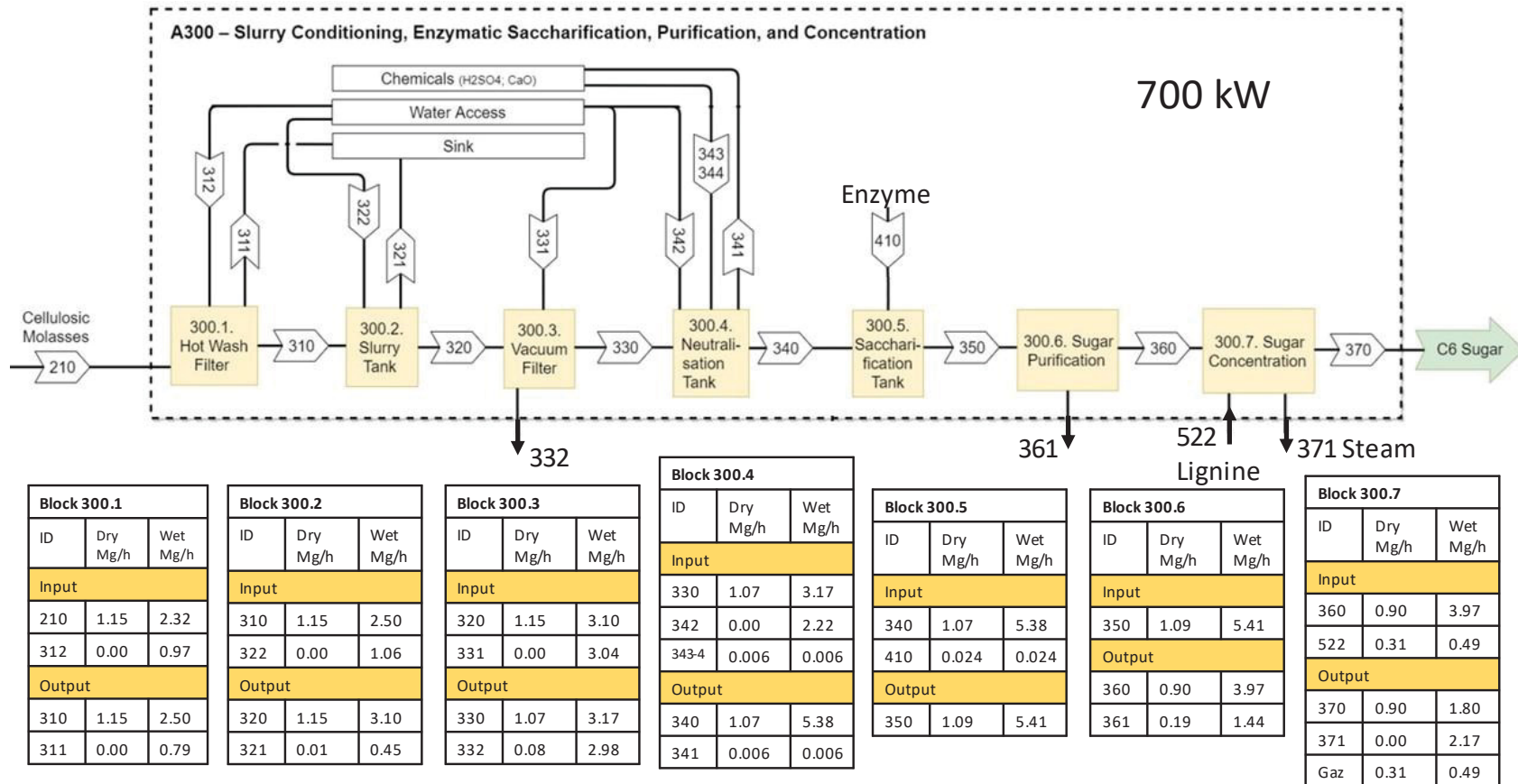


A200 – Pretreatment

Block 200.2		
ID	Dry Mg/h	Wet Mg/h
Input		
121	0.89	1.96
371	0.00	2.17
Water	0.00	0.36
Output		
220	0.89	2.31
Condens.	0.00	2.18



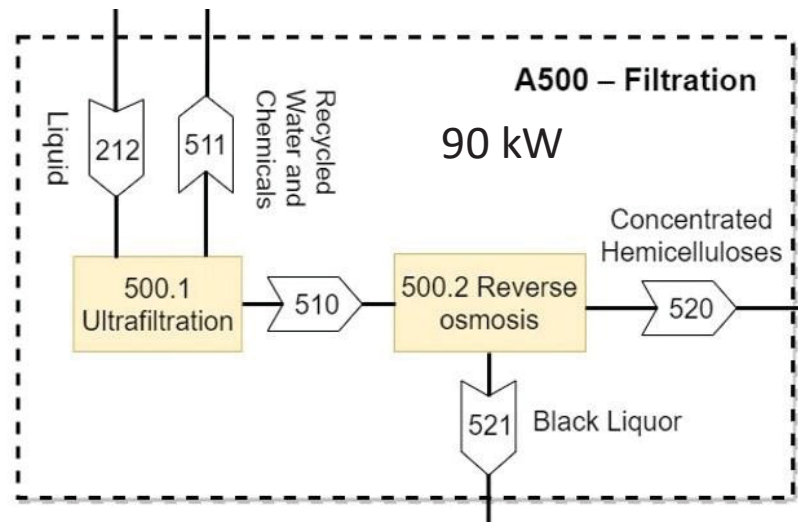
A300 – Slurry conditioning, enzymatic saccharification, purification & concentration



A500 – Filtration

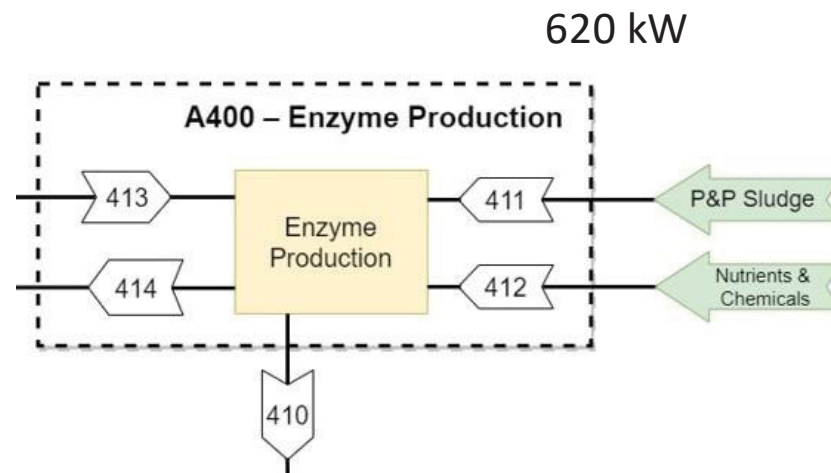
Block 500.1		
ID	Dry Mg/h	Wet Mg/h
Input		
212	1.84	9.24
Output		
510	1.74	3.21
511	0.11	6.03

Block 500.2		
ID	Dry Mg/h	Wet Mg/h
Input		
510	1.74	3.21
Output		
520	1.06	2.24
521	0.67	0.96



A400 – Enzyme production

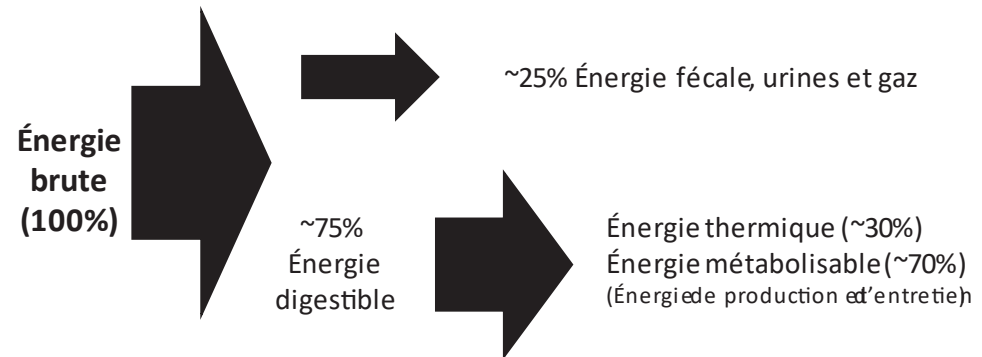
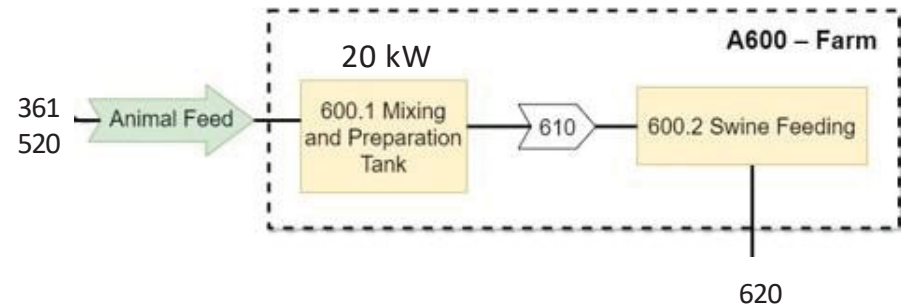
ID	Dry Mg/h	Wet Mg/h
Input		
411	0.37	1.87
412	0.015	0.015
413	0.00	1.14
Output		
410	0.024	0.024
414	0.27	2.73
Gaz	0.091	0.271



A600 – Farm

Block 600.1		
ID	Dry Mg/h	Wet Mg/h
Input		
361	0.19	1.44
520	1.06	2.24
Output		
610	1.25	3.68

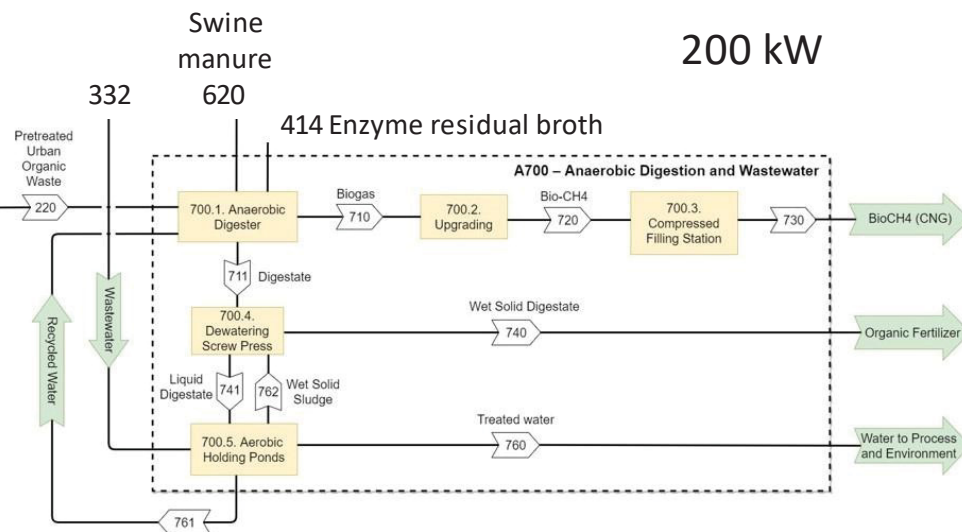
Block 600.2		
ID	Dry Mg/h	Wet Mg/h
Input		
610	1.25	3.68
Output		
620	0.35	3.78



Block 700.1		
ID	Dry Mg/h	Wet Mg/h
Input		
220	0.89	2.31
620	0.35	3.78
414	0.27	2.73
761	0.00	6.31
Output		
710	0.30	0.31
711	1.21	14.82

Block 700.4		
ID	Dry Mg/h	Wet Mg/h
Input		
711	1.21	14.82
Output		
740	1.15	6.02
741	0.06	8.80

A700 – Anaerobic digestion & WWT



Block 700.2		
ID	Dry Mg/h	Wet Mg/h
Input		
710	0.30	0.31
Output		
720	0.16	0.16
Gaz	0.14	0.15

Block 700.5		
ID	Dry Mg/h	Wet Mg/h
Input		
741	0.06	8.80
332	0.08	2.98
Output		
760	0.00	5.33
761	0.00	6.31
762	0.06	0.06
Gaz	0.08	0.08

12. Annexe 2 – Résumé des coûts des équipements individuels

Area 100 – Feedstock handling and Preprocessing

Mechanical Equipment List						Scaled Installed Costs										
ID	EQUIPMENT TITLE	REFERENCES	kW	NUM REQD	\$	Year of Quote	Purch Cost in Base Yr	Scaling Val	Units	Scaling Exp	Inst Factor	New Val	Size Ratio	Scaled Purch Cost	Purch Cost in Proj year	Inst Cost in Proj year
A100: Feestock Handling & Preprocessing																
	Truck Scale	NREL 2013	0.0	1	\$ 55,000	2009	\$ 55,000	47349	Kg/hr	0.60	1.70	5529	0.117	\$ 15,163	\$ 17,016	\$ 28,927
	Truck Unloading Forklift	NREL 2005	Diesel	1	\$ 18,000	2000	\$ 18,000	1	ea	1.00	1.00	1	1.000	\$ 18,000	\$ 26,751	\$ 26,751
	Bale Moving Forklift		Diesel	1	\$ 18,000	2000	\$ 18,000	1	ea	1.00	1.00	1	1.000	\$ 18,000	\$ 26,751	\$ 26,751
	Transfer Conveyor	CAPCOST 2011	8.1	1	\$ 134,000	2011	\$ 134,000	47349	Kg/hr	0.60	1.70	5529	1.000	\$ 134,000	\$ 134,000	\$ 227,800
	Belt Scale	NREL 2011	0.0	1	\$ 5,395	2009	\$ 5,395	94701	Kg/hr	0.60	1.70	5529	0.058	\$ 981	\$ 1,101	\$ 1,872
	Dust Collection System	NREL 2013	4.2	1	\$ 46,650	2009	\$ 46,650	15784	Kg/hr	0.60	1.70	3567	0.226	\$ 19,113	\$ 21,449	\$ 36,464
100.1	Horizontal bale Grinder	Lamers et al. 2015	82.5	1	\$ 180,000	2011	\$ 180,000	3973	Kg/hr	0.60	1.50	3567	0.898	\$ 168,744	\$ 168,744	\$ 253,117
100.2	Organic Waste Shredder	NREL 2005	29.8	1	\$ 302,000	2000	\$ 302,000	24510	Kg/hr	0.60	1.38	1962	0.080	\$ 66,376	\$ 98,647	\$ 136,132
	Concrete Feedstock-Storage Dome	NREL 2013	0.0	1	\$ 1,523,000	2009	\$ 1,523,000	47349	Kg/hr	0.60	1.70	5529	0.117	\$ 419,866	\$ 471,192	\$ 801,027
Area 100 Totals															\$ 965,652	\$ 1,538,841

Area 200 – Pretreatment

Mechanical Equipment List						Scaled Installed Costs										
ID	EQUIPMENT TITLE	REFERENCES	kW	NUM REQD	\$	Year of Quote	Purch Cost in Base Yr	Scaling Val	Units	Scaling Exp	Inst Factor	New Val	Size Ratio	Scaled Purch Cost	Purch Cost in Proj year	Inst Cost in Proj year
A200: Pretreatment																
200.1	Pretreatment Water Heater	NREL 2011	300.0	1	\$ 92,000	2010	\$ 92,000	7.5	Gcal/hr	0.55	2.20	0.3	0.034	\$ 14,382	\$ 15,293	\$ 33,645
	Pretreatment Twin-screw extruder	Agrosphere 2009	913.0	1	\$ 1,725,121	2009	\$ 1,725,121	11203	kg/hr	0.60	1.50	3567	0.318	\$ 868,208	\$ 974,343	\$ 1,461,514
	NaOH Addition Tank Agitator	NREL 2011 ; 2017	1.0	1	\$ 5,000	2009	\$ 5,000	157478	kg/hr	0.50	1.00	3567	0.023	\$ 753	\$ 845	\$ 845
	NaOH Feed System		0.0	1	\$ 20,000	2012	\$ 20,000	368685	kg/hr	0.60	3.00	3567	0.010	\$ 1,237	\$ 1,240	\$ 3,719
	NaOH Storage Tank		0.0	1	\$ 96,000	2011	\$ 96,000	1981	kg/hr	0.70	1.50	143	0.072	\$ 15,224	\$ 15,224	\$ 22,836
200.2	Process Water Tank		0.0	1	\$ 250,000	2009	\$ 250,000	451555	kg/hr	0.70	1.70	6029	0.013	\$ 12,185	\$ 13,675	\$ 23,247
	Thermal vapor hydrolysis	CAPCOST 2011	10.0	1	\$ 73,900	2011	\$ 73,900	5.0	m3/hr	0.78	2.36	6.5	1.300	\$ 90,682	\$ 90,682	\$ 214,009
	Axial Vane Fan	CAPCOST 2011	26.5	1	\$ 3,710	2011	\$ 3,710	1.2	m3/s	0.60	2.00	1.2	1.000	\$ 3,710	\$ 3,710	\$ 7,420
Area 200 Totals														\$ 1,115,011		
														\$ 1,767,234		

Area 300 – Enzymatic hydrolysis & Concentration

Mechanical Equipment List						Scaled Installed Costs										
ID	EQUIPMENT TITLE	REFERENCES	kW	NUM REQD	\$	Year of Quote	Purch Cost in Base Yr	Scaling Val	Units	Scaling Exp	Inst Factor	New Val	Size Ratio	Scaled Purch Cost	Purch Cost in Proj year	Inst Cost in Proj year
A300: Enzymatic Hydrolysis & Concentration																
300.1	Hot Wash Filter	Agrosphere 2009	300.0		\$ 225,809	2009	\$ 225,809	11203	kg/hr	0.60	1.50	3288	0.294	\$ 108,229	\$ 121,460	\$ 182,190
	Wash Water Heater			INCLUDED												
	Hot Pressurized Washing-Tank			INCLUDED												
	Wash Tank Pump			INCLUDED												
	Hot-Pressurized Filter			INCLUDED												
	Wash-Water Recycling Pump			INCLUDED												
	Cellulose Pulverizer			INCLUDED												
	Wash Water preheater			INCLUDED												
300.2	Slurry Tank	NREL 2011 ; 2017														
	Cellulose hydrolyzate heater		298.5	1	\$ 92,000	2010	\$ 92,000	7.5	Gcal/hr	0.70	2.20	0.26	0.034	\$ 8,670	\$ 9,219	\$ 20,282
	Slurrying Tank		0.2	1	\$ 1,317,325	2009	\$ 1,317,325	328984	kg/hr	0.70	1.80	3551	0.011	\$ 55,320	\$ 62,082	\$ 111,748
	Slurrying Agitator		0.2	1	\$ 34,150	2009	\$ 34,150	212939	kg/hr	0.50	1.50	3551	0.017	\$ 4,410	\$ 4,949	\$ 7,423
	Hydrolyzate Pump		0.6	1	\$ 9,200	2009	\$ 9,200	22681	kg/hr	0.80	3.10	3551	0.157	\$ 2,087	\$ 2,342	\$ 7,260
300.3	Vacuum Filter	CAPCOST 2011	16.8	1	\$ 126,000	2011	\$ 126,000	4.0	m2	0.70	1.80	4.0	1.000	\$ 126,000	\$ 126,000	\$ 226,800
300.4	Neutralization	NREL 2011 ; 2017														
	Sulfuric Acid Tank		0.0	1	\$ 5,760	1996	\$ 5,760	1647	kg/hr	0.71	1.40	0.4	0.034	\$ 525	\$ 805	\$ 1,127
	Sulfuric Acid Pump		0.5	1	\$ 7,493	2010	\$ 7,493	1981	kg/hr	0.80	2.30	0.4	0.034	\$ 504	\$ 536	\$ 1,232
	Overliming Tank		0.0	1	\$ 71,000	1997	\$ 71,000	167050	kg/hr	0.71	1.40	5388	0.032	\$ 6,199	\$ 9,394	\$ 13,152
	Overliming Tank Agitator		0.2	1	\$ 19,800	1997	\$ 19,800	167050	kg/hr	0.51	1.30	5388	0.032	\$ 3,436	\$ 5,207	\$ 6,769
	Lime Storage Bin		0.0	1	\$ 69,200	1997	\$ 69,200	548	kg/hr	0.46	1.30	4.9	0.009	\$ 7,933	\$ 12,022	\$ 15,628
	Lime Solids Feeder		0.2	1	\$ 3,900	1997	\$ 3,900	548	kg/hr	0.46	1.30	4.9	0.009	\$ 447	\$ 678	\$ 881
300.5	Saccharification	CAPCOST 2011														
	Saccharification Tank		0.0	5	\$ 135,000	2011	\$ 135,000	5407	kg/hr	0.70	1.50	5407	1.000	\$ 675,000	\$ 675,000	\$ 1,012,500
	Saccharification Mixer		5.3	5	\$ 109,000	2009	\$ 109,000	379938	kg/hr	0.50	1.70	5407	0.014	\$ 65,013	\$ 72,961	\$ 124,034
	Saccharification Transfer Pump		1.0	5	\$ 47,200	2009	\$ 47,200	421776	kg/hr	0.80	2.30	5407	0.013	\$ 7,231	\$ 8,115	\$ 18,664
	Hydrolyzate Cooler		5.5	5	\$ 85,000	2010	\$ 85,000	8.2	Gcal/hr	0.70	2.20	0.07	0.008	\$14,916	\$15,861	\$34,895
300.6	Sugar Purification	Guo et al. 2014														
	Membrane filter		0.0	1	\$ 339,434	2012	\$ 339,434	5.2	m3/hr	1.00	1.42	5.2	1.000	\$ 339,434	\$ 340,073	\$ 482,903
	Filtered Hydrolysate Storage Tank	NREL 2011 ; 2017	0.2	1	\$ 51,600	2011	\$ 51,600	348690	kg/hr	0.70	1.80	5407	0.016	\$ 2,792	\$2,792	\$ 5,026
300.7	Sugar Concentration	NREL 2011 ; 2017														
	Evaporator (sugar concentration)		20.0	1	\$ 6,370,000	2013	\$ 6,370,000	244084	kg/hr	0.70	2.00	2534	0.010	\$ 260,359	\$ 268,804	\$ 537,608
	Boiler		29.2	1	\$ 6,720,000	2009	\$ 6,720,000	45359	kg/hr	0.60	1.80	2534	0.056	\$ 1,190,403	\$ 1,335,924	\$ 2,404,664
	Instrument Air Dryer		0.0	1	\$ 15,000	2009	\$ 15,000	83333	kg/hr	0.60	1.80	2534	0.030	\$ 1,845	\$ 2,070	\$ 3,726
	Plant Air Receiver		0.0	1	\$ 16,000	2009	\$ 16,000	83333	kg/hr	0.60	3.10	2534	0.030	\$ 1,968	\$ 2,208	\$ 6,845
	Hydrolyzate Screw Conveyor		0.7	1	\$ 59,400	1997	\$ 59,400	225140	kg/hr	0.78	1.30	3970	0.018	\$ 2,546	\$ 3,859	\$ 5,016
	Vapor recompression system		0.0	1	\$ 34,000	2009	\$ 34,000	1.8	Gcal/hr	0.70	2.20	1.99	1.087	\$ 36,034	\$ 40,439	\$ 88,965
	Hydrolyzate Cooler		79.6	1	\$ 85,000	2010	\$ 85,000	8.2	Gcal/hr	0.70	2.20	0.1	0.008	\$ 2,983	\$ 3,172	\$ 6,979
	Storage Tank		7.5	1	\$ 70,000	2009	\$ 70,000	1393	kg/hr	0.70	2.60	1797	1.290	\$ 83,666	\$ 93,894	\$ 244,125
Area 300 Totals														\$ 3,219,866	\$ 5,570,443	

Area 400 – Enzyme production

Mechanical Equipment List						Scaled Installed Costs										
ID	EQUIPMENT TITLE	REFERENCES	kW	NUM REQD	\$	Year of Quote	Purch Cost in Base Yr	Scaling Val	Units	Scaling Exp	Inst Factor	New Val	Size Ratio	Scaled Purch Cost	Purch Cost in Proj year	Inst Cost in Proj year
A400: Enzyme Production																
	4th Cellulase Fermentor Agitators	NREL 2011 ; 2017	544.8	3	\$ 580,000	2009	\$ 580,000	301	m3	1.00	1.50	210	0.698	\$ 1,215,275	\$ 1,363,837	\$ 2,045,755
	4th Cellulase Fermentor		0.0	3	\$ 400,500	2009	\$ 400,500	301	m3	1.00	2.00	210	0.698	\$ 839,168	\$ 941,753	\$ 1,883,505
	3rd Cellulase Fermentor Agitators		6.0	1	\$ 63,000	2009	\$ 63,000	1	ea	1.00	1.50	1	1.000	\$ 63,000	\$ 70,701	\$ 106,052
	3rd Cellulase Seed Fermentor		0.0	1	\$ 95,400	2009	\$ 95,400	1	ea	1.00	1.80	1	1.000	\$ 95,400	\$ 107,062	\$ 192,712
	3rd Cellulase Fermentation Cooler		0.0	1	INCLUDED											
	3rd Media Prep Tank Cooler		0.0	1	INCLUDED											
	2nd Cellulase Fermentor Agitators		100.0	1	\$ 11,000	2009	\$ 11,000	1	ea	1.00	1.50	1.68	1.676	\$ 18,439	\$ 20,693	\$ 31,039
	2nd Cellulase Seed Fermentor		0.0	1	\$ 57,500	2009	\$ 57,500	1	ea	1.00	1.80	1.68	1.676	\$ 96,384	\$ 108,166	\$ 194,699
	Cellulase Nutrient Mix Tank Agitator		0.6	1	\$ 4,800	2009	\$ 4,800	174	kg/hr	0.50	1.60	46.93	0.270	\$ 2,493	\$ 2,798	\$ 4,476
	Cellulase Nutrient Mix Tank		0.0	1	\$ 9,000	2010	\$ 9,000	224	kg/hr	0.70	3.00	47	0.210	\$ 3,014	\$ 3,205	\$ 9,614
	Cellulase Hold Tank Agitator		2.0	1	\$ 26,900	2009	\$ 26,900	10930	kg/hr	0.50	1.50	2899	0.265	\$ 13,854	\$ 15,548	\$ 23,322
	Cellulase Hold Tank		0.0	1	\$ 248,070	2009	\$ 248,070	10930	kg/hr	0.70	1.80	2899	0.265	\$ 97,979	\$ 109,957	\$ 197,922
	Fermenter Air Compressor Package		0.0	1	\$ 350,000	2009	\$ 350,000	33168	kg/hr	0.60	1.60	6827	0.206	\$ 135,574	\$ 152,148	\$ 243,436
	Cellulase Transfer Pump		0.5	1	\$ 7,357	2010	\$ 7,357	13398.9	kg/hr	0.80	2.30	2899	0.216	\$ 2,162	\$ 2,299	\$ 5,288
	Cellulase Seed Pump		0.4	1	\$ 29,972	2010	\$ 29,972	681	kg/hr	0.80	2.30	161	0.237	\$ 9,465	\$ 10,064	\$ 23,148
	Cellulase Nutrient Transfer Pump		0.0	1	\$ 1,500	2009	\$ 1,500	454	kg/hr	0.80	2.30	47	0.103	\$ 244	\$ 274	\$ 630
	Cellulase Feed Pump		0.1	1	\$ 1,500	2009	\$ 5,700	18168	kg/hr	0.80	2.30	2899	0.160	\$ 1,313	\$ 1,473	\$ 3,389
	Anti-foam Pump		0.2	1	\$ 1,500	2009	\$ 1,500	10.6	kg/hr	0.80	2.30	3	0.264	\$ 517	\$ 580	\$ 1,334
													Area 400 Totals	\$ 2,910,557	\$ 4,966,322	

Area 500 – Filtration

Mechanical Equipment List						Scaled Installed Costs										
ID	EQUIPMENT TITLE	REFERENCES	kW	NUM REQD	\$	Year of Quote	Purch Cost in Base Yr	Scaling Val	Units	Scaling Exp	Inst Factor	New Val	Size Ratio	Scaled Purch Cost	Purch Cost in Proj year	Inst Cost in Proj year
A500: Filtration																
500.1	Ultrafiltration	Oneby et al. 2011 ; Elarde & Bergman (2001)	46.2	1	\$ 141,273	2001	\$ 141,273	9241	kg/hr	0.60	1.42	9241	1.000	\$ 141,273	\$ 209,849	\$ 297,986
500.2	Reverse Osmosis	NREL 2011 ; 2017	32.1	1	\$ 2,450,000	2012	\$ 2,450,000	425859	L/hr	0.70	1.75	3212	0.008	\$ 80,064	\$ 80,214	\$ 140,375
	Lignin Filter		7.2	1	\$ 430,500	2013	\$ 430,500	65796.8	kg/hr	0.70	1.70	962	0.015	\$ 22,364	\$ 23,089	\$ 39,252
	Filtered Storage Tank		0.1	1	\$ 51,600	2011	\$ 51,600	348690	kg/hr	0.70	1.80	2243	0.006	\$ 1,509	\$ 1,509	\$ 2,715
	Filtered Pump		0.6	1	\$ 10,800	1997	\$ 10,800	162090	kg/hr	0.79	2.80	2243	0.014	\$ 367	\$ 556	\$ 1,558
Area 500 Totals														\$ 315,218	\$ 481,886	

Area 600 – Farm

Mechanical Equipment List						Scaled Installed Costs										
ID	EQUIPMENT TITLE	REFERENCES	KW	NUM REQD	\$	Year of Quote	Purch Cost in Base Yr	Scaling Val	Units	Scaling Exp	Inst Factor	New Val	Size Ratio	Scaled Purch Cost	Purch Cost in Proj year	Inst Cost in Proj year
A600: Farm																
	Media-Preparation Tank Agitator	NREL 2011 ; CAPCOST 2011	16.0	1	\$ 25,000	2009	\$ 25,000	12255	kg/hr	0.00	1.50	3680	0.300	\$ 25,000	\$ 28,056	\$ 42,084
	Media-Storage Tank		1.0	1	\$ 51,600	2011	\$ 51,600	348690	kg/hr	0.20	1.80	3680	0.011	\$ 20,765	\$ 20,765	\$ 37,377
	Media Pump		4.0	1	\$ 15,000	2009	\$ 15,000	22681	kg/hr	0.80	3.10	3680	0.162	\$ 3,501	\$ 3,929	\$ 12,181
													Area 600 Totals		\$ 52,751	\$ 91,642

Area 700 – Anaerobic digestion & Wastewater

Mechanical Equipment List						Scaled Installed Costs										
ID	EQUIPMENT TITLE	REFERENCES	kW	NUM REQD	\$	Year of Quote	Purch Cost in Base Yr	Scaling Val	Units	Scaling Exp	Inst Factor	New Val	Size Ratio	Scaled Purch Cost	Purch Cost in Proj year	Inst Cost in Proj year
A700: Anaerobic Digestion & Wastewater																
700.1	Anaerobic System	NREL ; Redman 2010 ; Novakovits & Doczekal 2016	45.0	1	\$ 25,800,000	2012	\$ 25,800,000	368685	kg/hr	0.6	1.11	15122	0.041	\$ 3,796,649	\$ 3,803,793	\$ 4,222,210
700.2	Upgrading of biogas		52.9	1	\$ 910,778	2011	\$ 910,778	388	m3/hr	388.0	1.64	388.0	1.000	\$ 910,778	\$ 910,778	\$ 1,493,675
700.3	CNG filling station and pipeline	Huber 2017	48.1	1	\$ 398,173	2011	\$ 398,173	250	m3/hr	250	1.30	250	1.000	\$ 398,173	\$ 398,173	\$ 517,625
700.4	Dewatering screw press		34.6	2	\$ 100,000	2017	\$ 100,000	500	kg/hr	0.65	2.20	634	1.300	\$ 237,188	\$ 242,530	\$ 533,566
	Polymer Addition System	NREL 2011 ; 2017	1.0	1	\$ 9,300	2010	\$ 9,300	393100	kg/hr	0.6	1.00	14819	0.038	\$ 1,301	\$ 1,383	\$ 1,383
Sludge Conveyor	2.0		1	\$ 7,000	2012	\$ 7,000	368685	kg/hr	0.60	2.86	6018	0.016	\$ 7,000	\$ 7,013	\$ 20,058	
700.5 ; 700.6 ; 700.7	Aeration Basin		0.0	1	\$ 4,908,054	2012	\$ 4,908,054	2.7	MGD	0.60	2.07	0.082	0.030	\$ 602,634	\$ 603,768	\$ 1,249,800
	Pump - Submersible, Anaerobic Feed		0.9	1	INCLUDED	2012										
	Pump - Centrifugal, Aeration Basin Feed		1.4	2	INCLUDED	2012										
	Aeration Grid		0.0	1	INCLUDED	2012										
	Surface Aerators		4.5	2	\$ 150,000	2012	\$ 150,000	2.7	MGD	0.6	2.67	0.082	0.030	\$ 18,418	\$ 18,452	\$ 49,268
	Process Water Circulating Pump		1.4	1	\$ 15,292	2010	\$ 15,292	518924	kg/hr	0.8	3.10	12917	0.025	\$ 797	\$ 847	\$ 2,626
	Make-up Water Pump		1.2	1	\$ 6,864	2010	\$ 6,864	155564	kg/hr	0.8	3.10	12917	0.083	\$ 938	\$ 997	\$ 3,091
Area 700 Totals													\$ 5,987,735	\$ 8,093,302		

13. Annexe 3 – Discounted Cash Flow Rate of Return Worksheet

Year	-2	-1	0	1	2	3	4	5	6
Loan Payment				\$3,639,075	\$3,639,075	\$3,639,075	\$3,639,075	\$3,639,075	\$3,639,075
Loan Interest Payment	\$156,278	\$1,328,366	\$1,953,479	\$1,953,479	\$1,818,632	\$1,672,996	\$1,515,710	\$1,345,841	\$1,162,382
Loan Principal	\$1,953,479	\$16,604,575	\$24,418,492	\$22,732,896	\$20,912,452	\$18,946,373	\$16,823,008	\$14,529,773	\$12,053,079
Sugar Sales				\$4,486,004	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339
CNG bioCH4				\$760,798	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398
Avoided GHG emission				\$823,088	\$1,097,450	\$1,303,222	\$1,508,994	\$1,714,766	\$1,920,538
Animal feed				\$600,469	\$800,625	\$800,625	\$800,625	\$800,625	\$800,625
Organic elimination				\$1,192,929	\$1,590,572	\$1,598,529	\$1,606,605	\$1,614,802	\$1,623,122
Lignin				\$120,801	\$161,068	\$161,068	\$161,068	\$161,068	\$161,068
Coproducts sales				\$3,498,085	\$4,664,113	\$4,877,842	\$5,091,690	\$5,305,659	\$5,519,751
Total Annual Sales				\$7,984,090	\$10,645,453	\$10,859,181	\$11,073,029	\$11,286,998	\$11,501,090
Feedstock costs				\$820,694	\$937,936	\$937,936	\$937,936	\$937,936	\$937,936
Variable Costs				\$2,987,742	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562
Fixed Operating Costs				\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333
Total Product Cost				\$5,599,769	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831
Annual Depreciation									
General Plant Writedown				\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0
Depreciation Charge				\$5,815,671	\$9,966,815	\$7,117,990	\$5,083,116	\$3,634,286	\$3,630,216
Remaining Value				\$34,881,816	\$24,915,002	\$17,797,011	\$12,713,895	\$9,079,609	\$5,449,394
Net Revenue				(\$5,384,829)	(\$7,283,824)	(\$4,075,636)	(\$1,669,628)	\$163,041	\$564,662
Losses Forward					(\$5,384,829)	(\$12,668,653)	(\$16,744,290)	(\$18,413,918)	(\$18,250,877)
Taxable Income				(\$5,384,829)	(\$12,668,653)	(\$16,744,290)	(\$18,413,918)	(\$18,250,877)	(\$17,686,215)
Income Tax				\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0
Annual Cash Income	(\$2,057,049)	(\$11,095,763)	(\$9,046,720)	(\$1,254,754)	\$862,547	\$1,076,275	\$1,290,123	\$1,504,092	\$1,718,184
Discount Factor	1.21	1.10	1.00	0.91	0.83	0.75	0.68	0.62	0.56
Annual Present Value	\$23,741,088			(\$1,140,686)	\$712,848	\$808,621	\$881,171	\$933,923	\$969,870
Total Capital Investment + Interest	\$2,489,029	\$12,205,339	\$9,197,632						
Net Present Worth			\$0						

Year	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Loan Payment	\$3,639,075	\$3,639,075	\$3,639,075	\$3,639,075	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0
Loan Interest Payment	\$964,246	\$750,260	\$519,155	\$269,561	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0
Loan Principal	\$9,378,250	\$6,489,435	\$3,369,514	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0
Sugar Sales	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339
CNG bioCH4	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398
Avoided GHG emission	\$2,126,310	\$2,332,082	\$2,400,672	\$2,484,961	\$2,622,835	\$2,755,283	\$2,882,304	\$3,003,900	\$3,120,070	\$3,230,813
Animal feed	\$800,625	\$800,625	\$800,625	\$800,625	\$800,625	\$800,625	\$800,625	\$800,625	\$800,625	\$800,625
Organic elimination	\$1,631,568	\$1,640,140	\$1,648,841	\$1,657,673	\$1,666,637	\$1,675,736	\$1,684,972	\$1,694,347	\$1,703,862	\$1,713,521
Lignin	\$161,068	\$161,068	\$161,068	\$161,068	\$161,068	\$161,068	\$161,068	\$161,068	\$161,068	\$161,068
Coproducts sales	\$5,733,968	\$5,948,312	\$6,025,604	\$6,118,724	\$6,265,563	\$6,407,110	\$6,543,367	\$6,674,338	\$6,800,023	\$6,920,425
Total Annual Sales	\$11,715,308	\$11,929,652	\$12,006,943	\$12,100,064	\$12,246,902	\$12,388,449	\$12,524,707	\$12,655,677	\$12,781,362	\$12,901,764
Feedstock costs	\$937,936	\$937,936	\$937,936	\$937,936	\$937,936	\$937,936	\$937,936	\$937,936	\$937,936	\$937,936
Variable Costs	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562
Fixed Operating Costs	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333
Total Product Cost	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831
Annual Depreciation										
General Plant Writedown	\$0	\$0								
Depreciation Charge	\$3,634,286	\$1,815,108								
Remaining Value	\$1,815,108	\$0								
Net Revenue	\$972,945	\$3,220,453	\$5,343,958	\$5,686,672	\$6,103,071	\$6,244,618	\$6,380,876	\$6,511,846	\$6,637,531	\$6,757,934
Losses Forward	(\$17,686,215)	(\$16,713,270)	(\$13,492,817)	(\$8,148,860)	(\$2,462,188)	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0
Taxable Income	(\$16,713,270)	(\$13,492,817)	(\$8,148,860)	(\$2,462,188)	\$3,640,883	\$6,244,618	\$6,380,876	\$6,511,846	\$6,637,531	\$6,757,934
Income Tax	\$0	\$0	\$0	\$0	\$968,475	\$1,661,068	\$1,697,313	\$1,732,151	\$1,765,583	\$1,797,610
Annual Cash Income	\$1,932,401	\$2,146,746	\$2,224,037	\$2,317,157	\$5,134,596	\$4,583,550	\$4,683,563	\$4,779,695	\$4,871,948	\$4,960,323
Discount Factor	0.51	0.47	0.42	0.39	0.35	0.32	0.29	0.26	0.24	0.22
Annual Present Value	\$991,627	\$1,001,473	\$943,209	\$893,364	\$1,799,645	\$1,460,460	\$1,356,661	\$1,258,643	\$1,166,306	\$1,079,511
Total Capital Investment + Interest										
Net Present Worth										

Year	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
Loan Payment	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0
Loan Interest Payment	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0
Loan Principal	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0
Sugar Sales	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339
CNG bioCH ₄	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398
Avoided GHG emission	\$3,336,131	\$3,436,022	\$3,530,488	\$3,619,527	\$3,703,140	\$3,781,327	\$3,854,088	\$3,921,423	\$3,983,332	\$4,039,815
Animal feed	\$800,625	\$800,625	\$800,625	\$800,625	\$800,625	\$800,625	\$800,625	\$800,625	\$800,625	\$800,625
Organic elimination	\$1,723,324	\$1,733,275	\$1,743,376	\$1,753,628	\$1,764,034	\$1,774,596	\$1,785,318	\$1,796,200	\$1,807,246	\$1,818,458
Lignin	\$161,068	\$161,068	\$161,068	\$161,068	\$161,068	\$161,068	\$161,068	\$161,068	\$161,068	\$161,068
Coproducts sales	\$7,035,546	\$7,145,388	\$7,249,954	\$7,349,246	\$7,443,265	\$7,532,015	\$7,615,497	\$7,693,714	\$7,766,669	\$7,834,364
Total Annual Sales	\$13,016,885	\$13,126,728	\$13,231,294	\$13,330,585	\$13,424,604	\$13,513,354	\$13,596,836	\$13,675,054	\$13,748,008	\$13,815,703
Feedstock costs	\$937,936	\$937,936	\$937,936	\$937,936	\$937,936	\$937,936	\$937,936	\$937,936	\$937,936	\$937,936
Variable Costs	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562
Fixed Operating Costs	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333
Total Product Cost	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831
Annual Depreciation										
General Plant Writedown										
Depreciation Charge										
Remaining Value										
Net Revenue	\$6,873,055	\$6,982,897	\$7,087,463	\$7,186,754	\$7,280,774	\$7,369,523	\$7,453,006	\$7,531,223	\$7,604,178	\$7,671,872
Losses Forward	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0	\$0
Taxable Income	\$6,873,055	\$6,982,897	\$7,087,463	\$7,186,754	\$7,280,774	\$7,369,523	\$7,453,006	\$7,531,223	\$7,604,178	\$7,671,872
Income Tax	\$1,828,233	\$1,857,451	\$1,885,265	\$1,911,677	\$1,936,686	\$1,960,293	\$1,982,499	\$2,003,305	\$2,022,711	\$2,040,718
Annual Cash Income	\$5,044,822	\$5,125,446	\$5,202,198	\$5,275,078	\$5,344,088	\$5,409,230	\$5,470,506	\$5,527,918	\$5,581,466	\$5,631,154
Discount Factor	0.20	0.18	0.16	0.15	0.14	0.12	0.11	0.10	0.09	0.08
Annual Present Value	\$998,091	\$921,857	\$850,601	\$784,107	\$722,150	\$664,502	\$610,936	\$561,225	\$515,147	\$472,485
Total Capital Investment + Interest										
Net Present Worth										

Year	27	28	29	30
Loan Payment	\$0	\$0	\$0	\$0
Loan Interest Payment	\$0	\$0	\$0	\$0
Loan Principal	\$0	\$0	\$0	\$0
Sugar Sales	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339	\$5,981,339
CNG bioCH4	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398	\$1,014,398
Avoided GHG emission	\$4,090,872	\$4,115,438	\$4,176,708	\$4,211,486
Animal feed	\$800,625	\$800,625	\$800,625	\$800,625
Organic elimination	\$1,829,838	\$1,841,389	\$1,853,114	\$1,865,015
Lignin	\$161,068	\$161,068	\$161,068	\$161,068
Coproducts sales	\$7,896,801	\$7,932,918	\$8,005,912	\$8,052,592
Total Annual Sales	\$13,878,140	\$13,914,257	\$13,987,251	\$14,033,931
Feedstock costs	\$937,936	\$937,936	\$937,936	\$937,936
Variable Costs	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562	\$3,414,562
Fixed Operating Costs	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333	\$1,791,333
Total Product Cost	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831	\$6,143,831
Annual Depreciation				
General Plant Writedown				
Depreciation Charge				
Remaining Value				
Net Revenue	\$7,734,309	\$7,770,427	\$7,843,421	\$7,890,100
Losses Forward	\$0	\$0	\$0	\$0
Taxable Income	\$7,734,309	\$7,770,427	\$7,843,421	\$7,890,100
Income Tax	\$2,057,326	\$2,066,933	\$2,086,350	\$2,098,767
Annual Cash Income	\$5,676,983	\$5,703,493	\$5,757,071	\$5,791,334
Discount Factor	0.08	0.07	0.06	0.06
Annual Present Value	\$433,027	\$395,499	\$362,922	\$331,893
Total Capital Investment + Interest				(\$150,912)
Net Present Worth				