

Titre: Méthodologie pour l'évaluation économique et environnementale du bioraffinage incluant l'utilisation de la biomasse perturbée
Title: Methodology for economic and environmental evaluation of bio-refining including the use of perturbed biomass

Auteur: Stéphanie Jean
Author:

Date: 2019

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Jean, S. (2019). Méthodologie pour l'évaluation économique et environnementale du bioraffinage incluant l'utilisation de la biomasse perturbée [Thèse de doctorat, Polytechnique Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/3907/>
Citation:

Document en libre accès dans PolyPublie

Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/3907/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Luc Lebel, Annie Levasseur, & Paul R. Stuart
Advisors:

Programme: Génie chimique
Program:

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

**Méthodologie pour l'évaluation économique et environnementale du
bioraffinage incluant l'utilisation de la biomasse perturbée**

STÉPHANIE JEAN

Département de génie chimique

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiae Doctor*

Génie chimique

Avril 2019

POLYTECHNIQUE MONTRÉAL

affiliée à l'Université de Montréal

Cette thèse intitulée :

Méthodologie pour l'évaluation économique et environnementale du bioraffinage incluant l'utilisation de la biomasse perturbée

présentée par **Stéphanie JEAN**

en vue de l'obtention du diplôme de *Philosophiae Doctor*

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

Louis FRADETTE, président

Paul STUART, membre et directeur de recherche

Luc LEBEL, membre et codirecteur de recherche

Annie LEVASSEUR, membre et codirectrice de recherche

Robert LEGROS, membre

Évelyne THIFFAULT, membre

DÉDICACE

*À ma famille qui m'apporte plus de support et de bonheur que
je n'aurais pu l'imaginer.*

*À mes parents qui m'ont tout donné incluant la confiance en
soi qui m'a permis de réaliser cet ouvrage.*

REMERCIEMENTS

Un immense merci à toutes les personnes ayant contribué, de près ou de loin, à mon projet de doctorat. Votre aide a contribué à me développer sur les plans professionnel et personnel.

Merci au professeur Paul Stuart, pour toutes nos rencontres bien plus formatrices que je n'aurais pu l'imaginer.

Merci au professeur Luc Lebel, pour tes encouragements et pour m'avoir aidé à comprendre un peu l'écosystème si vaste qu'est la forêt.

Merci au professeure Annie Levasseur, pour ton aide constante et soutenue et tous tes enseignements tellement pertinents.

Merci à Biofuel Net, à VCO (Value Chain Optimization) et à Mitacs pour le support financier.

Thanks very much to the industrial partner (Department of Fisheries, Forestry and Agrifoods in Newfoundland-Labrador), especially to Paul Whalen and Darren Jennings, for such a great internship in Happy Valley-Goose Bay and your constant help.

Merci au partenaire industriel EnVertis, spécialement à Virginie et Frédéric, pour votre contribution ainsi que votre aide ayant permis d'améliorer les scénarios de pyrolyse rapide.

Merci à tous les membres des panels ADMC, plus spécialement Marzouk, Frédéric, Cédric, Annie, Dieudonné et Clémence. Les heures passées ensemble auront grandement contribué à améliorer ce projet de recherche.

Merci à tous mes collègues, amis et membres du groupe de recherche, pour nos discussions toujours intéressantes et parfois même philosophiques. Plus spécialement, merci à Virginie, Fred, Cédric, Ali, Jean-Christophe, Dieudonné, Ichrak, Caroline, Émilie, Émanuelle, José, Shabnam, Sahar, Banafsheh, Nima et tous les autres.

Merci à mes amies de longue date pour vos encouragements et votre soutien ces derniers mois.

Merci à mes parents, mon frère et ma sœur, simplement parce que vous êtes la « best family ».

Un dernier merci, mais non le moindre, à mon partenaire de vie, le pilier central de ma vie et le plus merveilleux des pères. Je sais que notre garçon pourra toujours compter sur toi ce qui me rend profondément fière. Ces derniers mois auront contribué à renforcer l'amour que j'ai pour vous deux.

RÉSUMÉ

L'accroissement continu des émissions de gaz à effet de serre (GES) augmente significativement les perturbations naturelles des forêts (feux, insectes, etc.). Cette problématique est majeure puisque les forêts captent et emmagasinent une grande partie du carbone biogénique terrestre. Ainsi, avec un secteur des produits forestiers en déclin, l'utilisation de la forêt perturbée pour la production de biocarburant semble être une belle opportunité de bioéconomie pour le Canada. Celle-ci est d'autant plus intéressante pour les régions éloignées où les effets du réchauffement climatique seront plus importants, la ressource forestière est encore sous-exploitée et les bénéfices sociaux créés avec la bioéconomie seront considérables pour les communautés.

Ceci soulève la question à savoir s'il est réaliste d'envisager d'utiliser du bois perturbé dans un procédé de bioraffinage. Il apparaît logique d'affirmer que ce type de bois est une matière première préférable pour l'environnement par rapport au bois sain. De par sa nature, il y a une quantité limitée de bois naturellement perturbé et cette quantité est difficile à prévoir. Il importe donc de déterminer, en utilisant une approche scientifique, s'il est possible de produire des biocarburants à partir de bois sain et naturellement perturbé dans une perspective environnementale et économiquement viable, ce qui n'est pas nécessairement évident.

L'objectif principal de cette thèse est de développer un cadre méthodologique permettant de déterminer, pour la forêt boréale canadienne, si l'utilisation du bois perturbé dans un procédé de pyrolyse rapide est préférable pour l'environnement et économiquement viable. La méthode a été démontrée à l'aide d'une étude de cas se situant à Happy Valley-Goose Bay, Labrador. Celle-ci a été initialement identifiée du fait qu'il y a 450 000 m³ de bois coupé présentement disponibles, en raison de la construction du nouveau barrage hydro-électrique à Muskrat Falls. Le procédé de pyrolyse rapide est particulièrement intéressant pour cette région hautement dépendante au mazout. En effet, l'huile pyrolytique peut être utilisée pour combler les besoins énergétiques de la région tout en créant des emplois directs et durables.

La méthodologie utilisée dans ce projet est constituée de trois sections distinctes. La première consiste à déterminer quelle(s) configuration(s) d'usine(s) de pyrolyse rapide sont préférable(s) pour la région. La méthodologie propose de développer des scénarios à valeur ajoutée appropriés au contexte spécifique d'une région éloignée. Pour faire suite à la détermination des scénarios possibles, des études technico-économiques et d'analyses du cycle de vie sont réalisées. Une

analyse décisionnelle multicritères (ADMC) a ensuite été réalisée afin d'identifier le ou les scénarios préférables pour la région tout en considérant les aspects économiques, environnementaux, sociaux ainsi que les niveaux de risques technologiques et de marché. Cependant, puisque les critères environnementaux obtiennent rarement des poids élevés dans ce type d'analyse multicritère, plusieurs panels décisionnels ont été réalisés dans cette étude. Différents types de normalisation ont été utilisés afin de représenter les critères environnementaux différemment. Ceci avait pour but d'identifier la normalisation à employer, permettant une meilleure interprétation des critères lors de l'identification des scénarios préférés pour l'implantation d'une usine de bioraffinage.

La deuxième section de la méthodologie consiste à améliorer la méthode d'analyse des changements climatiques dans le contexte de l'analyse du cycle de vie (ACV), une méthode grandement utilisée pour l'évaluation environnementale des scénarios de bioraffinage. L'ACV considère la biomasse comme étant carboneutre. Ce principe considère que le carbone biogénique forestier utilisé dans un procédé n'a aucun impact sur les changements climatiques, puisqu'après son émission il sera recapté par la forêt. Aussi, l'ACV traditionnelle ne permet pas de considérer l'échelle temporelle des émissions ni de représenter l'impact sur les changements climatiques en considérant la dynamique des émissions liée à l'atmosphère. Trois méthodes d'évaluation environnementale ont donc été considérées dans ce projet. Premièrement, l'ACV traditionnelle, qui considère les émissions en régime permanent pour une usine de pyrolyse rapide. Deuxièmement, l'ACV + Forêt, qui permet de considérer les flux de carbone biogénique provenant de la forêt, variable dans le temps, ainsi que de la combustion de la bio-huile. Celle-ci combine les données obtenues à l'aide de l'ACV traditionnelle avec les flux de carbone biogénique. Troisièmement, l'ACVD + Forêt, qui permet en plus de considérer la dynamique de l'atmosphère à l'aide de la méthode de l'ACV dynamique (ACVD). Celle-ci considère la dynamique de dégradation des émissions de GES et permet de fournir des renseignements sur le forçage radiatif, un indicateur permettant de représenter les changements climatiques.

La troisième section de la méthodologie consiste à évaluer sous quelles conditions l'utilisation du bois perturbé permettra de diminuer les émissions de CO₂-eq rejetées à l'atmosphère. Pour ce faire, les types de perturbations naturelles présentent dans la région d'Happy Valley-Goose Bay, feux de forêt et infestation d'insectes, ont été identifiées. Ensuite, puisque les changements climatiques auront un impact sur la quantité de bois perturbé, les quantités de biomasses perturbées disponibles

pour la récolte ont été identifiées pour quatre scénarios de changements climatiques. Les feux de forêt ainsi que les insectes présents sur le territoire à l'étude (dendoctrine et tordeuse des bourgeons de l'épinette noire) ont été modélisés dans le logiciel CBM-CFS3 afin d'identifier le bénéfice environnemental lié à la récolte du bois perturbé.

Résultats

Six scénarios de pyrolyse rapide ont été développés combinant des technologies comme la condensation de l'huile pyrolytique, la production de légume via la réutilisation de l'énergie dans des serres, une scierie et un procédé de carbonisation permettant la production de charbon activé. Les six scénarios ont démontré des résultats environnementaux et économiques intéressants. Les taux de rendement internes varient de 30% à 36% selon les scénarios. La réalisation des panels ADMC ont permis d'identifier deux scénarios prometteurs pour la région, soit le cas de base incluant la pyrolyse rapide avec 360 bdmt/jour ainsi que le scénario à valeur ajoutée incluant la condensation de l'huile pyrolytique d'une capacité de 720 bdmt/jour.

Les résultats de l'ACV ont démontré, pour le cas de base opéré en continu sur 250 ans, que 30 MTonnes de CO₂-eq seront évitées au total durant l'opération. Cependant, lors de l'application de la méthodologie de l'ACV + Forêt, il a été démontré qu'il y a une grande différence entre les flux de CO₂-eq émis à l'atmosphère, comparativement à l'ACV. En effet, en considérant l'opération pour le cas de base sur 250 ans, avec l'ACV + Forêt, 14 MTonnes de CO₂-eq seront évitées, ce qui représente environ 50% de moins qu'avec l'ACV. De plus, la méthode permet de constater une accumulation du carbone dans l'atmosphère pendant les 100 premières années d'opération, et par la suite un effet bénéfique sur l'atmosphère. Finalement, en considérant la dynamique de l'atmosphère, la méthode de l'ACVD + Forêt permet d'observer un effet sur les changements climatiques supérieurs à la période correspondant à l'accumulation du CO₂-eq calculée à l'aide de l'ACV + Forêt pour le cas de base. En effet, les effets sur les changements climatiques seront ressentis pendant 50 ans supplémentaires, soit sur une période totale de 150 ans. Cependant, lorsqu'il y a production de bioproduits dans les scénarios de valeur ajoutée, la durée de l'effet sur les changements climatiques peut être semblable à la période dans laquelle il y a une augmentation du CO₂ à l'atmosphère. Ainsi, il y a de forts avantages à développer des scénarios de bioraffinage ayant des bioproduits permettant la capture du carbone dans le portefeuille de produit et remplaçant des produits fossiles.

Concernant l'identification des conditions d'utilisation du bois perturbé permettant d'améliorer les impacts environnementaux de l'usine de pyrolyse rapide, différents paramètres ont été considérés dans l'étude telle que la quantité de bois perturbé en fonction de l'augmentation de la température, la distance de route forestière à construire et la distance de transport avec l'usine. Concernant les feux de forêt, les résultats ont démontré que sur le long-terme, les bénéfices de la récolte de ce type de bois sont semblables à ceux du bois sain, par contre, il y a un bénéfice net immédiat dans le court terme. Pour le bois provenant des infestations de la tordeuse et du dendoctrone, le bénéfice environnemental de la récolte est d'environ 1.5 fois plus important qu'en utilisant du bois sain, sur le long-terme. De plus, un bénéfice à court terme est observé 5 ans suivant la récolte. Au niveau des performances économiques du procédé, l'utilisation du bois perturbé peut diminuer jusqu'à 12% les bénéfices avant intérêt et impôt. Ainsi, pour que la performance économique des usines reste semblable, des subventions pour la récolte sont nécessaires.

ABSTRACT

Continuous increases in greenhouse gas (GHG) emissions is expected to increase natural forest disturbances (fires, insects, etc.). This is a major issue, since forests capture and store an important part of terrestrial biogenic carbon. Thus, with a declining forest products sector, the use of disturbed forest for biofuel production is potentially a bio-economy opportunity for Canada. This is all the more interesting for remote regions where the effects of global warming will be greater, the forest resource is under-exploited and the social benefits created by the bio-economy will be considerable.

This raises the question of whether it is realistic to consider the use of disturbed wood in a biorefinery process. It seems logical to assume this type of wood is a preferable raw material compared to healthy wood, from an environmental perspective. Due to its nature, there is a limited amount of naturally disturbed wood and the future amount with global warming is difficult to predict. It is therefore important to determine, using a scientific approach, whether it is possible to produce biofuels from healthy and naturally disturbed wood in an environmentally and economically viable way, which is not an obvious question.

The main objective of this thesis is to develop a methodological framework to determine, for the Canadian boreal forest, whether the use of disturbed wood in a fast pyrolysis process is environmentally preferable and economically viable. The method was demonstrated using a case study from Happy Valley-Goose Bay, Labrador. This was initially identified because there are 450,000 m³ of cut wood currently available, due to the construction of a new hydroelectric dam at Muskrat Falls. The fast pyrolysis process is particularly interesting for this northern community which relies on heavy fuel oil for its energy needs. The pyrolytic oil can be used to meet the region's energy needs while creating direct and sustainable jobs.

The methodology used in this project consists of three distinct components. The first is to determine which fast pyrolysis plant configuration(s) are preferable for the region. The methodology proposes to develop value-added scenarios appropriate to the specific context of a remote region. Following the identification of possible scenarios, technical-economic studies and life cycle analyses are carried out. A multi-criteria decision-making (MCDM) panel was carried out to identify the preferred scenario(s) for the region while considering economic, environmental, social, technological and market risk levels. However, since environmental criteria rarely obtain high weights in this type of multi-criteria analysis, several decision panels were conducted in this study

to explore different types of normalization strategies for a better appreciation of environmental criteria.

The second section of the framework is to improve the climate change analysis methodology in the context of life cycle analysis (LCA), a widely used method for the environmental assessment of biorefinery scenarios. LCA considers biomass to be carbon neutral. This principle considers that the forest biogenic carbon used in a process has no impact on climate change, since after its emission it will be recaptured by the forest. Also, traditional LCA does not allow us to consider the temporal scale of emissions or to represent the impact on climate change by considering the dynamics of emissions related to the atmosphere. Three environmental assessment methods were considered in this project. First, traditional LCA, which considers steady-state emissions for a fast pyrolysis plant. Secondly, LCA + Forest, which makes it possible to consider the flow of biogenic carbon from the forest, which varies over time, as well as from the combustion of bio-oil. This combines data obtained using traditional LCA with biogenic carbon fluxes. Thirdly, the DLCA + Forest, which also allows to consider the dynamics of the atmosphere using the dynamic LCA method (DLCA). It considers the dynamics of GHG emission degradation and provides information on radiative forcing, an indicator to represent climate change.

The third section of the methodology consists of identifying the conditions under which the use of disturbed wood will reduce CO₂-eq emissions released into the atmosphere. To do this, the types of natural disturbances in the Happy Valley-Goose Bay area, forest fires and insect infestation, have been identified. Then, since climate change will have an impact on the amount of disturbed wood, the amounts of disturbed biomass available for harvesting have been identified for four climate change scenarios. Forest fires and insects present in the study area (black spruce budworm and beetle) were modelled in the CBM-CFS3 software to identify the environmental benefit associated with harvesting disturbed wood.

Results

Six fast pyrolysis scenarios have been developed combining technologies such as pyrolysis oil condensation, vegetable production through energy reuse in greenhouses, a sawmill and a carbonization process to produce activated carbon. All six scenarios demonstrated attractive environmental and economic results. Internal rates of return vary from 30% to 36% depending on the scenarios. The realization of the MCDM panels made it possible to identify two preferred

scenarios for the region, namely the base case including fast pyrolysis with 360 bdmt/day, as well as the value-added scenario including the condensation of pyrolysis oil with a capacity of 720 bdmt/day.

The LCA results showed, for the base case operated continuously over 250 years, that a total of 30 Mt of CO₂-eq will be avoided during the operation. However, when applying the LCA + Forest methodology, it was shown that there is a large difference between the CO₂-eq fluxes emitted to the atmosphere, compared to classical LCA. Considering the operation of the base case over 250 years, with LCA + Forest, 14 Mt of CO₂-eq will be avoided, which represents about 50% less than with LCA. In addition, the method shows an accumulation of carbon in the atmosphere during the first 100 years of operation, and then a beneficial effect on the atmosphere. Finally, considering the dynamics of the atmosphere, the DLCA + Forest method predicted an effect on climate change greater than the period corresponding to the accumulation of CO₂-eq calculated using the LCA + Forest. Indeed, the effects on climate change will be felt for an additional 50 years, for a total period of 150 years. However, when bioproducts are produced in the value-added scenarios, the duration of the effect on climate change may be similar to the period in which there is an increase in CO₂-eq in the atmosphere. Thus, there are strong advantages to developing biorefinery scenarios with bioproducts that capture carbon in the product portfolio and replace fossil products.

Regarding the identification of the conditions of use of disturbed wood to improve the environmental impacts of the fast pyrolysis plant, different parameters were considered in the study such as the quantity of disturbed wood as a function of temperature increase, the distance of the forest road to be built and the transport distance to the plant. Regarding forest fires, the results showed that in the long term, the benefits of harvesting this type of wood are similar to those of healthy wood. However, there is an immediate net benefit in the short term. For wood from spruce budworm and spruce beetle outbreaks, the environmental benefit of harvesting is about 1.5 times greater than using healthy wood in the long term and benefit in the short-time arrived after 5 years of harvesting. In terms of the economic performance of using disturbed wood in the fast pyrolysis process, it can reduce earnings before interest and taxes (EBITDA) by up to 12%. Thus, in order for the economic performance of the fast pyrolysis plants to remain similar, subsidies for harvesting are needed.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	IX
TABLE DES MATIÈRES	XII
LISTE DES TABLEAUX.....	XV
LISTE DES FIGURES	XVII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XX
LISTE DES ANNEXES	XXI
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Plan général de la thèse	2
CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....	3
2.1 Introduction	3
2.1.1 Évaluation économique et environnementale de l'utilisation du bois perturbé	3
2.1.2 Analyse critique.....	4
2.2 Sélection des scénarios de bioraffinage prometteurs	5
2.2.1 Scénarios à valeur ajoutée	5
2.2.2 Viabilité économique et environnementale des scénarios.....	6
2.2.3 L'ADMC pour l'identification des scénarios les plus prometteurs.....	9
2.2.4 Ambiguïté des critères environnementaux dans l'ADMC	11
2.2.5 Analyse critique.....	14
2.3 Analyse environnementale incluant l'impact de la forêt.....	14
2.3.1 Comptabilisation des émissions de CO ₂	15
2.3.2 Intégration des émissions forestières aux modèles d'ACV.....	26

2.3.3 Analyse critique.....	33
2.4 Viabilité de l'utilisation de la biomasse perturbée	33
2.4.1 Changements climatiques.....	34
2.4.2 Perturbations naturelles de la forêt.....	35
2.4.3 Récolte du bois perturbé.....	47
2.4.4 Bénéfices de l'utilisation de la biomasse perturbée	49
2.4.5 Analyse critique.....	51
2.5 Synthèse de la revue de littérature.....	52
2.5.1 Lacunes dans le corps des connaissances.....	53
2.5.2 Hypothèses de recherche	55
CHAPITRE 3 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE	56
3.1 Objectifs des travaux	56
3.1.1 Objectif principal.....	56
3.1.2 Objectifs spécifiques	56
3.2 Introduction à l'étude de cas	56
3.3 Méthodologie du projet de recherche.....	58
3.3.1 Approche globale	58
3.3.2 Sélection des scénarios prometteurs de pyrolyse rapide	59
3.3.3 Analyse environnementale des scénarios sélectionnés incluant l'impact de la forêt.	66
3.3.4 Analyse de l'utilisation du bois perturbé dans les scénarios sélectionnés	73
3.3.5 Méthodologie pour l'évaluation économique et environnementale	83
CHAPITRE 4 SYNTHÈSE DES TRAVAUX	86
4.1 Présentation des publications	86
4.2 Sélections des scénarios préférés de pyrolyse rapide	89
4.2.1 Définition des scénarios de pyrolyse rapide.....	89

4.2.2 Résultats des analyses technico-économiques et environnementales	93
4.2.3 Résultats des analyses décisionnelles multicritères	97
4.2.4 Modification des critères environnementaux	102
4.3 Analyse environnementale des scénarios sélectionnés incluant l'impact de la forêt ...	106
4.3.1 Comptabilisation des émissions de CO ₂ forestier	107
4.3.2 Intégration aux modèles d'ACV	111
4.3.3 Interprétation des modèles d'analyse environnementale	117
4.4 Analyse de l'utilisation du bois perturbé dans les scénarios sélectionnés	121
4.4.1 Scénarios de changements climatiques considérés dans l'étude	121
4.4.2 Impact des changements climatiques sur le bois perturbé	122
4.4.3 Récolte du bois perturbé.....	123
4.4.4 Impact des perturbations naturelles sur le carbone forestier	124
4.4.5 Utilisation du bois perturbé dans les scénarios de pyrolyse rapide.....	129
4.4.6 Conditions requises pour l'utilisation du bois perturbé	139
CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE	140
5.1 Sélection des scénarios de bioraffinage	140
5.2 Analyse environnementale incluant les flux de carbone forestier.....	141
5.3 Analyse de l'utilisation du bois perturbé dans la bioraffinerie	142
5.4 Cadre méthodologique proposé.....	143
5.5 Forces et limites du cadre méthodologique.....	145
CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATION	146
6.1 Contributions au corps de connaissances	147
6.2 Recommandations pour travaux futurs	148
RÉFÉRENCES	150

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3-1 : Hypothèses technico-économiques	61
Tableau 3-2 : Coût pour la récolte de la biomasse forestière	62
Tableau 3-3 : Calcul du niveau de consensus	66
Tableau 3-4 : Valeurs des paramètres testés dans l'analyse de sensibilité.....	70
Tableau 3-5 : Infestations d'insecte rapporté à la superficie commerciale de l'étude de cas	74
Tableau 3-6 : Modèle de changements climatiques sur les infestations en 2100.....	76
Tableau 3-7 : Adaptation du modèle de coût pour la récolte de biomasse perturbée	77
Tableau 3-8 : Probabilité de la présence de bois perturbé en fonction du rayon autour de l'usine	78
Tableau 3-9 : Subventions envisagées pour la récolte	82
Tableau 4-1 : Scénarios de pyrolyse rapide à valeurs ajoutées	91
Tableau 4-2 : Résultats technico-économiques des scénarios de pyrolyse rapide	93
Tableau 4-3 : Comparaison des scénarios d'un point de vue économique et environnemental.....	97
Tableau 4-4 : Critères de décision identifiés pour l'activité ADMC	98
Tableau 4-5 : Classification des critères de décision pour le panel de normalisation interne.....	99
Tableau 4-6 : Définition pratique des critères environnementaux associée aux panels ADMC..	102
Tableau 4-7 : Classement des critères pour les trois panels de décision ADMC.....	103
Tableau 4-8 : Résultats des tests F et test-t	104
Tableau 4-9 : Comparaison des résultats de l'ACV et l'ACV + Forêt	117
Tableau 4-10 : Interprétation des trois méthodes d'analyse environnementale utilisée	119
Tableau 4-11 : Superficies perturbées par le feu d'ici 2100 (entre 0 et 4.8°C).....	122
Tableau 4-12 : Superficies perturbées par les insectes d'ici 2100 (entre 0 et 4.8°C).....	122
Tableau 4-13 : Biomasse disponible suite aux évènements de feu d'ici 2100 (entre 0 et 4.8°C)	123

Tableau 4-14 : Coût d'approvisionnement en biomasse brûlée (\$/bdmt) fonction de la distance (rayon et route forestière)	124
Tableau 4-15 : Bois perturbé disponible en moyenne annuellement en fonction de la distance de l'usine (0 à 4.8°C).....	129
Tableau 4-16 : Récolte possible suite aux scénarios de subvention.....	132

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1 : Les phases d'implantation de la bioraffinerie (Inspiré de [23])	6
Figure 2-2 : Les phases de l'analyse du cycle de vie (Inspiré de [30])	7
Figure 2-3 : Les types d'ADMC [34].....	10
Figure 2-4 : Cycle du carbone (Stocks (GtC) et flux en (GtC/année)) [62].....	19
Figure 2-5 : Les flux de carbone annuel en Tg C an^{-1} dans la forêt boréale canadienne [64].....	20
Figure 2-6 : Impact de la récolte pour la bioénergie forestière (Inspiré de [70])	27
Figure 2-7 : Récolte annuelle par rapport à l'approvisionnement jugé durable (1990-2016) [96]	35
Figure 2-8 : Superficie affectée par trois infestations d'insectes au Canada (2000-2015) [94]....	36
Figure 2-9 : Superficie brûlée et nombre de feux annuels au Canada (2000- 2016) [94].....	37
Figure 2-10 : Superficies perturbées et flux de carbone annuel (1990-2008) [64]	43
Figure 2-11: Dynamique de la forêt suivant une perturbation par le feu (Adapté de [64])	45
Figure 2-12 : Productivité nette : (a) écosystème (Mg de C/ha) et (b) biomasse aérienne (Mg de C/ha/an) (adapté de [116]).....	46
Figure 3-1. : Méthodologie générale du projet de recherche	59
Figure 3-2. : Méthodologie de la section #1.....	60
Figure 3-3 : Croissance attendue du prix du pétrole brut (\$ / baril) (2017-2037) [141]	62
Figure 3-4 : Principales étapes d'un ADMC	64
Figure 3-5. : Méthodologie de la section #2.....	67
Figure 3-6. : Modèle de courbe de croissance de l'épinette noire.....	69
Figure 3-7. : Frontières des différentes méthodes d'analyse environnementale	71
Figure 3-8. : Horizon de temps de l'étude.....	71
Figure 3-9. : Méthodologie de la section #3.....	73
Figure 3-10 : Modèle de changement climatique pour les feux (Inspiré de [164, 171]).....	75

Figure 3-11. : Méthodologie globale du projet de recherche	84
Figure 4-1: Liens entre les publications, les présentations, les hypothèses et la méthodologie.....	88
Figure 4-2 : Schéma du scénario FP-360	92
Figure 4-3 : Comparaison des impacts de type dommage et contribution des étapes du cycle de vie avec IMPACT 2002+	94
Figure 4-4 : Comparaison des impacts de type dommage avec IMPACT 2002+.....	96
Figure 4-5 : Résultats du panel de normalisation interne.....	101
Figure 4-6 : Résultats des panels ADMC (Interne; Externe-Simple et Externe-Améliorée)	105
Figure 4-7: Variation annuelle des stocks de C dans l'écosystème pour deux intensités de récolte	108
Figure 4-8 : Impact de l'exploitation forestière pour deux intensités de récolte au Labrador	109
Figure 4-9 : Analyse de sensibilité : a) dette (CO ₂ forestier) et b) captation de CO ₂ annuelle (long terme)	110
Figure 4-10 : Exemple de résultats de flux cumulatif (CO ₂ ou forçage radiatif)	112
Figure 4-11 : Méthode de l'ACV pour deux scénarios d'usine et le statu quo	113
Figure 4-12 : Flux de CO ₂ instantané par décennie pour le scénario FP-360	114
Figure 4-13 : Méthode de l'ACV+FC pour deux scénarios d'usine et le statu quo	114
Figure 4-14 : Méthode de l'ACVD+FC pour deux scénarios d'usine et le statu quo	116
Figure 4-15 : Évolution du stock de carbone de l'écosystème pour la forêt saine et perturbée...125	125
Figure 4-16 : Évolution du CO ₂ (t de CO ₂ /ha) pour le bois sain et perturbé (0°C)	126
Figure 4-17 : Bénéfices cumulatifs (t de CO ₂ /bdmt) pour la récolte de bois sain et perturbé (0 °C)	128
Figure 4-18 : Impact économique de l'utilisation du bois perturbé, par rapport à la distance.....130	130
Figure 4-19 : Impact environnemental de l'utilisation du bois perturbé, par rapport à la distance	131

Figure 4-20 : Impact économique de l'utilisation du bois perturbé fonction des subventions	133
Figure 4-21 : Impact environnemental de l'utilisation du bois perturbé fonction des subventions	133
Figure 4-22 : Bénéfice cumulatif de l'utilisation du bois perturbé avec FP-360 et 4.8°C	134
Figure 4-23 : Bénéfice cumulatif de l'utilisation du bois perturbé avec FP-360 (Route & 100\$/bdmt et 4.8°C).....	135
Figure 4-24 : Bénéfice cumulatif de l'utilisation du bois perturbé avec FP-360 (25\$/bdmt et 0 et 4.8°C).....	136
Figure 4-25 : Bénéfice annuel en kt de CO ₂ -eq avec et sans le bois de feu pour FP-360.....	137
Figure 4-26 : Impact à court terme et bénéfice annuel avec FP-360 (25\$/bdmt et délai de régénération (10 et 50 ans)).....	138
Figure 5-1 : Cadre méthodologique proposé.....	143

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

AAC	Coupe annuelle permise (<i>Annual allowable cut</i>)
ACV	Analyse du cycle de vie
ACV-C	Analyse du cycle de vie conséquentielle
ADMC	Analyse décisionnelle multicritères
AHP	Méthode de hiérarchie multicritère (<i>Analytic Hierarchy Process</i>)
BAIIA	Bénéfice avant intérêts, impôts et amortissements
CAPEX	Coût d'investissement (<i>Capital expenditure</i>)
CBM-CFS	Logiciel de comptabilisation forestière (<i>Carbon Budget Model of the Canadian Forest Sector</i>)
dLUC	Changement direct d'utilisation des terres
EICV	Évaluation des impacts du cycle de vie
GES	Gaz à effet de serre
GWP	Potentiel de réchauffement climatique (<i>Global warming potential</i>)
GWPBio	Potentiel de réchauffement climatique d'une émission biogénique
ICV	Inventaire du cycle de vie
MAUT	Théorie d'utilité multi-attributs (<i>Multi-Attribute Utility Theory</i>)
MOM	Matière organique morte
NPP	Production primaire nette (<i>Net primary production</i>)
OPEX	Coût d'opération (<i>Operational expenditure</i>)
TRI	Taux de rentabilité interne
VAN	Valeur actuelle nette

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A ARTICLE 1 : ADAPTING THE FAST PYROLYSIS PROCESS: TECHNO-ECONOMICS AND LIFE-CYCLE ASSESSMENT	163
ANNEXE B ARTICLE 2 : PROCESS DECISION-MAKING EMPHASIZING ENVIRONMENTAL IMPACT CRITERIA: FAST PYROLYSIS CASE STUDY	188
ANNEXE C ARTICLE 3 : INTERPRETATION OF LIFE-CYCLE GHG ASSESSMENT RESULTS CONSIDERING TEMPORAL FOREST MODELING AND ATMOSPHERIC DYNAMICS: FAST PYROLYSIS CASE STUDY	216
ANNEXE D ARTICLE 4 : ECONOMIC AND ENVIRONMENTAL VIABILITY OF RECOVERING DISTURBED WOOD FOR FAST PYROLYSIS	244
ANNEXE E – MODÉLISATION DES SCÉNARIOS DE BIORAFFINAGE	273
ANNEXE F – ANALYSE TECHNICO-ÉCONOMIQUE	280
ANNEXE G – ANALYSE DU CYCLE DE VIE (ACV)	284
ANNEXE H – ANALYSES DÉCISIONNELLES MULTICRITÈRES (ADMC)	296
ANNEXE I – COMPTABILISATION DU CO ₂ ET INTÉGRATION ACV	299
ANNEXE J – SCÉNARIOS DE CHANGEMENTS CLIMATIQUES	303
ANNEXE K – UTILISATION DU BOIS PERTURBÉ DANS LES SCÉNARIOS DE PYROLYSE RAPIDE	306

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

L'augmentation des gaz à effet de serre (GES) représente certainement un des enjeux les plus prioritaires du siècle à venir. Les conséquences possibles d'une trop grande augmentation de la concentration en GES sont multiples. Nommons l'augmentation de la température globale sur terre, une modification aux cycles naturels (eau, air), l'augmentation du niveau de l'eau, etc. [1]. Une des conséquences importantes reliées au réchauffement climatique est l'augmentation des perturbations naturelles des forêts (c.-à-d. : feux, insecte, etc.) [2]. Cette problématique est très importante, et d'actualité, puisque la forêt est le deuxième plus gros puits de carbone après les océans, responsable de 67% de la captation totale du CO₂ atmosphérique par les écosystèmes [3]. De plus, les modifications ou les pertes de forêt, en raison des perturbations naturelles et anthropiques, contribuent pour environ 20% des GES annuels, rivalisant avec les émissions du secteur mondial des transports [3]. Ainsi, il est nécessaire de déterminer par quels moyens il est possible de diminuer ou contrôler l'impact des perturbations naturelles et de gérer ces forêts adéquatement. Simultanément, le secteur des produits forestiers au Canada est en déclin et de plus en plus, il est possible de lire sur de nouveaux procédés permettant de transformer la biomasse forestière en bioproducts (biocarburant, produits chimiques, etc.) [4-12]. D'ailleurs, il importe de développer des biocarburants afin de sécuriser l'énergie pour les années à venir et remplacer les carburants de sources fossiles afin de réduire les émissions de GES associés aux secteurs des transports et de l'énergie.

La forêt perturbée semble donc être un bon candidat pour approvisionner une partie de la demande en énergie ou biocarburant [2]. De plus, tel que rapporté dans le dernier rapport du GIEC en 2013, l'utilisation du bois perturbé pourrait aider à contrôler l'augmentation du CO₂ dans l'atmosphère [1]. Cependant, la méthode correcte à employer afin d'évaluer les bénéfices de la production de biocarburant à partir de biomasse est encore un sujet de débat. Or, les études s'entendent pour dire que l'impact au niveau de la forêt doit être pris en compte dans les analyses. De plus, le choix du ou des scénarios de production de biocarburant n'est pas évident, mais il est clair qu'une méthode basée sur une approche multicritère est essentielle [13]. En effet, celle-ci permet de bien capter plusieurs sources de risques, telles qu'économiques, environnementales, sociales ou technologiques associées à la mise en place de nouveaux procédés.

Finalement, il semble logique d'affirmer que le bois naturellement perturbé est une matière première intéressante pour la bioraffinerie. Par contre, celui-ci est présent en quantité limitée et cette quantité de bois est difficile à prévoir [14]. De plus, il importe de déterminer si cette matière première possède une qualité suffisante pour la bioraffinerie. Finalement, une question subsiste. Peut-on produire des biocarburants à partir de bois naturellement perturbé dans une perspective économique? Et si oui, est-ce que ce biocarburant est préférable pour l'environnement? Les travaux de doctorat permettront d'identifier des voies d'utilisation durable pour la biomasse perturbée. L'objectif général du projet de recherche est donc de développer une méthodologie pratique, considérant les impacts de la forêt, permettant d'identifier les conditions viables d'utilisation du bois perturbé dans une bioraffinerie.

1.1 Plan général de la thèse

Le chapitre 2 présente une revue de la littérature en lien avec la problématique relevée au chapitre 1 et identifie les lacunes dans le corps des connaissances ainsi que les hypothèses de recherche du projet. Le chapitre 3 présente la méthodologie employée pour la réalisation des travaux de même que l'étude de cas ayant été utilisée pour démontrer les résultats. Le chapitre 4 effectue ensuite une synthèse des travaux en présentant les résultats de l'étude de cas permettant la validation des hypothèses de recherche. Le chapitre 5 propose une discussion critique des résultats obtenus, les forces et faiblesses des modèles développés ainsi que de possibles applications pour les méthodes développées dans le présent projet de recherche. Puis, le chapitre 6 présente les contributions au corps des connaissances ainsi que de possibles orientations pour des travaux futurs en lien avec le projet de recherche. Finalement, les annexes A à D contiennent les publications ayant été rédigées à la suite des travaux et en processus de soumission à des revues scientifiques. Les annexes E à K, quant à elles, contiennent des informations complémentaires en lien avec la méthodologie ou les résultats du projet.

CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE

2.1 Introduction

Une usine de bioraffinage transforme la biomasse forestière en produits de commodités et/ou de valeurs ajoutées. Typiquement, trois types de produits sont produits dans la bioraffinerie : les biocarburants (éthanol, kérone, etc.), la bioénergie (chaleur et électricité) et les produits chimiques à valeur ajoutée (biomatériaux, produits destinés à l'alimentation ou à l'industrie pharmaceutique, etc.).

2.1.1 Évaluation économique et environnementale de l'utilisation du bois perturbé

Afin d'évaluer la bioraffinerie économiquement et environnementalement, il importe de réaliser une étude technico-économique complète, calculant le taux de rendement associé au projet de bioraffinage, ainsi qu'une analyse environnementale, par exemple de type ACV (analyse du cycle de vie). La méthodologie utilisée peut aussi utiliser un principe d'analyse décisionnelle multicritère afin de tenir compte de la viabilité économique, environnementale et sociale afin de respecter les principes du développement durable.

De plus, l'analyse environnementale doit permettre d'identifier les bénéfices en termes de CO₂-eq puisque les portefeuilles de produits de la bioraffinerie incluent des biocarburants et des bioproduits permettant d'éviter des produits fossiles. La comptabilisation du CO₂-eq est donc un enjeu important afin d'évaluer correctement l'impact environnemental de la bioraffinerie. De plus, il importe de tenir compte des impacts au niveau de la matière première de la bioraffinerie, tel que la forêt, et idéalement au niveau de l'atmosphère afin de bien comprendre les effets des émissions de GES sur le réchauffement climatique. Finalement, afin de déterminer les bénéfices économiques et environnementaux de l'utilisation du bois perturbé dans la bioraffinerie, il importe aussi de tenir compte des impacts sur la forêt. Ainsi, il est nécessaire d'effectuer la comptabilisation du CO₂ relié aux différents types de perturbation naturelle. De plus, il importe de tenir compte de l'utilisation de ce type de bois dans les résultats économiques, via la modification des paramètres d'opération de l'usine de bioraffinage et des coûts de récolte de la matière première.

Plusieurs études se sont concentrées sur l'analyse environnementale et économique de la bioraffinerie proposant des résultats technico-économiques, tel que la VAN ou le TRI, ainsi que des résultats d'analyse du cycle de vie. Il est possible de trouver ces résultats pour différents types de bioraffinerie produisant des biocarburants tel que l'éthanol, le butadiène, ou autre [4-8], de [9], des biocarburants pour l'aviation tel que le kérósene [10, 11] et d'autres produits chimiques biobasés [6, 11, 12]. Concernant l'analyse de l'utilisation du bois perturbé, Lamers et al. 2014 [15] a démontré que l'utilisation de bois provenant de site hautement perturbé pour la production de granules, utilisé en Europe pour la production de la bioénergie, permettait d'obtenir un bénéfice immédiat pour l'environnement.

Concernant les méthodologies globales permettant l'évaluation de la bioraffinerie, Gargalo et al. 2016 [16] a proposé un cadre méthodologique permettant d'identifier, dans un contexte de décision multicritères, la durabilité économique et environnementale d'une bioraffinerie, à l'étape de conception préliminaire. Ce cadre méthodologique est très pertinent puisqu'il permet de tenir compte des risques et de l'incertitude via l'application d'une méthode Monte Carlo. De plus, il s'adapte au type de bioraffinerie, étant soit orienté vers les produits ou vers les procédés. Finalement, l'analyse multicritère considère les risques économiques et environnementaux et permet d'identifier quelle(s) scénario(s) de bioraffinage obtient(nent) un bon potentiel et lesquel(s) nécessite(nt) des analyses plus poussées ou doit(vent) être éliminé(s). Le cadre méthodologique a été utilisé dans une étude de cas ciblant la valorisation du glycérol dans une bioraffinerie et a permis de cibler la conception ayant la meilleure durabilité économique et environnementale. Une autre étude réalisée par Mirkouei et al. 2017 [17], a proposé une méthodologie, utilisable dans un contexte de décision multicritère, permettant d'optimiser les résultats économiques et environnementaux d'une bioraffinerie produisant de la bio-huile à partir d'un procédé de pyrolyse rapide. La méthodologie utilise une fonction objective afin d'identifier et optimiser les conditions requises pour l'obtention d'une viabilité durable.

2.1.2 Analyse critique

Dans la littérature existante, il n'existe aucune publication représentant un cadre méthodologique permettant de tenir compte de l'impact économique et environnemental tout en tenant compte des impacts liés à l'utilisation de la forêt ainsi que sur l'atmosphère. De plus, il n'existe aucune étude qui propose une méthodologie permettant de déterminer les bénéfices environnementaux, au

niveau de la forêt, et économiques, au niveau du procédé, relié à l'utilisation du bois perturbé par le feu ou les insectes dans une bioraffinerie. Finalement, aucune étude ne propose une méthodologie applicable à plusieurs types d'usines localisée dans la forêt canadienne, permettant d'identifier sous quelles conditions la bioraffinerie devrait utiliser ou non le bois perturbé comme matière première.

2.2 Sélection des scénarios de bioraffinage prometteurs

La bioraffinerie forestière permet la production d'une grande variété de produits et un portefeuille incluant des biocarburants combinés à un ou plusieurs produits à valeur ajoutée permet une flexibilité d'opération. Ainsi, l'usine peut réagir rapidement face aux fluctuations de marchés. L'identification de scénarios à valeur ajoutée est donc primordiale afin d'identifier des scénarios prometteurs [18].

2.2.1 Scénarios à valeur ajoutée

Concernant la production des biocarburants, il existe deux voies majeures par lesquelles ceux-ci peuvent être fabriqués : la voie biochimique reposant sur la fermentation des sucres et la voie du craquage catalytique des gaz de synthèse réalisée à l'aide de procédés thermochimiques. La méthode biologique utilisée pour produire l'éthanol cellulosique est très similaire à celle utilisée pour produire l'éthanol avec de l'amidon, à l'exception que la matière contenant la cellulose doit subir une étape de prétraitement avant l'hydrolyse et la fermentation enzymatiques [19]. Les voies thermochimiques permettent de produire des hydrocarbures synthétiques à l'aide d'un certain nombre de procédés comme la liquéfaction du charbon, la pyrolyse rapide ou via des technologies de gazéification et craquage catalytique comme le procédé Fischer-Tropsch (FT). Ce dernier procédé permet aussi de fabriquer du biodiesel, du méthane, du méthanol, de l'éthanol et du méthoxyméthane (DME). Ce procédé accepte un large éventail de matières carbonées, mais il possède un grand coût en capital et des installations de très grande taille sont requises pour l'obtention d'une bonne rentabilité. Finalement, la pyrolyse rapide est un procédé thermique permettant de consolider l'énergie de la biomasse en un combustible pouvant remplacer le mazout ou l'huile à chauffage [20].

L'approche par phase est à privilégier lors de l'implantation d'une usine de bioraffinage [21, 22], puisqu'elle permet de générer des revenus à court terme provenant de la vente des nouveaux

produits, lors d'une implantation de type rétrofit par exemple. Elle permet aussi d'augmenter graduellement les risques de marchés et technologiques en implantant dans les premières phases des produits à valeur ajoutée possédant un risque plus faible. Cette approche permet aussi de préserver les emplois et les installations des usines existantes tout en passant à l'action pour démontrer la viabilité de la nouvelle industrie forestière [19]. La figure 2-1 présente les différentes étapes de l'approche par phase.



Figure 2-1 : Les phases d'implantation de la bioraffinerie (Inspiré de [23])

Il existe un grand nombre de produits de valeur ajoutée possibles et un des plus prometteurs est la lignine [24-26]. Les propriétés de la lignine, sa caractérisation et son utilisation finale constituent tous des domaines qui continuent de faire activement l'objet de travaux de recherche [19]. Certaines voies d'utilisation ont déjà été identifiées telles que la substitution au noir de carbone dans les pneus, la substitution au phénol dans les résines PF, la substitution au polyol dans les résines PU, la substitution au polyacrylonitrile dans la fabrication de la fibre de carbone, etc.

2.2.2 Viabilité économique et environnementale des scénarios

Afin d'assurer la viabilité des usines de bioraffinage, des études technico-économiques et environnementales telle que l'analyse du cycle de vie (ACV) sont réalisées.

2.2.2.1 Analyse technico-économique

La méthodologie employée pour réaliser une étude technico-économique appliquée au secteur de la bioraffinerie forestière est semblable à celle utilisée dans le secteur de la pétrochimie. La majeure différence entre ces deux méthodes est le coût de la matière première (bois) et les coûts en capital qui sont plus élevés que dans les procédés pétrochimiques [18]. La méthodologie présentée dans le

livre de Peters and Thimmerhaus pour l'estimation des coûts en capital et des coûts d'opération peut être employée pour l'analyse des procédés de bioraffinage [21, 27]. Le niveau de précision généralement considéré pour l'analyse économique des scénarios de bioraffinage, à l'étape préliminaire de conception, est d'environ 30%, (étude de type « large block »). Il est commun de déterminer le prix de vente des produits de la bioraffinerie en appliquant un rabais allant de 10 à 20% sur le prix de vente du produit qui sera remplacé afin de pénétrer le marché [21]. De plus, il est commun que les résultats d'analyse technico-économique de la bioraffinerie démontrent une sensibilité au prix d'achat de la biomasse ainsi qu'aux prix de vente des produits, particulièrement pour les biocarburants. Ainsi, un prix d'achat relativement faible de la biomasse et des produits ayant un prix de vente peu sensible sur le marché sont des conditions idéales pour une bioraffinerie [28].

Finalement, le développement de nouveaux produits, la présence d'un marché (local ou international), la flexibilité de production, les partenaires industriels et d'affaires ainsi que la présence d'une chaîne de valeur sont autant d'attributs nécessaires à la performance économique d'une usine de bioraffinage [29]. Ainsi, le choix du portefeuille de produit et des produits à valeur ajoutée est donc critique pour la rentabilité économique de l'usine [23].

2.2.2.2 Analyse du cycle de vie (ACV)

L'analyse du cycle de vie (ACV) est une « approche permettant d'évaluer les impacts environnementaux potentiels tout au long du cycle de vie d'un produit, procédé ou service ». La méthodologie à adopter lors d'une étude environnementale de ce type est détaillée dans les normes ISO 14040 [30] et la figure 2-2 définit les phases de l'analyse du cycle de vie.

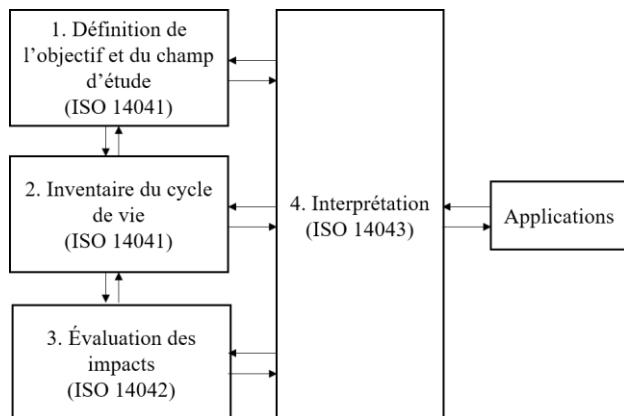


Figure 2-2 : Les phases de l'analyse du cycle de vie (Inspiré de [30])

L'objectif permet de définir le problème, le type d'application ainsi que le public cible. Le champ de l'étude permet de définir tous les choix méthodologiques du modèle tels que l'unité fonctionnelle, les frontières du système, les processus multifonctionnels et d'imputation, les méthodes de caractérisation des impacts, etc. À cette étape il importe de décider le type d'ACV qui sera réalisé, soit l'ACV-Attributionnelle (ACV-A) ou ACV-Conséquentielle (ACV-C). Généralement, L'ACV-A est appliquée lorsque, par exemple, l'on recherche le point chaud d'un procédé et l'ACV-C lorsque l'on souhaite comprendre l'impact d'un changement apporté au procédé. Le choix de l'unité fonctionnelle est aussi très important. Celle-ci permet de décrire, de façon quantitative, la performance du système étudié. En ACV-A, l'amplitude de l'UF n'a pas beaucoup d'impact contrairement à l'ACV-C puisque ce type d'ACV caractérise une estimation des conséquences environnementales causées par un changement apporté au système de produits étudié dans la technosphère [31]. Le choix d'une base de données secondaire plutôt qu'une autre constitue aussi un choix méthodologique qui aura un impact sur les résultats [31]. Le choix des frontières du système quant à lui détermine jusqu'où l'analyse s'étend dans les processus liés à la chaîne de valeur principale. Finalement, lorsque l'ACV est réalisé avec un système multifonctionnel, il importe de suivre la procédure décrite dans les normes ISO 14040 [30]:

- a) Lorsque possible, l'imputation devrait être évitée en :
 - (1) Augmentant le niveau de détails du modèle et en le subdivisant ;
 - (2) Étendant les frontières du système afin d'inclure les fonctions supplémentaires ;
- b) Répartir les entrants et sortants d'une manière qui reflète les relations physiques sous-jacentes existant entre eux ;
- c) Répartir les entrants et sortants d'une manière qui reflète d'autres relations mutuelles (massique, économique, énergétique, etc.).

Suite à l'identification des choix méthodologiques, il importe de quantifier tous les flux économiques (flux entre deux éléments de la technosphère) et élémentaires (flux entre la technosphère et l'environnement) tels que l'extraction des matières premières et les émissions polluantes dans l'air, l'eau et le sol dans la phase de l'analyse de l'inventaire du cycle de vie (ICV). Ensuite, l'évaluation des impacts du cycle de vie (EICV) permet d'évaluer l'impact environnemental des procédés inclus dans les frontières du système et responsable de l'extraction des matières premières et des émissions polluantes. L'EICV se divise en quatre étapes : la

classification, la caractérisation, la normalisation et la pondération et uniquement les étapes de classification et caractérisation sont obligatoires. En effet, les étapes de normalisation et pondération nécessitent des choix personnels qui auront un impact sur certaines catégories [32].

La classification permet de déterminer quelles extractions ou émissions contribuent à quels impacts et la caractérisation évalue la contribution de chacune de ces extractions ou émissions à chacune des catégories d'impact problème (ou mid-point). Il est possible d'effectuer une étape de caractérisation supplémentaire regroupant les catégories d'impact en catégories de dommages (ou end-point). Il existe divers modèles de caractérisation et le modèle employé dans l'analyse constitue un choix méthodologique. Les modèles les plus connus sont Impact 2002+, Traci, Recipe. La normalisation permet d'évaluer l'importance d'un résultat en fonction d'un système de référence (interne ou externe à l'étude) tandis que la pondération vise l'évaluation de l'importance relative de chacun des indicateurs basés sur des choix de valeurs. Finalement, l'interprétation du cycle de vie est la phase de l'ACV au cours de laquelle les résultats de l'ICV et de l'EICV sont évalués de façon cohérente avec l'objectif et le champ de l'étude. Les points significatifs (points chauds) sont identifiés, puis les conclusions et les recommandations sont établies.

En ce qui concerne l'application aux bioraffinage, de nombreuses études d'ACV indiquent de bons scores [18]. C'est un outil utile pour comparer les différents scénarios de bioraffineries à l'étape préliminaire de la conception. Son utilisation est tout de même récente dans le domaine du bioraffinage. Rojas, en 2005, a proposé cette nouvelle méthodologie afin d'identifier les scénarios de bioraffinage prometteur [33]. En 2008, Gaudreault a démontré que l'ACV conséquentielle (ACV-C) était plus appropriée pour les cas de bioraffinage [31]. En effet, comme les usines de bioraffinage possèdent majoritairement plusieurs produits, l'extension des frontières avec l'ACV conséquentielle est parfaitement appropriée.

2.2.3 L'ADMC pour l'identification des scénarios les plus prometteurs

Lorsque plusieurs scénarios bioraffinage ont été identifiés pour un site d'étude et que, aux termes des analyses économiques et environnementales, aucun scénario ne semble préférable par rapport aux autres, l'application de la méthodologie de l'analyse décisionnelle multicritères (ADMC) afin d'identifier le ou les scénarios prometteurs est tout indiquée. Il existe deux types d'ADMC, (1) l'Analyse de Décision Multi-Attribut (MADA) et (2) la Programmation mathématique (MP) ou Optimisation Multi Objectif (MOO) [34]. L'ADMC de type Multi-Attribut consiste en une

sélection parmi un nombre fini d'alternatives tandis que l'Optimisation Multi Objectif (MOO) tentera plutôt d'effectuer la synthèse d'un nombre infini (ou très élevé) d'alternatives. Les différentes méthodes pouvant être utilisées dans les deux types d'ADMC sont présentées à la figure 2-3.

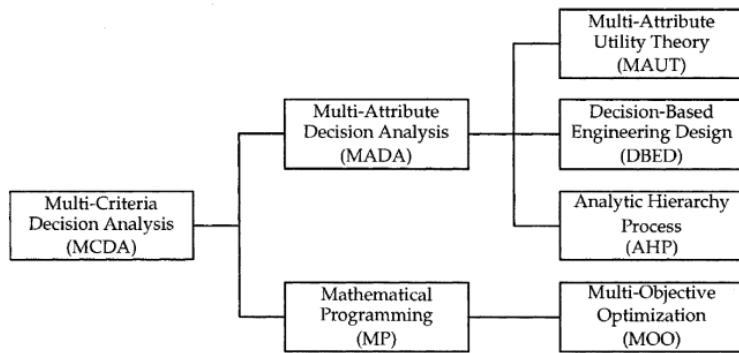


Figure 2-3 : Les types d'ADMC [34]

La méthode de Processus Hiérarchique Analytique (AHP) permet d'effectuer une comparaison par paire de critères de décision [34]. Dans la méthode de la Théorie de l'utilité multi-attributs (MAUT), les critères de décision sont quantifiés et/ou caractérisés à l'aide d'attributs et les fonctions utilités sont des mesures de préférence. Ensuite, la force de la préférence et l'importance de l'attribut sont déterminées pour chacun des critères choisis pour la décision. Finalement, la méthode de Décision basée sur la conception en ingénierie (DBED) est une méthodologie qui a été développée dans la communauté de l'ingénierie mécanique permettant de prendre des décisions de conception. La méthode se base sur la méthode de MAUT et la différence avec celle-ci est que la DBED utilise la fonction d'utilité multi-attributs comme objectif pour l'optimisation afin de déterminer la conception optimale, alors que MAUT utilise cette fonction pour l'évaluation de plusieurs alternatives de conception. Ainsi, la méthode de DBED génère une alternative basée sur les préférences du décideur et, par conséquent, ne peut être utilisée dans un processus de prise de décision pour différentes options de conception ou d'investissement [34].

En ce qui concerne la sélection entre les options de bioraffinage, il est plus approprié d'utiliser les méthodes de type multi-attribut (MAUT ou AHP) puisque le nombre d'options est généralement fini et relativement limité [31] et leur but est d'effectuer le classement de plusieurs options [34]. En 2005, Rojas a employé la méthode AHP afin de classifier différentes options de bioraffinage [33]. Le concept était pour la première fois intégré dans la prise de décision d'un procédé de

bioraffinage. Puis, en 2007, Janssen démontre que l'utilisation de l'ADMC modifie les résultats d'une décision et recommande d'incorporer les critères de marché. De plus, il identifie la méthode MAUT comme étant préférable pour l'identification des scénarios de bioraffinage préférables [34]. En effet, contrairement à la méthode AHP, la préférence et l'importance des critères sont considérés séparément dans la méthode MAUT via l'utilisation de fonctions utilitaires et d'une méthode de pondération. Ainsi, il est possible de mentionner que la méthode MAUT est un processus de décision plus complexe, mais aussi plus transparent et rigoureux [34]. Par la suite, Gaudreault, en 2008, a développé une méthode d'établissement de familles de critères environnementaux pour l'ADMC ainsi qu'une méthode de normalisation basée sur le concept de distance à la cible (significance des critères d'impacts environnementaux) [31]. Cependant, la méthode n'avait pas été appliquée dans un ADMC et c'est en 2011, que Liard applique la méthode développée par Gaudreault dans un panel de décision. Liard recommande d'améliorer la référence pour les critères environnementaux afin d'augmenter leur compréhension puisque ceux si n'ont pas obtenus de bons scores lors de la pondération des critères [35]. Finalement, Eemeli, en 2011, a développé une méthodologie permettant d'incorporer l'incertitude dans la prise de décision pour des procédés de bioraffinage [36] et Sanaei, en 2014, a incorporé (1) l'incertitude dans les données (via la méthode Multi Carlo) et (2) les risques reliés aux personnes présentent sur le panel de décision [37]. Sanaei, 2014 a aussi proposé un ensemble de critères permettant de considérer les risques du marché et les risques technologiques des procédés de bioraffinage lors du panel ADMC.

La spécification des objectifs et des critères est l'une des étapes les plus importantes du processus de prise de décision, et malheureusement trop souvent négligée. Il est important que les critères choisis soient pertinents pour les processus décisionnels et la notion de famille cohérente de critères de décision est très importante. Une famille cohérente de critère doit être exhaustive, cohésive, minimaliste et non redondante [31].

2.2.4 Ambiguïté des critères environnementaux dans l'ADMC

Dans un contexte de développement durable, l'impact environnemental est de plus en plus considéré lors des choix ou des décisions d'investissement dans les compagnies et les gouvernements. Il importe donc d'utiliser de bon moyen de calcul et de représentation des impacts environnementaux afin d'aider les décideurs dans leur processus de prises de décisions. Afin de calculer les impacts environnementaux, l'ACV est un outil intéressant.

Tel que présenté dans la section précédente, l'ACV permet de calculer plusieurs catégories d'impact environnementales et ce, à deux niveaux ; soit « problème ou Mid-point » et « dommage ou End-point ». Il est impossible de considérer tous les critères environnementaux dans un ADMC puisque ceux-ci sont trop nombreux. Il est donc nécessaire de bien choisir les critères environnementaux qui seront utilisés pour représenter chacune des options de bioraffinage lors du panel de décision. Il y a des avantages à utiliser les concepts de l'ADMC lors de la réalisation d'une ACV réalisée dans le but ultime de prendre une décision. En effet, cela facilite la sélection des catégories d'impacts qui seront utilisées pour la comparaison. Cela permet d'avoir une meilleure distinction entre les éléments objectifs et subjectifs de l'ACV et cela permet de donner des lignes directrices pour la collaboration avec les différentes parties prenantes [31, 38].

Cependant, dans les panels de décision ADMC réalisés pour des options de bioraffinage, il a été observé que les critères environnementaux n'obtenaient jamais un poids élevé, et ultimement, une grande contribution dans la décision de la bioraffinerie [33-35]. En effet, les critères économiques obtiennent majoritairement les pondérations les plus élevées et dirigent le choix de la solution préférée. Il a été reconnu que les panelistes ont parfois de la difficulté à comprendre la portée de l'impact environnemental et ceci est particulièrement causé par les unités utilisées en ACV. En effet, celles-ci ne sont pas très communicatives (principalement au niveau mid-point) et il est donc difficile pour les panelistes d'accorder de l'importance à quelque chose de difficilement compréhensible [35].

Liard, 2011 a étudié la question de l'interprétation des critères environnementaux dans un panel de décision ADMC. Elle identifie que malgré les nombreuses discussions qui ont eu lieu lors de l'étape de pondération des critères, « il était difficile pour les panélistes d'évaluer la criticité de chaque problématique représentée par les critères » [35]. Ainsi, il est primordial que les panélistes tiennent compte des résultats pour juger de l'importance de chaque critère. Autrement ceux-ci risqueraient de juger qu'un critère, ayant des impacts négligeables, doit obtenir plus de poids qu'un critère moins important dans son concept, mais dont les impacts sont critiques pour certaines options considérées [35]. En conclusion, les résultats ont démontré qu'il était possible, dans un ADMC, d'augmenter le score des critères environnementaux en haut du classement suite à la pondération des critères. Le fait d'augmenter la pondération des critères environnementaux signifie que les gens du panel étaient conscients de leur importance et donc, que la communication était plus efficace

[35]. Cependant, il reste difficile d'identifier quel est le bon score qui devrait être obtenu par le ou les critères environnementaux dans un panel ADMC.

2.2.4.1 Normalisation des critères environnementaux

La normalisation, définie par la norme ISO 14040, a pour but de comparer les impacts des divers scénarios relativement aux impacts d'un système de référence qui sera choisi par l'analyste (interne ou externe à l'étude). Cette méthode permet donc de communiquer des résultats [32]. Un résultat normalisé permet ainsi d'exprimer l'amplitude d'un impact par rapport à l'impact d'une référence, mais cependant, ne donne aucune importance relative de l'impact [32] par exemple par rapport à une autre catégorie. Pour représenter les impacts environnementaux à l'aide de critères de décision, il est possible d'identifier quatre méthodes différentes [32, 38-43]:

- Chiffres bruts: Présentation des résultats bruts
- Normalisation interne: Comparaison avec les résultats internes (ex.: Portefeuille de produits évités) [38-40].
- Normalisation externe: Comparaison avec un élément choisi de l'extérieur (ex.: nombre de voitures remplacées sur la route) [38-40].
- Distance à cible: Distance entre les résultats et une cible identifiée à atteindre [38, 41-43].

L'utilisation des valeurs brutes issues de l'ACV n'est pas appropriée pour la prise de décision, car les unités sont difficiles à comprendre pour les gens qui ne sont pas spécifiquement formés dans ce domaine [40]. La méthode de normalisation généralement utilisée dans une prise de décision consiste à comparer les résultats du scénario avec ceux des produits remplacés (normalisation interne). Cependant, il a été démontré qu'avec cette méthode, les critères environnementaux peuvent toujours ne pas obtenir des scores élevés, ce qui peut être causé par l'utilisation d'un type de normalisation incorrect dans l'ADMC [32, 34, 35, 40].

Différentes études ont proposé une méthode externe de normalisation en comparant les résultats avec l'impact d'un Canadien moyen sur un an [38, 40]. Cependant, les résultats ont montré que ces facteurs n'étaient pas suffisamment spécifiques au contexte pour fournir des informations pertinentes [40] et que des améliorations restent à apporter avec ce type de normalisation. Un moyen d'évaluer l'ampleur d'un impact environnemental serait d'appliquer un concept de distance à la cible [38], ce qui pourrait être une méthode de normalisation pertinente dans le cadre d'un

ADMC. Cependant, la difficulté reste, comme dans le cas de la normalisation externe, dans l'identification de cibles pertinentes pour chacun des critères représentés [35]. Finalement, la normalisation proposée par Liard a permis d'obtenir, pour les critères environnementaux, le plus haut pointage jamais été observé dans les panels de décision pour les scénarios de bioraffinage. Cependant, les poids n'étaient pas suffisamment élevés pour que les critères environnementaux aient un impact significatif dans le choix de scénarios préférés pour la bioraffinerie [35].

2.2.5 Analyse critique

Lors de la conception de procédés de bioraffinage, plusieurs scénarios sont normalement considérés, principalement causé par le grand éventail de produits possibles, la complexité des chaînes de valeurs et la diminution des risques technologiques et de marchés. Cependant, il importe d'éliminer les options non avantageuses et une méthodologie systématique doit être employée à cette fin. Plusieurs études indiquent l'importance d'éliminer les scénarios de bioraffinage non prometteurs avec la méthode de l'Analyse Décisionnelle Multicritères (ADMCD) [24, 33, 34]. L'ADMC est une méthode de décision permettant de considérer plusieurs critères suivant un processus de décision logique. L'ADMC permet de rationaliser le concept de décision tout en fournissant un processus rigoureux et essentiellement, une décision plus équilibrée [34]. Cependant, l'identification de la meilleure normalisation n'est pas évidente et il serait pertinent de comparer différents types de normalisation pour les mêmes critères environnementaux.

2.3 Analyse environnementale incluant l'impact de la forêt

Le débat entourant les conséquences de la bioénergie produite à partir de biomasse forestière sur les changements climatiques a mis en évidence l'importance de considérer les impacts reliés à la coupe forestière dans l'analyse environnementale [44]. En effet, les différences dans les flux de relâchement du carbone lors de la production de la bioénergie et de la captation du carbone lors de la croissance de la forêt [44] indiquent pourquoi il est important d'avoir une bonne compréhension des changements en termes de carbone forestier dans la forêt. De plus, les forêts grandissent avec des taux de croissance différents selon le type de climat et d'arbres, certaines forêts sont plus sujettes à des perturbations naturelles et les pratiques de récolte régionale affectent le taux de régénération du site. Tous ces facteurs influencent le bilan carbone de la forêt, et donc l'impact d'un procédé de production de bioénergie sur les changements climatiques [3]. En outre, comme

indiqué dans le dernier rapport du GIEC [45], la forêt jouera un rôle clé dans la lutte au réchauffement planétaire via la production de biocarburant permettant de remplacer des carburants fossiles. Il est donc primordial de comprendre les impacts et les avantages réels de la production de biocarburants et de bioproduits à partir de la forêt, en fonction de facteurs tels que l'aménagement forestier, l'application de procédé et la fin de vie des bioproduits.

2.3.1 Comptabilisation des émissions de CO₂

Il importe de comptabiliser le carbone à trois niveaux afin d'avoir un portrait global des impacts sur les changements climatiques d'une usine de bioraffinage soit: les émissions reliées à l'usine de bioraffinage, aux produits ainsi qu'à la forêt.

2.3.1.1 Émissions des procédés et bioproduits

L'analyse du cycle de vie est un outil pratique pour effectuer la comptabilisation des émissions de CO₂ relié à l'usine de bioraffinage ainsi qu'aux produits. L'analyse de cycle de vie conséquentielle, adaptée aux processus de bioraffinage [22, 31, 46], considère l'extension des frontières en considérant les processus qui seront évités dans la technosphère. Ainsi, la comptabilisation des émissions de CO₂ en ce qui concerne les procédés et produits considère aussi les émissions évitées des produits fossiles remplacés par les bioproduits.

Cependant, la méthodologie de l'ACV comporte plusieurs incertitudes et peut encore être améliorée. Par exemple, pour les produits du bois, l'impact des changements directs et indirects des terres n'est pas encore bien représenté dans les inventaires des logiciels ACV [3]. En effet, il est difficile de représenter ces types d'impact avec la méthodologie de l'ACV puisque lors d'un changement d'utilisation des terres forestières, une dynamique complexe doit être modélisée en passant par les réservoirs de carbone aérien et souterrain. Le devenir du carbone dans le sol affectera aussi les flux de carbone et il est difficile de bien représenter ces phénomènes [47]. Un modèle complet permettant de capter tous ces aspects doit donc être développé en parallèle à la méthodologie de l'ACV.

De plus, l'ACV ne permet pas de considérer le facteur temporel, ce qui représente une lacune à la méthode puisque cela diminue la précision de l'analyse [48]. En effet, le rejet d'une grande quantité d'un contaminant instantanément n'aura pas le même effet sur l'environnement qu'en relâchant la même quantité en plus petite dose sur une période de plusieurs années [49]. Aussi, elle ne tient pas

compte de l'effet de la dynamique de dégradation des émissions de GES dans l'atmosphère. Finalement, Ahlgren et al., 2015 présentent une revue des choix méthodologiques de l'ACV appliquée au bioraffinage. Ils effectuent plusieurs recommandations et une des conclusions de l'étude est que le principe de carboneutralité ne permet pas de capter l'impact réel du bioraffinage [46].

2.3.1.1.1 Principe de carboneutralité

Le concept de la carboneutralité a été développé afin de décrire comment l'utilisation de la biomasse est différente, en termes de transfert net de carbone à l'atmosphère, comparativement aux combustibles fossiles. Il stipule que lors de l'utilisation de la biomasse comme carburant, ou autre produit du bois, le transfert net de carbone à l'atmosphère est de zéro [50]. Cependant, il est très critiqué [3, 15, 44, 47, 50, 51] et il n'y a toujours pas de consensus sur la signification du terme de la carboneutralité [47, 50]. D'ailleurs, dans leur article, Miner et al. 2013 [50] proposent un tableau décrivant tous les termes de la carboneutralité. Le débat sur la carboneutralité porte sur des questions reliées à la comptabilisation du carbone, notamment les limites du système, le type de GES, les années de référence, l'attribution et un certain nombre d'autres questions. Il importe donc de définir clairement quelle méthode de comptabilisation du carbone biogénique doit être pris en compte dans les études environnementales [50].

L'argument de la carboneutralité a été implicitement lié à de courts cycles de carbone, soit une absorption quasi immédiate par une plante ou un arbre en croissance. Bien que ces hypothèses puissent être vraies pour certains (multi-) systèmes de cultures annuelles, la suppression de grandes quantités de biomasses ligneuse accumulées depuis plusieurs décennies dans les forêts vieillissantes, via une combustion de la matière, prend de nombreuses années à être recaptée. Pour ces raisons, il est essentiel de comprendre les différences régionales dans la croissance des forêts et des cycles naturels [15]. Finalement, la modélisation des réservoirs de carbone dans les forêts révèle une dynamique complexe, mais rarement un profil «carboneutre» comme le modèle traditionnel en analyse du cycle de vie le prétend [3].

Dans leur étude, Liu et al. 2018 démontrent que la comptabilisation des émissions liées à la forêt est dans la grande majorité des cas considérée comme étant carboneutre et qu'un très faible nombre de chercheurs ont intégré ces émissions dans leurs études, soit une étude sur 94 ACV ayant été complétées dans le domaine de la bioénergie [47]. Liu discute de plusieurs solutions proposées

permettant de tenir compte de l'effet du CO₂ provenant de la combustion du biocarburant sur les changements climatiques, avant que cette émission ne soit recaptée par la forêt. Par exemple, il est possible de créer un facteur de réchauffement climatique (ou global warming potential ou GWP) pour les émissions biogéniques (donc GWP_{bio}). Cette méthode, développée par Cherubini et al. 2011 [52] et permet de calculer un facteur GWP_{bio} basée sur les recommandations du GIEC. Ce facteur est calculé à partir d'un modèle représentant le cycle de carbone de la forêt, le modèle de croissance de la forêt et le temps de dégradation du CO₂ dans l'atmosphère. La dégradation du CO₂ est calculée à l'aide de l'équation de Bern2.5CC simulant la capture du CO₂ par l'océan et les écosystèmes forestiers.

2.3.1.1.2 Politiques reliés aux procédés et bioproduits forestiers

L'utilisation de la biomasse pour des fins énergétiques permet de réduire l'utilisation de ressources fossiles. Par exemple, la politique de l'Union européenne (UE) vise à réaliser des progrès substantiels de réduction des émissions de GES pour limiter l'augmentation de la température. En effet, il est prévu que d'ici 2020, presque 50% des énergies renouvelables d'Europe proviendront de biomasse forestière [53]. Il sera donc important d'élaborer des politiques qui encouragent l'utilisation de la forêt si la société veut l'exploiter correctement pour aider à gérer le réchauffement planétaire. Il importe d'identifier une bonne méthodologie à utiliser pour calculer le bénéfice ou l'impact en termes de GES. Le gouvernement déploie de nombreux efforts pour améliorer les technologies actuellement utilisées dans l'usine. Par exemple, l'implantation de la politique de tarification du carbone au Canada aidera à réduire les émissions de GES du secteur industriel [54]. Cependant, ce système n'est pas encore tout à fait adapté aux émissions biogéniques. Des travaux au gouvernement du Québec sont en cours pour la création et l'adaptation de protocoles de crédits compensatoires, dans plusieurs secteurs tels que la foresterie, mais aussi l'agriculture et des matières résiduelles [55]. Ces protocoles permettront aux compagnies de vendre leur crédit en CO₂ biogénique aux grands émetteurs via le marché du carbone. Des politiques sont également développées afin de s'assurer que la forêt est bien gérée, s'adapte aux conditions locales et permet une capture maximale de carbone [56]. Cependant, actuellement le programme de gestion forestière n'est pas intégré aux programmes de gestion du carbone. Afin de parvenir à une réduction efficace des émissions de GES avec la contribution du secteur forestier, il serait pertinent de combiner des approches. En effet, comme l'indiquent Lintunen et Uusivuori, 2016 [57], les politiques devraient

encourager l'utilisation du bois, que ce soit dans le secteur traditionnel ou dans le secteur de la bioénergie, afin d'accroître la capture nette du carbone dans la biomasse forestière. De plus, comme le montrent Gren et al. 2016 [58], la difficulté d'élaboration d'une nouvelle politique est liée aux conditions de séquestration spécifiques aux sites d'étude et à l'incertitude de la séquestration. Il sera donc important de veiller à ce que le calcul correct du carbone forestier soit effectué. Vass et Elofsson, 2016 montrent également que le prix lié à la politique climatique est plus bas lorsque la forêt est utilisée dans un produit de séquestration, tel que le bois d'œuvre, au lieu de la bioénergie [59]. Puis, des études suggèrent d'analyser les relations entre le marché du carbone et la gestion forestière, afin d'identifier les bonnes pratiques de gestion et l'incidence d'une augmentation du prix de la tonne de CO₂ sur le marché. Zhou et Gao, 2016 [60] ont examiné la révolution optimale en tenant compte des avantages économiques du bois et de la dynamique de trois réservoirs de carbone (biomasse aérienne, matière organique morte et produits forestiers récoltés) dans le sud de la Chine. Pour leur étude de cas, ils démontrent que l'âge de rotation optimale n'est pas sensible au prix du carbone.

Finalement, l'analyse effectuée par Brando et al. 2018 [61] démontre bien que le choix de la méthode employée pour quantifier l'impact sur les changements climatiques peut avoir une influence importante sur les résultats, en particulier lorsqu'une forêt mature est convertie pour la bioénergie. Ainsi, l'élaboration de politiques efficaces visant l'atténuation des changements climatiques grâce à l'utilisation d'énergies renouvelables nécessitera des approches cohérentes et précises pour l'identification des systèmes de bioénergie susceptibles d'atténuer les effets du changement climatique [53].

2.3.1.2 Émissions de la forêt

2.3.1.2.1 La forêt : Puit de carbone biogénique

Le cycle du carbone interagit dans quatre systèmes distincts soit l'atmosphère, la biosphère, la lithosphère et l'hydrosphère. De plus, le carbone est impliqué dans plusieurs processus entre chacun des systèmes entraînant des échanges de carbone. Le cycle du carbone est un système très complexe et un système fermé; ainsi, le bilan massique des échanges entre les différents réservoirs et des variations des stocks est nul. La figure 2-4 présente les interactions entre chacun des systèmes ainsi qu'un aperçu des échanges et variations de carbone entre l'ère préindustrielle et l'année 1994. Les échanges de carbone s'expriment en milliards de tonnes (gigatonnes) par an (Gt/an).

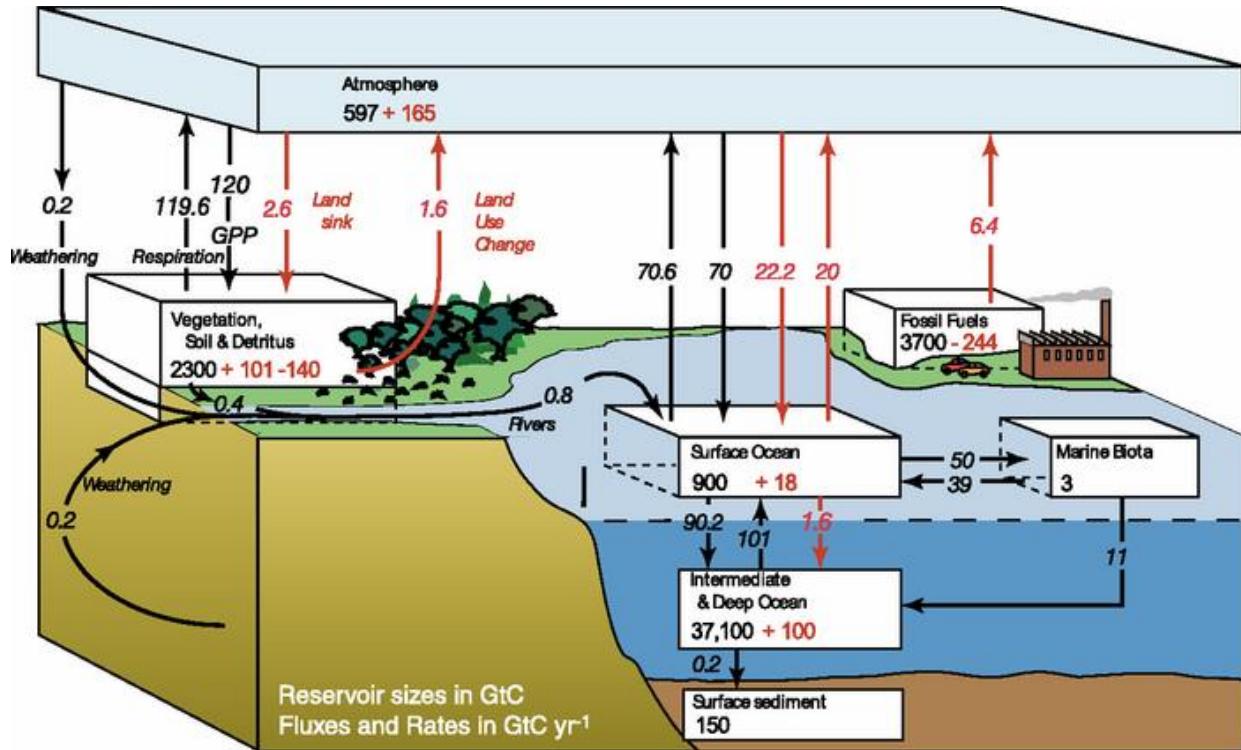


Figure 2-4 : Cycle du carbone (Stocks (GtC) et flux en (GtC/année)) [62]

Les flux noirs correspondent aux données préindustrielles de 1750 et les flux rouges correspondent aux données de 1994. La forêt est le deuxième plus grand puits de carbone sur la planète terre et elle assimile 67% du CO₂ total retiré de l'atmosphère par les écosystèmes [51]. Ainsi, une modification de la forêt, telle que la déforestation, peut avoir un grand impact sur le cycle du carbone [3, 63]. Les forêts sont des réservoirs importants de carbone contenu à la fois dans la biomasse, les matières organiques mortes (feuilles et branches mortes, litière, etc.) et le sol. Le sol peut cependant avoir une faible composition en carbone dans certaines forêts. Par exemple, des incendies répétés peuvent faire perdre une part importante du carbone stocké depuis des siècles. Le carbone biogénique (carbone non fossile) est séquestré, ou fixé, par la photosynthèse à partir du CO₂ atmosphérique. Il constitue l'essentiel de la masse des arbres soit environ 50%. La forêt boréale aménagée au Canada contient environ 28 Pg de carbone et entre 1990 et 2008, elle a capté annuellement 28 Tg C an⁻¹, donc plus des 17 Tg de C récolté annuellement pour cette même période [64]. La figure 2-5 présente les principaux flux du cycle de carbone pour la forêt boréale canadienne aménagée.

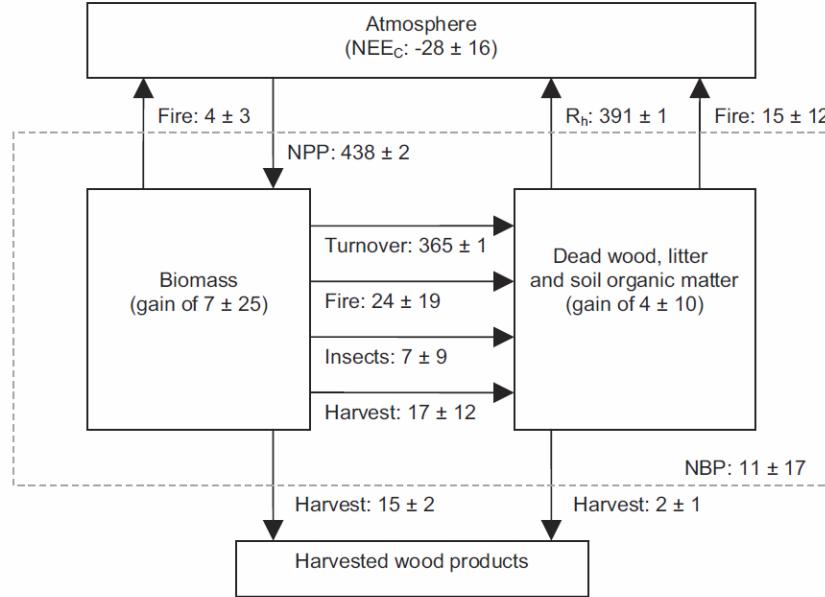


Figure 2-5 : Les flux de carbone annuel en Tg C an⁻¹ dans la forêt boréale canadienne [64]

Le NPP (Net primary production) ou PPN (Production primaire nette) représente la quantité d'énergie accumulée dans la biomasse forestière. Cet indicateur permet de représenter la croissance de la biomasse. Le NEEC (Negative net ecosystem exchange in carbon ou Échange net de l'écosystème) représente le flux net de CO₂ de l'écosystème forestier vers l'atmosphère. Finalement, le NBP (Net biome production) ou PNB (Production nette du biome) correspond au gain ou à la perte de carbone pour une région donnée, soit la production nette de l'écosystème moins les pertes de carbone dues aux perturbations. Les valeurs moyennes ainsi que les écarts types représentent la moyenne des 19 années considérées dans l'étude soit de 1990 à 2008 [64].

Ainsi, en moyenne annuellement, 28 Tg de carbone sont retirés de l'atmosphère (NEEc), sous forme de CO₂, par la forêt boréale canadienne. La forêt agit donc comme un puits net de carbone. Cependant, dans la littérature, il existe une grande variabilité en ce qui concerne les échanges nets de CO₂ dans les forêts matures/anciennes, qui peuvent être une source ou un puits de carbone, par exemple lors d'évènement de perturbation fréquent [65]. Une quantité équivalente à plus de la moitié du carbone retiré de l'atmosphère a été extraite de la forêt avec la récolte forestière, soit 17 ± 3 Tg C an⁻¹. La biomasse vivante a accumulé 7 ± 25 Tg C an⁻¹ tandis que les puits de matières mortes ont accumulé 4 ± 10 Tg C an⁻¹. Les feux de forêt ont transféré plus de carbone que la récolte vers les puits de matières mortes, avec 24 ± 19 Tg C an⁻¹, sans compter les émissions directes émises à l'atmosphère lors de la combustion, soit 4 ± 3 Tg C an⁻¹. Les perturbations causées par

les insectes provoquent également d'importants flux de carbone dans l'écosystème. La dynamique actuelle du carbone dans les forêts boréales est influencée par les mécanismes les conditions environnementales historiques et les perturbations passées. Les forêts boréales du Canada sont, en moyenne, vieilles d'environ 85 ans (valeur en 2008). Cela est largement supérieur à l'âge moyen des forêts européennes (environ 48 ans en 2008) et états-uniennes. En conséquence, elles contiennent de plus grande quantité de carbone [64].

2.3.1.2.2 Impact de la coupe sur le carbone forestier

Il est reconnu que le type d'aménagement forestier a une forte influence sur le bilan carbone des forêts boréales [66]. Une compréhension exacte des changements dans les réservoirs de carbone suite à une coupe forestière permet d'identifier des pratiques forestières augmentant le stockage du carbone dans les forêts [66]. Dans leur étude, Senez-Gagnon et al. 2018 [66] suivent l'évolution des réservoirs de carbone forestier dans une chrono-séquence post-récolte de 80 ans dans une forêt boréale humide de sapins baumiers de l'est du Canada. L'étude démontre que les stocks de bois morts (composés de chicots, de souches, de débris ligneux et de bois enfouis) diminuent rapidement les premières années après la coupe forestière. Par la suite ce type de bois augmente progressivement jusqu'à la fin de l'horizon temporel considéré dans l'étude. Le carbone contenu dans le sol est quant à lui resté constant dans le temps. La séquestration du carbone dans le peuplement a augmenté rapidement jusqu'à l'âge de 50 ans puis a continué à s'accumuler à un rythme plus lent. L'étude recommande donc de fixer la durée de révolution des récoltes à un minimum de 50 ans, pour cet écosystème. L'étude recommande aussi de considérer le bois mort, enfoui dans le sol, dans les calculs d'inventaires de carbone car celui-ci représente une part importante du stock de carbone pour les forêts boréales humides [66]. Le bois mort en surface (chicots, souches, débris ligneux) provient de la biomasse vivante (par exemple lorsque les feuilles tombent des arbres). Celui-ci ne semble pas influencer les stocks de carbone de la fraction fine du sol. Cependant, le sort ultime du carbone provenant du bois mort et de la litière est encore mal compris et des recherches supplémentaires sont requises dans ce domaine [66].

Ji et al. 2017 [67] ont évalué la séquestration du carbone dans les sols. Les résultats suggèrent que le carbone contenu dans le sol des forêts feuillues change de manière significative avec l'âge du peuplement. Suite à une récolte forestière, le carbone dans le sol augmente graduellement atteignant sa valeur maximale lorsque le peuplement atteint la maturité, soit environ 50 ans. Suite

à cela, la quantité du carbone dans le sol diminue. De plus, il démontre que la quantité de carbone dans la couche supérieure change généralement de manière plus significative que celle des couches plus profondes.

La récolte forestière de type « arbre entier ou whole-tree harvesting » est appropriée pour la production de bioénergie puisque le bois non marchand peut aussi être utilisé dans les procédés de conversion. Il y a présentement une augmentation de ce type de pratique dans certaine région en raison de la demande croissante pour les énergies renouvelables [68]. Ceci a pour effet d'entrainer une réduction des chicots et des débris ligneux au sol comparativement aux coupes forestières plus traditionnelles [68]. Ainsi, il est possible que la récolte pour la bioénergie entraîne une réduction du stockage moyen du carbone à l'échelle du paysage. Clark et al, 2015 [69] rapportent que lors de la récolte, les lignes directrices actuelles mentionnent de laisser 30 à 40% des résidus de récolte sur place. Cependant, certaines pratiques telles que l'amélioration des peuplements (ex. : modification des espèces forestières) et l'enlèvement des matières de qualité inférieure, pourraient potentiellement améliorer le peuplement et la qualité des arbres [68].

Finalement, des études ont démontré que lors de la conversion de terre forestière en forêt secondaire, dans un climat tempéré, pouvait réduire de 10% à 13% le carbone stocké dans le sol [51]. De plus, il est reconnu qu'une jeune forêt plantée sur coupe totale peut avoir un bilan carbone négatif les premières années (10-12 ans), perdant plus de carbone qu'elle n'en stocke. Ainsi, suivant la récolte forestière, il y aura un délai avant que la forêt récoltée retrouve son niveau de carbone d'avant coupe. Cependant, lors de l'évaluation de l'impact de la récolte sur le bilan du carbone forestier, il est plutôt recommandé de considérer le délai de parité, soit le temps requis pour que la forêt ayant été récoltée retrouve le niveau de carbone que si la forêt n'avait pas été récoltée et donc, avait continué à croître [44, 70].

2.3.1.2.3 Comptabilisation du carbone forestier

Lors de la réalisation d'un inventaire de GES, le calcul de l'empreinte carbone d'un produit ou d'une entreprise, ou dans la réalisation d'une étude destinée à l'élaboration de politiques gouvernementales, il est important de choisir une méthode de comptabilisation du carbone qui convienne à l'utilisation prévue [50]. Le rapport de Miner et al. 2013, présente une revue détaillée des méthodes existantes de comptabilisation du carbone forestier ainsi que des facteurs à considérer dans le choix d'une méthode en fonction de l'utilisation prévue. Puisque la croissance d'un arbre

s'étend sur des décennies, il est particulièrement important de bien établir les limites spatiales et temporelles des études sur le carbone forestier. Sinon, les résultats de l'analyse ne représenteront possiblement pas le caractère renouvelable de la biomasse forestière et la quantité de CO₂ retirée de l'atmosphère durant la croissance de la forêt [50]. Par exemple, lorsque la séquestration est incluse au début des processus de transformation de la forêt, les résultats en termes de délai de récupération du carbone ne sont pas les mêmes que si celle-ci est considérée après la récolte [50]. Cette question est peut-être la plus grande controverse associée au calcul du flux de carbone biogénique. Il est également important, notamment dans les études destinées à l'élaboration de politiques gouvernementales, de traiter de la réaction des marchés face à la demande croissante pour la biomasse forestière. Les études qui reposent sur des méthodes de comptabilisation qui ne tiennent pas compte de ces forces donnent des résultats qui sous-estiment les avantages d'utiliser la biomasse forestière [50].

Plusieurs chercheurs ont considéré l'aspect de la forêt, via la comptabilisation du carbone biogénique, dans l'étude environnementale de la production de biocarburant [71]. Par exemple, Newell et al. 2012, [3] présentent une étude visant à clarifier l'impact des limites du système temporel et spatial pour la comptabilisation des flux de carbone forestier et la séquestration du carbone dans les produits du papier. L'étude de Lamers et al. 2013 [44], quant à elle, présente une synthèse des plus récentes études sur le carbone biogénique de la biomasse pour l'utilisation de la forêt pour la bioénergie. L'étude présente l'importance des choix méthodologiques et les modèles utilisés pour déterminer les flux en carbone. Toutes les études considéraient la production d'énergie (granules, électricité, biocarburant); cependant, très peu d'études avaient combiné les résultats de modélisation forestière avec des résultats issus de la méthode de l'ACV [44]. Il est démontré que les résultats obtenus dans les différentes études variaient en fonction de la localisation ce qui renforce le fait que l'établissement de politiques en lien avec le carbone doit s'effectuer régionalement. Lamers et al. 2013 identifient aussi les principales sources d'incertitude et les recherches futures devant être réalisées et recommandent d'étudier plus en détail le carbone contenu dans le sol. Certains auteurs s'entendent pour dire que le stock en carbone stabilise sur une longue période après la coupe intense pour la bioénergie. Comme peu de données existent sur le long terme pour le sol, des erreurs dans les modèles peuvent affecter grandement les résultats. Finalement, les études temporelles du carbone de la biomasse devraient être effectuées parallèlement à une analyse du marché des produits du bois [44].

De plus, Buchholz et al. 2016 [72], ont étudié les résultats de 59 études ayant évalué les émissions de GES issues de la biomasse forestière publiées entre 1991 et 2014. Quelques études seulement ont inclus des impulsions de carbone épisodiques se produisant à de grandes échelles temporelles et spatiales telles que les incendies de forêt (14% de toutes les études), les infestations d'insectes ou les tempêtes, (35% ou 59% de toutes les études) et seulement sept études (12%) utilisaient des données de terrain. Les résultats démontrent que l'inclusion de la dynamique des feux de forêt dans la modélisation forestière est le facteur affectant le plus les résultats.

Ter-Mikaelian et al. 2015 [70] rapportent que l'erreur la plus courante dans la comptabilisation forestière est de ne pas prendre en compte le devenir des stocks de carbone forestier en l'absence de demande de bioénergie. Il mentionne également que les mêmes principes comptables s'appliquent à des peuplements individuels et à des paysages forestiers. En effet, l'argument commun est que, comme la récolte soutenue de la biomasse d'une partie du paysage est compensée par la croissance de la forêt restante, la récolte ne provoque aucune perte nette de biomasse. Ceci entraîne donc une affirmation erronée selon laquelle il n'y a pas de déficit en carbone dû à la récolte de bioénergie dans un contexte d'approvisionnement soutenu. En effet, dans un paysage forestier réglementé, toute récolte (pour la bioénergie en particulier) entraînerait dans tous les cas une augmentation du CO₂ atmosphérique pendant un certain temps en raison de la perte de la séquestration future du carbone. Ces augmentations en CO₂ atmosphérique ne peuvent être ignorées simplement parce que le paysage est exploité sur une base de rendement soutenu. Ter-Mikaelian et al. 2015 rapporte aussi que la comptabilisation forestière devrait inclure les pertes de stocks de carbone forestier dues à la construction de routes forestières [70].

En conclusion, les choix méthodologiques et les hypothèses sont les raisons principales pourquoi les résultats des études varient. Par exemple, Mitchell et al. 2012 recommandent d'utiliser un site géré et qui a été préalablement récolté comme référence dans une analyse du carbone temporel [73]. Puis, Buchholz et al. 2016 mentionnent que les études devraient se concentrer sur la création de principes comptables communs pour les facteurs les plus influents, notamment l'échelle temporelle, les perturbations naturelles, les limites des systèmes, les mesures des émissions de GES et les niveaux de référence [72]. Finalement, le type de biomasse, le taux de croissance, la quantité de la biomasse coupée, les émissions des changements d'utilisation des terres prises ou non en compte, la gestion de coupe du site, la productivité du site ainsi que le choix du scénario de

référence sont tous des facteurs clefs influençant les résultats du délai de remboursement du carbone envers la forêt [44].

2.3.1.2.4 Modèles existants pour la comptabilisation du carbone forestier

Le GIEC fournit des directives détaillées pour calculer les flux de carbone de la forêt, reliés aux changements directs et indirects d'utilisation des terres, à l'échelle nationale [74]. Les directives permettent d'estimer les changements dans les puits de carbone forestier en raison de changement direct d'utilisation des terres (dLUC) et de changement indirect d'utilisation des terres. Le concept de niveaux hiérarchiques (Niveaux ou Tiers 1, 2, 3) est fondamental à la méthodologie proposée [74]. L'approche de niveau 1 utilise des facteurs d'émission par défaut et des équations de base. Le niveau 2 tend à utiliser la même approche que le niveau 1, mais avec le pays ou la région considérant les émissions et les données d'activités spécifiques. Le niveau 3 implique des méthodes « d'ordre supérieur » et s'appuie sur une variété de modèles et des systèmes d'inventaire qui sont souvent très spécifiques au site, plutôt que dans un pays ou à un niveau régional étendu. Les lignes directrices du niveau 3 permettent d'obtenir une comptabilité du carbone beaucoup plus détaillée et sont spatialement explicites pour la dynamique du carbone dans un écosystème forestier particulier. Uniquement la matière organique de la nécromasse (ex. litière) est exclue.

Un exemple d'application du niveau 3 de comptabilisation du carbone est le logiciel CBM-CFS [3]. Le logiciel CBM-CFS est gratuit et est très utilisé par les gouvernements, les industries forestières, les consultants en foresterie, les entreprises gouvernementales et les chercheurs universitaires. Le logiciel permet d'obtenir des résultats correspondant à la quantité de carbone présent dans la forêt affectée par des événements de perturbations simulés, pour un certain nombre d'années, prédéfini par l'utilisateur [75]. Il a été développé pour les forêts canadiennes, est de nature flexible et peut d'être adapté pour une utilisation dans plusieurs autres pays [75].

Depuis la sortie du logiciel CBM-CFS, de nouvelles versions plus complètes ont été développées et Kurz et al. 2009 présentent les améliorations qui ont été apportées au logiciel CBM-CFS Version 3 [75]. Cette version utilise des algorithmes plus sophistiqués pour convertir le volume de la biomasse en densité et a la capacité de simuler des événements de perturbations annuels (naturels et anthropiques). Plusieurs importantes mises à jour scientifiques ont été faites pour améliorer la représentation de la structure de l'écosystème. Le logiciel permet aussi une représentation élargie de la matière organique morte et du carbone du sol, en particulier pour les arbres morts sur pied à

l'aide d'un nouvel algorithme pour comptabiliser ces réservoirs de carbone. La plus récente version permet aussi de mieux représenter les courbes de croissance volumique. De plus, il y a une amélioration de la prédition de la biomasse souterraine et des paramètres reliés à la décomposition du sol organique, aux événements de feux, pour les perturbations d'insectes et l'aménagement forestier.

Finalement, dans leur étude, Zald et al. 2016 [76] ont évalués douze calculateurs de carbone forestier en identifiant les classifications des logiciels et les caractéristiques clés manquantes dans les calculateurs de carbone forestier. Uniquement les calculateurs de carbone axés sur le carbone forestier ont été pris en compte et les calculateurs qui se concentraient uniquement sur les évaluations du cycle de vie des produits forestiers ont été exclus. Deux logiciels, soit CBM-CFS3 et CRFVS, ont été identifiés comme les calculateurs les plus complets. Ce sont tous deux des programmes informatiques autonomes avec de nombreux paramètres ajustables par l'utilisateur. Cependant, ils sont mieux adaptés aux applications pour lesquelles des données d'inventaire détaillées sont disponibles.

2.3.2 Intégration des émissions forestières aux modèles d'ACV

La méthodologie correcte à utiliser dans l'analyse environnementale des biocarburants et des bioproduits est toujours en discussion, mais l'importance de considérer le flux de carbone de la forêt a été identifiée comme nécessaire pour capturer l'impact environnemental réel [3, 46, 63, 77]. En considérant les émissions liées au carbone biogénique forestier, à la production de la bioénergie et aux produits fossiles évités (issus de l'ACV), le concept de dette devient important. En effet, en agrandissant les frontières d'étude et en ne prenant plus en compte le concept de la carboneutralité intrinsèque de l'ACV, les émissions de la combustion des bioproduits sont comptabilisées. Ainsi, il est bien connu que l'utilisation de la biomasse pour produire de la bioénergie émet plus de CO₂ au cours des premières années en raison de la modification des réservoirs de carbone forestier [53, 61]. Afin de représenter ce phénomène, plusieurs auteurs ont discuté des concepts de dette de carbone [70, 73]. Dans leur article, Ter-Mikaelian et al. 2015 [70] représentent clairement les différents concepts, représentés à la figure 2-6.

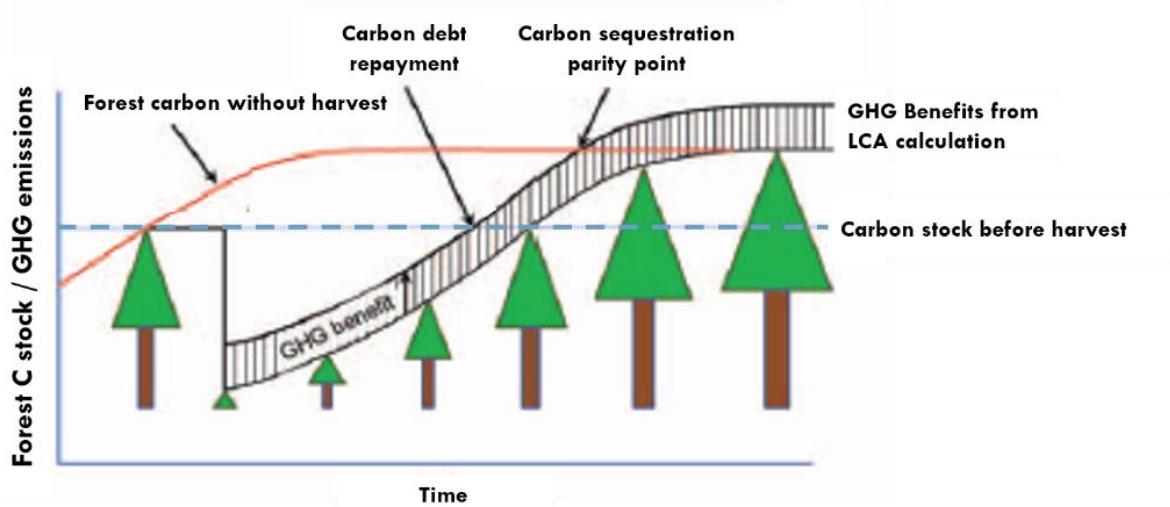


Figure 2-6 : Impact de la récolte pour la bioénergie forestière (Inspiré de [70])

Il est reconnu que le « carbon sequestration parity point », ou le point de parité de séquestration du carbone, doit être employé afin de capter l'impact réel de la récolte pour la bioénergie. En effet, ce terme utilise comme scénario de référence l'évolution de la forêt si celle-ci n'avait pas été récoltée [70]. Ainsi, le temps requis pour atteindre ce point de parité représente donc le « Time to carbon sequestration parity » [70, 73]. Dans la littérature, ce terme a aussi été référencé comme étant « carbon offset parity point », « break-even period » ou « time to carbon neutrality » [70]. Il est à noter que pour la suite de l'ouvrage, le terme « temps de la dette en CO₂ » sera utilisé pour représenter le « Time to carbon sequestration parity » et le terme « dette en CO₂ » sera utilisé pour représenter le « carbon sequestration parity point ».

Plusieurs études ont étudié l'impact sur la forêt et ont présenté des résultats pour le temps de la dette en CO₂. Celui-ci est grandement affecté par le type de biomasse (bois perturbé, bois sain, résidus de coupe, etc.), le choix du scénario de référence et le type de produits à base de combustibles fossiles à éviter. Ainsi, le temps de la dette varie entre quelques années (0 à 20 ans) jusqu'à plus de 150 ans en fonction des études [44, 53, 61, 65, 70, 72, 78].

De plus, Buchholz et al. 2016 [72], ont identifié que la dette en CO₂ était le paramètre principal utilisé dans 26 des 59 études qu'ils ont regardées, concernant la production de la bioénergie forestière. Seulement neuf études ont utilisé les économies de GES en % par rapport à un scénario utilisant des combustibles fossiles sur une période donnée. L'échelle temporelle de l'analyse pour toutes les études analysées allait de 20 ans à 10 000 ans, avec une médiane de 240 ans et donc,

aucune tendance constante n'a été observée dans l'utilisation d'échelles temporelles pour la modélisation. Cependant, la plupart des études examinant les effets de la bioénergie sur les flux nets de carbone à long terme ont utilisé des modèles sophistiqués de carbone forestier, mais sont limitées par des hypothèses trop simplistes sur la neutralité en carbone de la bioénergie et n'intègrent pas les émissions indirectes dans une analyse du cycle de vie complet [68].

2.3.2.1 Intégration à l'ACV traditionnelle

Certaines études ont intégré des résultats de comptabilisation du carbone forestier aux résultats d'ACV, utilisant les concepts de dette en CO₂ et de temps de la dette, permettant de mieux représenter l'impact réel de l'utilisation de la forêt pour la production de biocarburant [3]. L'étude de White et al. 2005 [79] rapporte une grande variation des flux de carbone de la forêt, allant de net négatif à net positif, en couplant le flux de carbone industriel avec le flux de carbone de trois forêts tempérées aux États-Unis, gérées différemment. Ainsi, l'ampleur des puits de carbone de la forêt est beaucoup plus grande que le carbone stocké dans les produits et, les incertitudes reliées aux modèles de la forêt sont responsables des écarts observés dans les résultats.

Puis, Newell et al. 2012 [3] comparent la production de papier fin couché pour deux endroits soit, États-Unis et Chine, et suggèrent une méthodologie basée sur les méthodes du GIEC pour la comptabilisation des flux de carbone. Les résultats obtenus pour les deux endroits sont très différents et les travaux permettent de démontrer que les données d'inventaire de l'ACV et les modèles de comptabilisation du carbone nécessitent tous deux d'autres travaux afin d'être optimisés à l'échelle locale. De plus, le manque de communication entre les scientifiques des domaines de l'ACV et forestier et la complexité des chaînes d'approvisionnement compliquent l'obtention de résultats cohérents [3].

Ensuite, Cherubini et al. 2013 [65] a simulé une production d'énergie constante dans le temps pour différents systèmes, soit 1 MJ an⁻¹. Il mentionne que la bioénergie issue du saule, une espèce à croissance rapide avec une période de rotation de trois ans, génère les émissions cumulatives les plus faibles, car la période de rotation est si courte que le CO₂ biogénique ne s'accumule pas dans l'air et que les émissions nettes sont principalement dues au CO₂ fossile provenant de la production de la bioénergie. Le temps de la dette en CO₂ est aussi plus court lorsque le charbon est déplacé (environ 20-50 ans), comparativement au gaz naturel (environ 90-120 ans) ce qui a aussi été

corrobore dans d'autres études [65, 78]. De plus, le temps de la dette en CO₂ devient plus long dans les cas où les forêts anciennes sont censées être de puissants puits de carbone [65].

Dans leur étude, Mika et Keeton, 2015 [68] ont analysé des scénarios de bioénergie sur une période de 160 ans. L'étude démontre que les peuplements contenant beaucoup de carbone (ex. : vieille forêt) peuvent avoir des émissions nettes plus élevées à l'atmosphère lors de l'utilisation de la forêt pour la bioénergie. La pratique forestière peut aussi influencer le temps de remboursement de la dette. Par exemple, Ter-Mikaelian et al. 2015 rapporte que pour la production de la bioénergie, la récolte intensive (soit l'utilisation d'une plus grande part de résidus) permet de réduire la dette en CO₂ puisque le rendement est plus élevé pour la même superficie de coupe [70]

Finalement, Baul et al. 2017 [53] ont étudié l'impact climatique et la rentabilité économique de l'utilisation de la biomasse provenant d'un peuplement d'épicéas en Norvège sous différent aménagement forestier ayant des périodes de révolution entre 60 et 100 ans. Une approche combinée utilisant l'analyse du cycle de vie et une modélisation forestière, effectuée par le logiciel SIMA, a été utilisée. L'impact net de la production et de l'utilisation de la biomasse forestière sur le climat a été calculé comme une différence dans l'échange net de CO₂ entre les émissions et la séquestration dues au système forestier et au système fossile. Les impacts de substitution de la biomasse ont été calculés en comparant les produits à base de bois (bois scié, pâte, biomasse énergétique, déchets de traitement) remplaçant des matériaux fossiles (béton, acier et plastique) et de l'énergie (charbon et pétrole). L'étude révèle que la production de biomasse énergétique, au cours des premières années de la simulation, provoque des émissions plus élevées que l'utilisation de matériaux et de combustibles fossiles. Cependant, sur le long terme, l'utilisation de la biomasse énergétique a un impact positif sur le climat, soit des émissions plus faibles que le portefeuille de produits fossiles équivalent. L'étude a démontré que l'utilisation de la biomasse forestière pour les produits du bois de sciage et énergétique générait des bénéfices climatiques, en termes de CO₂-eq, supérieurs de 32 à 40% par rapport à la production de bois de sciage uniquement. Puis, le fait d'augmenter le stockage de carbone dans la forêt de plus de 20% par rapport au scénario de base augmentait à la fois les bénéfices climatiques et la rentabilité économique. Ils démontrent donc clairement que le type d'aménagement forestier peut affecter l'impact environnemental de l'utilisation de la biomasse pour fin énergétique [53].

En conclusion, il est reconnu que plutôt que d'utiliser les mesures de CO₂ ou de potentiel de réchauffement global cumulatif, des efforts de recherche sur la dynamique des systèmes de carbone forestier et des émissions de GES provenant des inventaires d'ACV devraient être réalisés [65].

2.3.2.2 Intégration à l'ACV Dynamique

Afin de capter l'impact réel de la production de biocarburant et de produits forestiers sur les changements climatiques, il est pertinent de tenir compte de la dégradation des GES dans l'atmosphère [80]. En effet, lors de l'intégration des flux de carbone forestier à l'ACV traditionnelle, uniquement les flux de CO₂-eq sont modélisés. Cependant, l'impact sur le forçage radiatif, et éventuellement le réchauffement de la planète, est aussi prioritaire afin d'avoir un portrait environnemental global.

Il est donc possible de combiner les flux de carbone biogénique de la forêt avec l'analyse du cycle dynamique (ACV Dynamique). Dans leur étude, Su et al. 2017 [81] présente une revue des publications ayant utilisés l'ACV dynamique dans leur recherche. Ce domaine de recherche est encore assez récent. La première publication ayant utilisé l'ACV dynamique a été réalisée par Pehnt en 2006 [82]. Celui-ci proposait une évolution dynamique des hypothèses économique et sociale en prenant en compte l'arrivée de nouvelles technologies dans les impacts environnementaux.

Puis, en 2010, Levasseur [49] a proposé un outil dynamique permettant de considérer l'impact sur le forçage radiatif instantané et cumulatif, le DYNCO2. Cette méthode a été développée à Polytechnique Montréal [83]. L'ACV dynamique requiert un inventaire dynamique et à l'aide de la courbe de dégradation dans l'atmosphère d'environ deux cents GES différents, l'impact annuel et cumulatif sur le forçage radiatif (W.m⁻²) est déterminé. L'augmentation du forçage radiatif est très sensible à l'horizon de temps considéré pour l'étude d'impact, principalement pour les GES ayant des temps de résidence très courts. Par exemple, comme le méthane est un GES ayant un temps de vie court, soit environ 12 ans, l'effet de serre relié à son rejet dans l'atmosphère se concentrera sur les premières années suivant l'émission. Le CO₂, quant à lui, aura des impacts pendant des milliers d'années comme son temps de résidence est beaucoup plus long [49]. Ainsi, comme l'horizon de temps choisi pour l'étude peut affecter les résultats, et qu'il est aussi nécessaire de le choisir afin de réaliser une ACV, traditionnelle ou dynamique, il est possible d'affirmer que cela revient à apposer un poids au temps, puisque l'impact du GES après l'horizon de temps choisi

ne sera pas considéré. Un horizon de temps de 100 ans est normalement considéré dans les études tel que recommandé dans les lignes directrices du GIEC.

La méthode a été appliquée avec plusieurs études de cas, tel que la production de biocarburant [49] et la production de bois de construction [84]. La comparaison des résultats obtenus avec l'ACV traditionnelle et l'ACV dynamique démontre une grande différence potentielle dans les conclusions de l'étude et donc, l'ACV dynamique permet de réaliser une analyse beaucoup plus précise. Les études démontrent qu'il y a des avantages à utiliser cette méthode afin de prendre une décision éclairée en permettant d'inclure un horizon de temps. De plus, la méthode permet aussi de considérer la séquestration du carbone dans les bioproduits. Cependant, sur un horizon de temps infini, le fait de considérer le stockage du carbone dans les produits du bois pour une période déterminée n'a aucun effet sur le réchauffement climatique [84]. De plus, il a été démontré que l'intégration du carbone biogénique et le timing des émissions sont primordiaux afin d'obtenir des résultats précis et que le fait de ne pas considérer le carbone biogénique peut mener à des résultats biaisés [84, 85]. En conclusion, l'outil développé par Levasseur [83] est l'un des outils les plus sophistiqués permettant de représenter l'impact réel sur le forçage radiatif pour un très grand nombre de GES [86].

Par la suite, le concept de l'ACV dynamique a évolué. Les études considèrent soit la dynamicité des inventaires du cycle de vie, ainsi que les méthodes permettant de les obtenir [87, 88], la dynamicité des facteurs de caractérisation permettant de représenter le devenir des contaminants [86], ou une combinaison des deux méthodes [81, 89-92]. Par exemple, dans leur étude, Negishi et al. 2018 [89] proposent un modèle temporel permettant de définir l'inventaire du cycle de vie dynamique, qui prend en compte les chaînes d'approvisionnement et les processus complexes qui composent le système de cycle de vie, pour les processus de premier plan et d'arrière-plan. L'outil de calcul employé est le « DyPLCA », un outil permettant l'obtention d'un inventaire dynamique, c'est-à-dire les émissions environnementales réparties dans le temps associées à plusieurs processus. DyPLCA comprend une base de données temporelle contenant les paramètres, en fonction du temps, des processus et des chaînes d'approvisionnement associés aux jeux de données existantes dans Ecoinvent 3.2. Le modèle développé permet aussi de tenir compte de la dynamicité du devenir des composants à l'aide d'un modèle dynamique de changement climatique et de toxicité appliqué avec l'inventaire du cycle de vie dynamique. Les modèles dynamiques ont été mis en œuvre à partir du GIEC, pour la dégradation dynamique des émissions de GES, et à partir

du modèle USEtox 2 pour les catégories d'impact de la toxicité. Le cadre complet a été testé avec succès pour les bâtiments [89].

Concernant l'impact sur les changements climatiques des usines de bioraffinage, en 2015 Gustavsson et al. [93] ont analysé les impacts sur le climat de l'utilisation de résidus forestiers pour la production d'électricité, de chaleur et de carburant. Une perspective de cycle de vie tout au long de la chaîne énergétique a été utilisée pour évaluer l'efficacité globale de chaque système. Le modèle représentant le climat tient compte uniquement de la dégradation dynamique des émissions CO₂ (fossile et biogénique) avec un inventaire dynamique annuel. Le scénario de comparaison est que les résidus forestiers sont laissés sur place pour se décomposer. Pour tous les scénarios, les variations du forçage radiatif cumulatif sont calculées sur une période de 300 ans afin d'évaluer les contributions à court et à long terme des résidus forestiers sur le forçage radiatif. L'utilisation de la biomasse pour remplacer le charbon fossile offre de meilleurs avantages en termes d'atténuation du changement climatique que la substitution au pétrole ou au gaz fossile. De plus, certaines substitutions de bioénergie entraînent un réchauffement de la planète au cours d'une période initiale, principalement lorsque des voies de conversion de la bioénergie sont relativement inefficaces comparativement aux scénarios fossiles. Puis, Gustavsson et al. identifient que les taux de décomposition de la biomasse forestière et la distance de transport ont peu d'influence sur les résultats [93].

Finalement, en 2018, Brando et al. [61], ont étudié l'effet des systèmes de bioénergie sur les changements climatiques, réalisé avec quinze différentes approches. Celles-ci varient en raison des différences conceptuelles comprises dans le traitement des flux de carbone biogéniques, du type d'impact du changement climatique considéré et des différences d'horizon temporel et de préférence temporelle. Les 15 méthodes ayant été utilisées peuvent être réparties dans quatre groupes distincts, incluant les effets climatiques relatifs de différents GES (calculé avec un forçage radiatif intégré sur 100 ans utilisant les GWP issues du GIEC) et les émissions temporellement réparties dans les ACV et l'empreinte carbone (incluant l'ACV dynamique). L'analyse effectuée par Brando et al. 2018 démontre clairement que le choix de la méthode peut avoir une influence importante sur la quantification des effets de la bioénergie sur les changements climatiques, en particulier lorsqu'une forêt mature est convertie pour la bioénergie. L'analyse démontre qu'il est important de comptabiliser en détail les émissions de GES, ainsi que leur timing, en particulier pour les systèmes de bioénergie comportant des gains ou des pertes importants en carbone. L'étude

recommande aussi d'appliquer deux méthodes distinctes d'évaluation de l'impact du changement climatique afin d'évaluer deux dimensions complémentaires du changement climatique: les impacts à court terme (ex. : en utilisant le GWP100) et les impacts à long terme, par exemple en regardant la stabilisation de la température. Cette recommandation pourrait constituer un point de départ utile pour améliorer la comparabilité des futures études d'évaluation de l'impact sur le climat des systèmes de bioénergie [61].

2.3.3 Analyse critique

L'analyse du cycle de vie (ACV) est une méthode qui s'utilise en régime permanent et qui ne permet pas d'utiliser un inventaire dynamique, ce qui ne permet pas de considérer le timing des émissions. De plus, dans l'ACV traditionnelle, l'hypothèse de la carboneutralité stipulant que le carbone biogénique n'a aucun impact sur le réchauffement climatique est considérée. Or, il est clair que cette hypothèse ne permet pas de représenter correctement la bioénergie produite à partir de la biomasse forestière, particulièrement lors de l'utilisation d'une vieille forêt non gérée. Il est donc important de modéliser la forêt ainsi que le cycle de vie entier de la bioraffinerie afin d'avoir le portrait réel de l'impact sur le réchauffement climatique, et ce à court et long terme. Il importe aussi de comprendre le temps de résidence dans l'atmosphère (ainsi que la dynamique de dégradation), associé aux émissions de CO₂ biogénique.

Des études ont proposé des méthodes permettant de comptabiliser l'impact sur le forçage radiatif d'une émission de CO₂ biogénique (ex. : GWP_{bio}). Cependant, ces méthodes ne permettent pas de considérer des sites spécifiques et restent générales dans leur application. De plus, ces méthodes représentent majoritairement l'impact du CO₂, quoique certains auteurs aient aussi considéré le CH₄ et le N₂O. La méthode de l'ACV dynamique reste la plus complète à ce jour puisqu'elle permet de tenir compte de la dynamique de dégradation de plusieurs types de GES. Finalement, aucune méthode ayant combiné une vaste gamme de GES, leur impact de dégradation dynamique dans l'atmosphère, ainsi que les émissions de la forêt n'a été proposée jusqu'à présent.

2.4 Viabilité de l'utilisation de la biomasse perturbée

Il importe de réduire les émissions de carbone fossile et d'utiliser la biomasse comme facteur d'atténuation du changement climatique. Ainsi, l'augmentation du stockage de carbone dans la

biosphère via la récolte de la biomasse perturbée, permettant la croissance d'une nouvelle jeune forêt, permettrait une captation de CO₂ atmosphérique supplémentaire.

2.4.1 Changements climatiques

Il est mondialement reconnu que la hausse de CO₂ dans l'atmosphère, principalement depuis l'arrivée de l'ère industrielle, a eu des conséquences sur le réchauffement climatique et le climat. En effet, le réchauffement climatique diminue la dissolution du CO₂ dans les océans, ce qui modifie l'équilibre dans l'hydroosphère et qui résulte, ultimement, en une augmentation du CO₂ dans l'atmosphère. Le réchauffement climatique pourrait aussi diminuer le transfert du CO₂ vers les eaux profondes et augmenter la dégradation de la matière organique des sols gelés (pergélisol) et des milieux tourbeux ce qui rejette du CO₂ et du CH₄ [45]. Finalement, le réchauffement climatique affecte aussi grandement les forêts, en passant par le type de couvert forestier, à la croissance des arbres et aux superficies affectées par des perturbations naturelles [94].

Dans son dernier rapport, le GIEC a prévu quatre scénarios principaux (RCP 2.6, RCP 4.5, RCP 6.0 et RCP 8.5) prédisant l'augmentation du CO₂ atmosphérique et donc, l'augmentation de la température d'ici 2100 [45]. L'analyse comporte plus de 900 combinaisons de scénarios différentes qui ont été testées, incluant différentes hypothèses socio-économiques telles que la croissance de la population et l'intensité énergétique. Les scénarios considèrent des concentrations en CO₂, d'ici 2100, entre 490 (RCP 2.6) et 1370 (RCP 8.5) ppm de CO₂-eq. [45]. D'après le rapport du GIEC, il est probable que la hausse de température sera de plus de 1,5°C et afin de ne pas dépasser une augmentation de 2°C, le scénario RCP 2.6 doit s'appliquer. Afin d'atteindre des concentrations atmosphériques entre 450 et 650 ppm CO₂-eq à l'équilibre en 2100, soit les scénarios RCP 2.6 et 4.5, il faut modifier profondément les systèmes énergétiques nationaux et mondiaux. De plus, la majorité de l'atténuation des émissions devra provenir à l'extérieur des pays membres de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). Finalement, la moyenne d'augmentation de température sur le globe d'ici 2100 varie entre 1,0°C et 3,7°C selon les quatre scénarios [45].

2.4.2 Perturbations naturelles de la forêt

2.4.2.1 Perturbations naturelles observées au Canada

Bien que l'industrie forestière constitue le fondement économique de nombreuses collectivités, seulement 0,2 % des forêts boréales du Canada sont récoltées chaque année [95]. La figure 2-7 présente la récolte annuelle par rapport aux coupes permises de 1990 à 2016. Il est possible de constater que pour ces vingt-six années d'exploitation, la récolte jugée durable n'a jamais été atteinte.

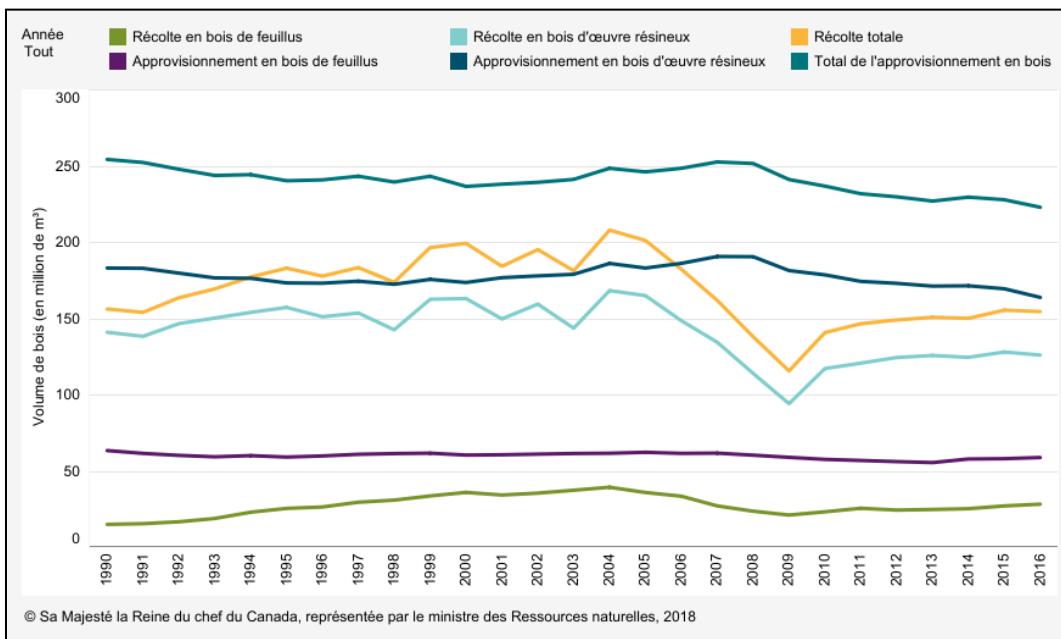


Figure 2-7 : Récolte annuelle par rapport à l'approvisionnement jugé durable (1990-2016) [96]

La superficie récoltée fluctue dans le temps, mais même lorsque l'exploitation atteint des sommets, les perturbations causées par l'exploitation sont négligeables comparativement à celles causées par les incendies, les insectes et les maladies [96]. À moyen terme, il est prévu que l'écart entre les volumes récoltés et les volumes d'approvisionnement en bois durable devrait se réduire. Ce changement sera déterminé par la croissance de la demande en produits de bois aux États-Unis, de même que par la réduction de la disponibilité du bois, en raison des infestations majeures telles que le dendroctone du pin ponderosa en Colombie-Britannique [97].

Dans son dernier rapport, le ministère des Ressources naturelles du Canada rapporte les superficies forestières touchées par les perturbations en 2017 [94]. La superficie affectée par des insectes

totalisait 17,6 millions d'hectares, soit 5,1% du territoire forestier. Les superficies affectées par le feu et la récolte représentaient quant à elles 1,4 et 0,8 million d'hectares, soit respectivement 0,4% et 0,2% du territoire forestier. La figure 2-8 présente les superficies affectées par les trois principales infestations d'insectes entre 2000 et 2015 au Canada.

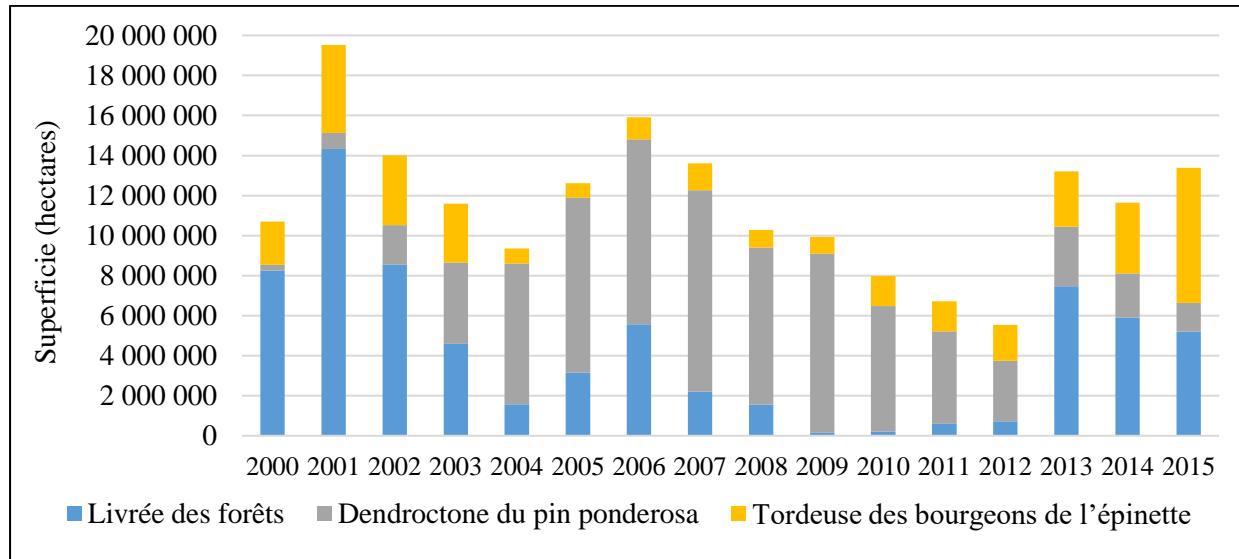


Figure 2-8 : Superficie affectée par trois infestations d'insectes au Canada (2000-2015) [94]

Depuis 2013, une diminution de l'infestation du dendroctrone du pin ponderosa (*Dendroctonus ponderosae* Hopkins) en Colombie-Britannique et une augmentation de la livrée des forêts (*Malacosoma disstria*) ont été observées. Puis, en 2015 il y a eu une reprise de l'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) localisée dans l'est du pays avec 6,7 millions d'hectares affectés [94]. La livrée des forêts est une chenille qui affecte surtout les feuillus, en mangeant les feuilles, et a comme hôte principal le peuplier faux-tremble. Cet insecte provoque rarement de la mortalité dans les peuplements et les arbres peuvent survivre même après plusieurs attaques. Au cours de l'été, les arbres produisent généralement une deuxième feuillaison suivant l'infestation cependant les deuxièmes feuilles sont plus petites et plus pâles [98]. Le dendroctrone du pin ponderosa quant à lui attaque principalement le pin ponderosa (aussi appelé pin jaune) et peut provoquer un haut taux de mortalité [2]. Il en est de même pour la tordeuse des bourgeons de l'épinette, qui préfère l'épinette blanche et le sapin baumier [99]. Les populations de la tordeuse des bourgeons de l'épinette de l'est du Canada oscillent dans tout le paysage avec une périodicité moyenne de 30 à 40 ans. Pendant les phases épidémiques, la densité de population augmente de plusieurs ordres de grandeur et persiste pendant 5 à 10 ans, dépendamment des régions

[99]. Concernant les feux de forêt, depuis 1990 il y a une moyenne annuelle de 7500 feux de forêt affectant environ 2.4 millions d'hectares [94]. La figure 2-9 présente la superficie affectée par les feux ainsi que le nombre de feux annuel de 2000 à 2016 au Canada.

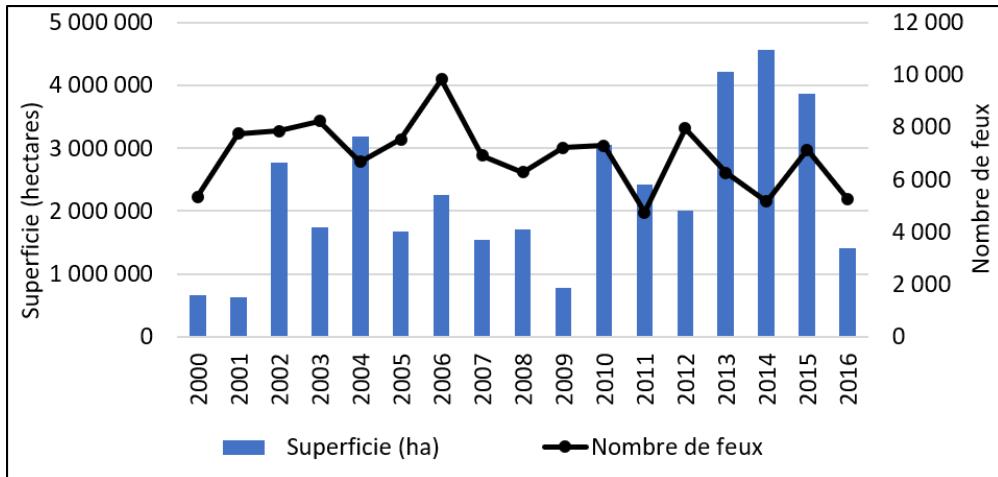


Figure 2-9 : Superficie brûlée et nombre de feux annuels au Canada (2000- 2016) [94]

De 2013 à 2015, la superficie annuelle totale affectée par les feux était supérieure à la moyenne observée depuis 1990 et le nombre de feux moindre, ce qui laisse croire à des feux de plus grande envergure. Le feu de Fort McMurray, la catastrophe naturelle la plus couteuse de l'histoire du Canada affectant à lui seul 0.5 million d'hectares, a eu lieu en 2016. Cependant, la superficie totale affectée en 2016 est plus petite que la moyenne depuis 1990 puisque le changement d'El Niño à La Nina a entraîné une fin précoce de la saison des feux. La superficie totale brûlée varie considérablement chaque année et seulement 3 % de l'ensemble des feux de forêt touchent des superficies de plus de 200 hectares. Cependant, ces feux représentent 97 % de la superficie totale brûlée au pays [100]. De plus, la foudre est responsable d'environ 50 % des feux de forêt, mais est à l'origine de 85 % de la superficie brûlée annuellement. Dans l'Ouest canadien, les feux de forêt majeurs se produisent entre 1 et 3 fois par siècle, tandis que des feux extrêmes se produisent environ tous les 200 ans [2]. La composition des espèces, le climat local et les pratiques de gestion des forêts sont tous des facteurs déterminant la fréquence des feux de forêt et des infestations d'insectes.

Concernant les plus longues épidémies d'insecte, elles coïncident avec les épisodes de sécheresse et dans les écosystèmes les plus secs [2]. Dans certains écosystèmes, tel que l'ouest des États-Unis, les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette ont lieu tous les 20 à 33 ans et ont une durée

d'environ 11 ans. Au Canada, la pire épidémie d'insectes des temps modernes est sans doute l'infestation de dendroctone du pin ponderosa en Colombie-Britannique. Cette infestation revient généralement tous les cinq ans, et peut persister entre 2 et 4 ans [2]. En 2017, il était estimé que dans le pire des cas 70% de tous les pins de la Colombie-Britannique auraient été tués [15]. Les données spatiales pour la zone d'étude montrent que la grande majorité des peuplements ont été gravement touchés et ce, avec un taux de mortalité de plus de 71%. Celui-ci variait selon l'âge des arbres puisque le dendoctrone du pin ponderosa préfère les pins matures (> 60 ans) [15].

Dans son article, Seidl et al. 2011 [101] présentent une revue de 324 modèles permettant de modéliser les événements de perturbations, isolés ou à grande échelle, dans une forêt. Il est ainsi possible de modéliser des événements de sécheresse, vent, feux de forêt, insectes et autres mammifères herbivores. La plupart des modèles permettent d'inclure plus d'une perturbation et ont la possibilité d'intégrer le facteur temporel. L'article démontre bien l'importance d'être en mesure de modéliser ce type de bois dans les études reliées à la forêt puisque ceux-ci sont des processus clés influençant fortement la structure, la composition et le fonctionnement des écosystèmes forestiers et déterminant les caractéristiques spatiales et temporelles des paysages forestiers [101].

2.4.2.2 Impact des changements climatiques sur les perturbations naturelles

Les changements climatiques jouent un rôle dans la fréquence et l'étendue des infestations d'insectes et des feux de forêt, et ceux-ci sont susceptibles d'augmenter dans les années à venir en raison du réchauffement climatique [2]. Il est également prévu que les changements climatiques allongeront la période des feux de forêt au Canada puisque les saisons de croissance seront plus longues et les températures estivales plus chaudes. Il est aussi reconnu qu'une plus grande quantité de biomasse sera perdue à cause des feux de forêt, des orages et des infestations d'insectes [2]. De plus, le climat plus froid de la forêt boréale a permis l'accumulation de grande quantité de carbone dans la forêt canadienne et une augmentation des températures provoquera un relâchement plus important du carbone dans l'atmosphère dans le siècle à venir [64].

Les épisodes de sécheresse à grande échelle sont d'autres exemples d'événements de perturbation dépendant directement du climat [101]. De plus, il existe une corrélation entre la sécheresse et les feux de forêt. En effet, le changement dans les risques d'incendie de forêt observé entre 1901 et 2002 a été déduit au moyen de l'indice de sécheresse, calculé à partir de la teneur en eau du sol

[102]. D'après les résultats, les risques d'incendie ont diminué dans les régions au sud de la baie d'Hudson, dans l'est des provinces maritimes et dans l'ouest du Canada. Ce phénomène est attribuable en grande partie à une augmentation marquée des précipitations, ayant entraîné une réduction considérable de la sécheresse. Par contre, les risques ont augmenté dans les régions de la taïga du Bouclier, en Arctique et dans le nord de la taïga des plaines [102].

Une augmentation de la température est à prévoir pour le prochain siècle, mais aussi une augmentation des précipitations [103]. Cependant, la hausse des précipitations ne devrait pas compenser la hausse des températures, entraînant donc des conditions plus sèches et une intensification des régimes de feux. D'ici 2100, il est prévu que la saison des feux s'allongera pour l'ensemble du Canada, avec jusqu'à un mois supplémentaire dans certaines zones du Québec [103]. De plus, les événements de foudre seront plus fréquents, ce qui augmentera certainement le nombre de feux de forêt [103]. Les feux sont d'importants déterminants dans la structure d'âge des peuplements forestiers, en rajeunissant certaines parties de la forêt. Donc, une hausse marquée du nombre de feux pourrait potentiellement rajeunir la forêt à terme. Ceci constitue un enjeu majeur puisque les forêts matures renferment une biodiversité considérable lui étant exclusivement associée [103, 104]. Une intensification des régimes de feux pourrait aussi modifier les compositions forestières, puisque chaque espèce réagit différemment suite à un feu. Certaines espèces sont bien adaptées aux feux telles que l'épinette noire et le pin gris, produisant des graines qui résistent aux feux [103]. Finalement, les conifères sont beaucoup plus inflammables que les feuillus et bien plus abondants au nord qu'au sud [103].

Les insectes, quant à eux, sont directement touchés par les changements de température en raison de leur métabolisme. Les changements climatiques devraient faciliter principalement la venue des insectes herbivores dans les écosystèmes des forêts tempérées et boréales [101]. Le synchronisme entre les espèces hôtes et les insectes ravageurs sera probablement modifié, principalement au printemps et à l'automne. L'augmentation de la température devrait généralement, mais pas toujours, favoriser la croissance des insectes et réduire leur mortalité hivernale [64]. D'ailleurs, les récents centres d'éclosion de la tordeuse des bourgeons dans l'Ouest américain pourraient être reliés au changement climatique, mais pourraient tout autant être reliés à des changements survenus dans la structure des forêts dues à la modification de l'aménagement forestier.

Des changements majeurs dans les écosystèmes sont prévus dans les forêts boréales nordiques du Canada si la température moyenne mondiale augmente d'environ 1,58°C. Ceci se traduira par des hivers plus chauds et des saisons de croissance plus longues. Dans les 50 prochaines années, il est donc prévu que la plage climatique la plus appropriée pour soutenir le développement de la tordeuse des bourgeons de l'épinette se déplacera au nord de 38 degrés de latitude et que la durée et la gravité des épidémies augmenteront [105]. Pureswaran et al. 2015 [99] ont étudié l'expansion au nord de la tordeuse des bourgeons de l'épinette dans l'est de l'Amérique du Nord. Jusqu'à présent la défoliation et la mortalité étaient mineures dans les forêts d'épinette noire principalement en raison de deux mécanismes. Premièrement, la répartition plus nordique de l'épinette noire, comparée à celle du sapin baumier, est caractérisée par des étés frais suffisamment courts pour empêcher l'insecte de terminer son cycle de vie. Deuxièmement, l'apparition des bourgeons chez l'épinette noire a un retard moyen de deux semaines par rapport à ceux du sapin baumier, causant une mortalité considérable chez les larves de deuxième stade qui apparaissent au printemps et tentent de se nourrir de cette espèce hôte. Cependant, avec une augmentation des températures, les chercheurs identifient que le rétrécissement du déséquilibre phénologique entre l'insecte et son hôte secondaire, l'épinette noire, pourrait permettre une défoliation et une mortalité plus importantes dans les forêts nordiques d'épinette noire [99]. De graves épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette pourraient réduire la productivité des peuplements par rapport à leur occurrence dans des paysages plus diversifiés de forêts de sapin baumier du sud, ayant évolué avec les épidémies au fil du temps [99].

Finalement, Hof et Svahlin, 2016 [106] ont étudié la répartition géographique potentielle future, en 2070, de 30 espèces d'insectes nuisibles potentiels dans la forêt boréale suédoise. L'étude indique que nombreuses espèces pourraient connaître une forte augmentation de leur répartition potentielle à l'avenir, ce qui pourrait entraîner des épidémies dans de nouvelles zones, préalablement non affectée par des infestations. Un climat plus chaud à l'avenir profitera à la majorité des espèces évaluées, étant donné que la plupart d'entre elles devraient s'étendre dans le territoire. Selon leur modèle, la majorité des espèces dépendent de la température. La température moyenne du trimestre le plus chaud et la température moyenne annuelle expliquaient souvent largement la répartition actuelle des espèces. Ainsi, un seuil de température limite actuellement la répartition de nombreuses espèces en Suède, mais cette limite sera probablement modifiée d'ici 2070. L'étude ne tient cependant pas compte de la probabilité d'épidémies ni des endroits où les

épidémies pourraient se produire. L'étude conclut donc que davantage d'arbres seront disposés à être infestés par des organismes nuisibles à l'avenir, ce qui pourrait avoir des conséquences importantes pour le secteur forestier suédois [106].

2.4.2.3 Impact des changements climatiques sur les forêts

Les changements climatiques devraient aussi affecter le portrait des forêts canadiennes. Il est prévu que dans les prochaines décennies, le climat des forêts canadiennes se réchauffera à une vitesse plus grande que le taux de migration naturelle des espèces forestières. Par exemple, pour la Colombie-Britannique, un déclin des forêts dominées par l'épinette est à prévoir ainsi qu'une diminution de l'espèce de sapin Douglas. Considérant la forêt boréale ouest, cette région sera soumise à un plus grand réchauffement. Le nord de celle-ci sera plus accessible aux espèces de pins dans le court terme et un déclin suivra après 2050. La forêt boréale de l'est subira certainement une hausse dans la productivité de ces forêts et un faible impact considérant le changement des espèces forestières. Finalement, pour le sud de l'Ontario, le Québec et les provinces maritimes, un déplacement des espèces feuillues vers le nord (entre 250 et 600 km) est prévu. De plus, le sapin baumier pourrait disparaître du Nouveau-Brunswick et de la Nouvelle-Écosse. Cette espèce devrait aussi être plus présente au nord du Québec et au Labrador [107].

Certaines stratégies de gestion ayant été proposées pour réduire la vulnérabilité de l'écosystème forestier aux événements de perturbations naturelles impliquent l'enlèvement de la biomasse. Ces stratégies sont basées sur le volume de la forêt et comprennent la réduction et le contrôle de la densité des peuplements. Ceci aurait pour but de réduire la vulnérabilité des forêts aux perturbations en limitant les habitats possibles pour les insectes et la biomasse combustible disponible pour le feu [2]. Ces stratégies de gestion sont décrites en détail dans l'article de Warren et al. 2006 [2].

De plus, en 2006, Bergeron et al. [104] identifiaient que l'aménagement forestier pourrait potentiellement être utilisé afin de recréer la structure d'âge de la forêt soumise à un régime de feux sévères. Les aménagements équiens actuels tendent à réduire la variabilité naturelle du système. En effet, un aménagement équien modifiera, à terme, la structure d'âge de la forêt naturelle éliminant ainsi les forêts sur âgées, et donc la biomasse disponible pour le feu [104]. Puis, en 2017, Boulanger et al. [108] ont considéré les modifications au niveau de la structure d'âge dans le calcul des quantités de bois brûlés. Ils ont surtout étudié les zones soumises à un forçage

climatique agressif où le feu est présentement très actif. Ils identifient que la biomasse totale brûlée devrait augmenter encore, mais serait environ 50% moins élevée en 2100, comparativement au fait de ne pas tenir en compte de l'évolution de la structure d'âge de la forêt. Ainsi, ce facteur sera certes déterminant dans les régimes de feux futurs.

Finalement, la gestion des forêts tempérées peut potentiellement augmenter la captation de carbone et contribuer à atténuer les effets du changement climatique. Cependant, il est nécessaire de mieux comprendre les modifications apportées par le réchauffement planétaire sur la dynamique du carbone des forêts tempérées avant de mettre au point des stratégies d'atténuation [109]. Dymond et al. 2015 [109] ont étudié les interactions entre la composition des espèces, les incendies, la gestion et les changements climatiques dans une forêt de conifères tempérée offrant un large éventail de conditions de croissance. Les résultats de modélisation suggèrent que les conditions de croissance optimales des espèces forestières ont fortement influencé la dynamique future du carbone. Dans les écorégions plus froides et plus humides, une augmentation du stockage de carbone a été observée, mais pas nécessairement dans les autres sites d'étude. Les impacts du changement climatique ont varié selon les espèces et les conditions des sites étudiés, ce qui indique que ces deux composantes doivent être prises en compte lors de la détermination d'activités d'aménagement forestier [109].

2.4.2.4 Impact sur le carbone forestier

Les perturbations naturelles jouent un rôle fondamental dans la dynamique des écosystèmes forestiers et sur la quantité de carbone stocké [110]. Initialement basé sur les régimes de feux, il est maintenant nécessaire de considérer d'autres types de perturbations dans la dynamique forestière de certaines régions de la zone boréale [111]. Les composantes spatiales et temporelles, par exemple la taille et la fréquence des perturbations, sont des déterminants majeurs de la structure et de la composition de la forêt à l'échelle du peuplement et du paysage. Le bois mort est distribué à travers une grande superficie, et la densité de la biomasse disponible varie considérablement entre les sites et régions forestières. Les types d'arbres, l'âge des peuplements, l'historique des perturbations et de nombreux autres facteurs affectent la biomasse et le bois mort. Ainsi, ce dernier est concentré géographiquement où les incendies dominent, et plus dispersé dans les zones où les infestations d'insectes et où la récolte dominent. La figure 2-10 présente les superficies forestières

perturbées par les incendies, les insectes et la récolte de 2001 à 2012 ainsi que les flux de carbone forestier, en Tg C an⁻¹ totaux pour la forêt.

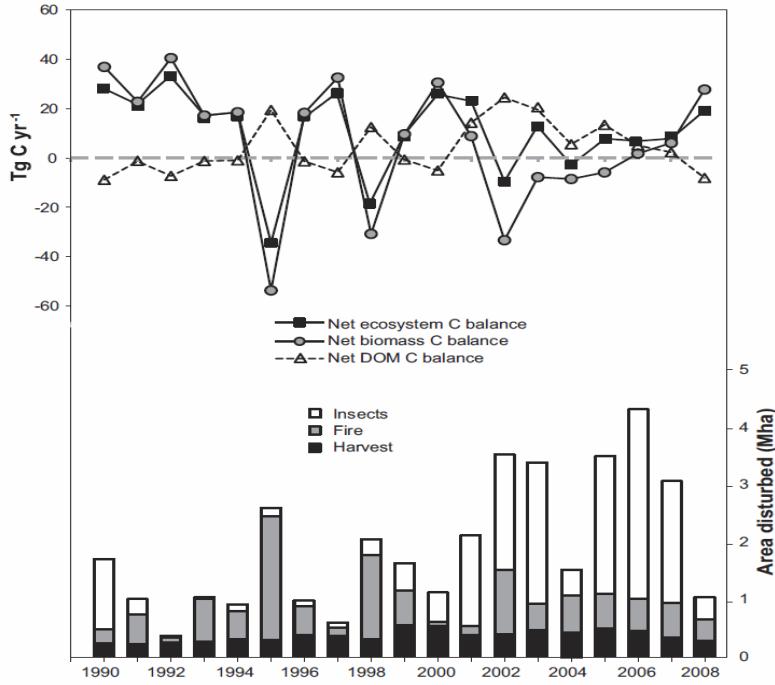


Figure 2-10 : Superficies perturbées et flux de carbone annuel (1990-2008) [64]

Cette figure présente bien l'impact des perturbations naturelles sur le contenu en carbone de la forêt. Lorsque les perturbations naturelles sont trop importantes, particulièrement lors de feux de forêt, l'écosystème forestier total peut avoir un bilan net négatif, ce qui signifie que la forêt perd plus de carbone qu'elle n'en capte. Ainsi, une augmentation du nombre de feux libérerait plus de carbone dans l'atmosphère que la forêt n'en capturerait [64].

Suivant une perturbation naturelle ou anthropique, les arbres se décomposent naturellement dans la forêt. La décomposition du bois est un long processus et se fait normalement par voie aérobie, provoquant un relâchement de CO₂ dans l'atmosphère. La durée varie selon le type de bois ainsi que le microclimat. Les bactéries et les champignons représentent entre 80% et 90% de la totalité des organismes décomposeurs du bois [112] et il peut prendre entre plusieurs décennies, voir des siècles, jusqu'à ce que le tronc d'un arbre soit totalement décomposé [113]. Les étapes de décomposition du bois se divisent en 5 phases. La première phase correspond au moment où l'arbre décède correspondant aux premières années soit entre 0 et 4 ans [114]. Peu à peu les xylophages primaires commencent à s'alimenter de l'écorce ou de l'aubier d'essences spécifiques [112]. Lors

de la première phase, il n'y a pas beaucoup de changement dans la morphologie du bois [114]. La deuxième phase a une durée qui varie entre 5 et 40 ans et constitue principalement la continuité de la phase 1. De plus, lors de cette phase, les insectes pionniers détachent les premières couches de l'écorce du bois et facilitent le passage à d'autres insectes et aux champignons, provoquant la colonisation bactérienne ayant une durée d'environ deux ans. À la fin de la phase 2, le bois possède encore 90% de sa masse [114]. La phase 3 correspond aux années 41 à 100 et le bois possède encore entre 75% et 90% de sa masse. C'est à cette phase que le bois commence à se décomposer et que l'écorce se détache complètement du tronc. Puis, à la phase 4, comprise entre les années 101 et 140, la masse restante est de 25% à 75%. Finalement, la dernière phase, incluant les années supérieures à 140, dure jusqu'à ce que la masse de bois restante soit nulle. La matière organique s'accumule ainsi peu à peu dans la litière, un terme désignant l'ensemble des feuilles mortes et débris végétaux en décomposition qui recouvrent le sol. Elle est constituée de matière organique qui, sous l'action de la micro faune aérobie se transforme peu à peu en humus [112]. Ce procédé de décomposition peut prendre de quelques mois (sol à pH basique à neutre) à plusieurs années (sous les résineux ou sur sol à pH acide).

Les chicots de tige (arbre mort), les chicots de branche (branche morte) et les résidus de coupe constituent un héritage particulièrement important dans les écosystèmes forestiers perturbés. Les chicots de branche sont des structures relativement durables. Les chicots et la matière organique morte sont importants pour la biodiversité car de nombreux organismes dépendent du bois mort. Ils peuvent servir d'habitat à un certain nombre de vertébrés, d'invertébrés, de champignons et de lichens [111]. La figure 2-11 présente l'évolution des stocks de biomasse (aérienne et souterraine) et de matière organique morte suivant un feu de forêt.

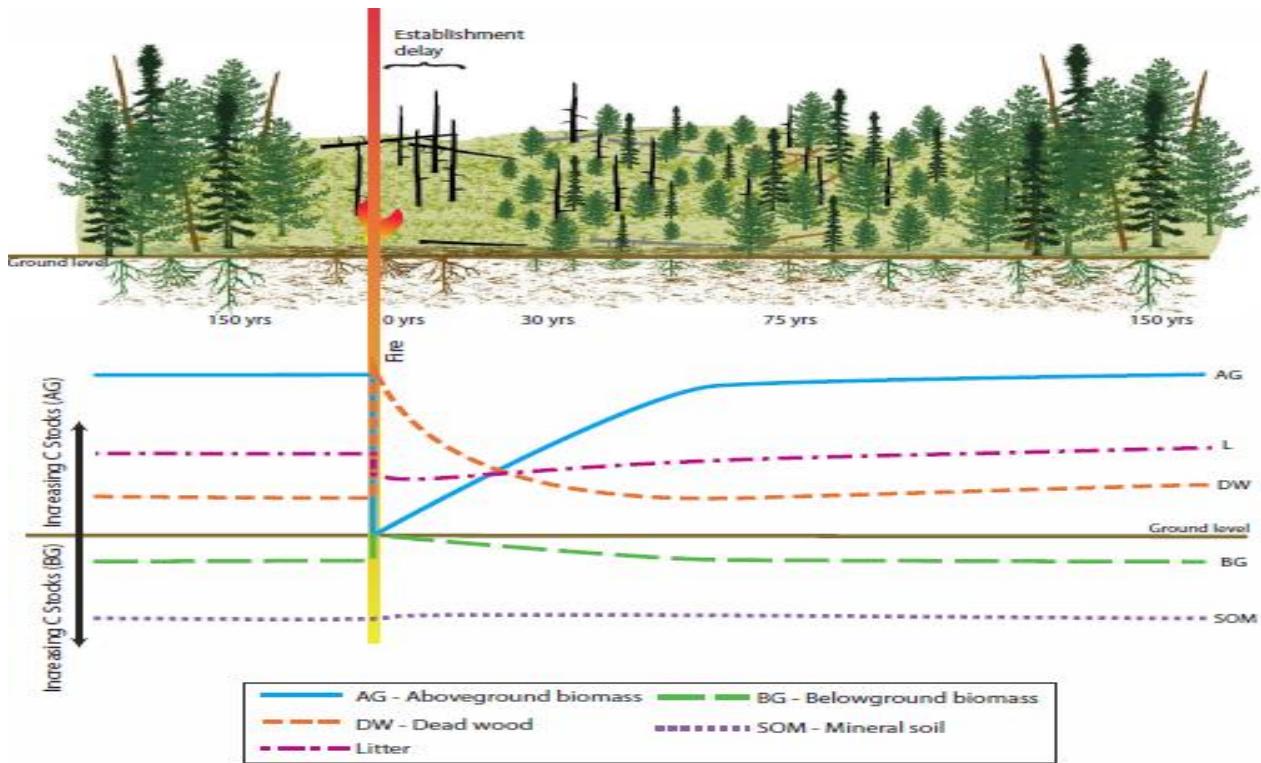


Figure 2-11: Dynamique de la forêt suivant une perturbation par le feu (Adapté de [64])

Immédiatement après le feu de forêt, la biomasse aérienne est complètement éliminée et les chicots de tige et de branche deviennent de la matière morte (« dead wood »). Suivant un délai de régénération, qui peut varier selon les conditions du site, le peuplement est complètement renouvelé. Puis, environ 100 ans suivant la perturbation, la forêt retrouve un aspect semblable à celui d'avant la perturbation dépendamment du type d'écosystème [64]. Concernant le devenir du carbone dans le sol, provenant de la décomposition de la matière morte, celui-ci est encore mal connu. Quant au carbone noir provenant du feu, Huang et al. 2018 [115] ont étudié son évolution dans le sol. Suite à une combustion incomplète de la biomasse, le carbone noir est répandu dans les sédiments et les sols. En raison de sa grande stabilité dans la nature il est considéré comme un élément important du puits de carbone. Des échantillons de sol de la forêt de la Colombie-Britannique provenant de quatorze sites ayant différentes intensités de feu passées ont été analysés. Les concentrations de carbone noir diminuent progressivement avec la profondeur et sont nettement inférieures dans la couche de 20 à 30 cm par rapport à toutes les couches moins profondes. Les forêts brûlées par des incendies de gravité modérée contenaient les plus hautes teneurs en carbone noir (dans toutes les couches de sol). Cela s'explique par le fait que lors d'incendies de grande intensité, la combustion est plus complète que dans les incendies de gravité

moyenne, ce qui réduit la production de carbone noir. Puis, les sites ombragés présentaient un sol plus riche en carbone que les sites ensoleillés. La concentration de sol la plus faible se trouvait dans les forêts brûlées par des incendies de faible intensité, pour les couches entre 0 et 10 cm de profondeur [115].

Concernant les infestations d'insecte, elles peuvent entraîner des réductions du stockage de carbone par rapport aux forêts non perturbées, principalement en raison de la diminution temporaire de la productivité en carbone. Les pertes de carbone dans les peuplements infestés sont lentes en raison de la rétention des chicots et des débris ligneux grossiers [116]. Les peuplements infestés par le dendoctrone du pin commencent à se rétablir généralement dans les 5 à 20 années suivant l'infestation. Dans son étude, Hansen 2014 [116] étudie l'évolution du carbone forestier suite à une infestation du dendoctrone du pin ponderosa, en Colombie-Britannique, avec un cycle de 50 ans. La figure 2-12 présente l'évolution des stocks de carbone sur une période de 300 ans.

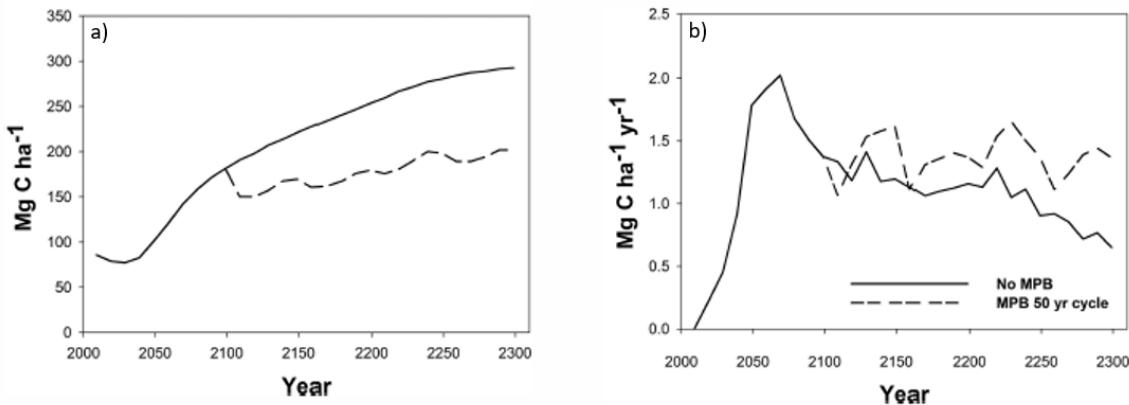


Figure 2-12 : Productivité nette : (a) écosystème (Mg de C/ha) et (b) biomasse aérienne (Mg de C/ha/an) (adapté de [116])

Il est possible de constater une baisse considérable du stock en carbone dans l'écosystème forestier, causé par une grande mortalité dans la population. Ainsi, les arbres ne captent plus de carbone ce qui contribue immédiatement à une diminution de la productivité du site. L'équilibre des flux de carbone dans la zone touchée sont modifiés et, en fonction de la gravité de l'épidémie, peut faire basculer le système de puits de carbone net vers source de carbone nette. En ce qui concerne la croissance aérienne, à long terme la captation de carbone annuel est supérieure avec l'infestation du dendoctrone, puisque des arbres plus jeunes apparaissent au fil du temps, et donc captent plus de carbone que la forêt mature, non perturbée [116]. Finalement, Hansen identifie que même 80

ans suivant une perturbation par le dendoctrine du pin ponderosa, il reste des débris non décomposés dans la forêt [116].

Puis, dans son article, Liu et al. 2018 [117] étudient l'impact de la tordeuse des bourgeons de l'épinette sur les échanges de carbone entre la terre et l'atmosphère dans la région de la Côte-Nord du Québec. La défoliation annuelle observée peut être considérée comme une mesure du pourcentage de perte de biomasse dans le feuillage. La perte de biomasse dans le peuplement est calculée sur la base de la courbe de croissance et non de la mortalité. De plus, lors de l'infestation d'insecte, 40% du carbone total provenant de la défoliation est transféré directement dans la litière. L'étude mentionne aussi que la durée de l'épidémie et l'âge du peuplement influencent le rétablissement de la forêt. Après la fin de l'épidémie, les peuplements les plus jeunes (40 à 60 ans) récupèrent le carbone plus rapidement et atteignent des niveaux de croissance supérieurs à ceux des scénarios avec des peuplements plus âgés. Les simulations d'épidémies de la tordeuse ont entraîné un déclin de la biomasse au sol et les stocks de litière totale ont montré une tendance à la hausse pour toutes les simulations effectuées. De plus, les forêts atteintes subissent des pertes en carbone parce que la photosynthèse est interrompue par l'élimination du feuillage tandis que la respiration des arbres se poursuit. Les résultats ont montré qu'une défoliation plus sévère et une durée d'épidémie plus longue se traduisaient par un niveau de mortalité plus élevé, une capacité de récupération plus faible et une perte plus importante de carbone [117].

Finalement, Pilli et al. 2016 [118] ont réalisé une modélisation des perturbations naturelles, pour plusieurs pays d'Europe, avec le logiciel CBM-CFS3. Leurs résultats démontrent que pour la majorité des pays, la correspondance entre les résultats du logiciel et les données était bonne. Ils mentionnent qu'il est possible d'utiliser le logiciel CBM-CFS3 comme outil afin d'aider les pays à estimer la dynamique du carbone des forêts, y compris l'impact des perturbations naturelles.

2.4.3 Récolte du bois perturbé

2.4.3.1 Biomasse disponible

Les perturbations naturelles résultent en un grand nombre d'arbres morts sur le territoire, et l'estimation future et la production annuelle de bois mort causé par les perturbations naturelles sont difficiles à prévoir. Contrairement aux résidus de récolte, prévoir la disponibilité future du bois mort est complexe en raison de sa dépendance aux évènements de perturbations naturelles et des

facteurs tels que la sécheresse et le changement climatique [14]. L'étude de Dymond et al. 2010 [14] s'est attardé à la prévision de la disponibilité du bois perturbé dans la forêt canadienne boréale pour la récupération en vue de la production de bioénergie entre 2010 et 2020. La moyenne estimée de la production totale annuelle pour les perturbations naturelles est d'environ $51 \pm 17 \text{ Tg an}^{-1}$. Cette valeur considère que 50% de la biomasse perturbée est laissée en place pour des raisons écologiques. Concernant l'infestation d'insecte du dendroctone du pin ponderosa de la Colombie-Britannique, la production annuelle maximale de bois mort a été de 16.7 Tg an^{-1} . Pour les feux de forêt, la production totale annuelle maximale a eu lieu dans l'ouest de la forêt boréale (Bouclier boréal de la Saskatchewan) et représente 3.6 Tg an^{-1} . Le bois mort issu des perturbations naturelles n'inclut pas le feuillage puisqu'il sera probablement brûlé ou tombé. Par contre, l'endroit où la plus grande densité de bois mort causé par le feu a été observée est en Colombie-Britannique avec plus de $9 \text{ kg m}^{-2} \text{ an}^{-1}$ [14].

Quant aux résidus de récolte, ils incluent toute la biomasse aérienne laissée sur le site après les opérations de coupe. Les résidus de récolte disponible représentent $20 \pm 0,6 \text{ Tg an}^{-1}$ pour les résidus de coupe totale. D'autres études canadiennes prenant en compte la durabilité et l'impact écologique estiment les résidus de récolte à $20\text{-}33 \text{ Tg an}^{-1}$ [2], 22 Tg an^{-1} [119], $22\text{-}31 \text{ Tg an}^{-1}$ [120] et 40 Tg an^{-1} [121]. L'incertitude de ces valeurs est créée par la variabilité annuelle des taux de récolte, les hypothèses sur la proportion de résidus laissés sur place et la zone d'étude. Des estimations plus élevées n'incluent généralement pas de résidus laissés sur place pour la durabilité, par exemple l'étude de Wood et al. 2003, avec une estimation de 92 Tg an^{-1} [121].

Finalement, la récolte après feu peut réduire le potentiel de régénération naturelle sur certains sites. Le feu engendre une diversité de conditions qui peuvent être plus ou moins favorables à l'établissement de la régénération naturelle. Pour le pin gris et l'épinette noire, par exemple, la régénération du peuplement dépendra à la fois de la présence d'arbres semenciers ainsi que de bons lits de germination. Lorsque les conditions favorables à la régénération naturelle sont réunies, les activités de récolte peuvent compromettre ce succès en détruisant la régénération établie, en altérant la qualité des lits de germination et en éliminant les arbres semenciers. En contrepartie, lorsque les conditions nécessaires à la régénération naturelle sont absentes, les interventions forestières peuvent créer de bonnes conditions de régénération (par exemple, en créant de bons lits de germination par le passage de la machinerie) et assurer la remise en production des sites brûlés [122].

2.4.3.2 Coût de la récolte

Il est reconnu qu'après 8 ans suivant une perturbation naturelle les arbres commencent à tomber [14]. Ainsi la récolte doit être effectuée idéalement dans les années suivant la perturbation, ce qui nécessite une mobilisation de la machinerie assez rapidement après un évènement de perturbation. L'étude de Boukherroub et al. 2017 [123] s'est attardé à la récolte du bois perturbé de diverses sources soit, le bois de petit diamètre, le bois mort et le bois affectés par la tordeuse des bourgeons de l'épinette sur la Côte-Nord du Québec. Le premier facteur à considérer lors de la récolte est la densité. Puisque le bois subit une perte de densité après la perturbation naturelle, le coût par tonne est plus élevé. De plus, comme le bois est plus fragile, cela cause une perte de productivité dans la machinerie lors de la récolte dans les sites affectés. Il est donc nécessaire de prévoir des coûts supplémentaires d'environ 1\$/m³ pour la récolte. L'étude rapporte aussi que les coûts de construction et d'entretien de la route seront plus élevés d'environ 1\$/m³ [123]. Finalement, des frais supplémentaires sont aussi à prévoir pour la relocalisation des campements et le déplacement de la machinerie vers un nouveau site suivant un évènement de perturbation [103, 123].

2.4.4 Bénéfices de l'utilisation de la biomasse perturbée

La demande mondiale en biomasse forestière a considérablement augmenté ces dernières années et plusieurs études ont évalué les bénéfices environnemental ou économique de l'utilisation de la biomasse perturbée (résidus de coupe ou perturbations naturelles), principalement pour la bioénergie [15, 73, 78, 124, 125].

McKechnie et al. en 2011, [125] ont réalisé une analyse pour la production soit de granules de bois ou de l'éthanol à partir de résidus ou d'arbres sains en Ontario. Les granules servent à remplacer du charbon et l'éthanol remplace l'essence (E85). Les résultats sont calculés pour une opération en continu de 100 ans. Les résultats démontrent que les résidus ont un temps de la dette en CO₂ bien inférieur aux arbres sains. De plus, il est plus avantageux de produire des granules que de l'éthanol en termes de dette de carbone (impact à court terme). Cependant, sur le long terme, la production d'éthanol permet de déplacer plus d'émissions fossiles. Puis, Mitchell et al. en 2012 [73] ont modélisé le carbone pour les peuplements de pin infestés par le dendonctrone du pin ponderosa récoltés pour la bioénergie. Cependant, leur étalonnage du modèle reflète les pratiques de récolte des États-Unis, et ne couvre pas une chaîne d'approvisionnement spécifique.

L'étude de Lamers et al. 2014 [15], a étudié plus en profondeur le carbone forestier et le cycle de vie des granules produites en Colombie-Britannique et destinées au marché de l'Europe. Dans cette région, la matière non marchande (résidus de coupe, arbres morts) est généralement empilée et brûlée sur le bord de la route afin de réduire la source de matière combustible possible pour les feux de forêt. Les granules de bois provenaient de différents scénarios de référence pour les forêts touchées par le dendoctrone du pin ponderosa. La dynamique du carbone pour différents niveaux de mortalité d'insectes a été évaluée à l'aide du logiciel CBM-CFS3, au niveau du peuplement et du paysage. L'étude a tenu compte du stockage du carbone dans l'écosystème, des produits du bois et du remplacement des combustibles fossiles. Un facteur de déplacement de 0,923 pour le remplacement du charbon dans le nord-ouest de l'Europe par des granules de bois a été utilisé [15]. Les résultats indiquent que les pratiques actuelles d'exploitation, dans lesquelles les résidus de coupe sont brûlés et que la sciure de bois est utilisée pour la production de granules, ont un temps de dette en CO₂ avoisinant les 20-25 ans pour les forêts de pin perturbées par le dendroctone et avoisinant les 37-39 ans pour les forêts dominées par l'épinette. Considérant les granules fabriqués à partir des résidus de coupe pour remplacer le charbon, les avantages nets de carbone sont immédiats. Les systèmes avec des proportions plus élevées d'arbres vivants offrent une atténuation du changement climatique plus grande si elle est utilisée pour les produits du bois permettant le stockage du carbone [15]. L'étude a aussi démontré que l'utilisation d'un site hautement perturbé (>85%) pour la production de bioénergie possédait un temps de dette en CO₂ quasi nulle quand les granulés sont utilisés pour remplacer le charbon, au lieu d'être brûlé dans la forêt [15].

Puis, dans leur étude, Laganière et al. 2017 [78] évaluent le temps de la dette en CO₂ de la substitution des combustibles fossiles par la bioénergie forestière avec trois types de matières premières (résidus de récolte, bois morts et arbres sains). Trois types de combustibles fossiles ont été substitué soit le charbon, le pétrole et le gaz naturel utilisé pour le chauffage ou la production d'électricité. Le temps de la dette avec l'utilisation de résidus forestiers est peu sensible et plus faible que lors de l'utilisation du bois mort. L'utilisation de bois sain possède les dettes les plus élevées, s'levant toujours à plus de 100 ans. L'étude indique aussi que l'utilisation unique du paramètre du temps de la dette en CO₂ pour évaluer la performance d'une matière première devrait être remise en question comme celle-ci possède une grande incertitude [78].

Finalement, la matière première et le type de combustible fossile remplacé ont une grande incidence sur le potentiel d'atténuation des GES. Des études ont documenté des temps de dette en

CO_2 plus faibles que 20 ans pour la bioénergie issue des résidus de récolte [15, 44]. Dans le cas de résidus de récolte qui sont normalement brûlés au bord de la route afin de réduire les risques d'incendie, l'utilisation de la bioénergie pour remplacer les combustibles fossiles génère des avantages atmosphériques immédiats. De même, l'augmentation de l'efficacité de conversion de la biomasse à 35% peut générer des avantages immédiats dans certains cas lorsque les résidus de récolte sont laissés sur les sites de récolte [78]. Finalement, les auteurs recommandent de privilégier l'utilisation locale des copeaux de bois par rapport à l'exportation de granulés de bois [78].

Finalement, Barette et al. 2017 [124] déterminent les conditions de rentabilité d'une usine produisant des granules destinés à l'exportation internationale en utilisant comme matière première des résidus de coupe ou du bois mort. Les granules sont produits lorsque les arbres morts contiennent une trop forte proportion de pourriture avec une teneur en humidité plus faible, ce qui affecte la qualité du papier. Ainsi, cette matière première est considérée comme un contaminant dans la chaîne de valeur pour les usines de mise en pâte. Les résultats démontrent que l'utilisation d'arbres morts pour le bois d'œuvre et les granules est presque aussi rentable que de les utiliser pour le bois d'œuvre et la pâte, avec une diminution du rendement allant jusqu'à 12% selon la taille de l'arbre. Cependant, la production de granules à partir d'arbres morts ne représentait pas une option financièrement viable et des subventions des gouvernements seraient nécessaires [124].

En terminant, le bénéfice net pour l'atmosphère de l'utilisation de la forêt pour la bioénergie est affecté par de nombreux facteurs, et les recherches futures devraient en outre évaluer quelles stratégies de bioénergie donnent les plus grands avantages de GES net sur les différentes échelles de temps requises à la reconstitution de la forêt suivant la ou les perturbations naturelles [14].

2.4.5 Analyse critique

L'augmentation des perturbations naturelles représente une réelle menace dans un contexte de réchauffement climatique. Plusieurs auteurs se sont concentrés sur la compréhension des mécanismes des événements de perturbations tels que les feux et les infestations d'insectes. De plus, certains d'entre eux recommandent diverses pratiques devant être mises en place afin de limiter l'augmentation prévue des perturbations naturelles. L'enlèvement de la biomasse perturbé pour laisser place à de plus jeune forêt, diminuant la biomasse disponible pour des événements de perturbation, fait partie des mesures d'atténuation envisagées. Parallèlement, la production de bioénergie à partir de la biomasse perturbée (résidus ou perturbations naturelles) permettant de

remplacer des produits issus des voies fossiles est envisagée. Cependant, très peu d'études ont regardé l'impact économique de la récolte pour le bois issu des perturbations naturelles. Il en est de même pour les études sur la modélisation du carbone forestier et l'identification des bénéfices environnementaux de l'utilisation de ce type de bois. Il importe donc d'étudier les conditions économiquement et environnementalement viables pour l'utilisation du bois perturbé issu des perturbations naturelles dans une bioraffinerie. Ce type d'étude devrait être plus répandue afin d'éventuellement aider les gouvernements à établir des stratégies permettant à la fois de réduire la quantité de bois morts dans les forêts et remplacer des produits fossiles par le fait même.

2.5 Synthèse de la revue de littérature

Lors de la conception de procédés de bioraffinage, plusieurs scénarios sont normalement considérés, principalement afin de considérer le grand éventail de produits possibles, la complexité des chaînes de valeurs et les risques technologiques et de marchés. Cependant, il importe d'éliminer les options non avantageuses et une méthodologie systématique doit être employée à cette fin. Plusieurs études indiquent l'importance d'éliminer les scénarios de bioraffinage non prometteurs avec la méthode de l'analyse décisionnelle multicritères (ADMC) [13, 24, 126]. L'ADMC est une méthode de décision permettant de considérer plusieurs critères suivant un processus de décision logique. L'ADMC permet de rationaliser le concept de décision tout en fournissant un processus rigoureux et essentiellement, une décision plus équilibrée [126]. Toutefois, il est reconnu que les critères environnementaux sont souvent mal compris dans le processus de décision [40] et que le type de normalisation peut avoir un impact sur le niveau de compréhension [35]. Cependant, l'identification de la meilleure normalisation n'est pas évidente pour les critères environnementaux.

En ce qui concerne le calcul des bénéfices environnementaux associés aux procédés de bioraffinage, l'ACV conséquentielle est recommandée et souvent utilisée. L'ACV est une méthode qui s'utilise en régime permanent et donc, qui ne permet pas d'utiliser un inventaire dynamique et de prendre en compte le timing des émissions. De plus, cette méthode considère que le carbone biogénique est carboneutre, ce qui a été critiqué à de maintes reprises dans la littérature. Des études ont proposé des solutions afin de tenir compte du temps requis avant qu'une émission de CO₂ biogénique ne soit recaptée par une nouvelle forêt en croissance. Par exemple, dans leur étude, Cherubini et al, en 2011 [52] proposent une valeur de GWP_{Bio}, qui permet de calculer le « Global Warming Potential » ou potentiel de réchauffement planétaire pour une émission de CO₂

biogénique. Cette valeur tient compte de la dégradation de l'émission de CO₂ et de l'impact sur le forçage radiatif qu'aura eu avant que l'émission ne soit recaptée. Cette méthode permet donc de considérer à la fois l'impact de la forêt, mais aussi sur l'atmosphère. Cependant, elle ne permet pas de tenir compte de la dynamicité des autres types de GES. Donc, l'ACV dynamique est une méthode plus complète pour la représentation de la dynamique de dégradation dans l'atmosphère. De plus, le temps de rétention de l'émission de CO₂ dans l'atmosphère est très variable d'un endroit à l'autre puisque le climat, le type de forêt, le type d'espèce forestière sont tous des facteurs affectant cette période de temps. Donc, cette valeur n'est pas représentative pour tous les sites d'étude. Il est vrai que le réchauffement planétaire est un problème global cependant, pour comptabiliser les émissions relativement au pays émetteur il importe de calculer les émissions localement. De plus, les résultats seront aussi différents si la forêt est déjà gérée ou non. Il est donc difficile de définir un facteur général permettant de représenter les différentes situations. Ainsi, la modélisation des réservoirs forestiers ainsi que l'inventaire des émissions du cycle de vie entier de la bioraffinerie sont nécessaires afin d'avoir le portrait global de l'impact sur le réchauffement climatique.

Puis, il importe de déterminer les conditions d'utilisation du bois issu des perturbations naturelles afin de réduire la quantité de bois morts dans la forêt et d'améliorer le bilan carbone. Certaines études se sont penchées sur le sujet en présentant des résultats pour la production de granules de bois. Cependant, aucune étude n'a proposé une méthodologie permettant de déterminer les bénéfices environnementaux, au niveau de la forêt, et économiques, au niveau du procédé, relié à l'utilisation du bois perturbé par le feu ou les insectes dans une bioraffinerie produisant des biocarburants et des bioproduits. Finalement, dans la littérature existante, il n'existe aucune publication représentant un cadre méthodologique permettant de tenir compte de l'impact économique et environnemental tout en tenant compte des impacts liés à l'utilisation de la forêt, saine ou perturbée, ainsi que sur l'atmosphère.

2.5.1 Lacunes dans le corps des connaissances

Plusieurs lacunes ont été identifiées dans le corps des connaissances et les principales sont résumées ci-dessous :

- Il n'existe aucune approche méthodologique globale permettant de déterminer l'impact économique et environnemental d'une bioraffinerie utilisant de la biomasse perturbée;

- Les critères environnementaux sont mal compris dans les processus de décision multicritères ce qui diminue leur contribution dans la décision finale et l'identification de la meilleure normalisation pour les critères environnementaux n'est pas évidente;
- Le principe de carboneutralité appliqué dans l'ACV traditionnelle ne permet pas de déterminer l'impact réel de la bioraffinerie sur les changements climatiques et il importe de tenir compte de la forêt et de l'atmosphère dans les analyses environnementales;
- Il n'existe pas de méthode permettant de déterminer l'avantage d'utiliser du bois perturbé contrairement au bois sain considérant les bénéfices économiques et environnementaux considérant l'aspect temporel de la forêt.

La synthèse des lacunes de la revue de littérature a permis d'identifier une question de recherche principale : « comment déterminer si l'utilisation du bois perturbé, dans un procédé de bioraffinage, est préférable pour l'environnement et économiquement viable considérant les impacts sur la forêt et l'atmosphère ? »

De plus, trois sous questions ont aussi été identifiés, tel que présenté ci-dessous :

1. Quelle est la méthode la plus efficace pour communiquer les critères environnementaux et faciliter leurs compréhensions dans le contexte d'un ADMC ?
2. Quelle est l'évaluation réelle et pertinente de l'impact environnemental d'un procédé de bioraffinage, considérant les aspects du cycle de vie, de la forêt et de l'atmosphère?
3. Comment déterminer si l'utilisation de la forêt perturbée dans un procédé de bioraffinage est préférable pour l'environnement et économiquement viable ?

2.5.2 Hypothèses de recherche

Afin de valider la question de recherche du projet de doctorat, l'hypothèse principale mentionne qu'il existe une méthodologie systématique permettant d'identifier sous quelles conditions la forêt perturbée possède un bon potentiel économique et environnemental pour l'utilisation comme matière première dans une usine de bioraffinage.

De plus, afin de valider les trois sous-questions identifiées préalablement, trois sous-hypothèses ont été formulées :

- 1) Dans une analyse décisionnelle multicritères pour la prise de décision, avec une normalisation appropriée, il est possible qu'un ou plusieurs critères environnementaux obtiennent un poids plus approprié comparativement aux valeurs brutes de l'ACV;
- 2) L'analyse environnementale des scénarios de bioraffinage peut être effectuée à l'aide de différentes méthodes d'ACV, mais l'interprétation affecte de façon plus importante l'issue de l'analyse;
- 3) Il existe des conditions pour lesquelles l'utilisation du bois perturbé dans un procédé de bioraffinage est préférable pour l'environnement et économiquement viable.

CHAPITRE 3 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE

3.1 Objectifs des travaux

3.1.1 Objectif principal

L'objectif général du projet est de « Développer et appliquer, via une étude de cas pertinente pour l'industrie, une méthodologie pratique, utilisant l'aspect temporel de la forêt, afin d'identifier sous quelles conditions un scénario d'utilisation du bois perturbé dans une bioraffinerie est préférable pour l'environnement et économiquement viable ».

3.1.2 Objectifs spécifiques

Afin d'atteindre cet objectif, une combinaison de trois sous-objectifs a été élaborée et ceux-ci sont présentés ci-dessous:

1. Identifier la normalisation appropriée pour différents critères environnementaux au sein du processus de l'ADMC en comparant les poids obtenus suite à la réalisation de panels de décision utilisant des normalisations distinctes;
2. Évaluer et interpréter les résultats environnementaux réalisés à l'aide de plusieurs approches tenant compte de l'ACV, des flux de carbone forestier et de la dynamique de l'atmosphère, pour différents scénarios de bioraffinage produisant des biocarburants et des bioproduits;
3. Identifier les conditions requises pour l'utilisation du bois perturbé dans une usine de bioraffinage en évaluant les résultats des analyses économiques et environnementales, incluant les flux de carbone forestier du bois perturbé, appliquée avec différents scénarios d'utilisation du bois perturbé.

3.2 Introduction à l'étude de cas

L'étude de cas servant à la réalisation des travaux est une usine de pyrolyse rapide située à Happy Valley-Goose Bay, Labrador. Ce site correspond à un des endroits identifiés par le gouvernement

de Terre-Neuve-Labrador dans leur récent effort visant à revigorer l'industrie forestière. En effet, le département de ressources naturelles de Terre-Neuve-Labrador étudie les possibilités d'implanter des usines de bioraffinage dans la province [127, 128]. Le site d'Happy Valley-Goose Bay a été choisi pour l'étude de cas puisqu'il n'y a aucune industrie forestière dans la région et une disponibilité de biomasse annuelle de 182 500 m³, ce qui représente une belle opportunité de dynamiser le secteur d'activité. De plus, un barrage hydroélectrique est présentement en construction à Muskrat Falls et celui-ci a rendu disponible 450 000 m³ de bois pouvant être utilisé à moindre coût.

La technologie de pyrolyse rapide a été identifiée comme étant une technologie prometteuse pour la province de Terre-Neuve-Labrador, ainsi que pour le site d'étude, puisqu'elle est parfaitement adaptée aux régions éloignées hautement dépendantes de l'importation énergétique. En effet, puisque l'huile pyrolytique, le principal produit de la pyrolyse rapide, peut remplacer l'utilisation du mazout ou de l'huile à chauffage dans les fournaises et les centrales électriques, ce procédé est particulièrement intéressant dans les régions où l'accès au réseau hydroélectrique est difficile ou inexistant. De plus, la technologie de pyrolyse rapide est peu couteuse, relativement aux autres technologies semblables [129, 130], accepte des intrants de biomasse variable et produit un excès de vapeur pouvant être utilisé dans un réseau de chauffage urbain ou dans un procédé adjacent.

Le procédé consiste à chauffer rapidement en absence d'air les matières organiques, entre 450°C et 600°C, pour produire des vapeurs de pyrolyse et du biochar [131-133]. Les vapeurs sont ensuite condensées pour produire de la bio-huile ainsi que des gaz non condensables. Les réactions de séchage interviennent jusqu'à 100°C et la désorption des composés volatils jusqu'à 280°C. Ces deux premières réactions sont endothermiques. Au-delà de 280°C, les macromolécules se cassent pour former des molécules plus courtes à l'état de gaz. Cette réaction est exothermique. Les réactions se poursuivent jusqu'à ce qu'il ne reste plus que le charbon de bois. Sans apport de chaleur (externe ou combustion) la réaction cesse avant d'atteindre 400°C. Le réacteur nécessite donc entre 230 et 1 000 kJ.kg⁻¹ d'énergie de biomasse afin de compléter la réaction [131]. Généralement, le rendement de la biomasse en bio-huile est de 60 à 75% (m/m), de 15 à 25% (m/m) en biochar et de 10-20% (m/m) en gaz non condensables, fonction de la matière première utilisée et des conditions opératoires [134-136].

Il existe diverses conditions d'opération telle que la pyrolyse conventionnelle, pyrolyse rapide, pyrolyse lente, flash, etc. [137, 138]. La pyrolyse rapide et flash permettent d'obtenir la plus grande fraction de bio huile. Les principales technologies de production sont (1) Lit fluidisé bullé (BFB), (2) Lit fluidisé circulé (CFB), (3) Réacteur à cône rotatif (4) Réacteur à vis, (5) Vacuum et (6) Vortex ablatif. Ces technologies se différencient par le type de réacteur, la pièce maîtresse du procédé de pyrolyse. Cette étude considère le réacteur à cône rotatif comme la technologie privilégiée pour produire la bio-huile en raison de la bonne qualité de l'huile produite, de la flexibilité des matières premières et du bon rendement de la biomasse. Les réacteurs à cône rotatif ont été développés à la suite d'une collaboration entre l'Université de Twente et la compagnie BTG. Le temps de séjour dans le réacteur est fixé par la vitesse de rotation du cône et est de quelques secondes.

Le mode de fonctionnement est en continu et l'énergie transférée au processus provient de la combustion du biochar. Cette énergie est par la suite transmise aux sables qui sont recirculés dans le réacteur. Le processus fournit également de la vapeur à haute pression entre 40 et 60 bars. L'huile de pyrolyse produite par cette technologie a une teneur en carbone de 40% (m/m) et une densité d'environ 1150-1250 kg.m⁻³ [134, 135]. Le pouvoir calorifique de l'huile pyrolytique est compris entre 16 et 19 MJ.kg⁻¹, fonction de la quantité d'eau dans l'huile [135]. Enfin, il est important d'adapter le brûleur qui sera utilisé pour la combustion de l'huile pyrolytique afin d'obtenir une combustion de bonne qualité [136, 139, 140]. Des travaux préliminaires effectués en 2014 par un consultant externe ont ciblé une capacité de 360 tonnes sèches par jour pour le site d'étude. Cependant, ces travaux ont conclu qu'en raison de la petite taille de l'usine, des produits à valeur ajoutée étaient nécessaires et devaient être étudiés. Les travaux du présent doctorat s'intègrent donc à cette étude préliminaire et ont, entre autres, pour but de proposer des scénarios de pyrolyse rapide à valeur ajoutée pour le site d'étude.

3.3 Méthodologie du projet de recherche

3.3.1 Approche globale

La figure 3-1 présente l'approche utilisée afin de valider les hypothèses de recherche préalablement énoncées.

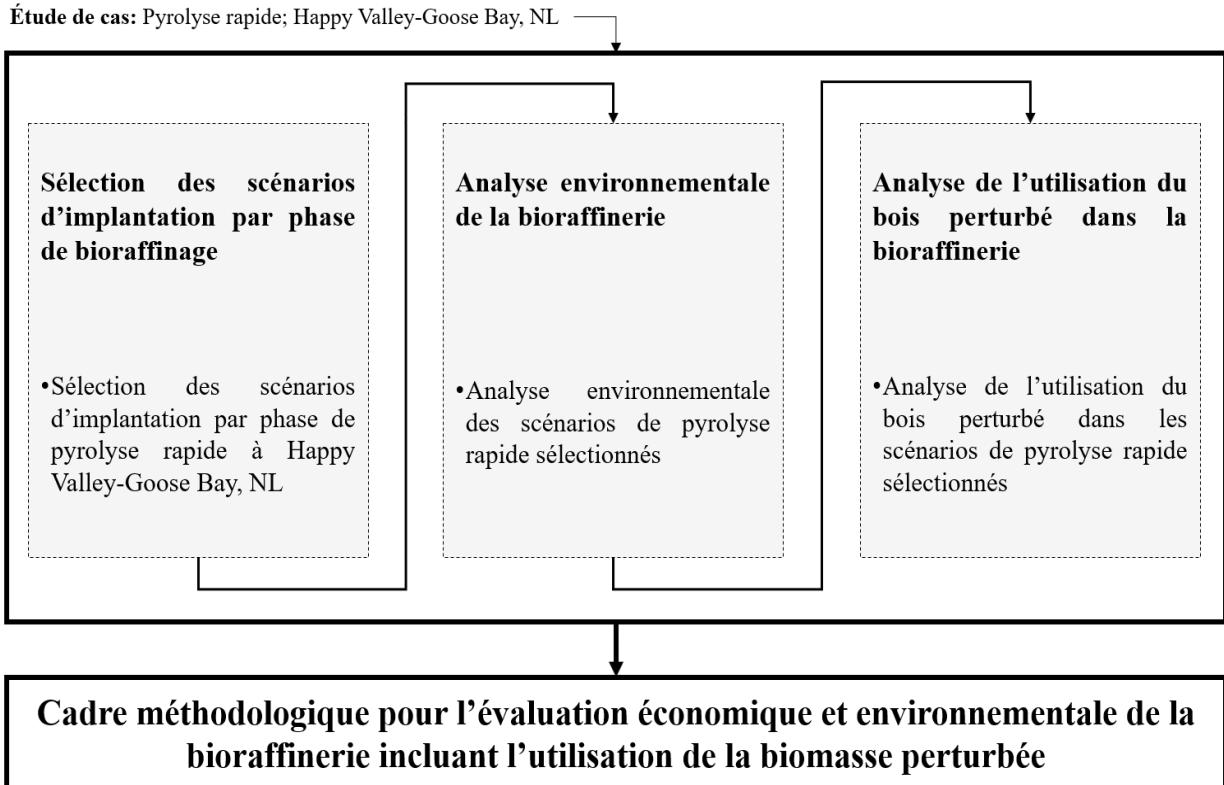


Figure 3-1. : Méthodologie générale du projet de recherche

La méthodologie utilisée comporte trois sections principales, répondant à leur tour aux trois objectifs spécifiques ainsi qu’aux trois sous-hypothèses de recherche. La méthodologie globale est spécifiquement appliquée à l’étude de cas ce qui permet ultimement de valider l’hypothèse de recherche principale. Chacune des trois sections de la méthodologie est détaillée dans les sections 3.3.2 à 3.3.4 suivis par une présentation de la méthodologie complète utilisée pour le projet ainsi que l’explication des tests utilisés afin de valider les hypothèses de recherche à la section 3.3.5.

3.3.2 Sélection des scénarios prometteurs de pyrolyse rapide

La figure 3-2 présente la méthodologie reliée à la première section permettant d’identifier les scénarios de pyrolyse rapide les plus prometteurs pour l’étude de cas, en considérant les aspects économiques, environnementaux, compétitifs, sociaux et de marché.

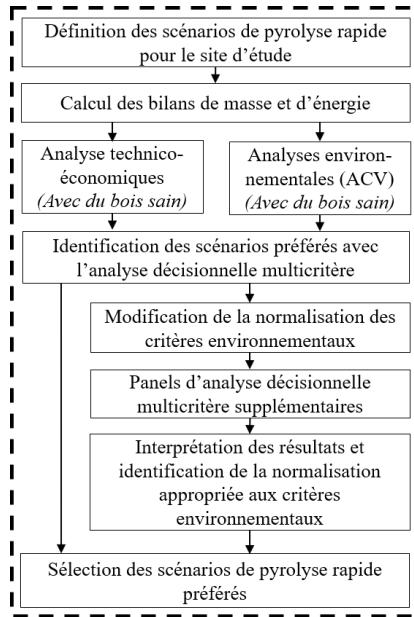


Figure 3-2. : Méthodologie de la section #1

3.3.2.1 Définition des scénarios de pyrolyse rapide

La méthodologie propose, en premier lieu, de définir plusieurs scénarios de pyrolyse rapide ayant un bon potentiel économique et environnemental. Cette étape a été réalisée suite à l'analyse du potentiel de marché local ainsi qu'au niveau de l'exportation. Cette étape était critique, car le Labrador est une province hautement dépendante de l'importation comme il y a très peu d'industrie locale. De plus, une analyse sur les procédés existants et présentement en développement, pouvant être imbriquée au sein de l'usine de pyrolyse et favorisant les échanges de la matière et de l'énergie, a été réalisée. Par la suite, un triage a été effectué sur les procédés identifiés afin d'éliminer les technologies les moins avancées technologiquement ou applicables à la ressource forestière disponible. Finalement, une approche par phase a été utilisée pour déterminer les scénarios de pyrolyse rapide ayant un bon potentiel pour l'étude de cas. Les bilans de masse et d'énergie ont ainsi pu être effectués. La technologie choisie pour la pyrolyse rapide est celle de BTG-BTL, utilisant un cône rotatif opéré en continu et permettant une mise à l'échelle simplifiée. Les bilans de masse et d'énergie ont été validés par la compagnie et l'annexe E présente en détail les résultats de cette première étape.

3.3.2.2 Analyses économiques et environnementales

Par la suite, une analyse technico-économique a été effectuée afin de déterminer le potentiel d'implantation des scénarios de pyrolyse rapide à Happy Valley-Goose Bay. Les cinq étapes principales de l'analyse consistent en (1) la détermination du prix de vente des produits, (2) le calcul des coûts directs en capital, (3) le calcul des coûts d'investissement totaux (CAPEX), (4) le calcul des coûts d'opération (OPEX) et (5) le calcul de la performance économique (TRI et VAN). Un taux de rendement minimum acceptable de 10% a été considéré pour le calcul du TRI. Afin de déterminer le prix de vente des produits, des recherches internet et une analyse du marché local ont été réalisées. Pour les coûts directs, ceux-ci ont été calculés en déterminant les coûts des équipements majeurs et les coûts d'instrumentation, tuyauterie, bâtiment ont été déterminés à l'aide de la méthode de Peters & Timmerhaus. Les coûts d'équipement proviennent soit de la littérature ou des demandes de soumissions effectués auprès de fournisseurs potentiels. Pour le calcul du CAPEX, un pourcentage de 12% a été utilisé pour l'ingénierie et la supervision lorsque la construction était effectuée sur un site de type « greenfield » et 15% pour un projet « retrofit ». Les coûts d'opération ont aussi été déterminés à l'aide de la méthode de Peters & Timmerhaus. Plusieurs hypothèses ont été utilisées lors de l'analyse technico-économique (Tableau 3-1).

Tableau 3-1 : Hypothèses technico-économiques

Paramètres	Valeur	Justification
Temps d'opération annuel	7500 heures	Nouveau procédé, Arrêts fréquents
Dette	0%	Toute l'équité est disponible
Dépréciation des équipements	50% / 25% / 25%	Amortissement accéléré nominal
Subvention pour la phase 1	20 M\$	Programme de subvention (ie.: IFIT)
Subvention pour la phase 2	50% du CAPEX	Programme de subvention (ie.: IFIT)
Subvention pour les serres	80% du CAPEX	Growing Forward program (AAFC)
Bois disponible annuellement (AAC)	182 500 m ³ /an	Five-Year Operations Plan (2013-2017)
Bois disponible à Muskrat Falls (MF)	450 000 m ³	Expression of Interest (Labrador)
Coût de la biomasse (AAC)	126 \$/bdmt	Expérience d'opération au Labrador
Cout de la biomasse (MF)	28 \$/bdmt	Coût de transport à l'usine
Coût de traitement; résidus solides	10,3 \$/TM	Coût à HVGB en 2016
Coût de traitement; eaux usées	0,44 \$/m ³	Coût à HVGB en 2016
Prix d'achat de l'eau	0,79 \$/m ³	Coût à HVGB en 2016
Prix d'achat de l'électricité	10\$/MWh	Nalcor Labrador
Prix d'achat du terrain	12 500\$	Ville de HVGB

Finalement, une approche dynamique a été considérée pour l'étude technico-économique afin de considérer l'augmentation du prix de vente des produits, ainsi que le prix d'achat des matières premières. Puisque le produit principal, pour chacun des scénarios, est l'huile pyrolytique remplaçant le mazout ou l'huile de chauffage, il était pertinent de considérer les fluctuations reliées au pétrole dans l'analyse économique. La croissance attendue (référence) du prix du pétrole brut, tel que présenté dans le rapport de l'EIA, Annual Energy Outlook, 2016 (figure 3-3) a été appliquée aux prix de vente des produits. Ceux-ci sont présentés en détail à l'annexe F.

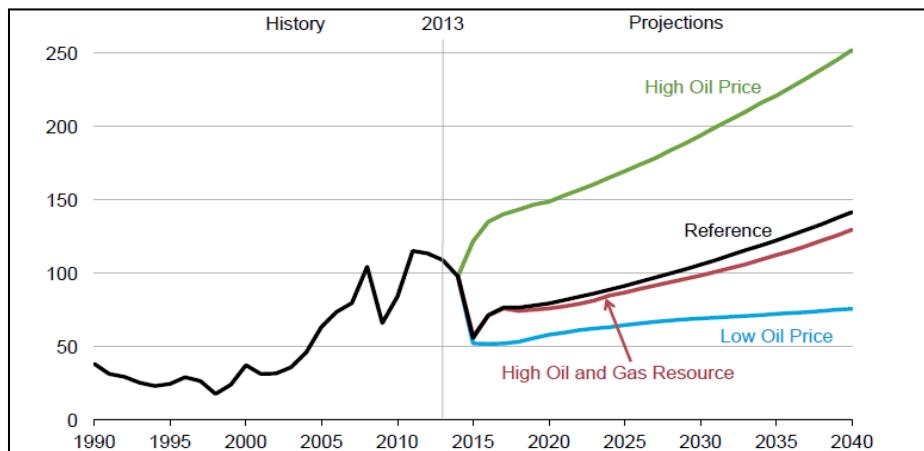


Figure 3-3 : Croissance attendue du prix du pétrole brut (\$ / baril) (2017-2037) [141]

Plus spécifiquement concernant les prix d'achat de la biomasse, le type de récolte pratiquée est le « arbre entier ». Il est considéré que l'arbre est coupé puis transporté au lieu de chargement et que pendant le transport, environ 20% des résidus sont laissés en forêt, incluant la souche. Ensuite, l'arbre est entièrement déchiqueté en copeaux d'environ 1-2 cm avec d'être transporté à l'usine. Le détail du parterre de coupe est disponible à l'annexe I. Le tableau 3-2 présente le modèle de coût pour la récolte de la biomasse de la coupe annuelle permise.

Tableau 3-2 : Coût pour la récolte de la biomasse forestière

Activité forestière		Coût (\$/bdmt)	Justification
Récolte	1) Coupe et récolte du bois	31	Coupe en forêt des arbres entiers [142, 143]
	2) Coût d'expédition	17	Transport des arbres entiers au site de broyage [142, 143]
	3) Broyage en forêt	19	Équipement de broyage en forêt [123]
Administration	4) Redevance (Royalties)	14	Redevance au gouvernement de Terre-Neuve-Labrador [142]

	5) Administration	16	Frais pour campement, etc. [142, 143]
Construction route forestière et entretien	6) Construction des routes	17	Construction du réseau routier (Classe 1 à 4) [143-145]
	7) Entretien des routes	1	Entretien du réseau routier actif et inactif [146]
Transport routier	8) Coût de transport	11	Transport routier des copeaux de 0.2 \$/ km x bdmt [142, 147, 148] pour une distance moyenne de 45 km (360 et 720 bdmt/jour)
Cout total (1 à 8)		126	

Le coût de construction des chemins forestiers a été calculé en considérant que 2.7% [149] de la superficie forestière nécessaire pour la coupe était utilisée pour les chemins forestiers. La répartition des classes de chemins est respectivement de 8%, 17%, 30% et 46% pour les classes 1 à 4 [150]. Finalement, les coûts de construction sont respectivement de 50, 45, 40 et 25 k\$/km basé sur les coûts de construction des routes à Happy Valley-Goose Bay [144].

Par la suite, une analyse environnementale du cycle de vie (ACV) a été réalisée pour tous les scénarios. La méthode employée est conforme à la norme ISO 14040. L'analyse était de type comparative, conséquentielle et prospective. L'objectif était de « Comparer et interpréter l'impact environnemental des différents portefeuilles de produits des scénarios de pyrolyse rapide servant à remplacer l'utilisation du mazout sur le territoire du Labrador ». La fonction est le « *Remplacement d'un portefeuille de produits conventionnels par un portefeuille de bioproduits équivalents* » et l'unité fonctionnelle est le « *Remplacement d'un portefeuille de produits conventionnels par un portefeuille de bioproduits équivalents issus d'un procédé de pyrolyse rapide, opéré pendant 1 an en phase 3* ». Les principales hypothèses sont listées ci-dessous:

- Toutes les usines sont construites et opérationnelles au moment considéré dans l'étude (2025)
- Les données utilisées au moment de la réalisation de l'étude (2016) sont aussi valides pour l'année considérée dans l'étude (2025)
- Les infrastructures (bâtiment, administration, etc.) ne sont pas considérées dans l'étude
- Transports des marchandises:
 - Produits livrés à HVGB: la distance aller-retour est considérée
 - Produits en partance de HVGB: uniquement la distance aller est considérée
- Tous les flux d'intrants de procédé sont des processus GLO (global) de la base de données ÉcoInvent 3.1
- Transport de la vapeur : Flux choisi pour le transport du gaz naturel au lieu de transport vapeur (car haute pression)
- La durée de vie des équipements est la même que la durée de vie du projet soit 26 ans au total

Les flux de référence, les frontières des systèmes ainsi que les flux sélectionnés dans la base de données ÉcoInvent sont présentés à l'annexe G.

3.3.2.3 Analyses décisionnelles multicritères

Suite aux analyses technico-économiques et environnementales, et lorsqu'il est impossible d'identifier un scénario plus intéressant que les autres, une analyse décisionnelle multicritères peut être effectuée. Celle-ci permet d'identifier le ou les scénarios les plus prometteurs en considérant des critères économiques et environnementaux, mais aussi sociaux, de marché, de robustesse économique, etc. [13, 24, 151-154]. Tel qu'identifié préalablement, la méthode multi-attribut MAUT est plus appropriée que la méthode AHP pour l'évaluation des scénarios de bioraffinage [13, 24, 153, 155] et cette dernière a été utilisée dans le projet de recherche. La figure 3-4 présente la méthodologie relative à l'ADMC.

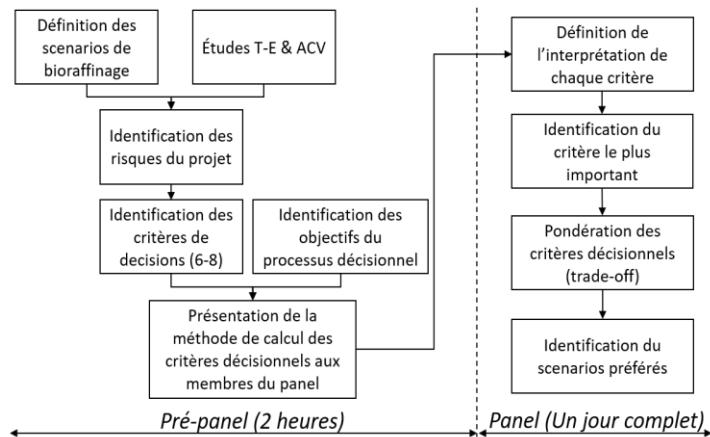


Figure 3-4 : Principales étapes d'un ADMC

Dans le pré-panel, l'objectif est de transférer les informations nécessaires aux membres du panel pour expliquer les résultats et valider les critères. Les critères doivent être bien choisis et pertinents pour le processus de prise de décision et la notion d'une famille cohérente de critères de décision est très importante. Une famille cohérente de critères doit être complète, cohérente, minimaliste et non redondante. Elle doit permettre de bien représenter l'objectif de la décision pour l'étude de cas en considérant tous les aspects importants. À la fin de la réunion préalable au panel, les critères ne peuvent pas changer et tous les membres du panel acceptent le résultat, les calculs et les hypothèses.

La journée du panel aborde quatre étapes importantes. La première étape consiste à obtenir un consensus sur l'interprétation de chaque critère de décision. Cette interprétation sera utilisée pour

représenter le critère à partir de cette étape. Elle permet aussi de déterminer la limite supérieure et la limite inférieure pour le critère, une tâche critique, car elle permettra de déterminer la valeur utilité du critère pour chaque scénario. Les limites supérieures et inférieures sont définies par les membres du panel pour chaque critère de décision et dépendent toujours des résultats. La deuxième étape consiste en la détermination du critère le plus important ainsi que sa valeur cible. Par la suite, il sera possible de pondérer, à l'aide de la méthode de compromis, les autres critères en déterminant l'importance relative de chaque critère par rapport au plus important. Finalement, il sera possible d'identifier le ou les scénarios les plus prometteurs. L'équation suivante présente le calcul utilisé pour obtenir le score total pour chaque stratégie, où W_i et U_i représentent systématiquement le poids et la valeur d'utilité pour chaque critère. La valeur d'utilité est comprise entre 0 et 1 et est fonction du résultat (X_j) obtenu pour le critère par la stratégie de bioraffinage.

Équation 3-1 : Calcul de la méthode MAUT

$$Résultat_{Scénario_j} = \sum_{i=1}^N W_i \times U_i(X_j)$$

La valeur utilité sera calculée à partir de la borne supérieure ou inférieure, déterminée lors de l'étape de l'interprétation des critères. Ainsi, si par exemple un scénario obtient un résultat identique à la limite inférieure, sa valeur d'utilité pour ce critère sera de 0. Inversement, si le scénario a un résultat identique, ou supérieur, à la limite supérieure, sa valeur d'utilité sera de 1. Un exemple de calculé est présenté à l'annexe H. Le panel de décision a été constitué de 6 personnes multidisciplinaires (spécialistes du bioraffinage, spécialiste de l'environnement, spécialistes des processus décisionnels multicritères et spécialiste de l'énergie) et un total de huit critères décisionnels ont été identifiés incluant deux critères environnementaux.

3.3.2.4 Modification des critères environnementaux et interprétation des résultats

En dernier lieu, afin de déterminer la méthode de normalisation la plus appropriée aux critères environnementaux, et donc de valider la sous-hypothèse #1, il a été nécessaire de refaire l'activité de décision multicritères en changeant la normalisation des critères environnementaux. En effet, le premier panel utilisait une normalisation interne pour représenter les critères environnementaux et les panels deux et trois ont utilisés des normalisations externes (Simple et Améliorée). La normalisation de type distance-à-cible a aussi été testé afin d'identifier si elle était intéressante et

pertinente. Finalement, pour déterminer s'il existait une différence significative entre les résultats des panels, une méthode statistique a été employée. Le test F et le test t fournissent donc une mesure statistique du niveau de consensus parmi les panélistes. Cette méthodologie peut donc déterminer s'il existe une différence de moyenne entre les résultats de pondération pour deux critères environnementaux. De plus, le consensus (tableau 3-3) des différents critères obtenu lors des différents panels a été analysé.

Tableau 3-3 : Calcul du niveau de consensus

Niveau de consensus	Écart type/ Écart type maximal
Élevé	0 et 0,1
Très haut	0,1 et 0,3
Haut	0,3 et 0,5
Moyen	0,5 et 0,7
Faible	0,7 et 0,9
Très faible	0,9 et 1

L'interprétation des résultats des panels réalisés avec différentes normalisations a permis de valider la sous-hypothèse #1. Il est considéré que la comparaison des résultats des différents panels est une méthode pouvant être utilisée afin d'interpréter les données, même si le contexte dans chacun des panels pouvait varier d'une journée à l'autre. Cependant, puisque les mêmes panelistes étaient présents lors des trois panels, et qu'uniquement deux critères ont été modifiés entre ceux-ci, le risque d'incertitude relié à la méthode d'interprétation employée est considéré comme étant faible. De plus, tel que démontré dans la littérature, lorsque les mêmes critères de décision sont employés dans deux panels différents (membres différents), la décision finale de l'analyse décisionnelle multicritères reste semblable [151], ce qui permet d'appuyer la méthodologie de l'interprétation des résultats.

3.3.3 Analyse environnementale des scénarios sélectionnés incluant l'impact de la forêt

La figure 3-5 présente la méthodologie reliée à la deuxième section permettant d'identifier les impacts environnementaux des scénarios de pyrolyse rapide et ainsi, d'identifier les méthodes d'analyses environnementales pertinentes pour les biocarburants et les bioproducts. La méthodologie présente a été appliquée uniquement sur les scénarios les plus prometteurs ayant été identifiés suite à l'exécution de la méthodologie de la section 3.3.2. Certes l'analyse approfondie

de l'impact environnementale permettrait d'avoir un regard plus complet si celle-ci avait été effectué sur tous les scénarios identifiés lors de la première section. Cependant, elle se rapporte à un seul critère décisionnel, soit les GES. Ainsi, il a été considéré que la représentation de tous les types de risque inclus à la première section via les critères décisionnels était suffisamment complète pour l'identification des scénarios les plus prometteurs.

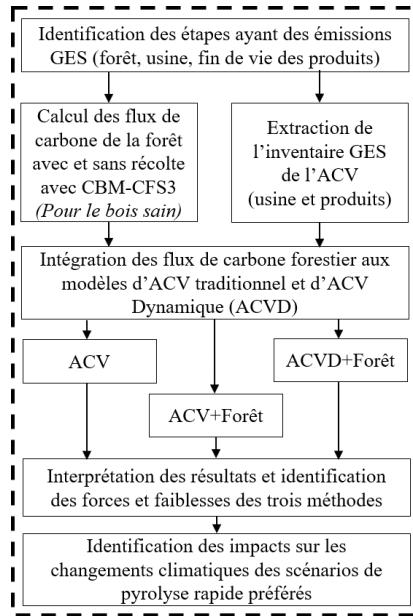


Figure 3-5. : Méthodologie de la section #2

La première étape de la méthodologie consiste à effectuer la comptabilisation des émissions de GES. Concernant ceux provenant de l'usine de pyrolyse rapide ainsi que des produits, ceux-ci ont été calculés à l'aide des bilans de masse et de l'ACV réalisé préalablement.

3.3.3.1 Comptabilisation des émissions de CO₂ forestier

Afin de calculer les GES associés à la forêt, soit le CO₂, une région d'étude a été déterminée autour d'Happy Valley-Goose Bay représentant la forêt commerciale située autour de l'usine. Celle-ci a été modélisée dans le logiciel de comptabilisation du carbone forestier CBM-CFS3. La forêt commerciale représente 838 000 ha et est composée à 91% d'épinette noire, 5% de sapin baumier et 4% d'un mélange de feuillus [156]. Cependant, afin de faciliter les calculs, et de par la forte présence d'épinette noire, l'hypothèse que cette espèce représente 100% a été posée. Ceci aura possiblement pour effet de modifier légèrement les flux de carbone forestier échangés entre la forêt et l'atmosphère. De plus, afin d'utiliser les espèces forestières feuillues, il serait nécessaire

d'adapter les opérations de récolte, et donc il semble logique d'affirmer que ces espèces seront laissées sur place. Aussi, elles permettront d'apporter une certaine diversité dans la forêt. Il a aussi été posé comme hypothèse que 100% de la zone est située dans le bouclier boréal de l'est. Finalement, 16 classes d'âge ont été modélisées, basées sur des données obtenues via le département des ressources naturelles de Terre-Neuve-Labrador.

Plusieurs hypothèses ont été posées lors de la modélisation dans CBM-CFS3 :

- La récolte est de type « arbre entier », ce qui signifie que l'arbre entier est coupé et la souche est laissée sur place
- 20% des résidus provenant de l'arbre (branches, feuillage) sont laissés sur place pour des considérations écologiques, en plus de la souche
- Les perturbations naturelles ne sont pas modélisées à cette étape, car celles-ci n'ont aucun impact sur la coupe et vice-versa
- La déforestation causée par les routes forestières n'a pas été prise en compte car il y a un réseau de routes existant (datant des opérations forestières des années 1970)
- Le volume brut marchand par hectare est de 93 m³/ha, basé sur les courbes de croissance

L'utilisateur doit fournir les courbes de croissance et rendement de l'espèce modélisée. Le modèle de Ung et al. 2009 [157] a été utilisée pour ces travaux. Le modèle est présenté ci-dessous.

$$\ln(V) = v10 + (v11 \times Mat) + (v12 \times P) + \frac{(v20 + (v21 \times Mat) + (v22 \times P)))}{A}$$

Équation 3-2 : Calcul de l'aire basal des arbres marchand vivants (m²/ha)

$$V = \ln(V) \times Cd$$

Équation 3-3 : Calcul du volume marchand (m³/ha)

Les symboles Mat et P représentent respectivement la température moyenne annuelle et les précipitations totales annuelles. Les paramètres v11 et v12 sont reliés à la hauteur des arbres tandis que les paramètres v20, v21 et v22 sont reliés à la zone basale. Finalement, les paramètres A et Cd représente respectivement le temps en années ainsi que le facteur de correction de Duan [158]. Une température moyenne annuelle de 0.03°C et des précipitations totales annuelles moyennes de 940 mm, toutes deux représentant la moyenne entre 1981 et 2010 à Happy Valley-Goose Bay [159] ont

été utilisées. Ces valeurs ont aussi été utilisées dans la modélisation CBM-CFS3. Finalement, le modèle de croissance et de rendement pour l'épinette noire a été comparé aux données d'inventaire national provenant du gouvernement de Terre-Neuve-Labrador afin de le valider, tel que démontré à la figure 3-6.

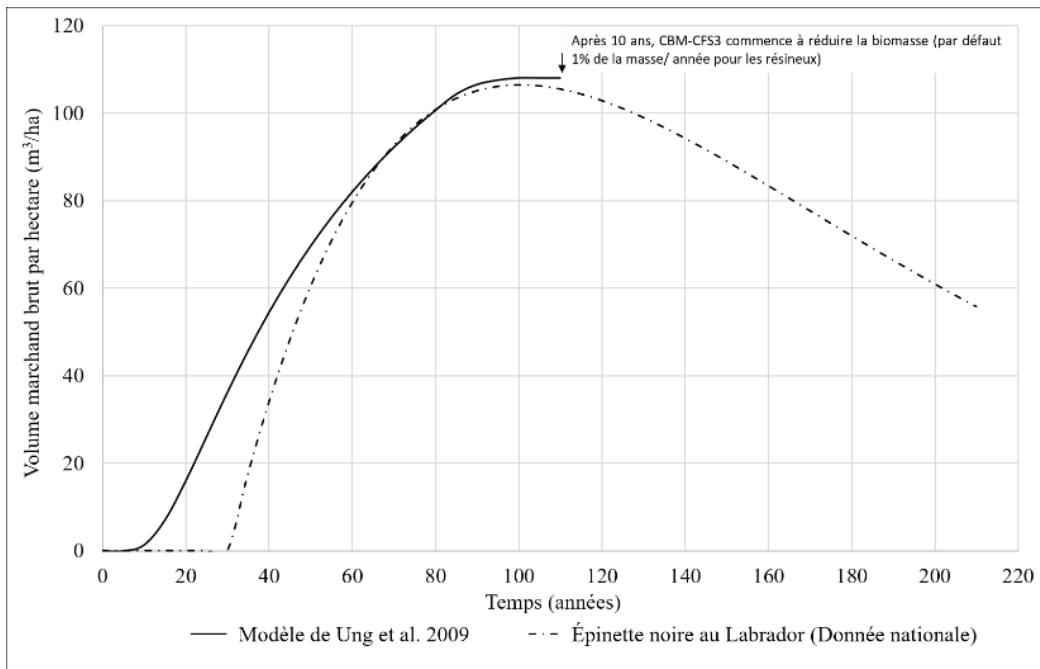


Figure 3-6. : Modèle de courbe de croissance de l'épinette noire

Le logiciel CBM-CFS3 modélise la perte de densité causée par le vieillissement de la forêt en enlevant 1% de la masse par année, suite à un plateau de 10 ans dans la courbe de croissance. Concernant les soixante premières années de croissance, un certain décalage est observé avec le modèle théorique et les données issues de l'inventaire national. Ceci aura donc un impact sur le calcul de la captation du carbone par la forêt dans les premières années suivant le démarrage de l'usine de bioraffinage. En effet, celui-ci sera légèrement supérieur avec le modèle théorique comparativement aux données nationales. La modélisation de la forêt d'étude dans le logiciel CBM-CFS3, a permis d'obtenir les flux en termes de carbone forestier. Afin d'obtenir le flux de CO₂ correspondant, un facteur de 44/12 a été appliqué afin de connaître la quantité de CO₂ échangé entre l'atmosphère et la forêt. Ce facteur représente le rapport entre la masse molaire du dioxyde de carbone sur celle du carbone. Ce calcul formule donc l'hypothèse que tout le carbone capté, ou émit, par la forêt était sous forme de CO₂.

Finalement, plusieurs paramètres sont déterminants dans le calcul du carbone forestier et le tableau 3-4 présente les paramètres ayant été utilisés dans l'analyse de sensibilité ainsi que leur variation.

Tableau 3-4 : Valeurs des paramètres testés dans l'analyse de sensibilité

Paramètres	Valeur de l'analyse de sensibilité			Justification
	Minimum	Cas de base	Maximum	
Température	-1.27°C	0.03°C	1.33°C	Écart type entre 1981-2010 [159]
Précipitation	846 mm	940 mm	1034 mm	Écart type entre 1950-2016 [160]
Période de rotation	60 ans	80 ans	100 ans	Entre 80% et 100% volume marchand (m ³ /ha)
Paramètre spécifique pour la MOM et la biomasse (Labrador)	Valeurs modifiées pour le Labrador	Valeurs par défaut dans CBM-CFS3	N/A	Étude recommandant des modifications de paramètres pour CBM-CFS3 au Labrador [161]
Résidus laissés en forêt	0%	20%	40%	Seulement la souche (0%) et basé sur la littérature (40%) [69]

L'annexe I présente en détail les données utilisées pour la modélisation de la forêt ainsi que la comptabilisation du carbone forestier et du CO₂ forestier.

3.3.3.2 Intégration aux modèles d'ACV et interprétation

La deuxième étape de la méthodologie correspond à l'intégration des flux de CO₂ provenant de la forêt aux résultats de l'ACV traditionnelle et ACV dynamique. Une nomenclature a été déterminée afin de représenter les trois modèles utilisés :

ACV : Corresponds aux résultats de l'ACV traditionnelle

ACV + Forêt : Corresponds aux résultats de l'ACV combiné au flux de CO₂ forestier

ACVD + Forêt : Corresponds aux résultats de l'inventaire des GES de l'ACV combiné au flux de CO₂ forestier et considérant l'impact sur l'atmosphère (utilisation de l'ACV Dynamique)

La figure 3-7 présente les frontières considérées dans chacune des trois méthodes.

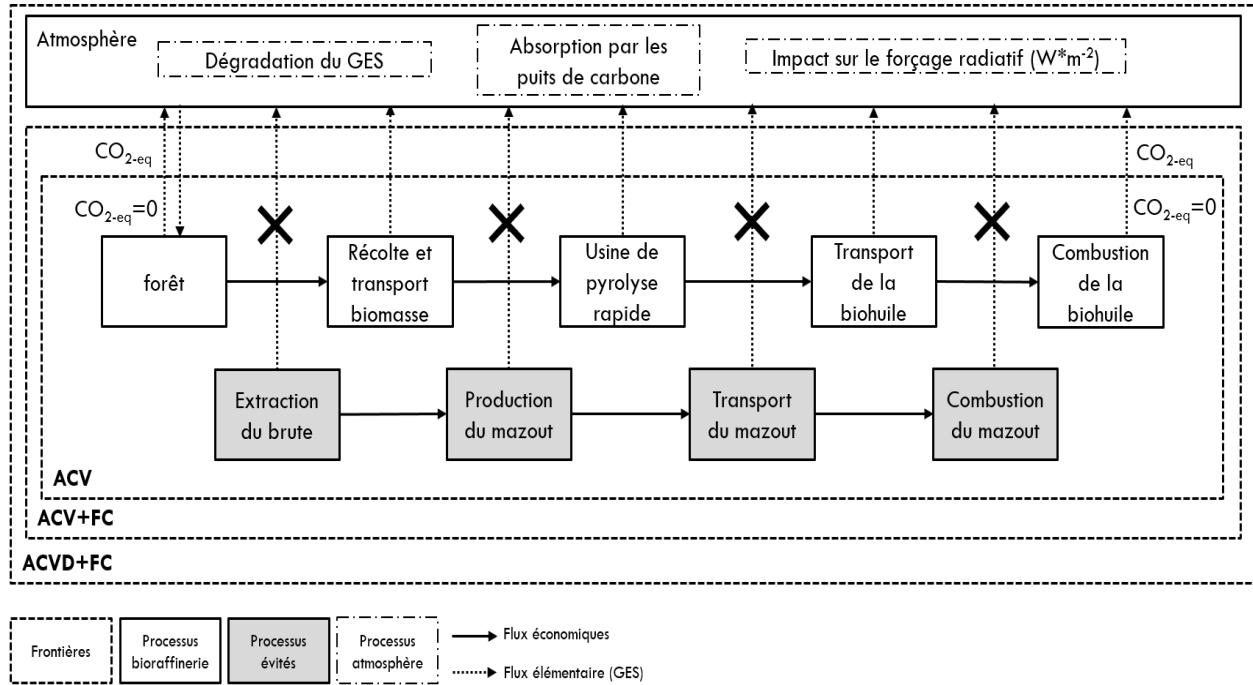


Figure 3-7. : Frontières des différentes méthodes d'analyse environnementale

Dans l'optique que la mise en place des nouvelles usines permet d'implanter une bioéconomie locale dans la région d'Happy Valley-Goose Bay, un horizon de 250 ans a ainsi été déterminé pour mesurer les impacts environnementaux des scénarios de pyrolyse rapide. Cet horizon a été choisi afin de prendre en compte tous les processus physiques importants qui sont considérés dans l'étude tels que présentés dans la figure 3-8.

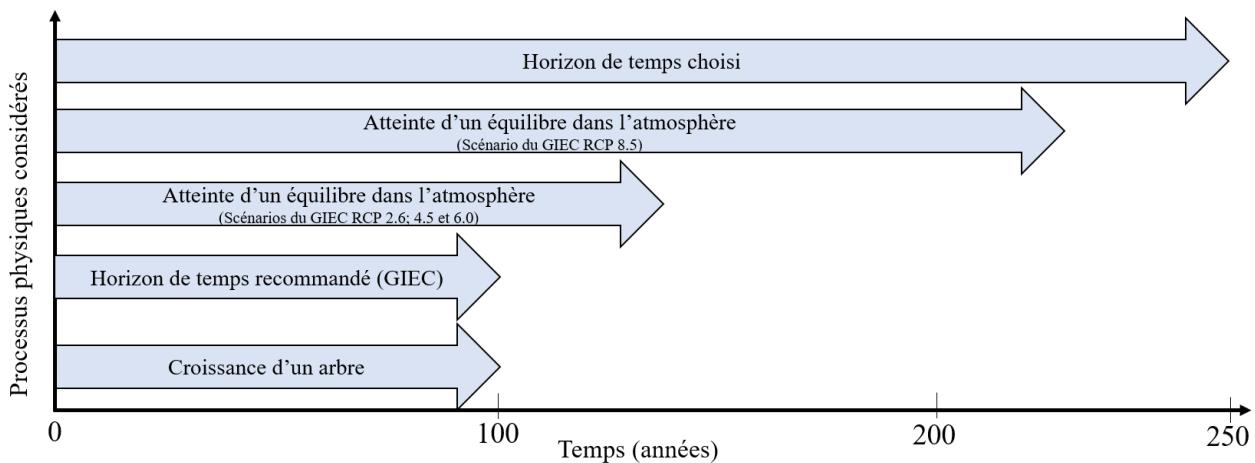


Figure 3-8. : Horizon de temps de l'étude

Les résultats pour la méthode de l'ACV sont identiques à ceux calculés à la section 3.3.2.2 à l'exception près que ceux-ci sont calculés pour une opération de 250 ans (et non 1 an). L'équation suivante présente le détail du calcul pour l'ACV+Forêt.

Équation 3-4 : Détail du calcul pour l'ACV+Forêt

$$ACV + FC = \sum_{n=1}^{250} [CO_2 \text{ Usine}_n + CO_2 \text{ Combustion}_n + CO_2 \text{ Forêt}_n - CO_2 \text{ évité}_{Bioraffinerie_n} \\ - CO_2 \text{ évité}_{MF_n}]$$

Les composantes de l'équation pour le calcul de l'ACV+Forêt sont décrites ci-dessous :

- CO₂ Usine : CO₂ émit par les usines de bioraffinage (fossile et biogénique)
- CO₂ Combustion : CO₂ provenant de la combustion de l'huile PO (biogénique)
- CO₂ forêt : Échange de CO₂ entre l'atmosphère et la forêt (biogénique)
- CO₂ évité bioraffinerie : CO₂ évité par les usines de bioraffinage (remplacement de CO₂ fossile) (Donnée négative)
- CO₂ évité MF : CO₂ évité par la décomposition du bois du barrage hydroélectrique (Muskrat Falls) (biogénique) (Donnée négative)

Les deux équations suivantes présentent le détail du calcul pour l'ACVD+Forêt.

Équation 3-5 : Détail du calcul pour le GWI instantané

$$GWI_{inst}(t) = \sum_i \sum_{j=1}^{t(250)} (ACV + FC_{i,j} \times \text{Facteur de caractérisation dynamique}_i(t-j))$$

Équation 3-6 : Détail du calcul pour l'ACVD+Forêt

$$ACVD + FC = GWI_{cum}(t) = \sum_{k=0}^{t(250)} GWI_{ints}(k)$$

La méthode de l'ACVD+Forêt utilise les données brutes de l'ACV+Forêt, avec la méthode de l'ACV Dynamique afin de caractériser les impacts environnementaux reliés au GES. Ainsi, le GWI

(Global Warming Impact ou potentiel de forçage radiatif) mesuré en W.m^2 instantané est calculé pour chacune des années de la simulation. Par la suite, afin d'obtenir l'impact sur le forçage radiatif global, il suffit de sommer les impacts instantanés. Cette dernière méthode, soit l'ACVD+Forêt, obtient un résultat en W/m^2 , ce qui est différent des deux méthodes précédentes ayant des unités de $\text{CO}_2\text{-eq}$. Afin de comparer les trois méthodes employées, l'unité de temps (par exemple le remboursement de la dette envers l'environnement) pourra être employée.

Finalement, la dernière étape consiste en l'interprétation des résultats ainsi que l'identification des forces et des faiblesses de chacune des méthodes d'analyse environnementales, ce qui permettra de valider la sous-hypothèse #2.

3.3.4 Analyse de l'utilisation du bois perturbé dans les scénarios sélectionnés

La figure 3-9 présente la méthodologie reliée à la troisième section permettant d'identifier les conditions requises pour l'utilisation du bois perturbé dans un scénario de pyrolyse rapide. La méthodologie présente a été appliquée uniquement sur les scénarios les plus prometteurs ayant été identifiés suite à l'exécution de la méthodologie de la section 3.3.2.

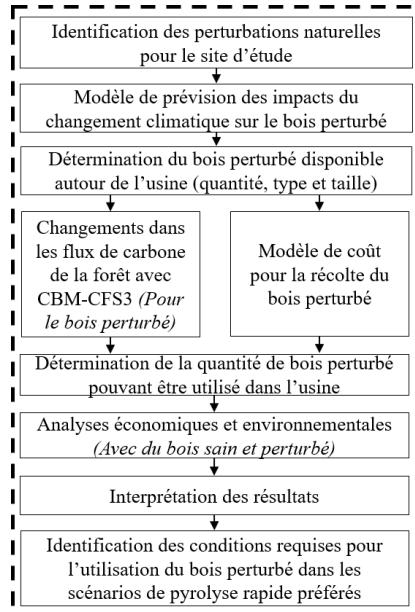


Figure 3-9. : Méthodologie de la section #3

3.3.4.1 Perturbations naturelles au Labrador

La première étape consiste à déterminer les types perturbations naturelles présentes dans le site d'étude. Puisque le but de cette section est d'utiliser le bois perturbé, et non nécessairement commercial, la forêt productive (1 166 000 ha) a été utilisée comme zone d'étude. La forêt productive représente les peuplements ayant une capacité de régénération de plus de 35 m³/ha par période de rotation. En comparaison, la forêt commerciale représente les peuplements ayant une capacité de 60 m³/ha par période de rotation [156].

Concernant les feux de forêt, une superficie d'environ 0,2% [162, 163] est brûlée annuellement au Labrador, ce qui correspond aux données trouvées dans la littérature [164]. Ainsi, dans la forêt productive il est considéré qu'actuellement, 2 335 ha sont brûlés par année. Concernant les infestations d'insecte, deux types d'infestation ont été observés au Labrador depuis 1990, soit la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Spruce budworm ou *Choristoneura fumiferana*) et le dendoctrone de l'épinette (Spruce beetle ou *Dendroctonus rufipennis*). Une reprise de la tordeuse des bourgeons de l'épinette a été observée au Labrador depuis 2013 et touche environ 55 000 hectares annuellement. Le dendoctrone de l'épinette a sévi deux fois depuis 1990 affectant environ 35 000 hectares annuellement [163, 165]. Le tableau 3-5 présente les caractéristiques des deux types d'infestation telles que considérée dans l'étude, et rapporté à la superficie de la forêt productive.

Tableau 3-5 : Infestations d'insecte rapporté à la superficie commerciale de l'étude de cas

Type de perturbation	Superficie moyenne / année	Durée moyenne de l'infestation	Superficie totale affectée par l'infestation	Intervalle de retour moyen	Sévérité (%)
Dendroctone de l'épinette	3 435	3 ans ^A	10 310	35 ans ^A	2% ^C
Tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBÉ)	5 790	6 ans ^B	34 740	35 ans ^C	14% ^B

A: Données nationales [94]; B: Gray, 2007 (Tordeuse de l'épinette; Newfoundland 6 ans) [105]; C: Hypothèse

3.3.4.2 Impact des changements climatiques et disponibilité du bois perturbé

Les deuxièmes et troisièmes étapes consistent à identifier l'impact des changements climatiques sur les perturbations naturelles et déterminer la disponibilité future du bois perturbé autour de l'usine. Il est bien connu que la température joue un rôle clé sur les perturbations naturelles. Ainsi,

différents scénarios de changements climatiques sont considérés dans l'étude et la biomasse disponible, provenant des perturbations naturelles, est différente dépendamment de l'augmentation de la température. Afin d'identifier les scénarios de changements climatiques utilisés dans cette étude, une revue critique du dernier rapport du GIEC, 2013 [45] a été effectuée, permettant d'identifier les scénarios pessimistes et optimistes. L'annexe J présente la revue critique effectuée.

Puis, l'impact des changements climatiques anticipé sur les perturbations naturelles a été calculé. Autant que possible, les études utilisées pour le modèle de prédiction d'impact des changements climatiques sur les perturbations naturelles ont été effectuées dans l'est du Canada (idéalement au Labrador). Plusieurs modèles prédisent l'augmentation des feux en fonction des changements climatiques [166-170]. Deux modèles ont été choisis pour l'étude de cas puisqu'ils sont complets et aussi représentatifs de la géographie.

- Boulanger et al. 2014 [164]; Étude réalisée sur tout le Canada (Valeur spécifique au Labrador)
- Balshi et al. 2009 [171]; Étude réalisée en Alaska (même parallèle que l'étude de cas)

La figure 3-10 présente le modèle utilisé pour prédire l'augmentation de la superficie totale brûlée ainsi que le nombre de gros feux annuel.

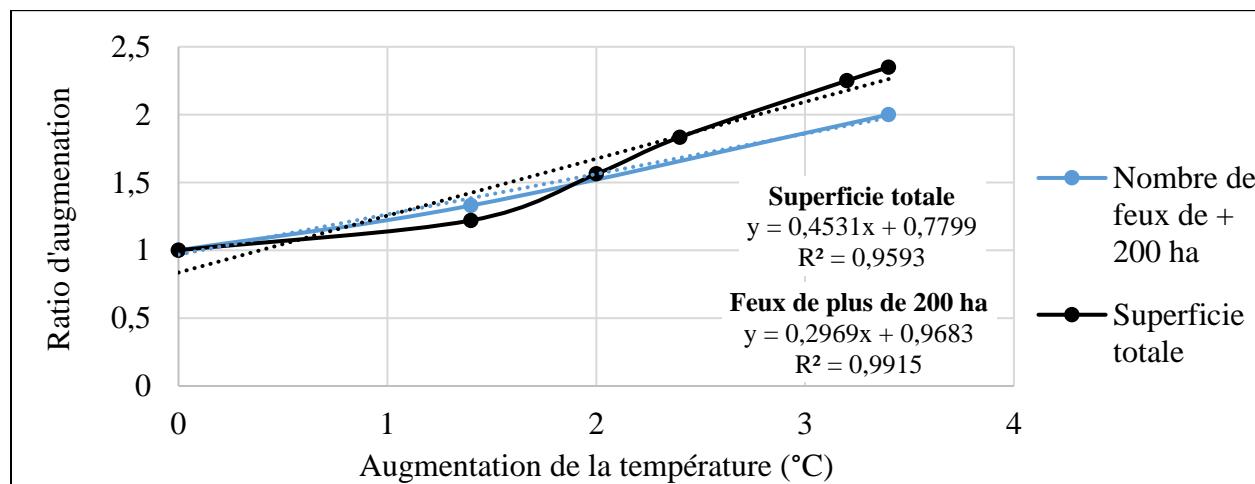


Figure 3-10 : Modèle de changement climatique pour les feux (Inspiré de [164, 171])

Concernant les infestations d'insecte, un certain nombre d'études se sont attardées à la tordeuse de l'épinette blanche [105, 172, 173]. Puisque l'espèce de la zone d'étude est l'épinette noire, et qu'aucune étude n'a été trouvée pour cette espèce, cela constitue une limitation dans les résultats.

Les études démontrent une diminution de l'infestation au sud du Québec et un déplacement vers le nord. Deux modèles ont servi à réaliser le modèle de prédition des infestations d'insecte soit :

- Gray, 2007 [105]: Étude au Québec et en Ontario; Présente l'augmentation de la durée et sévérité de l'infestation sous RCP2.6 d'ici 2100
- Boulanger et al, 2016 [172]: Étude en Ontario, Québec et tout l'est du Canada (incluant le Labrador); Présente l'augmentation de la durée des infestations sous RCP2.6, 4.5 et 8.5

Au niveau de l'impact des changements climatiques sur le dendoctrone de l'épinette, les études sont moins fréquentes. Bentz et al. 2010 [174] a réalisé une étude sur tout le Canada et a démontré, sous SRES A2 (RCP 8.5), que d'ici 2071-2100 la probabilité que les larves atteignent la maturation en 1 an (au lieu de 2 ans) augmente significativement au Labrador ce qui augmente par le fait même le risque d'infestation. D'autres études ont corroboré ce fait [175, 176]; cependant puisqu'aucune information spécifique n'a été trouvée sur la sévérité et la durée des infestations, le modèle développé pour la tordeuse des bourgeons de l'épinette a aussi été utilisé pour le dendoctrone de l'épinette. Ceci constitue aussi une limitation dans les résultats. Le tableau 3-6 présente le modèle utilisé pour prédire l'augmentation de la superficie affectée ainsi que la durée des infestations d'insecte pour l'étude de cas.

Tableau 3-6 : Modèle de changements climatiques sur les infestations en 2100

Type de perturbation	Sévérité (%)		Durée moyenne de l'infestation			Intervalle de retour moyen	
	Actuelle	Future (RCP2.6)	Actuelle	RCP 4.5	RCP 8.5	Actuel	Futur
Tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBÉ)	14%	+ 15% ^A	6 ans	+ 6 ans ^B	+ 6 ans ^B	35 ans	35 ans ^C
Dendroctone de l'épinette	2% ^C	+1% ^C	3 ans	+ 3 ans ^C	+ 3 ans ^C	35 ans	35 ans ^C

A: Gray, 2007 (Tordeuse de l'épinette; Newfoundland 6 ans) [105]; B: Boulanger et al. 2016 [172]; C: Hypothèses

3.3.4.1 Modèle de récolte du bois perturbé

Le rendement des sites lorsque de la récolte d'arbres sains, tel que déterminé à l'aide du modèle CBM-CFS3 pour le type de récolte employé, est de 11.5 kg/m². Cependant, suite à une perturbation, et pour des raisons écologiques et de renouvellement de la forêt, il est recommandé de laisser sur

le site 50% de la biomasse perturbée lors des coupes de récupération [14, 177]. Ceci est nécessaire afin de ne pas compromettre la faune et la flore et de permettre une régénération naturelle de la forêt. De plus, suite à une perturbation, uniquement le bois du tronc et des grosses branches sera disponible. Ainsi, pour des sites perturbés par le feu ou les insectes, des rendements de 2,3 et 1,9 kg/m² respectivement peuvent être attendus. Ces valeurs proviennent de deux études ayant utilisé une méthode basée sur l'imagerie des forêts [177] ainsi qu'une méthode de modélisation avec le logiciel CBM-CFS3 [177]. Ainsi, puisque le rendement du site est plus faible, et aussi dû au fait que ce type de bois est plus fragile et donc facilement cassable, les coûts reliés à la récolte seront plus élevés. Les coûts sont aussi affectés par la densité du bois qui sera plus faible pour le bois perturbé. La densité employée pour le bois sain est de 0.414 bdmt/m³, calculée en fonction de la proportion de bois marchand (densité de 0.450 bdmt/m³) [178] et de résidus (densité de 0.377 bdmt/m³) [179] récoltés et transportés jusqu'à l'usine. La densité pour le bois affecté par les insectes (0.376 bdmt/m³) est inspirée d'une étude ayant regardé la densité de l'épinette noire affectée par la tordeuse [123] tandis que la densité pour le bois de feu (0.402 bdmt/m³) est inspirée d'une étude ayant étudié le bois mort à la suite d'un feu [124]. De plus, Barette et al. 2017 [124] a démontré que le bois perturbé conservait son pouvoir calorifique et que le taux d'humidité du bois diminuait suite à une perturbation naturelle. Le tableau 3-7 présente les catégories affectées par une variation de prix, comparativement à la récolte du bois sain ainsi que le coût total de la récolte par tonne sèche.

Tableau 3-7 : Adaptation du modèle de coût pour la récolte de biomasse perturbée

Type de coût		Coût de la récolte pour trois types de bois (\$/bdmt)			Justification
		Sain	Feu	Insecte	
Direct	Construction et entretien des routes	18			Aucun impact pour la récolte par tonne transportée dans le rayon de coupe économique
	Transport (0.2\$/km x bdmt) ^A	11			
Indirect	Récolte (Coupe, frais d'expédition et broyage)	68	+ 3	+ 9	Perte densité et productivité dans la machinerie [123, 124] et broyage simplifié par le feu (hypothèse)
	Administration et droit de coupe	29	+ 4	+ 6	Perte densité et frais reliés aux déplacements des campements,

					planification, supervision [123, 124]
Total	126	133	141		

A : Distance moyenne de transport de 45 km dans le rayon de coupe économique

Les valeurs présentées au tableau précédent correspondent aux opérations dans la zone de coupe économique, située dans un rayon de 75 km autour de l'usine. Or, dans l'éventualité où un évènement de feu ou d'infestation d'insecte se trouve à l'extérieur du rayon de coupe économique, et donc du parterre de coupe habituelle, les coûts de transport et de construction des routes seront affectés. De plus, la taille de l'évènement influence le coût de construction des routes puisqu'il est représenté en \$/bdmt. La zone d'étude s'étend entre 0 et 250 km autour de l'usine et, basé sur la morphologie du site, il a été établi que la construction de route forestière (soit 10, 30 ou 50 km) de classe 3 serait requise afin d'atteindre tous les endroits possibles pour la récolte de bois perturbé. Le tableau 3-8 présente la probabilité, sur le long terme, de la présence de bois perturbé pour les différents rayons autour de l'usine. Ces valeurs ont été déterminée en fonction de la morphologie de la zone d'étude une représentation graphique des zones de coupes possibles est disponible à l'annexe K.

Tableau 3-8 : Probabilité de la présence de bois perturbé en fonction du rayon autour de l'usine

Rayon	Route forestière à construire	Probabilité
0-75 km	10-50 km	23%
75-100 km	10 km	9%
	30 km	9%
	50 km	9%
100-150 km	10 km	6%
	30 km	6%
	50 km	6%
150-200 km	10 km	6%
	30 km	6%
	50 km	6%
200-250 km	10 km	6%
	30 km	6%
	50 km	6%

3.3.4.2 Impact des perturbations naturelles sur les flux de carbone forestier

Afin de déterminer l'impact des perturbations naturelles sur les flux de carbone forestier, une modélisation a été effectuée avec le logiciel CBM-CFS3, pour la zone d'étude de 1 166 000 ha. Les mêmes hypothèses ont été posées que lors de la modélisation de la coupe forestière, décrite à la section 3.3.3.1. La durée de la modélisation est aussi de 250 ans afin d'évaluer le devenir du carbone forestier.

Certaines hypothèses supplémentaires ont été posées. Il a été considéré que le type de couvert forestier reste le même, soit l'épinette noire, et cela pour tous les scénarios de changements climatiques. Cette hypothèse s'applique aussi aux perturbations naturelles. En effet, uniquement les perturbations naturelles actuellement présentes ont été modélisées. Ces hypothèses sont majeures certes, mais puisque la période étudiée est relativement longue, il est difficile de prédire le devenir de la forêt.

De plus, pour les scénarios de changements climatiques, il est nécessaire de modifier les paramètres de température et de précipitation dans le modèle de courbe de croissance et dans la modélisation CBM-CFS3. Le modèle de Ung et al. 2009 [157] ne peut cependant être utilisé à cette fin. Lee, 2016 [180] a développé un modèle, basé sur celui de Ung et al. 2009, permettant de considérer l'augmentation de la température. Son modèle a été appliqué à l'épinette noire dans l'est du Canada. Le modèle tient compte de la production primaire nette (PPN ou NPP en anglais). Ce terme correspond à l'énergie accumulée par une plante par le biais de la photosynthèse, moins l'énergie qu'elle consomme pour la respiration. Lee propose donc l'ajout du ratio R_{NPP} dans l'équation de Ung et al. 2009.

Équation 3-7 : Calcul du volume marchand ($V(t)$) en m^3/ha ajusté en fonction des changements climatiques

$$V_{(t)} = R_{NPP} \times (V_{(t)} - V_{(t-1)}) + V_{Tot}$$

Il est à noter que les valeurs de $V_{(t)}$ sont calculées à l'aide de l'équation de Ung et al. 2009 présenté dans la section 3.3.3.1. Le ratio R_{NPP} est calculé à l'aide de l'équation suivante.

Équation 3-8 : Calcul du volume marchand (m^3/ha)

$$R_{NPP} = \frac{NPP_{Predicted}}{NPP_{Baseline}}$$

Ce ratio est calculé pour chaque année en comparant la production primaire nette de la forêt, prédit en fonction du scénario de changement climatique envisagé, par rapport à la production nette primaire observée entre 1970 et 2000 ($NPP_{Baseline}$). Les valeurs de production nette primaire estimée pour les différents scénarios de changements climatiques utilisés proviennent de l'article de Pan et al. 2014 et correspondent aux valeurs de NPP prédictes d'ici 2100 pour les scénarios de changements climatiques SRES B1 (RCP 4.5) et A2 (RCP 8.5) [181].

Finalement, une hypothèse majeure considérée dans l'analyse est que le logiciel CBM-CFS3 permet de modéliser la forêt correctement dans des conditions de changement de température. Il est connu que le logiciel n'a pas été développé à cette fin, mais pour les besoins de l'étude, la température utilisée par le logiciel a été modifiée afin de respecter les changements de température prévus. Ceci est une limitation importante pour les résultats de la dernière partie du projet de doctorat puisque la décomposition de la matière organique et autres puits de carbone forestier pourraient être mal représentés.

3.3.4.2.1 Feux de forêt

Les perturbations naturelles ont été modélisées en utilisant les matrices de perturbations développées par les concepteurs du logiciel CBM-CFS3. Concernant les feux de forêt, ce type de perturbation entraîne la mortalité du peuplement. Ainsi une nouvelle forêt se régénère après. Concernant l'épinette noire, le feu est l'un des moyens de renouveler le peuplement. En effet, c'est à la suite d'une exposition à une grande température que les cocottes s'ouvrent permettant de déployer les graines et donc, à de nouveaux arbres de pousser. Tout dépendamment des sites, il peut y avoir un délai de régénération de quelques années ou aucun délai. Par défaut, le logiciel CBM-CFS3 ne considère pas de délai de régénération. Tel que mentionné précédemment, un rendement de récolte de 2.3 kg/m^2 a été considéré. Lors de l'évènement de feu, 60% du feuillage est brûlé et le 40% restant est transféré au puits de matière organique morte très rapide. Cette matière sera par la suite décomposée. Puis, le tronc de l'arbre est transféré au réservoir de chicot de tige et les branches au réservoir de chicot de branche. Les chicots se décomposent par la suite très lentement, soit pendant plusieurs dizaines d'années. À la fin du processus de décomposition, une certaine partie du carbone sera transférée au réservoir de litière et deviendra ultimement du carbone noir stocké dans le sol de la forêt. Concernant les branches, 2% du carbone est aussi perdu lors de l'évènement de feu. Finalement, il a été considéré que l'intensité du feu ne variait pas avec une augmentation de la

température, mais seulement la superficie brûlée. Ainsi, la même matrice de perturbation a été utilisée pour tous les scénarios de changements climatiques

3.3.4.2.2 Infestation d'insecte

La tordeuse des bourgeons de l'épinette affecte légèrement les bourgeons de l'épinette noire et donc, la matrice de défoliation faible, avec une sévérité entre 16 et 25% a été utilisée pour représenter cet insecte avec le scénario 0°C. Cependant, puisqu'une augmentation de la sévérité est prévue avec une augmentation de la température, pour les trois autres scénarios de changements climatiques, la matrice ayant une sévérité entre 25 et 50% a été utilisée. Tel que mentionné précédemment, un rendement de récolte de 1.9 kg/m² a été considéré pour la récolte suivant une infestation d'insecte. Lors d'une infestation légère de la tordeuse, 17% du feuillage est transféré au puits de matière organique morte très rapide. Puisque l'insecte de la tordeuse s'attaque aux bourgeons de l'épinette et que l'épinette noire n'est pas l'hôte le plus favorable, cela explique pourquoi uniquement le feuillage est atteint. Cependant, cette espèce affecte la croissance chez l'épinette noire après l'infestation, avec une diminution de la croissance variant entre 8 et 30% [182]. Pour le scénario 0°C, une diminution de la croissance de 8% a été appliquée et pour les autres scénarios de changements climatiques, une diminution de 30% a été appliquée. Les courbes de croissance ont été modifiées suivant le modèle décrit par David. A MacLean en 1990 [183]. Les courbes de croissance sont disponibles à l'annexe K.

Le dendoctrine affecte faiblement l'épinette noire. En effet, le dendoctrine affecte majoritairement soit les arbres très vieux ayant beaucoup d'accumulation de matière autour du tronc de l'arbre (ce qui n'est pas le cas de l'épinette noire) ou soit les arbres déjà atteints par une maladie. Ainsi, la matrice ayant la plus faible mortalité disponible pour le dendoctrine de l'épinette noire dans CBM-CFS3 a été sélectionnée, soit 2% de mortalité. Ce type d'infestation n'affecte pas la croissance de l'arbre, mais provoque plutôt une mortalité. Afin de représenter une mortalité de 2% dans tout le peuplement, la matrice considère que 5% du carbone dans le peuplement est transféré dans des réservoirs de matière organique morte, avec une décomposition très rapide (feuille), rapide (branches, écorce, racines et radicelles) ou lente (tronc).

Finalement, au niveau de la récolte, environ 20% de la superficie est récoltée (feu et insecte). La récolte du bois perturbé affecte aussi le carbone présent dans les grosses racines et les radicelles en

transférant 20% de ce carbone vers un puits de matière organique morte et cet impact est valable pour tous les types de perturbation lorsqu'il y a une coupe de récupération.

3.3.4.3 Calculs économiques et environnementaux

Afin de considérer l'impact économique anticipé de l'utilisation de la biomasse perturbée dans l'usine, plusieurs hypothèses ont été posées.

- Diminution du rendement de 68% à 60% pour la production d'huile pyrolytique due à une haute teneur en cendre dans le bois perturbé [184, 185]
- L'usine produit la même quantité d'huile pyrolytique et donc, si nécessaire, utilise une plus grande quantité de biomasses
- Les coûts de maintenance et d'opération sont augmentés dû à la haute teneur en cendre dans le bois et la perte d'efficacité dans le système [184, 185]
- Aucune diminution du pouvoir calorifique du bois (uniquement l'humidité diminue) [185]
- Les prix de vente des produits sont ceux de l'année 2018

Concernant le calcul du bénéfice environnemental associé à la récolte, la méthode employée consiste à déterminer la différence, en termes de CO₂ émis à l'atmosphère, entre le fait de récolter ou non une la forêt perturbée par le feu ou les insectes. Le bénéfice est mesuré en tonne de CO₂ supplémentaire, captée par la forêt suite à la récolte. De plus, les émissions supplémentaires reliées au transport sont prises en compte. Finalement, des scénarios de subventions ont été créés afin de quantifier l'impact économique et environnemental de subventions gouvernementales pour la récolte de bois perturbé. Les huit scénarios de subvention considérés dans l'étude sont présentés dans le tableau 3-9. Les noms des scénarios donnent une indication sur la subvention monétaire (incluant les chemins forestiers ou non) obtenue pour chaque tonne de bois perturbé récolté.

Tableau 3-9 : Subventions envisagées pour la récolte

Scénarios de subvention	Paiements des chemins forestiers	Valeur de la subvention (\$/bdmt)
25\$	Non	25
50\$		50
75\$		75
100\$		100
Route & 25\$	Oui	25
Route & 50\$		50
Route & 75\$		75
Route & 100\$		100

En terminant, les changements climatiques affectent plusieurs modèles employés dans cette étude et ceux-ci sont résumés dans un tableau présenté à l'annexe J.

3.3.5 Méthodologie pour l'évaluation économique et environnementale

La dernière étape de l'approche méthodologique consiste à élaborer une méthodologie permettant la création d'un cadre méthodologique permettant d'évaluer économiquement et environnementalement l'utilisation du bois perturbé dans une usine de bioraffinage. La figure 3-11 présente la méthodologie globale du projet de doctorat.

Étude de cas: Pyrolyse rapide; Happy Valley-Goose Bay, NL

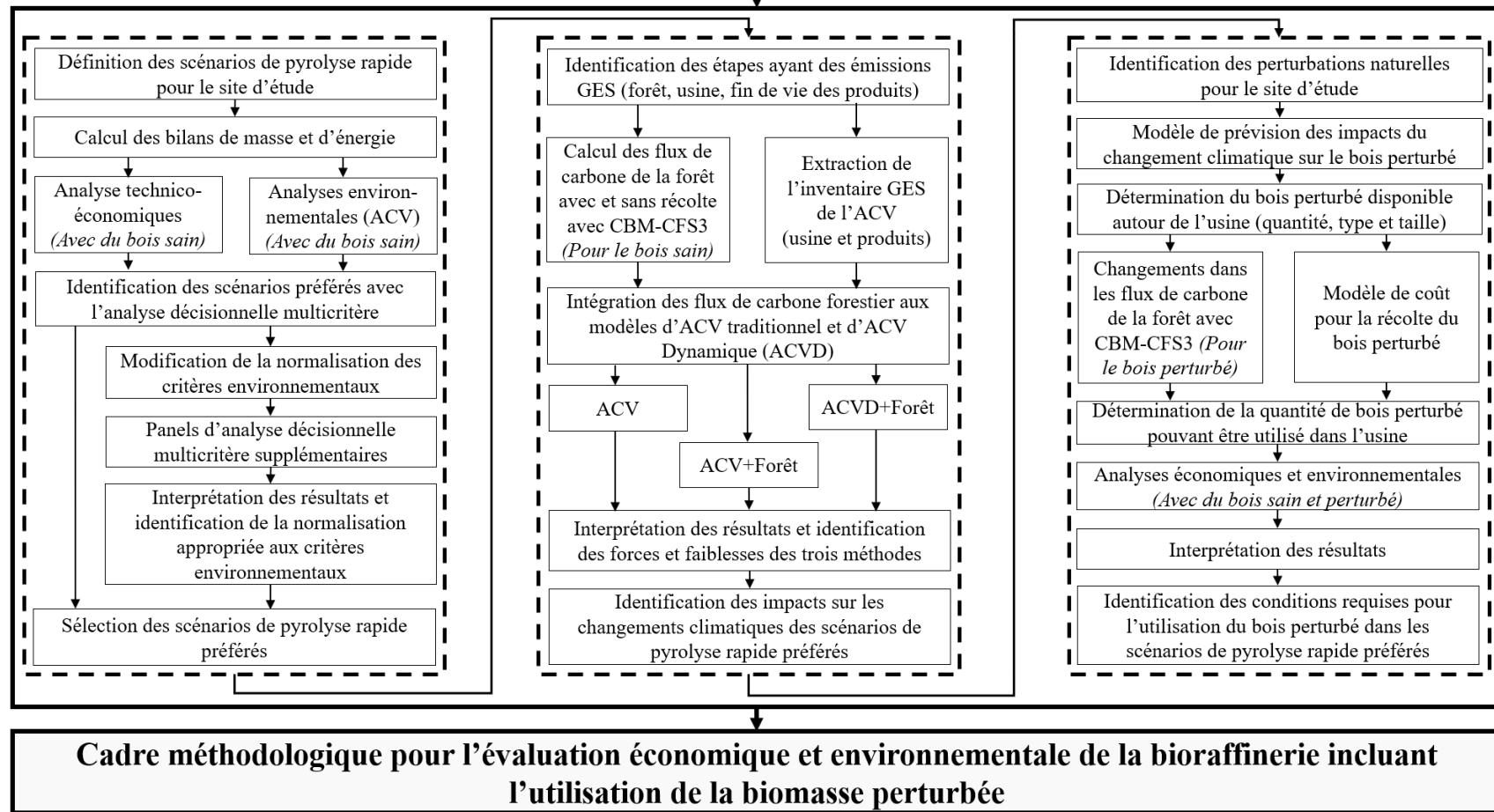


Figure 3-11. : Méthodologie globale du projet de recherche

La méthodologie est constituée des trois sections présentées préalablement, permettant ultimement la création du cadre méthodologique. Chacune des sections permet de tester les trois sous-hypothèses susmentionnées. La réalisation des trois panels ADMC à la section #1 permettra ainsi de valider s'il est possible qu'un ou plusieurs critères environnementaux obtiennent un poids plus approprié. Puis, l'interprétation des trois méthodes d'analyse environnementale de la section #2 permettra de déterminer l'évaluation réelle et pertinente de l'impact environnemental des scénarios de bioraffinage. Finalement, la section #3 permettra d'identifier les conditions requises pour l'utilisation du bois perturbé, et donc d'identifier comment évaluer l'utilisation de la forêt perturbée dans un procédé de bioraffinage.

Suite à la réalisation des trois sections, via l'étude de cas, il sera possible de déterminer un cadre méthodologique, permettant d'évaluer si l'utilisation du bois perturbé dans une usine de bioraffinage est viable économiquement et environnementalement. Ce cadre méthodologique permettra de valider l'hypothèse principale du doctorat qui stipule qu'il existe une méthodologie systématique permettant d'identifier sous quelles conditions la forêt perturbée possède un bon potentiel économique et environnemental pour une utilisation comme matière première dans une usine de bioraffinage.

CHAPITRE 4 SYNTHÈSE DES TRAVAUX

4.1 Présentation des publications

Les travaux réalisés dans le cadre du présent projet de recherche ont permis de rédiger quatre articles, lesquels ont été soumis dans des journaux scientifiques. Ces derniers sont présentés dans les annexes A à D dans l'ordre suivant :

- Article #1: S. Jean, A. Levasseur, et P. Stuart, Adapting the Fast Pyrolysis Process: Techno-Economics and Life-Cycle Assessment, Soumis à Biomass and Bioenergy
- Article #2: S. Jean, A. Levasseur, et P. Stuart, Process decision-making emphasizing environmental impact criteria: Fast pyrolysis case study, Soumis à Journal of Cleaner Production
- Article #3: S. Jean, A. Levasseur, et P. Stuart, Interpretation of Life-Cycle GHG Assessment Results Considering Temporal Forest Modelling and Atmospheric Dynamics: Fast Pyrolysis Case Study, Soumis à GCB Bioenergy
- Article #4: S. Jean, A. Levasseur, L. Lebel, et P. Stuart, Economic and Environmental Viability of Recovering Disturbed Wood for Fast Pyrolysis, Soumis à GCB Bioenergy

L'article #1 présente les résultats des bilans de masse et d'énergie, sous forme de diagrammes, ainsi que les résultats technico-économiques et environnementaux des six scénarios développés relativement à l'étude de cas d'Happy Valley-Goose Bay. L'article #2 présente les résultats de l'analyse décisionnelle multicritères permettant d'identifier les scénarios les plus prometteurs pour l'étude de cas. Cet article présente aussi les résultats reliés à l'étude du choix de la normalisation la plus appropriée pour les critères environnementaux utilisés lors d'un panel ADMC, permettant ultimement d'identifier le ou les procédé(s) de bioraffinage les plus prometteurs. Cet article présente donc les résultats servant à valider la sous-hypothèse #1. L'article #3 présente les résultats de l'analyse environnementale complète, incluant trois méthodes différentes d'évaluation. Cet article permet d'identifier les méthodes pertinentes pour les procédés de bioraffinage ayant des biocarburants et des bioproducts dans leur portefeuille de produits. Cet article présente donc les résultats servant à valider à la sous-hypothèse #2. L'article #4 présente les résultats de l'utilisation du bois perturbé dans les scénarios de pyrolyse rapide pour l'étude de cas d'Happy Valley-Goose

Bay. L'article est lié à la troisième étape de la méthodologie du projet de doctorat, soit l'identification des conditions viables pour l'utilisation du bois perturbé. Cet article présente donc les résultats servant à valider la sous-hypothèse #3.

La Figure 4-1 présente les liens entre les publications, les présentations réalisées lors de conférence de même que les hypothèses de recherche associées aux différents articles.

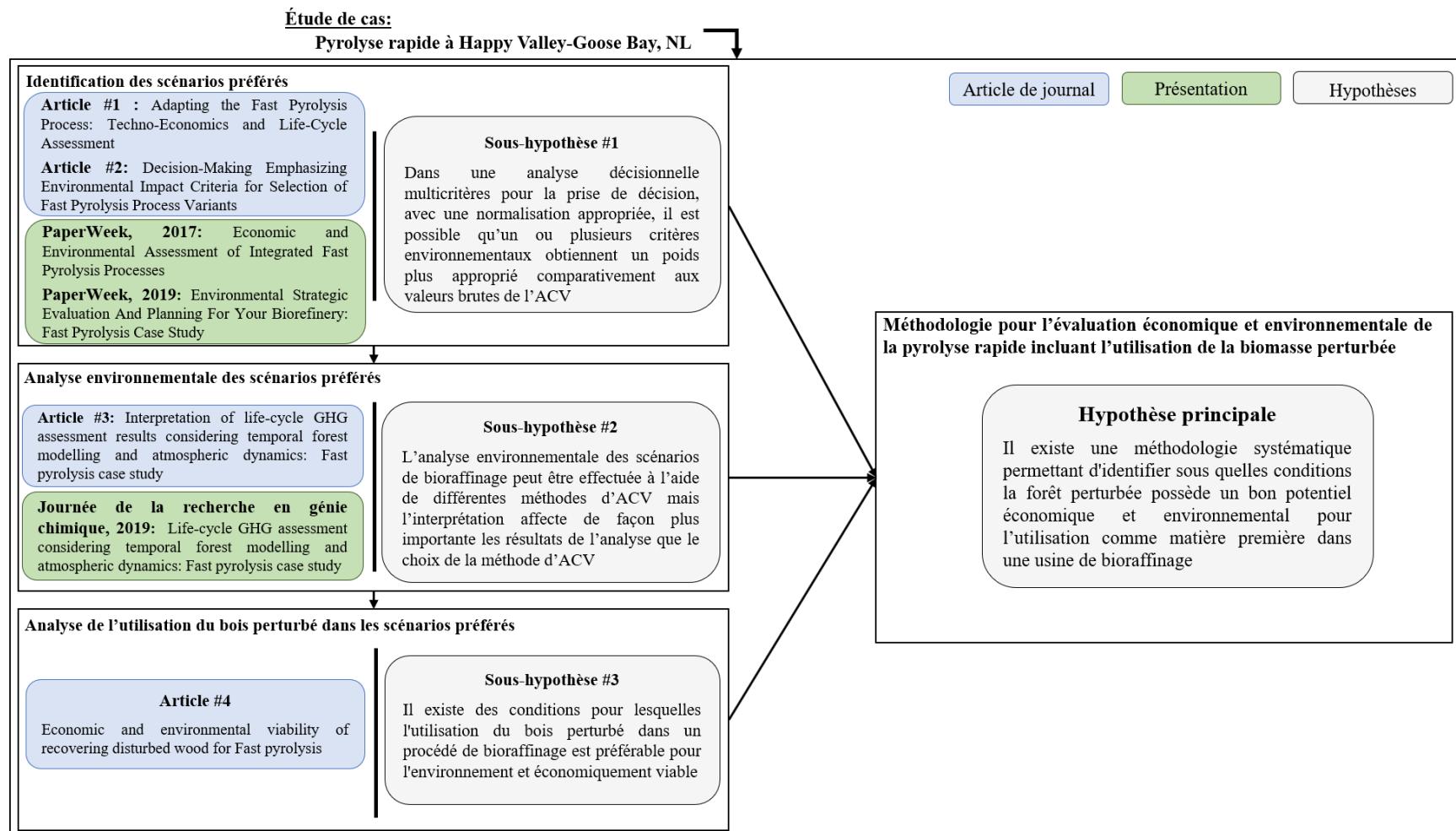


Figure 4-1: Liens entre les publications, les présentations, les hypothèses et la méthodologie

La synthèse des travaux est organisée dans le but de suivre les activités ayant été réalisées permettant de valider les hypothèses de recherche. Ainsi, la synthèse reprend les sections de la méthodologie de la recherche, présentée à la section #3. La synthèse est divisée en trois sections. La première section (4.2) permet l'identification des scénarios préférés pour une implantation de pyrolyse rapide à Happy Valley-Goose Bay. Cette section présente donc la synthèse des articles #1 et #2. La deuxième section (4.3) présente les résultats de l'analyse environnementale complète des scénarios de pyrolyse rapide. Les scénarios évalués dans cette section correspondent aux scénarios les plus prometteurs pour l'étude de cas identifiés à la section 4.2. Cette section présente donc la synthèse de l'article #3. Finalement, la troisième section (4.4) présente la synthèse de l'analyse de l'utilisation du bois perturbé dans les procédés de pyrolyse rapide (article #4).

4.2 Sélections des scénarios préférés de pyrolyse rapide

4.2.1 Définition des scénarios de pyrolyse rapide

Dans les collectivités éloignées, souvent située dans le Nord au Canada, le taux d'importation est élevé et le taux de production et d'exportation généralement faible. De plus, de nombreuses communautés du nordique dépendent fortement de combustible fossile importé, tel que le mazout lourd, pour la production d'énergie. Cette situation est actuellement observée sur les lieux de l'étude de cas, à Happy Valley-Goose Bay, Labrador. Tel que mentionné préalablement, la pyrolyse rapide est un processus intéressant pour cette région puisqu'elle produit une bio-huile pouvant remplacer le mazout lourd dans les installations de chauffage et d'électricité et possède un coût relativement faible en investissement [129, 130]. L'objectif relié à l'identification des scénarios à valeur ajoutée est d'identifier un ou plusieurs scénarios de pyrolyse à valeur ajoutée permettant de créer une bioéconomie locale durable au Labrador.

Dans la production de biocarburants, il est souvent nécessaire de considérer un portefeuille de produits afin de minimiser les risques économiques et de marché [186]. L'approche par phase est une méthode systématique qui permet d'identifier les portefeuilles de produits possibles dans une bioraffinerie [21, 22]. Un certain nombre de procédés et/ou technologies pouvant être installé(s) en symbiose avec l'usine de pyrolyse rapide ont été identifiés. Ceux-ci ont ensuite été séparés en deux groupes: (A) risque de marché et technologique faible et (B) risque de marché et technologique

moyen. Les procédés du groupe A sont implantés suivant le démarrage de la première phase d'exploitation, suivis par l'implantation des procédés du groupe B.

Le groupe A comprend des procédés basés sur des principes d'écologie industrielle tels qu'une scierie ou une serre pour la production de légumes. Les produits de ce groupe peuvent être vendus sur le marché local et les technologies sont bien connues et déjà largement appliquées. L'intégration d'une scierie avec une installation de pyrolyse rapide est une combinaison prometteuse en raison des échanges possibles entre ces deux procédés. En effet, la scierie peut utiliser l'énergie de vapeur excédentaire provenant de l'usine de pyrolyse et l'usine de pyrolyse peut utiliser tous les débris ligneux secs provenant de la scierie [187]. La serre est également une combinaison prometteuse en raison des fortes incitations données par la province de Terre-Neuve-et-Labrador pour ce type de projet. En effet, la province rembourse 80% des coûts d'investissement totaux dans le but d'améliorer la qualité de vie des habitants des communautés du Nord en leur fournissant des légumes frais et locaux, à longueur d'année [188].

Le groupe B comprend les technologies à valeur ajoutée de la condensation en série [189, 190] et de la carbonisation [191-193]. La condensation de la bio-huile est un processus intéressant, mais qui n'a pas encore été mis en œuvre à l'échelle opérationnelle [194]. Ce procédé offre de nombreuses possibilités, telles que la séparation de la lignine de la bio-huile pouvant être utilisée dans les résines de polyuréthane [195], le bio-asphalte, etc. [196, 197]. La carbonisation est un processus plus répandu et est utilisée pour produire du biochar à partir de matière organique. C'est également un processus de pyrolyse, mais avec des conditions de fonctionnement différentes. Le temps de séjour de la biomasse est d'environ une à deux heures, au lieu de quelques secondes pour le processus de pyrolyse rapide. Cette différence principale conduit à des rendements de produits finaux différents. En effet, le procédé de carbonisation a un rendement de biochar de 30% à 40%, contre 15% à 20% avec le procédé de pyrolyse rapide [192]. Le biochar peut être utilisé pour produire du charbon activé, un produit de grande valeur ayant de multiples applications [198, 199].

Outre le cas de base (FP-360), étant l'usine de pyrolyse rapide de 360 tonnes sèches par jour (bdmt/jour), identifié préalablement au projet de doctorat par le consultant externe, cinq nouveaux scénarios à valeur ajoutée ont été développés. Ceux-ci sont détaillés dans le tableau 4-1.

Tableau 4-1 : Scénarios de pyrolyse rapide à valeurs ajoutées

Scénarios à valeur ajoutée	Nomenclature	Produits en phase 3	Phase 1 (Années 0-2)	Phase 2 (Années 3-5)	Phase (Années 6-26)
0. Cas de base	FP-360	Huile PO, Vapeur	Pyrolyse (360 bdmt/jour)	-	-
1. Pyro +, Condensation	FP/CON-720	Huile PO+, Vapeur, Lignine	Idem	Augmenter la capacité (+360 bdmt/jour)	Condensation en série (+0 bdmt/jour)
2. Pyro, Serre, Carbonisation	FP/GH/CB-704	Huile PO, Vapeur, Légumes, Charbon activé	Idem	Serres (+ 0 bdmt/jour)	Carbonisation et l'Activation (+ 344 bdmt/jour)
3. Pyro, Serre, Condensation	FP/GH/CON-360	Huile PO+, Vapeur, Lignine, Légumes	Idem	Serres (+ 0 bdmt/jour)	Condensation en série (+0 bdmt/jour)
4. Pyro, Activation, Carbonisation	FP/CA/CB-704	Huile PO, Vapeur, Charbon activé	Idem	Séparation du char et l'Activation (+ 0 bdmt/jour)	Carbonisation (+ 344 bdmt/jour)
5. Pyro, Scierie, Condensation	FP/SW/CON-406	Huile PO+, Vapeur, Lignine, Bois construction	Idem	Ajouter la Scierie (+46 bdmt/jour)	Condensation en série (+0 bdmt/jour)

Il est à noter que la « nomenclature » présentée dans le tableau 4-1 sera utilisée pour la présentation des résultats subséquents ainsi que dans les articles dans le but de garder une uniformité tout au long du document. La nomenclature utilisée est inspirée de l'anglais. Ainsi, le terme FP signifie Fast Pyrolysis, CON (Condensation of bio-oil), GH (Greenhouse), CB (Carbonization), CA (Carbon activation) et SW (Sawmill). Finalement, la valeur numérique à la fin de la nomenclature représente la capacité totale de l'usine en phase 3, en tonne sèche par jour.

Trois phases d'implantation ont été considérées. La phase 1, pour tous les scénarios, constitue en l'opération de l'usine de pyrolyse rapide avec 360 bdmt/jour (cas de base). Cette phase durera deux ans et utilisera uniquement le bois coupé lors de la construction du nouveau barrage hydraulique de Muskrat Falls. La phase 2 sera par la suite mise en œuvre et durera trois ans. Au cours de cette deuxième phase, l'usine commencera à utiliser le bois disponible pour la coupe forestière. Enfin, la phase 3 durera 20 ans et sera mise en œuvre après la phase 2.

Tous les scénarios considèrent une teneur en humidité du bois de 36% [200] avec une valeur calorifique de 18 MJ.kg⁻¹. L'usine fonctionne en mode continu pendant 7 500 heures par an, et la

température du réacteur de pyrolyse est de 500°C. Le pouvoir calorifique de l'huile pyrolytique (ou bio-huile) est de 17,5 MJ.kg⁻¹ et le rendement de la pyrolyse en bio-huile est de 68% massique à partir du bois marchand (blanc) et de 60% massique à partir des résidus [134]. La figure 4-2 présente le cas de base, soit FP-360.

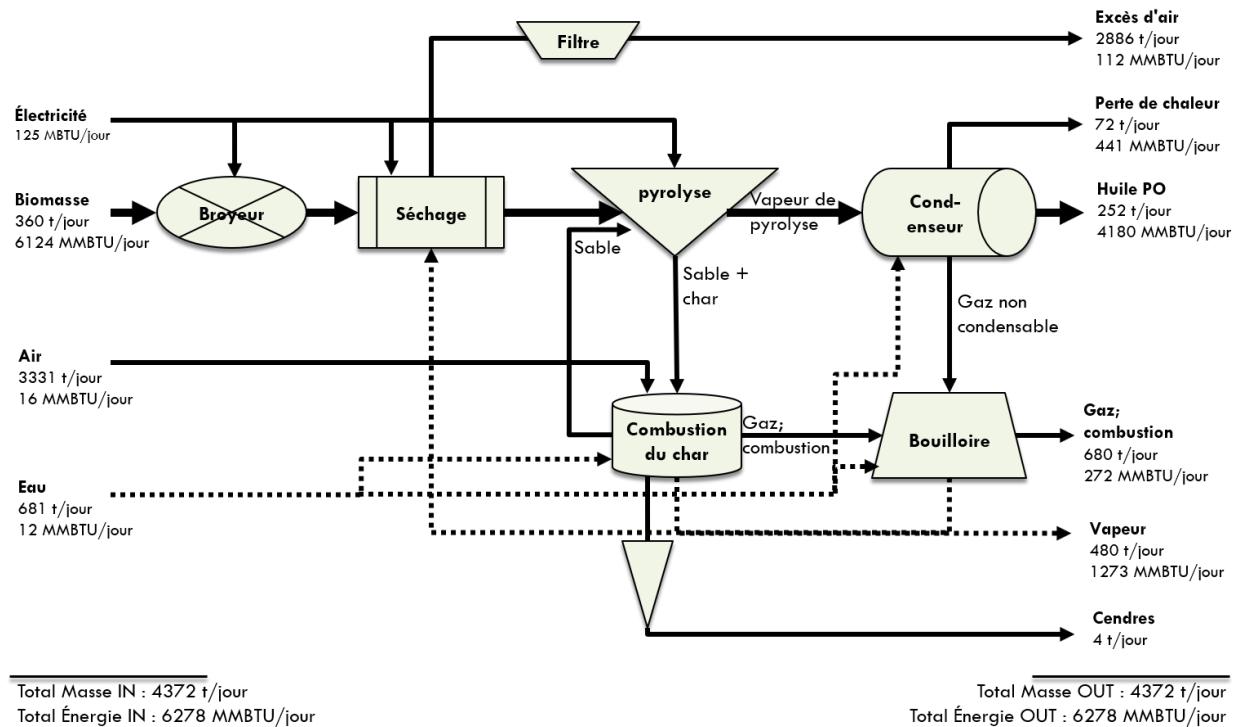


Figure 4-2 : Schéma du scénario FP-360

Le cas de base génère deux produits, soit la bio-huile et la vapeur. Ce scénario ne propose pas de nouveau produit ou processus mis en œuvre dans les phases 2 ou 3, contrairement aux cinq scénarios à valeur ajoutée. Dans le scénario FP/CON-720, la capacité de pyrolyse rapide est augmentée à 720 bdmt par jour en phase 2, et la condensation de la bio-huile est modifiée avec le procédé de condensation en série en phase 3, ce qui permet d'obtenir une huile de meilleure qualité ainsi que de la lignine qui sera ultimement utilisée dans des résines polyuréthane. La lignine et la bio-huile améliorée ont des contenus énergétiques respectifs de 21 [201] et 19 MJ.kg⁻¹ [134].

Dans le scénario FP/GH/CB-704, une serre est mise en place pour la culture de légumes en phase 2, et une unité de carbonisation de 344 tonnes par jour est ajoutée en phase 3. Le rendement du processus de carbonisation de la biomasse au biochar est de 28% massique et la température du réacteur de carbonisation est de 550°C [202]. Les conditions de température et pression requises

pour la vapeur qui activera le biochar sont de 800°C et 50 bars respectivement. Le rendement de biochar en charbon activé est de 33% massique [203]. La phase 3 comprend quatre produits: la biohuile, les légumes, le charbon actif et la vapeur. Un total de quatre serres est possible pour une superficie totale de 1435 m².

Le scénario FP/GH/CON-360 possède aussi des serres en phase 2, avec la même superficie que pour le scénario FP/GH/CB-704, ainsi qu'une condensation de l'huile en phase 3. La phase 3 comprend quatre produits: la bio-huile améliorée, les légumes, la lignine et la vapeur. Dans le scénario FP/CA/CB-704, le biochar est enlevé avant la combustion dans l'usine de pyrolyse en phase 2. Cela permet de convertir le biochar en charbon actif afin de réduire le risque d'implantation de l'usine pleine capacité pour la production de charbon actif, réalisé en phase 3. Dans la phase 3, l'unité de carbonisation de 344 bdmt par jour est mise en œuvre et la capacité totale de charbon actif est obtenue. La dernière phase comprend trois produits: la bio-huile, le charbon actif et la vapeur.

Enfin, dans le scénario FP/SW/CON-406, une scierie d'une capacité de 46 bdmt par jour est ajoutée en phase 2 pour produire du bois d'œuvre destiné au marché de la construction au Labrador [200]. Les résidus de scierie sont envoyés à l'unité de pyrolyse pour être transformés en bio-huile. La phase 3 comprend quatre produits: la bio-huile améliorée, le bois d'œuvre, la lignine et la vapeur. Les schémas des scénarios à valeur ajoutée incluant le détail des bilans de masse et d'énergie sont présentés à l'annexe E.

4.2.2 Résultats des analyses technico-économiques et environnementales

Les résultats de l'analyse technico-économique sont présentés au tableau 4-2.

Tableau 4-2 : Résultats technico-économiques des scénarios de pyrolyse rapide

Scénarios	Capacité (bdmt/jour)	CAPEX (M\$)	OPEX en Phase 3 (M\$/an)	VAN (M\$)	TRI
FP-360	360	110	22	171	31.8%
FP/CON-720	+360	210	43	340	32.7%
FP/GH/CB-704	+344	164	40	167	27.7%
FP/GH/CON-360	+0	123	23	187	31.6%
FP/CA/CB-704	+344	171	40	166	28.1%
FP/SW/CON-406	+46	158	28	240	33.4%

Tous les scénarios ont obtenu de bons résultats technico-économiques avec des taux de rendement (TRI) supérieurs à 25% et des valeurs actuelles nettes (VAN) positives. Le scénario FP/CON-720

obtient la meilleure VAN (340 M\$) tandis que le scénario FP/SW/CON-406 obtient le meilleur TRI (33,4%). Une analyse de sensibilité a été réalisée et il a été identifié que (1) le prix du pétrole, (2) les subventions du gouvernement et (3) le coût en capital sont trois variables sensibles pouvant affecter considérablement le TRI ($\pm 10\text{-}15\%$). Les détails de l'analyse technico-économique sont présentés à l'annexe F.

Les résultats de l'analyse du cycle de vie (ACV) se concentrent sur deux aspects soit, premièrement, les étapes des procédés les plus contributrices aux différentes catégories d'impact et deuxièmement, quels scénarios présentent les meilleures performances environnementales. Concernant l'analyse de contribution des étapes du cycle de vie, la normalisation utilisée est l'impact relatif de la bioraffinerie par rapport à celui du portefeuille de produits évités. Parce que plusieurs étapes du cycle de vie obtiennent des impacts relativement faibles (moins de 3%), elles ont été regroupées en deux catégories: «Autres négatifs» et «Autres positifs». La limite de cette méthode de normalisation réside dans le fait qu'elle ne donne aucune indication sur l'amplitude du résultat obtenu, car elle compare l'impact au portefeuille de produits évités. Les résultats sont présentés à la figure 4-3.

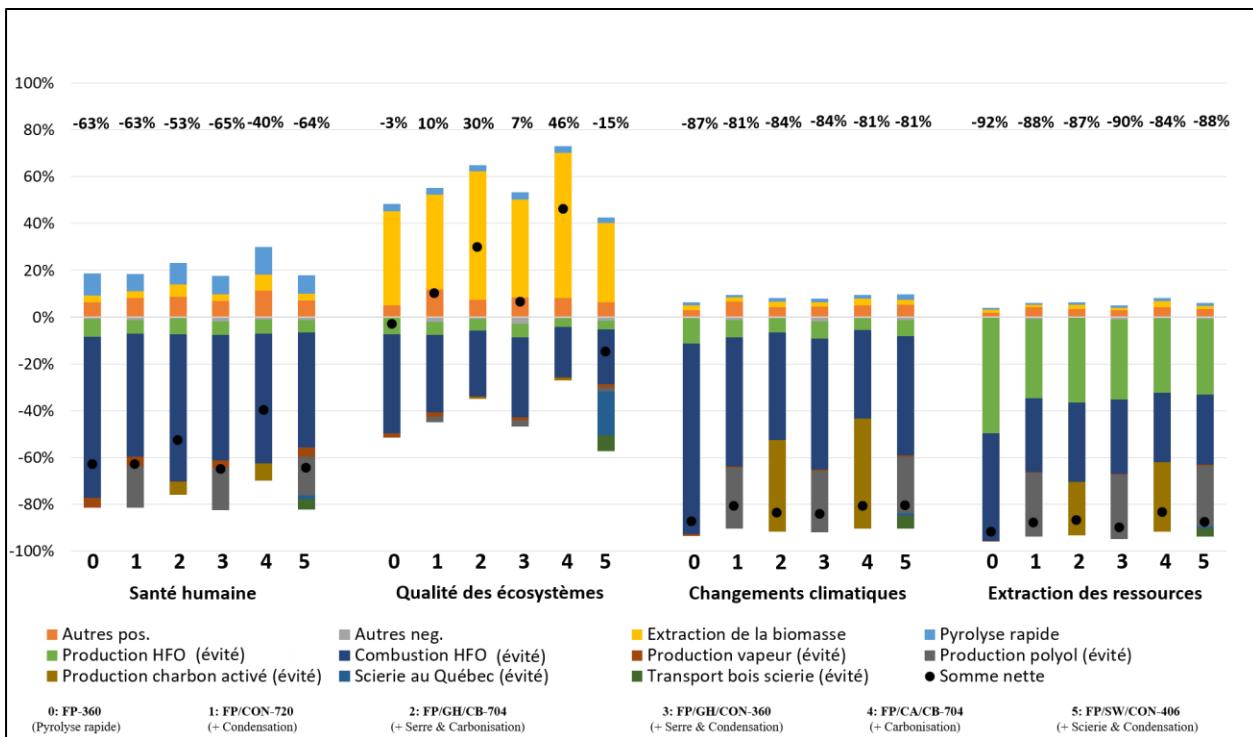


Figure 4-3 : Comparaison des impacts de type dommage et contribution des étapes du cycle de vie avec IMPACT 2002+

Pour la catégorie de la santé humaine, la combustion évitée de mazout (HFO ou heavy fuel oil) explique la bonne performance des scénarios. Pour les scénarios à valeur ajoutée 1, 3 et 5, comprenant le processus de condensation de la bio-huile, le remplacement du polyol améliore également les performances. Pour la catégorie de la qualité des écosystèmes, les émissions des scénarios de pyrolyse rapide proviennent principalement d'une seule étape du cycle de vie, soit l'extraction de la biomasse. Cette étape du cycle de vie explique également le fait que certains scénarios obtiennent un score plus élevé que le portefeuille de produits évités. Pour les scénarios 0 à 4, la production et la combustion évitées de mazout correspondent aux étapes du cycle de vie diminuant les émissions et pour le scénario 5, la production d'une scierie évitée au Québec permet aussi de réduire les impacts, ce qui explique pourquoi le scénario 5 obtient la meilleure performance en termes de comparaison avec le portefeuille évité.

Pour la catégorie des changements climatiques, les résultats sont très intéressants pour tous les scénarios par rapport à leurs portefeuilles de produits évités. Les résultats varient entre 81% et 87% de réduction des émissions de GES. L'évitement de la combustion de mazout au Labrador explique en grande partie ces bons résultats. Pour les scénarios 2 et 4, le processus de carbonisation évité permet aussi d'éviter une grande quantité d'émissions de GES, car le produit substitué est un charbon actif produit à partir de charbon fossile. Pour les scénarios 1, 3 et 5, l'évitement de la production du polyol contribue également à réduire les émissions de GES.

Enfin, pour la catégorie des ressources, les résultats des scénarios par rapport à leurs portefeuilles de produits évités sont également tous très bons, avec une réduction des émissions allant de 84% à 92%. Ce qui s'explique principalement par le fait d'éviter la production et la combustion de mazout une ressource fossile. Pour les scénarios 2 et 4, le processus de carbonisation permet aussi d'éliminer une grande partie de la consommation de ressources, car le processus de production de charbon activé évité utilise du charbon fossile. Finalement, pour les scénarios 1, 3 et 5, le fait d'éviter la production de polyol permet aussi de réduire la consommation des ressources.

Concernant l'analyse de la performance environnementale des scénarios, les résultats ont été normalisés pour chaque catégorie en fonction des résultats les plus élevés obtenus parmi les différents scénarios. Les résultats sont présentés à la figure 4-4.

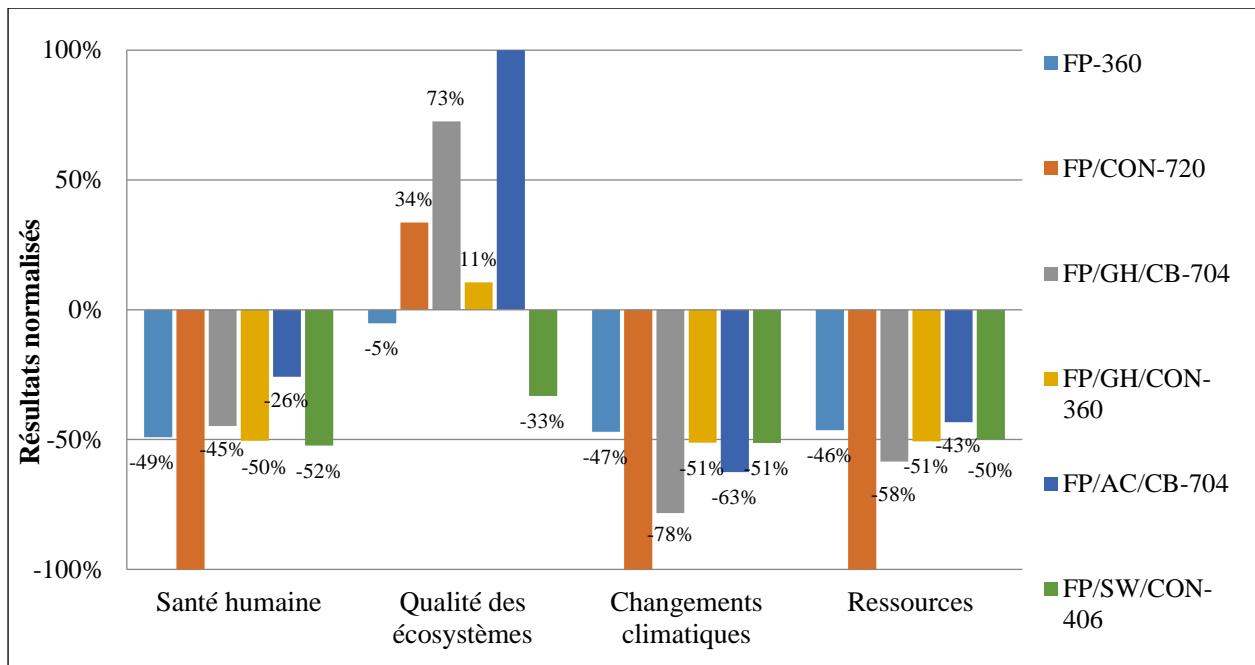


Figure 4-4 : Comparaison des impacts de type dommage avec IMPACT 2002+

Pour les catégories de santé humaine, changement climatique et ressources, tous les scénarios obtiennent des impacts négatifs, et le scénario FP/CON-720 est la meilleure option pour ces trois catégories. Pour la catégorie de qualité d'écosystème, seuls deux scénarios obtiennent des résultats négatifs (FP-360 et FP/SW/CON-406), principalement en raison de la faible capacité de l'installation de base et du produit de bois de construction évité au Québec pour le scénario FP/SW/CON-406. Le scénario FP/SW/CON-406 obtient la meilleure performance environnementale pour cette catégorie. Les autres scénarios obtiennent des impacts positifs, ce qui signifie que leur performance est inférieure à celle du portefeuille concurrentiel évité. Ces résultats s'expliquent principalement par l'extraction de biomasses ayant entraîné des impacts sur l'occupation des terres. Finalement, il est difficile de bien analyser ces résultats, car il n'existe aucune comparaison avec, par exemple, les résultats typiques du secteur de la bioraffinerie. En effet, le fait que nous n'ayons aucune idée de l'ordre de grandeur des résultats pour chacune des catégories environnementales est une limitation.

4.2.2.1 Comparaison des résultats économiques et environnementaux

Afin d'identifier le ou les scénarios préférables pour une installation à Happy Valley-Goose Bay, il importe d'apporter une attention aux résultats économiques et environnementaux d'un point de

vue global. Certains résultats ont été extraits de la section précédente et rapportés dans le tableau 4-3.

Tableau 4-3 : Comparaison des scénarios d'un point de vue économique et environnemental

Scénarios	GES évités (MTonnes CO ₂ -eq /année)	CAPEX (M\$)	Toxicité carcinogène évitée (Tonnes C ₂ H ₃ Cl-eq/année)	TRI (%)
FP-360	120	110	716	31,8%
FP/CON-720	255	210	2254	32,7%
FP/GH/CB-704	200	164	433	27,7%
FP/GH/CON-360	131	123	1161	31,6%
FP/AC/CB-704	160	171	441	28,1%
FP/SW/CON-406	131	158	1199	33,4%

Deux résultats ont été sélectionnés dans l'analyse environnementale, soit les GES évités ainsi que la toxicité cancérogène. Les GES sont un incontournable lorsque l'on souhaite analyser l'impact environnemental des projets de bioraffinage tandis que la toxicité cancérogène constitue un grand contributeur au niveau des résultats reliés à la santé humaine. Cette catégorie d'impact a été choisie, car il existe un grand écart dans les résultats obtenus par les différents scénarios.

Le scénario FP/CON-720 obtient les meilleurs résultats pour les deux aspects environnementaux, et en ce qui concerne le CAPEX et le TRI, les scénarios FP-360 et FP/SW/CON-406 ont respectivement obtenu les meilleurs résultats pour ces deux aspects importants pour des investisseurs potentiels. Il est important de mentionner que pour le TRI, tous les scénarios obtiennent des résultats similaires. Afin d'identifier le ou les scénarios les plus prometteurs, il apparaît nécessaire de pondérer les différents aspects (économique, environnemental et autres tels que sociaux et marché) via la tenue d'une analyse de décision multicritères (ADMC).

4.2.3 Résultats des analyses décisionnelles multicritères

Les panels ADMC constituent une méthodologie de plus en plus utilisée par l'industrie pour l'évaluation systématique des scénarios de conception. Les critères doivent être représentatifs de l'objectif de la décision et les membres du panel de décision doivent parvenir à un consensus sur l'interprétation des critères [24]. Tel que mentionné dans la méthodologie, la méthode MAUT a été sélectionnée pour la réalisation de l'activité. Cette méthode est plus complexe, mais également plus transparente et rigoureuse, permettant une interprétation claire des résultats et un alignement des membres du panel pour l'interprétation des critères. Les objectifs de cette activité sont donc (1)

d'identifier les scénarios préférés de pyrolyse rapide pour Happy Valley-Goose Bay et (2) d'identifier la meilleure méthode de normalisation pour les critères environnementaux utilisés dans le contexte d'un panel ADMC.

Quant à l'objectif du panel de décision, tel qu'élaboré par les membres du panel, il était d'« Évaluer les opportunités d'investissement à Happy Valley-Goose Bay, dans une optique de développement économique durable à travers la valorisation des biomasses disponibles, tel le bois issu de la construction du réservoir hydroélectrique, du bois perturbé (feux, insectes) et de la coupe annuelle permise ». Afin d'identifier le scénario préféré, il était important de prendre en compte les facteurs techniques et sociaux ainsi que les impacts économiques et environnementaux pour atteindre l'objectif de prise de décision.

4.2.3.1 Critères de décision

Les critères de décision choisis pour la réalisation de l'activité, ainsi que la justification de leur choix et leur définition, sont présentés dans le tableau 4-4. Ceux-ci ont été retenu puisqu'il permettait de couvrir tous les aspects importants d'une prise de décision stratégique pour une usine de bioraffinage au Labrador.

Tableau 4-4 : Critères de décision identifiés pour l'activité ADMC

Nom du critère	Justification	Définition pratique
(TRI) Taux de rendement du projet	Mesure la rentabilité du projet	Taux d'actualisation avec une valeur actuelle nette de 0\$
(RCER) Robustesse en condition économique restreinte	Impact d'une fluctuation du prix de vente des produits, et d'achat des matières premières, sur les flux de trésorerie	Mesure les bénéfices mensuels avant intérêts et impôts avec de mauvaises conditions de marché pendant 6 mois par rapport au coût total en capital investi (Phase 3)
(ISEL) Impact socio-économique local	Mesure l'impact socio-économique pour la province, très important puisque le projet se déroule dans un endroit éloigné ou le taux de chômage est élevé (17.5% au Labrador)	Mesure les emplois directs créés à Happy Valley-Goose Bay
(AUF) Acceptabilité de l'utilisation de la forêt	Enjeu prioritaire pour les habitants de la région ainsi que pour l'acceptabilité sociale	Représente la proportion des terres non utilisées durant toute la durée du projet par rapport à la superficie de forêt totale disponible pour la coupe
(CIP) Capacité d'implantation de la phase 2&3	Mesure le risque technologique d'implantation des différentes options, important en raison du faible nombre de	Représente le degré de risque pour chaque option de la technologie en termes de maturité, de l'évolutivité et la capacité de mise en œuvre

	ressources au Labrador (région éloignée)	
(DELD) Développement d'une économie locale durable	Potentiel d'une revitalisation durable de l'économie locale pour une région hautement dépendante de l'importation	Mesure le potentiel de créer une économie locale durable en évaluant la capacité de générer de nouveaux flux de revenus sur les marchés locaux
(GES) Gaz à effet de serre	Reflète les efforts de la province de T-N-Labrador en termes de réduction des émissions de GES dans un contexte de lutte aux changements climatiques	Mesure la réduction potentielle des émissions de gaz à effet de serre (GES) annuellement par rapport aux émissions du portefeuille de produits remplacés
(TC) Toxicité cancérigène	Reflète l'opportunité de réduire les impacts de la pollution sur la santé humaine. La catégorie de toxicité cancérigène contribue grandement à la dégradation de la santé humaine	Mesure la réduction potentielle des émissions toxiques cancérogènes annuellement par rapport au portefeuille de produits remplacés

Plus de détail est disponible à l'annexe H, présentant entre autres le détail des calculs employés pour chacun des critères. Il est important de noter que les critères seront présentés avec leur acronyme respectif pour la suite du document.

4.2.3.2 Identification des scénarios préférables pour l'étude de cas

Tel que mentionné à la section de la méthodologie, trois panels ont été réalisés. La classification des critères obtenue suite au premier panel, utilisant la normalisation interne pour les critères environnementaux (impacts présentés par rapport aux résultats du portefeuille de produits remplacés), est présentée dans le tableau 4-5.

Tableau 4-5 : Classification des critères de décision pour le panel de normalisation interne

Critères	Classification et pondération		Consensus	Commentaires
	Rang	Poids		
DELD	1	23,0%	Très haut	Critère #1 par rapport à l'objectif principal du projet (investissement afin de créer une économie durable)
ISEL	2	21,3%	Haut	Critère #2 (#1 pour certaines personnes), car il représente l'impact social (important dans le contexte de décision)
RCER	3	16,0%	Très faible	Différenciation des options économiquement dans le contexte des résultats
AUF	4	16,0%	Moyen	Aucune distinction entre les options dans le contexte des résultats ; Pertinent pour communiquer les impacts sociaux et environnementaux aux habitants de la région
CIP	5	8,2%	Moyen	Technologies bien connues et risques technologiques faibles. Mais instabilité de fonctionnement identifiée comme très important dans le contexte d'une région éloignée aux ressources limitées

TC	6	8,0%	Haut	Limite inférieure longuement discutée (difficile à déterminer); Distingue les options dans le contexte des résultats; Méthode de calcul reconnue comme étant incertaine (ACV)
TRI	7	5,6%	Très faible	Aucune distinction entre les options (poids faible), mais certains panelistes lui ont donné un haut poids tout de même
GES	8	1,9%	Très haut	Limite inférieure longuement discutée ; Aucune distinction entre les options dans le contexte des résultats

Le critère DELD a été identifié comme étant le critère le plus important par rapport à l'objectif principal du projet. Le critère ISEL, représentant l'impact social, était très important pour tous les membres du panel et constituait le premier choix pour certains panélistes. Toutefois, à la suite d'une discussion plus approfondie en lien avec l'objectif de la décision, le critère DELD a été favorisé en raison du contexte régional. Le critère RCER était très important pour plusieurs panelistes, car il permettait de différencier les options économiquement. Le critère AUF était considéré à la fois social et environnemental. Les panélistes ont semblé dire que ce critère pourrait être utilisé pour présenter le projet à la population, mais dans le contexte des résultats (toutes les options sont bonnes pour ce critère), celui-ci ne devrait donc pas être trop important. Le critère CIP est moins intéressant, car toutes les technologies sont bien connues et le risque technologique reste faible dans le contexte des résultats. Cependant, la partie relative à l'instabilité opérationnelle du critère a été jugée très importante dans le contexte d'une région éloignée aux ressources limitées.

Le critère TC a généré une très longue discussion autour de la limite inférieure, car il n'y avait aucune raison de choisir une cible. De plus, le fait que ce critère soit très incertain (dans le calcul même de la méthode ACV) en réduit le poids. Cependant, étant donné que deux scénarios se démarquent dans les résultats, ce critère a reçu un peu plus de poids, car il est devenu possible de séparer les options d'un point de vue environnemental. Le critère du TRI obtient l'avant-dernier rang, car il n'y avait pas de différenciation entre les options. Si tel n'avait pas été le cas, ce critère aurait pu obtenir le premier rang, selon certains panélistes. En effet, il n'y avait pas de consensus sur le TRI, et certaines personnes ont pensé qu'il obtenait trop de poids comparativement au critère TC. Enfin, pour le critère GES, la limite inférieure et la cible ont été longuement discutées. Dans le contexte des résultats, ce critère n'a reçu qu'une très faible pondération, car il n'y avait pas de différence entre les options de bioraffinage, compte tenu de la cible identifiée. Autrement, ce critère aurait reçu un poids plus élevé. Suite au calcul final, soit la multiplication du poids de chacun des

critères avec la valeur d'utilité obtenue pour chaque scénario, pour chaque critère, une classification des scénarios a été obtenue. La figure 4-5 présente la classification obtenue pour le panel utilisant la normalisation interne, calculé avec les poids du tableau 4-5.

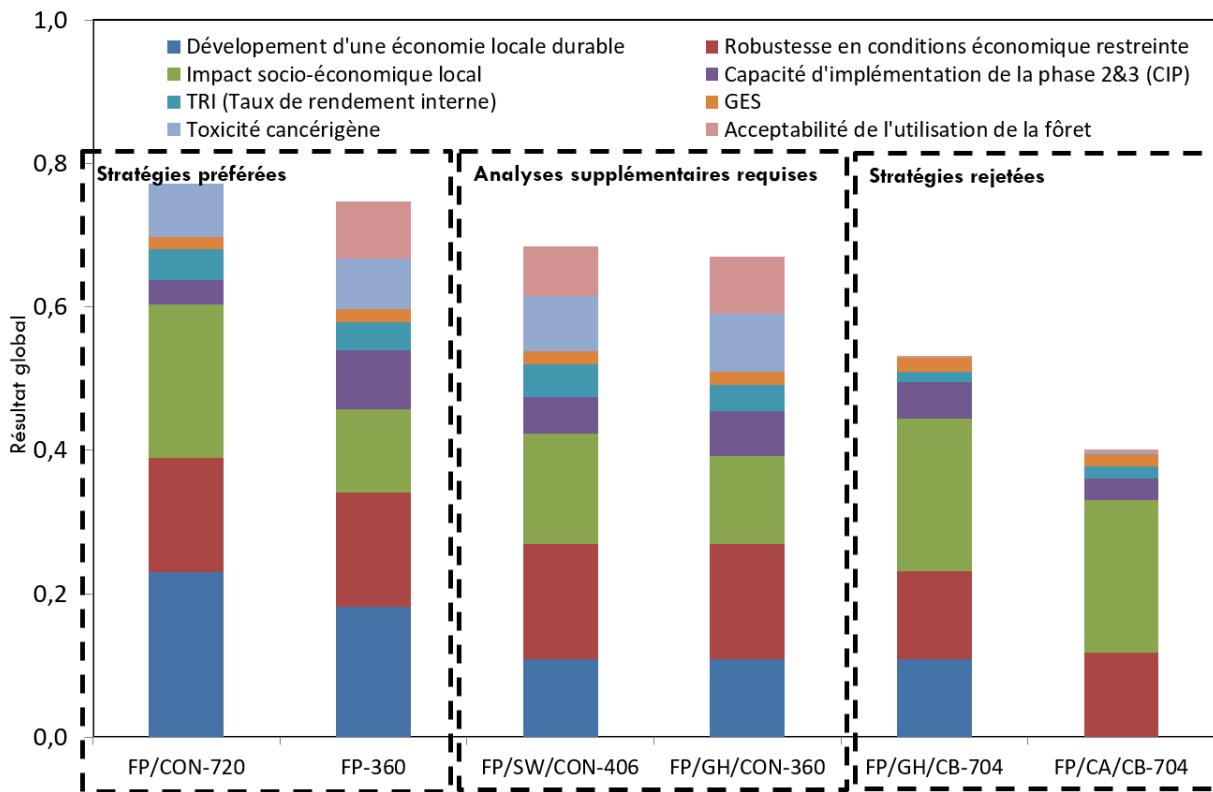


Figure 4-5 : Résultats du panel de normalisation interne

Les scénarios FP/CON-720 et FP-360 ont été identifiés comme étant ceux qu'il serait préférable de mettre en œuvre et les scénarios FP/SW/CON-406 et FP/GH/CON-360 sont considéré « en attente ». Ainsi, il serait judicieux de les conserver et possiblement effectuer des analyses supplémentaires lors des étapes subséquentes. Finalement, deux scénarios sont rejettés (FP/GH/CB-704 et FP/AC/CB-704). Le critère le plus important (DELD) et les critères TC et AUF expliquent pourquoi les deux derniers scénarios sont rejettés. Le critère GES n'a aucune incidence dans le résultat de la prise de décision. Il est également intéressant de noter que les deux scénarios préférés n'obtiennent pas le même profil de résultat.

4.2.4 Modification des critères environnementaux

4.2.4.1 Critères environnementaux modifiés

La modification des critères environnementaux ainsi que la tenue de deux panels supplémentaires employant une normalisation externe (simple et améliorée) avaient pour but de vérifier si le changement dans la normalisation des critères affectait de façon significative les résultats et si celle-ci changeait la distribution des résultats. Le tableau 4-6 présente la définition pratique des critères environnementaux employés dans les trois panels décisionnels.

Tableau 4-6 : Définition pratique des critères environnementaux associée aux panels ADMC

Critères	Type de normalisation	Définition pratique
(GES) Gaz à effet de serre	Interne (I)	Réduction potentielle des émissions de gaz à effet de serre (GES) annuellement par rapport aux émissions du portefeuille de produits remplacés
	Externe-Simplifiée (E-S)	Réduction potentielle des émissions de gaz à effet de serre (GES) annuelle par rapport aux émissions totales annuelles du Labrador
	Externe-Améliorée (E-A)	Réduction des GES, en Tonne de CO ₂ -eq/année, pour tous les habitants de la province de Terre-Neuve-Labrador. La cible annuelle d'émissions de GES par habitant pour 2050 est de 2 tonnes de CO ₂ -eq annuels/ habitant
(TC) Toxicité cancérigène	Interne (I)	Réduction potentielle des émissions toxiques cancérogènes annuellement par rapport au portefeuille de produits remplacés
	Externe-Simplifiée (E-S)	Réduction des années de perte de vie humaine causée par des émissions toxiques cancérogènes par rapport aux années de vie annuelles perdues, causées par le cancer, à Happy Valley-Goose Bay (HVBG)
	Externe-Améliorée (E-A)	Réduction des années de vie non perdues causées par des émissions toxiques cancérogènes par rapport aux années de vie perdues par les émissions toxiques à cause des habitudes de consommation au Canada

Lors des panels employant la normalisation externe, pour le critère CT, les résultats ont été exprimés en année de perte de vie évitée (DALY). Cette valeur a été obtenue en appliquant la chaîne de cause à effet liée aux émissions de substances toxiques cancérogènes évitées. La chaîne de cause à effet de l'émission toxique considère un modèle de conséquence suivant les émissions. Ce modèle examine la concentration locale et la dose d'exposition individuelle afin d'obtenir la concentration dans les tissus corporels et ainsi, les impacts sur la morbidité et la mortalité des sujets étudiés [204]. La méthode d'évaluation du cycle de vie utilise la chaîne de causalité pour aider à la représentation de l'impact environnemental, car elle permet une meilleure communication et une meilleure interprétation du résultat, ce qui explique pourquoi les DALY ont été choisies comme unité pour la représentation de ce critère. Concernant le critère GES, la base de normalisation a été modifié cependant les unités utilisées (soit les CO₂-eq) restent les mêmes.

4.2.4.2 Impact relié à la normalisation des critères environnementaux

Le tableau 4-7 présente le classement des critères pour les trois panels réalisés.

Tableau 4-7 : Classement des critères pour les trois panels de décision ADMC

Panels/ Critères	#1: Interne (I)		#2: Externe - Simple (E-S)		#3: Externe - Améliorée (E-A)	
	Poids	Rang	Poids	Rang	Poids	Rang
DELD	23,0%	1	20,8%	1	20,4%	1
ISEL	21,3%	2	19,7%	2	19,1%	2
RCER	16,0%	3	12,9%	4	12,7%	4
AUF	16,0%	4	12,8%	5	12,3%	5
CIP	8,2%	5	8,0%	6	7,5%	7
TC	8,0%	6	5,8%	7	8,9%	6
TRI	5,6%	7	4,0%	8	2,9%	8
GES	1,9%	8	16,0%	3	16,1%	3

Pour chaque panel, le critère DELD a toujours été identifié comme le critère le plus important, toujours par rapport à l'objectif principal du projet. De plus, le critère ISEL a toujours été le deuxième critère le plus important, et le critère de TRI se situait toujours à la septième ou à la huitième place. La troisième place a été occupée par le critère RCER pour le panel utilisant la normalisation interne cependant, pour les deux panels utilisant la normalisation externe, le critère GES a obtenu la troisième place. Concernant le deuxième critère environnemental, TC, le changement dans le rang entre les panels est moins marqué, oscillant entre le 6^e et 7^e rang.

Concernant les poids des critères, il est bien connu que ceux-ci dépendent de trois facteurs: l'interprétation du critère, la variabilité du critère d'un scénario à l'autre et le compromis avec le critère le plus important. Comme le critère le plus important n'a changé pour aucun des panels et que la définition et l'interprétation des critères non environnementaux sont restées les mêmes, seules l'interprétation des critères environnementaux et leur variabilité entre les options peuvent expliquer le changement de pondération. Les poids du critère GES sont intimement liés à la variabilité des résultats, plutôt qu'à leur interprétation. En effet, lorsqu'une grande variabilité dans un résultat était observée, les membres du panel accordaient plus d'importance au critère. Les GES étant un critère bien connu de tous les panélistes, cette conclusion est tout à fait logique. Afin de déterminer si les modifications dans les poids des critères étaient significatives, il était nécessaire d'examiner les différences, d'une part, dans la distribution (test F) et, d'autre part, dans les poids (test t). Les résultats sont présentés au tableau 4-8.

Tableau 4-8 : Résultats des tests F et test-t

Critère	Type de normalisation	Poids	Différence significative dans la distribution (test F)*	Différence significative dans le poids (test-t)*
GES	Interne (I)	1,9%	Référence	Référence
	Externe-Simple (E-S)	16,0%	Oui ($P=0.03$)	Oui
	Externe-Améliorée (E-A)	16,1%	Oui ($P=0.03$)	Oui
TC	Interne (I)	8,0%	Référence	Référence
	Externe-Simple (E-S)	5,8%	Non ($P=0.43$)	Non
	Externe-Améliorée (E-A)	8,9%	Non ($P=0.33$)	Non

*95% niveau de confiance

Pour le critère des GES, les méthodes externes (simple et amélioré) ont entraîné une amélioration considérable du poids du critère. Ce critère étant bien connu, il était difficile d'augmenter le poids entre les deux normalisations externes. Pour le TC, un critère mal compris, il n'a pas été possible de modifier la répartition du poids à l'aide des deux méthodes externes. De plus, il était impossible d'améliorer le niveau de compréhension de ce critère, et il semble logique de dire que ce sera probablement le cas pour tous les résultats d'ACV avec des unités difficiles à comprendre. Il est envisagé que cela ne devrait probablement pas changer tant et aussi longtemps que ces types de critères ne sont vulgarisés auprès du grand public, comme le sont les GES par exemple.

Enfin, pour les GES et le TC, aucun panéliste n'a vu l'utilité d'aller plus loin dans la chaîne de cause à effet dans la normalisation. En effet, ils ont préféré utiliser des unités intermédiaires. Pour les GES, comme ce critère est bien compris, les résultats en CO₂-eq étaient suffisants pour juger le critère, et il n'y avait absolument aucun avantage à les convertir en augmentation de la température de la terre. Pour TC, un effort a été fait pour aller plus loin dans la chaîne de cause à effet en incorporant la mesure des DALY. Les panélistes ont mieux compris ce point, mais il a également été reconnu qu'aller plus loin dans la chaîne de cause à effet introduisait une plus grande incertitude. En conclusion, cela a réduit la pondération du critère pour le panel Externe-Simple (E-S) puisque les panelistes avaient moins confiance dans les résultats.

Finalement, concernant l'impact du type de normalisation sur la classification des scénarios, la figure 4-6 présente les résultats finaux des trois panels en proposant une agrégation des critères environnementaux ainsi que tous les autres critères. Cette proposition de présentation des résultats

permet de comprendre l'impact joué par le changement de normalisation appliquée aux critères environnementaux.

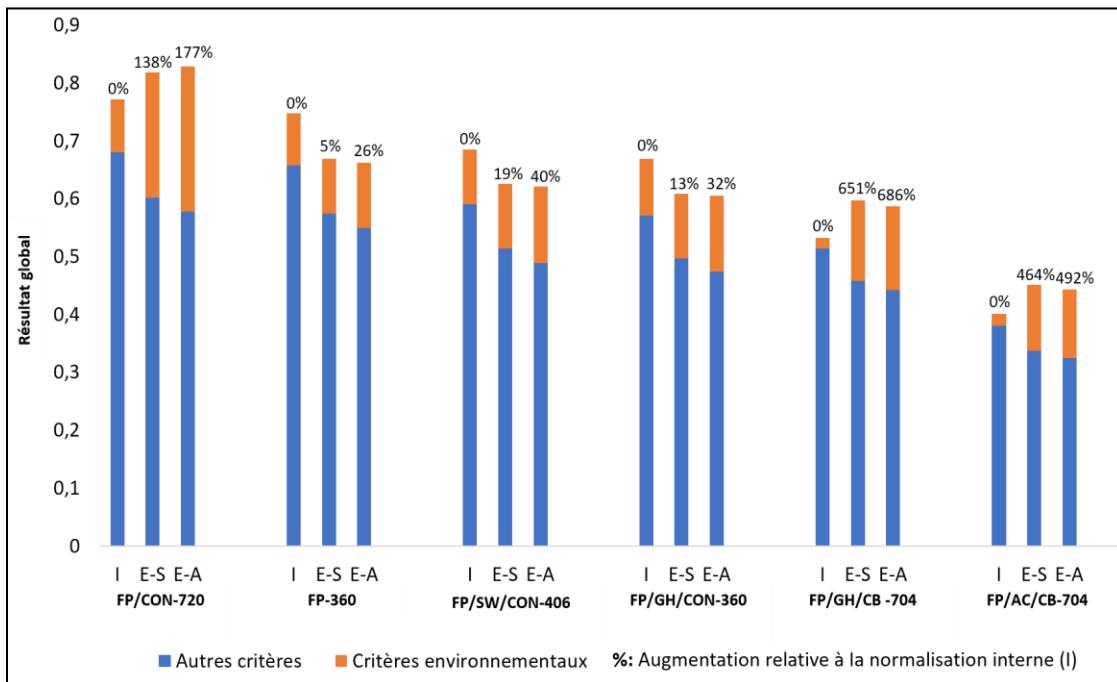


Figure 4-6 : Résultats des panels ADMC (Interne; Externe-Simple et Externe-Améliorée)

Il est possible de remarquer que la classification des scénarios reste toujours la même, quelle que soit la méthode de normalisation. Cependant, contrairement à la normalisation interne, avec le profil de normalisation externe (E-S et E-A), le profil des résultats change. En effet, en utilisant la normalisation interne, deux scénarios sont identifiés comme étant prometteurs alors qu'avec la normalisation externe, un seul scénario se démarque des résultats. De plus, avec la normalisation externe, quatre scénarios requièrent des analyses supplémentaires, contrairement à deux avec la normalisation interne, et un scénario est rejeté, contrairement à deux avec la normalisation interne. Certes, cette méthode de classification reste subjective, mais il faut tout de même noter que le profil des résultats change entre les deux méthodes de normalisation. Cependant, il n'y a pas de changement notable entre les deux normalisations externes (simple et améliorée) ce qui démontre que le poids acceptable pour ce critère a probablement été atteint, ce qui s'aligne avec la première sous-hypothèse. Il apparaît également que les poids des deux critères environnementaux sont généralement plus élevés pour les deux normalisations externes (E-S et E-E) comparativement à la normalisation interne.

Finalement, lors du dernier panel, la méthode de la distance à la cible a aussi été testée. Il a été impossible pour les panelistes d'identifier une cible pertinente pour le critère de toxicité cancérigène (TC), mais il a été possible d'identifier une cible pour le critère des GES. L'identification de la cible constitue donc un élément majeur avec cette méthode qui malheureusement, pour le moment, ne peut s'appliquer à tous les types d'impact environnemental. Cela explique pourquoi cette approche de normalisation n'a pas été incluse dans la méthodologie générale. Suite aux résultats obtenus avec l'approche de la méthode de la distance à cible, il apparaît que cette méthode est très intéressante, mais doit être appliquée pour des projets de grande envergure, par exemple de niveau national. En effet, les cibles pouvant être utilisées doivent être inspirées de la recherche ou de cibles gouvernementales connue de la population. Par exemple, la cible utilisée lors du panel était la valeur de CO₂-eq par habitant qui devrait être atteinte en 2050 afin de limiter l'augmentation de la température moyenne mondiale à 2°C. Cette cible était intéressante, mais le problème résidait dans le fait qu'elle n'était pas à la même échelle que les scénarios évalués, ce qui ne permettait pas de les différencier les uns des autres. Ainsi, le critère GES a obtenu un très faible poids avec cette méthode puisqu'il n'y avait aucune variabilité dans les résultats.

4.3 Analyse environnementale des scénarios sélectionnés incluant l'impact de la forêt

La considération des flux de carbone forestier a été identifiée comme nécessaire pour capturer l'impact environnemental réel d'une usine de bioraffinage produisant des biocarburants et des bioproduits [3, 46, 63, 77]. De plus, l'utilisation de la forêt permettant d'augmenter la capture nette du CO₂ et d'aider à pallier aux problèmes liés aux changements climatiques est recommandé [45]. Il semble donc pertinent de regarder les aspects liés à l'atmosphère dans l'analyse environnementale. L'objectif de cette section est donc d'utiliser différentes méthodologies pour intégrer le calcul du carbone forestier dans l'analyse environnementale afin de comprendre le réel impact ou bénéfice sur les changements climatiques pour les scénarios de pyrolyse rapide.

Les scénarios du cas de base (FP-360) et de l'usine ayant une capacité doublée avec un procédé de condensation modifié pour la bio-huile, permettant la séparation de la lignine (FP/CON-720), ont été identifiés comme étant les plus prometteurs. Ces scénarios sont donc conservés pour la suite

des résultats. Cependant, afin d'analyser l'effet du stockage du carbone dans les bioproduits, un troisième scénario, hypothétique, a été créé. Ce scénario (FP-720) est en tout point identique au FP-360 à l'exception près de sa capacité qui est de 720 bdmt/jour. Ainsi, en comparant les scénarios FP-720 et FP/CON-720, il est possible d'étudier l'effet du stockage d'une partie du carbone dans la lignine. Ainsi, ce carbone n'est pas relâché à l'atmosphère comparativement aux carbones présents dans l'huile pyrolytique. L'analyse permet aussi d'étudier l'effet du remplacement du polyol pour la production de résine polyuréthane. Finalement, le scénario « statu quo » a aussi été étudié. Celui-ci considère uniquement la décomposition du bois du barrage hydroélectrique de Muskrat Falls, puisqu'il considère qu'aucune usine n'est construite. Il est à noter que l'annexe I comprend des résultats supplémentaires concernant cette section incluant le modèle de décomposition utilisé pour le bois de Muskrat Falls.

4.3.1 Comptabilisation des émissions de CO₂ forestier

Les trois scénarios prenant en compte les opérations forestières sont exploités à deux capacités, soit 360 et 720 bdmt par jour. La figure 4-7 montre la variation du stock de carbone pour les deux intensités de coupe. La récolte commence seulement à la troisième année pour l'usine ayant une capacité de 360 tonnes par jour en raison de l'utilisation du bois de Muskrat Falls au cours des deux premières années. Pour les scénarios à capacité doublée, la récolte commence la deuxième année. Pour cette section, puisque les résultats d'ACV (section 4.2.2) ont été effectués lors de la troisième phase d'implantation, il est considéré que le bois de provenant du barrage hydroélectrique est aussi utilisé durant cette phase d'implantation, contrairement aux résultats technico-économiques de la section 4.2. Ceci avait pour but de considérer l'impact de l'utilisation du bois du barrage hydroélectrique systématiquement dans chacune des méthodes, pour chacun des scénarios.

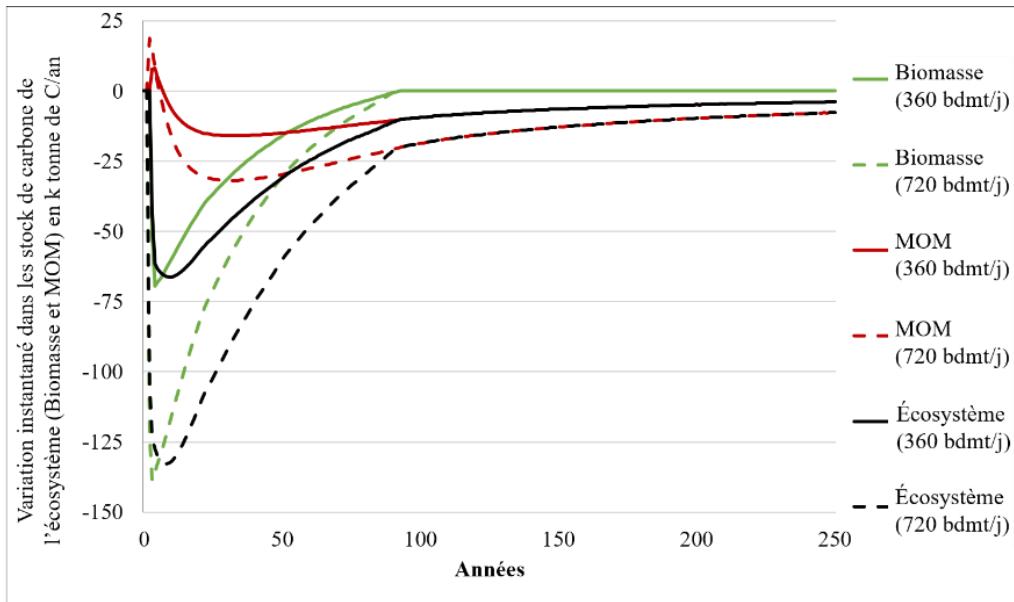


Figure 4-7: Variation annuelle des stocks de C dans l'écosystème pour deux intensités de récolte

L'impact instantané de l'exploitation forestière est représenté sur les puits de biomasse et de matière organique morte (MOM). La somme de ces deux puits correspond à l'écosystème total (lignes noires). Le stock annuel de carbone, calculé par CBM-CFS3, a été soustrait du scénario de référence, qui consiste à ne pas exploiter la vieille forêt naturelle qui continue de croître et d'accumuler du carbone. Une observation importante est que durant les premières années d'exploitation, environ 25% de biomasse (lignes vertes) supplémentaire est extraite de la forêt par rapport aux besoins des usines. Cela s'explique par le fait que 20% des résidus sont laissés sur le lieu de coupe, ce qui explique aussi pourquoi la matière organique morte (MOM) est plus élevée au cours des premières années d'exploitation. De plus, la biomasse continue de croître dans le scénario de référence. Ainsi, il y a une perte de carbone créé par la croissance n'ayant pas eu lieu dans les scénarios de coupe. Cet écart diminue année après année puisque le scénario de référence est une vieille forêt et que la croissance ralentit. Après 90 ans, ce qui correspond à la fin de la phase de croissance de l'épinette noire, le flux annuel dans le stock de biomasses est près de 0 car à partir de ce moment, tout le carbone extrait de la forêt est repris par une autre partie de la forêt en croissance.

Le puits de MOM, en particulier les puits à décomposition « rapide » et « très rapide », comprenant par exemple des aiguilles mortes tombées des arbres et des résidus de récolte, se décompose rapidement. Cela explique la diminution rapide du stock de MOM dans les années qui suivent le

début de la récolte. Aussi, la forêt aménagée contient moins d'arbres (et donc moins de carbone) que le scénario de référence en raison de la récolte constante. Cela explique pourquoi l'impact de la coupe provoque une diminution dans la quantité de MOM année après année comparativement au scénario de référence. Puisqu'il y a moins d'arbres, il y a moins de transfert de carbone de la biomasse vers la matière organique morte par exemple à la fin de l'été lorsque les arbres perdent leurs épines. Pour cette étude de cas, une simulation a démontré qu'il faudrait plus de 1000 ans de récolte pour observer une différence proche de zéro dans les puits de MOM entre la forêt ancienne et la forêt aménagée.

Les résultats de la comptabilisation du CO₂ forestier, représenté en Mt de CO₂ cumulatif, pour les deux scénarios de coupe, soit 360 et 720 bdmt/jour, sont présentés à la figure 4-8.

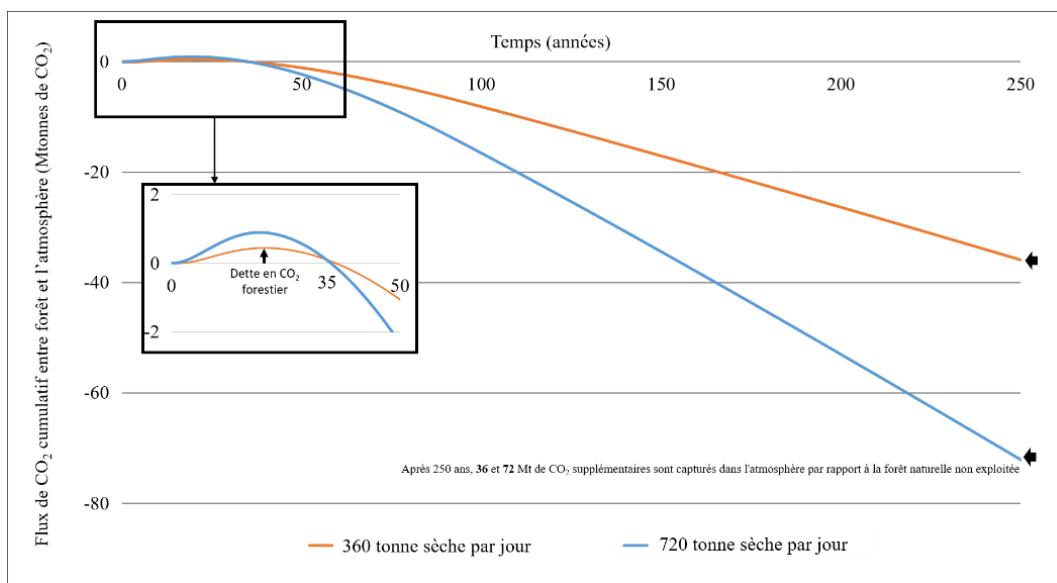


Figure 4-8 : Impact de l'exploitation forestière pour deux intensités de récolte au Labrador

Les résultats de l'impact de l'exploitation forestière ont été calculés à partir du carbone présent dans l'écosystème total, présenté à la (Figure 4-7: Variation annuelle des stocks de C dans l'écosystème pour deux intensités de récolte). Les mouvements du stock de carbone ont été convertis en CO₂ à l'exception du carbone ayant été retiré de la forêt (celui-ci n'est pas représenté sur cette figure puisqu'il sera comptabilisé lors de l'étape de combustion). Il est donc possible de noter qu'il faut environ 35 ans après le début de l'exploitation forestière pour que la forêt aménagée ait capté la même quantité de CO₂ que si la forêt naturelle n'avait pas été exploitée. De plus, il y a une dette en carbone forestier (calculé en M. tonne de CO₂) qui atteint un sommet autour de 15-20

ans. Cela démontre clairement que l'hypothèse de la neutralité carbone dans la méthodologie de l'ACV ne représente pas la réalité à court terme. Par contre, pour les années d'exploitation suivantes, la forêt aménagée capte chaque année plus de carbone que la forêt naturelle. Ainsi, après une exploitation de 250 ans, la coupe de 360 et 720 tonnes sèches par jour permettrait de capturer respectivement 36 et 72 millions de tonnes de CO₂ de l'atmosphère, supplémentaire comparativement à une forêt naturelle vieillissante non exploitée. Finalement, les résultats de l'analyse de sensibilité ayant été réalisée sur les paramètres présentés à la section 3.3.3.1 sont présentés à la figure 4-9. Les résultats sont présentés pour l'impact à court terme (valeur de la dette en CO₂ forestier; présenté à la figure 4-8) et pour l'impact à long terme (captation annuelle de CO₂) de la coupe 360 bdmt/jour.

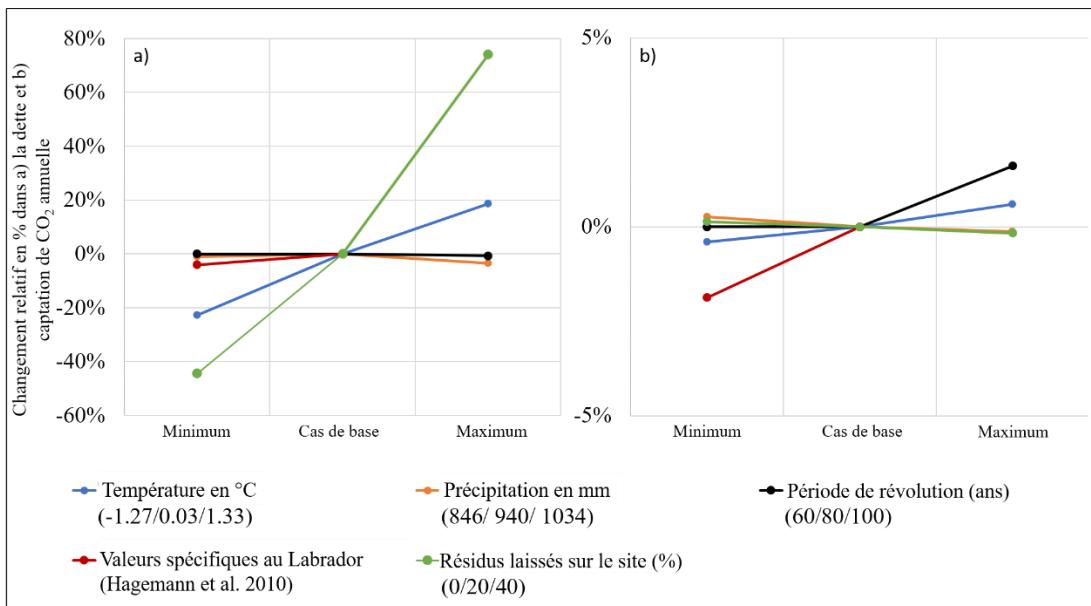


Figure 4-9 : Analyse de sensibilité : a) dette (CO₂ forestier) et b) captation de CO₂ annuelle (long terme)

La dette en CO₂ forestier (Mt de CO₂) est plus sensible que la captation en CO₂ annuelle dans le long terme (Mt de CO₂ /an). Pour l'impact à court terme, la quantité de résidus laissés sur le site constituent le paramètre le plus sensible. En effet, les résidus se décomposent rapidement et puisque la forêt atteint un régime permanent uniquement autour de 90 ans, l'impact de la décomposition des résidus est beaucoup plus important sur le court terme. Le deuxième paramètre le plus sensible est la température car elle affecte la croissance de la forêt ainsi que le taux de décomposition dans les puits de MOM. À long terme, les deux paramètres les plus sensibles sont les paramètres

spécifiques au Labrador (concernant les paramètres de modélisation de la MOM et la biomasse) et la période de révolution. La période de révolution de 60 ans conduit au même résultat que le scénario de base (période de révolution de 80 ans), mais une augmentation de la période de révolution de 20 ans permettrait de capter plus de CO₂ annuellement, à long terme. Ceci s'explique par le fait que la forêt capte plus de carbone avant d'être récoltée et donc, moins d'arbre sont coupé pour suffire à la demande de l'usine.

D'autres scénarios ont également été testés afin de comprendre l'évolution possible des résultats découlant de certaines hypothèses. Premièrement, les feux de forêt ont été modélisés dans les scénarios avec et sans récolte (les superficies perturbées étant les mêmes dans les deux scénarios). Une variation annuelle moyenne de 0,1% du flux de carbone annuel a été observée. Deuxièmement, la déforestation a été prise en compte pour le réseau de routes forestières afin de représenter l'impact dans le cas où l'ancien réseau ne serait pas suffisant. Une diminution moyenne annuelle des flux de carbone de 0,3% par année a été observée au cours des 80 premières années (correspondant à la période de la révolution) et une diminution de 0,04% de 80 à 250 ans. Par conséquent, il est possible d'affirmer que ces deux hypothèses n'affectent pas considérablement les résultats.

4.3.2 Intégration aux modèles d'ACV

Une échelle temporelle de 250 ans est utilisée pour les méthodes d'analyse environnementale, telle que mentionnée au chapitre 3. Ainsi, la représentation des résultats peut être soit en flux instantané (évolution du CO₂ ou du forçage radiatif annuel) ou en flux cumulatif (somme des flux instantanés). Afin de faciliter la présentation des résultats, la figure 4-10 présente les termes qui seront employés pour la description des résultats pour la section 4.3.2 ainsi que la section 4.4.5 lors de la représentation des flux de CO₂ cumulatifs.

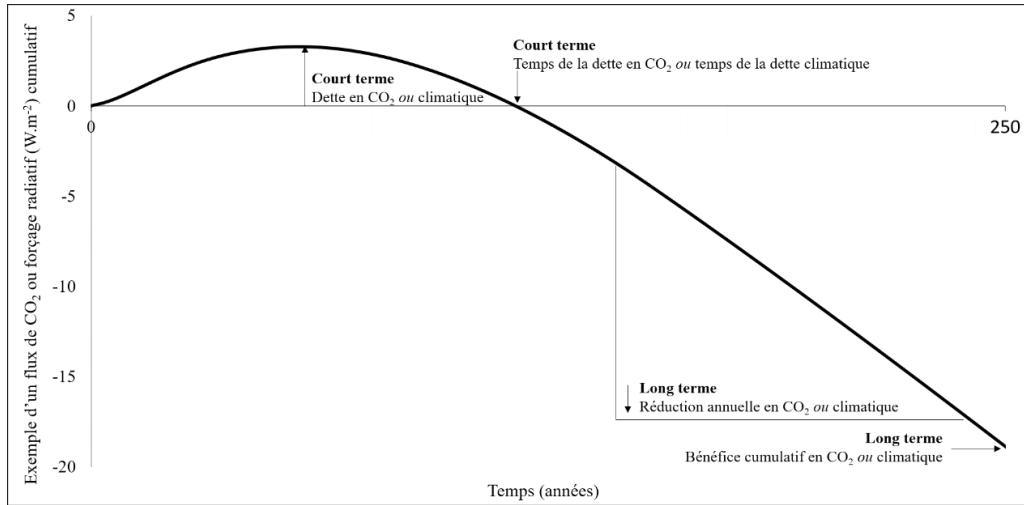


Figure 4-10 : Exemple de résultats de flux cumulatif (CO₂ ou forçage radiatif)

Les impacts seront discutés différemment pour le court et le long terme. Pour le court terme, deux concepts seront utilisés. La dette en CO₂ (ou climatique) qui représente le maximum de CO₂ (ou de forçage radiatif) qui s'accumulera dans l'atmosphère suivant la mise en place d'une nouvelle usine de bioraffinage. Puis, le temps de la dette en CO₂ (ou climatique) représente un retour aux conditions initiales. Ces deux concepts coïncident en tout point aux concepts définis à la section 2.3.2 de la revue de la littérature. Dans le long terme, le bénéfice sera discuté comme étant, annuellement, les réductions de CO₂ et climatique (W.an.m⁻²) (voir figure 4-10) associées aux procédés de bioraffinage. Aussi, les bénéfices cumulatifs obtenus pendant 250 ans seront discutés.

4.3.2.1 Résultats de l'ACV

Tel que présenté à la section 4.2.2, les scénarios les plus prometteurs pour l'étude de cas d'Happy Valley-Goose Bay, FP-360 et FP/CON-720, permettent une réduction des émissions de GES annuelle de 120 et 255 kt de CO₂-eq/an respectivement, calculés avec la méthode de l'ACV. Le scénario FP-720 permet une réduction de 240 kt de CO₂-eq/an, représentant le double du scénario FP-360. Les résultats de la méthode de l'ACV pour les trois scénarios de pyrolyse rapide ainsi que le statu quo sont présentés à la figure 4-11.

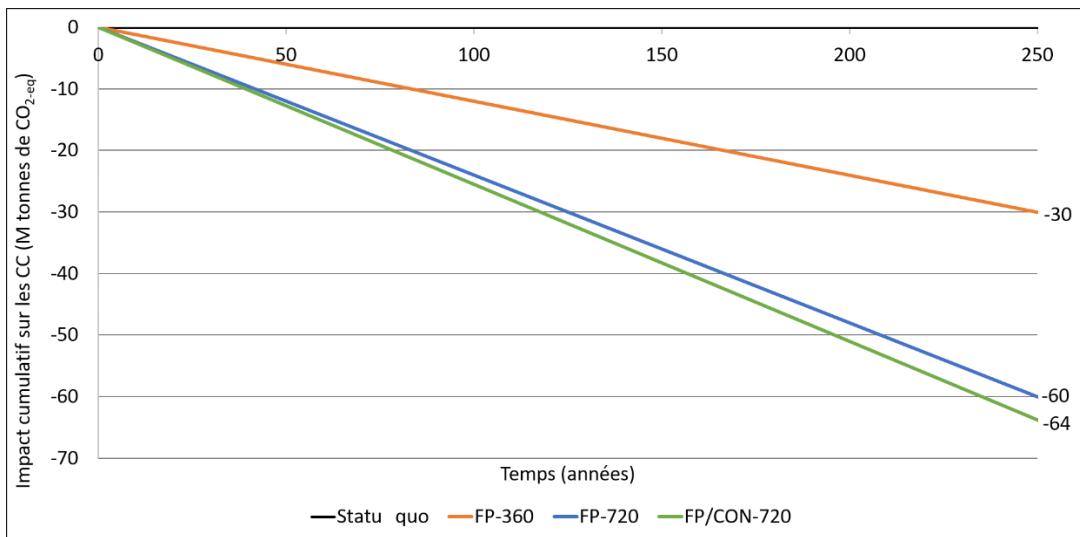


Figure 4-11 : Méthode de l'ACV pour deux scénarios d'usine et le statu quo

Avec cette méthode, les bénéfices sur l'environnement sont immédiats et constants et les scénarios FP-360, FP-720 et FP/CON-720 permettent d'éviter l'émission de 30, 60 et 63 millions de tonnes de CO₂-eq respectivement, sur 250 ans. À titre indicatif, les émissions du Labrador en 2014 représentaient 8,6 millions de tonnes de CO₂-eq ainsi, annuellement, les usines permettent d'éviter 1,4% et 3,1% des émissions du Labrador. Pour le scénario FP-360, le fait d'éviter la production et principalement la combustion du mazout (HFO) explique en majeur parti l'évitement des émissions de CO₂. Pour le scénario FP/CON-720, l'évitement du mazout est aussi important pour la réduction des émissions de GES, mais dans ce scénario, l'évitement de la production de polyol a également une contribution considérable pour la réduction des émissions de GES. Ainsi, la différence obtenue dans les CO₂-eq évitée entre FP-720 et FP/CON-720 réside dans le fait que le portefeuille de produits est différent et représente la différence en termes de carbone fossile. Finalement, il est possible de constater que le scénario statu quo n'a aucun impact avec cette méthode, ce qui est cohérent puisque l'ACV ne tient pas compte du carbone forestier.

4.3.2.2 Résultats de l'ACV + Forêt

La figure 4-12 indique pour le scénario FP-360 tous les dix ans combien de CO₂-éq sont émis ou évités de la production et de la combustion d'huile pyrolytique (CO₂ biogénique), du portefeuille de produit évité (CO₂ fossile) et de la forêt (CO₂ biogénique). Les émissions de la forêt sont identiques à ceux présentés à la section 4.3.1 à l'exception qu'ils sont représentés en flux

instantanés, tous les 10 ans, ci-dessous. Les émissions évitées de la décomposition du bois de Muskrat Falls ne sont pas montrées dans ce graphique.

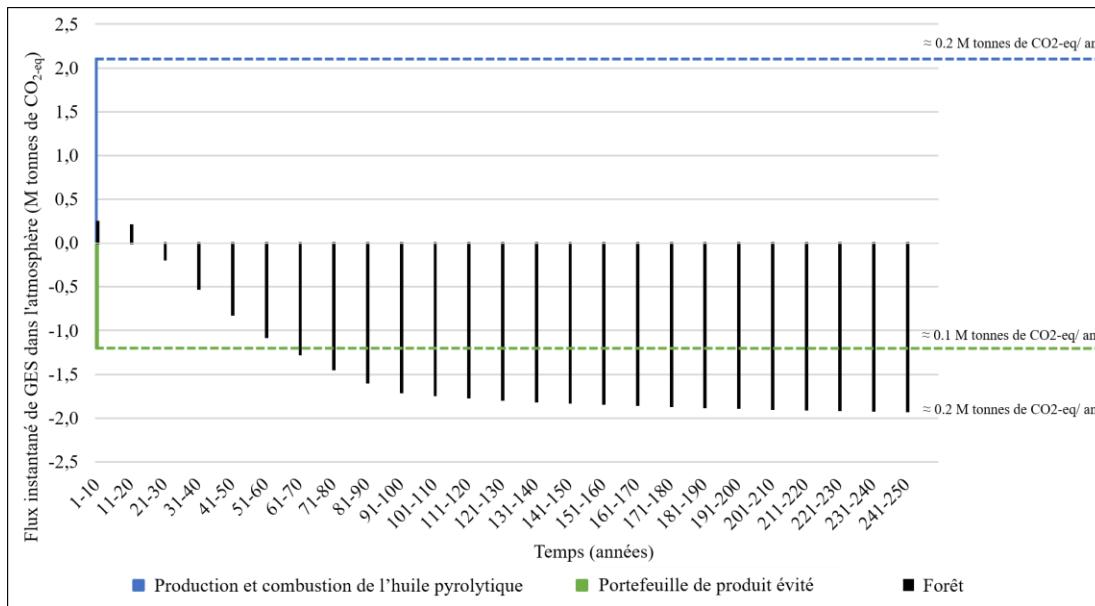


Figure 4-12 : Flux de CO₂ instantané par décennie pour le scénario FP-360

L'état d'équilibre dans la forêt est atteint environ 100 ans après le début de l'opération de l'usine de bioraffinage et le CO₂ biogénique résultant de la production et de la combustion de pyrolyse est presque identique à l'absorption de CO₂ par la forêt. Les résultats de la méthode ACV + Forêt pour les trois scénarios de pyrolyse rapide ainsi que le statu quo sont présentés à la figure 4-13.

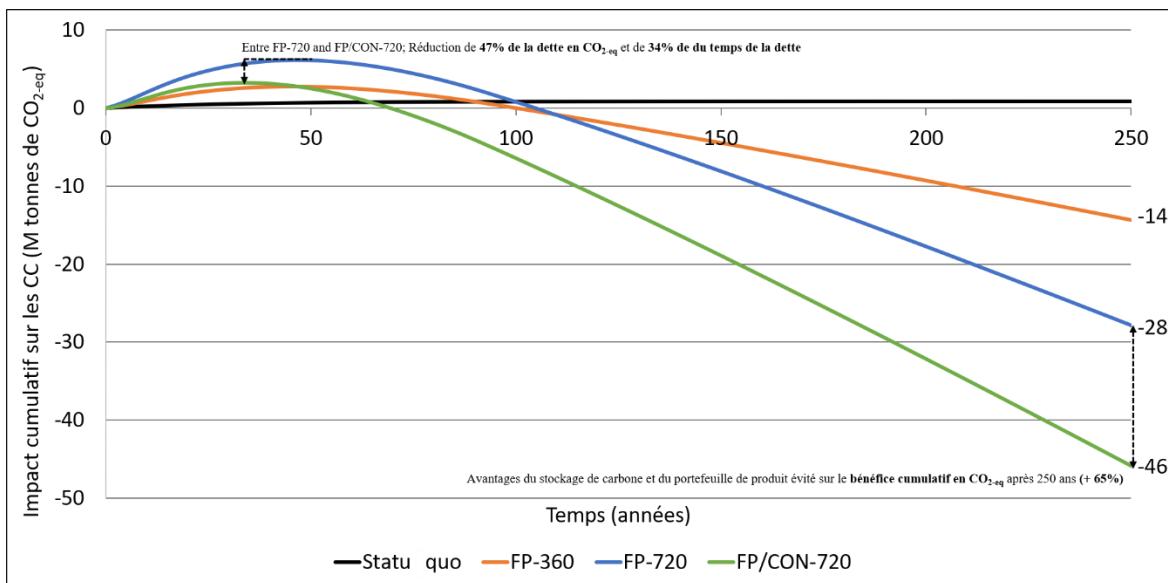


Figure 4-13 : Méthode de l'ACV+FC pour deux scénarios d'usine et le statu quo

Pour tous les scénarios de pyrolyse rapide, il y a une dette en CO₂ (entre 3 et 6 Mt de CO₂-eq) et un temps de la dette en CO₂ allant de 70 à 105 ans selon le scénario. En outre, pour les FP-360 et FP-720, représentant le même procédé, mais avec une capacité différente, bien que le temps de la dette soit similaire, il est possible de noter que la dette elle-même est deux fois plus grande avec FP-720. Ceci est logique, car la forêt croît au même rythme dans les deux cas. Par contre, à long terme, le scénario FP-720 permet de capturer deux fois plus de CO₂ et donc, donne un bénéfice cumulatif bien plus intéressant. Ceci démontre bien que l'indicateur du temps de la dette en CO₂ à lui seul n'est pas un bon choix de critère afin d'identifier les scénarios ayant le plus de potentiel pour contribuer à la réduction du réchauffement climatique. Cela démontre aussi que des indicateurs à court et long terme sont nécessaires lors de l'évaluation des scénarios.

Le bénéfice cumulatif après 250 ans des scénarios FP-360, FP-720 et FP/CON-720 est d'environ 14, 28 et 46 Mt de CO₂-eq. Ainsi, une réduction allant de 30% à 50% des bénéfices cumulatifs par rapport aux résultats de l'ACV traditionnelle est observée. Lors de l'atteinte du régime permanent, soit après environ 100 ans, la réduction annuelle des émissions de CO₂ pour FP-360, FP-720 et FP/CON-720 est respectivement de 99, 198 et 270 kt de CO₂-eq/an. Ceci représente une réduction annuelle de 1,2%, 2,3% et 3,2% des émissions du Labrador (calculé par rapport aux émissions de 2014). Ainsi, avec cette méthode, pour le scénario FP/CON-720, la réduction annuelle du CO₂ est légèrement plus grande que celle calculée avec l'ACV traditionnelle.

De plus, avec cette méthode, l'effet du stockage est bien plus marqué puisqu'il combine l'effet du portefeuille de produit fossile remplacé, mais aussi du carbone biogénique forestier stocké. Ainsi, le fait d'avoir un bioproduit dans une usine de pyrolyse permet de réduire considérablement le temps de la dette de l'usine (soit d'environ 30 ans) et de réduire la dette elle-même (soit d'environ 50%) avec cet exemple. Ceci est important puisque l'identification de procédé permettant une bonne réduction de CO₂ à long terme, mais en ayant le moins d'impact possible à court terme est un enjeu prioritaire pour la société. Finalement, il est possible de voir que le statu quo a un léger impact en termes de CO₂. En effet, le CO₂ est relâché graduellement à l'atmosphère et puisque ces arbres ne seront pas replantés, ce CO₂ ne sera pas recapté.

4.3.2.3 Résultats de l'ACVD + Forêt

Les résultats de cette méthode pour les trois scénarios de pyrolyse rapide ainsi que le statu quo sont présentés à la figure 4-14.

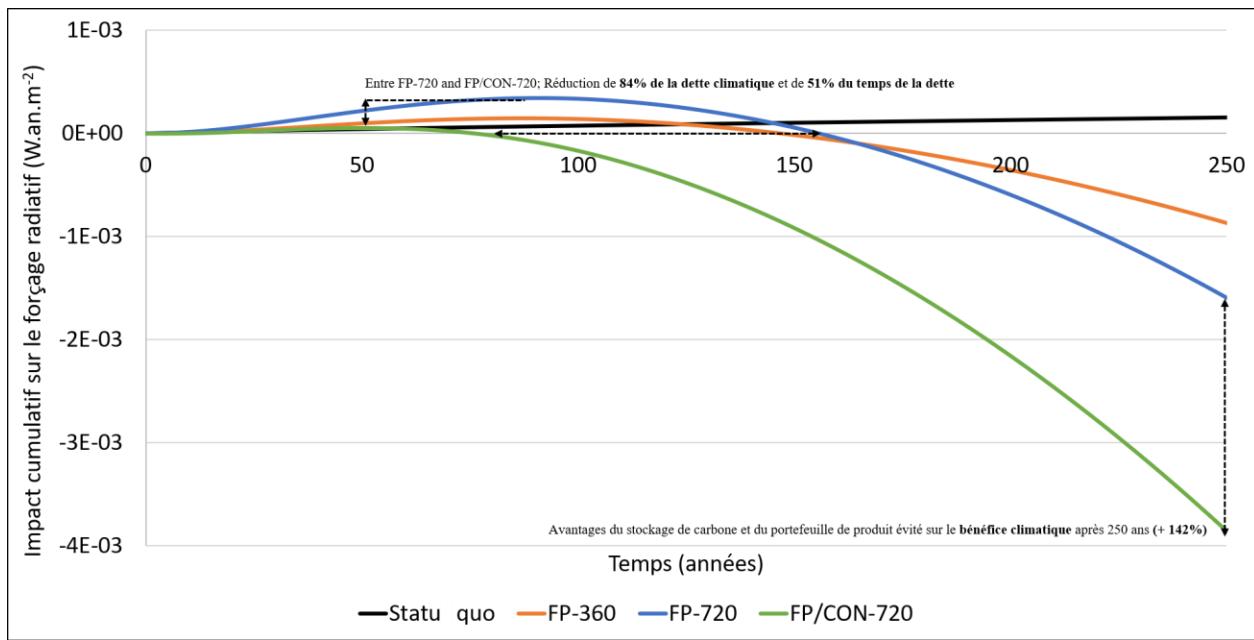


Figure 4-14 : Méthode de l'ACVD+FC pour deux scénarios d'usine et le statu quo

Les résultats sont exprimés en unités de forçage radiatif (watts.an.m^{-2}). Il est possible de remarquer que le temps de la dette sur le climat est d'environ 50 ans supplémentaires à celle observée avec la méthode de l'ACV + Forêt pour les scénarios FP-360 et FP-720. Cependant, pour le scénario FP/CON-720, le temps de la dette climatique est seulement d'environ 5 ans supplémentaires (comparativement à la méthode ACV+Forêt). Puis, tout comme la méthode ACV + Forêt, la dette climatique, c'est-à-dire l'augmentation du forçage radiatif cumulatif maximal, pour le FP-720 est deux fois supérieure à celle de FP-360 tandis que le temps de la dette climatique est semblable. Cependant, pour le scénario FP/CON-720 incluant du stockage de carbone et le remplacement du polyol, la dette climatique est réduite de 84% comparativement à FP-720. Ainsi, le bénéfice est plus important sur la dette climatique que sur la dette en $\text{CO}_2\text{-eq}$ (méthode ACV+Forêt). La même observation peut être faite pour le bénéfice climatique cumulatif sur 250 ans. En effet, le scénario FP/CON-720 permet un bénéfice de 142% supplémentaire comparativement au scénario FP-720, ce qui est supérieur au bénéfice supplémentaire en termes de $\text{CO}_2\text{-eq}$, avec la méthode ACV+Forêt (+ 65%). Il y a deux explications à cela: premièrement le fait qu'une partie du carbone extrait de la forêt soit capturé dans la lignine et deuxièmement, le fait qu'il y a beaucoup d'émissions de CH_4 dans la production de polyol. Étant donné que la méthode de l'ACV dynamique ne prend pas un facteur moyen sur 100 ans pour le potentiel de réchauffement planétaire (Global Warming Potential ou GWP) des GES, et que ceux-ci puissent avoir une cinétique de dégradation rapide (ex. : CH_4)

ou lente (ex. : CO₂), le type de GES évité affecte les impacts à court terme. Ceci explique la grande réduction observée pour l'impact à court terme mesuré avec cette méthode. Il est aussi intéressant de noter que les résultats évoluent différemment à long terme entre les différents scénarios. En effet, puisque la courbe de dégradation des GES dans l'atmosphère est exponentielle, l'effet de retirer une plus grande quantité de CO₂ de l'atmosphère est aussi exponentiel.

4.3.3 Interprétation des modèles d'analyse environnementale

Le tableau 4-9 compare les résultats obtenus à court et à long terme pour les méthodes ACV et ACV + Forêt.

Tableau 4-9 : Comparaison des résultats de l'ACV et l'ACV + Forêt

Scenario	Method	Dette (Mt CO₂-eq)	Temps de la dette (ans)	Réduction annuelle* (kt CO ₂ -eq/an)	Bénéfice cumulatif (Mt CO₂-eq)
Statu quo	ACV	0	0	0	0
	ACV+Forêt	0.8	250	0	-0.8
FP-360	ACV	0	0	120	30
	ACV+Forêt	2.8	100	99	14
FP-720	ACV	0	0	240	60
	ACV+Forêt	6.2	105	198	28
FP/CON-720	ACV	0	0	255	64
	ACV+Forêt	3.3	70	270	46

*Le bénéfice cumulatif représente la moyenne annuelle calculée entre 150 et 250 ans d'opération

Alors que la méthode traditionnelle d'ACV ne répertorie aucun impact à court terme, en considérant les émissions biogéniques provenant de la forêt, il est possible de constater une augmentation des émissions de CO₂-eq envoyé à l'atmosphère entre 70 et 100 ans suivant le début de l'opération, dépendamment du type de scénario. De plus, il est possible de noter que les avantages sur le long terme sont moins importants en considérant la forêt. Cependant, après avoir atteint le régime permanent en forêt, soit environ 100 ans après le début des opérations, le scénario ayant du stockage de carbone dans les bioproduits permet de retirer chaque année plus de CO₂-éq de l'atmosphère avec la méthode de l'ACV + Forêt, comparativement à l'ACV traditionnelle. Ceci permet d'identifier de grandes opportunités possibles pour la réduction des émissions de GES au niveau national. Si par exemple une usine forestière, s'alimentant dans une forêt gérée sainement,

doit fermer ses portes, la transformation de cette usine en bioraffinerie produisant du biocarburant et des bioproduits pourrait avoir un bénéfice immédiat en termes d'émissions de CO₂-eq.

En ce qui concerne la méthode de l'ACVD + Forêt, le meilleur résultat obtenu en termes de réduction du forçage radiatif est de 0,004 W.m⁻² après 250 ans d'exploitation avec le scénario FP/CON-720. Bien sûr, ce nombre peut être difficile à interpréter. En comparaison, l'augmentation du forçage radiatif causé par trois gaz principaux (CO₂, CH₄, N₂O) de 1750 à 2004 était de 2,2 W.m⁻² [205]. Cette réduction n'est bien sûr pas significative pour la température atmosphérique ce qui s'explique par le fait que cette valeur corresponde à l'opération d'une seule usine. Cette méthode donne également une indication sur le temps de la dette climatique, qui peut être comparé avec le temps de la dette en CO₂ calculé avec la méthode ACV+Forêt. Il est intéressant d'évaluer systématiquement ces deux paramètres lorsqu'on compare des scénarios ayant un portefeuille de produits différent. En effet, en comparant des scénarios produisant uniquement des biocarburants avec des scénarios ayant des biocarburants et des bioproduits, cela permet d'identifier les bioproduits les plus prometteurs (qui par exemple vont remplacer différents produits fossiles).

Cependant, la méthode de l'ACV dynamique ne prend pas en compte l'effet croisé de l'augmentation du CO₂ atmosphérique sur les autres réservoirs de carbone tels que les océans, le pergélisol et les forêts. En effet, une augmentation du CO₂ dans l'atmosphère pourrait affecter les dynamiques de ces différents puits et ultimement, rejeter encore plus de carbone à l'atmosphère. Ainsi, les valeurs de forçage radiatif calculées sur le long terme avec cette méthode contiennent une certaine incertitude et représentent le forçage associé uniquement aux GES des scénarios. Il n'en reste pas moins qu'une augmentation du CO₂ peut avoir un impact sur le réchauffement et que celui-ci devrait être considéré. Toutefois, les résultats démontrent clairement l'importance d'évaluer l'impact au niveau atmosphérique lors de la comparaison de différents types de stratégies à mettre en œuvre par exemple au niveau national. En effet, la méthode met en évidence le fait que le choix du type de portefeuille de produits fossiles qui sera évité puisse considérablement affecter l'impact à court terme, et cela de façon plus marquée qu'avec la méthode de l'ACV + Forêt. Ainsi, il semble logique d'affirmer que notre gouvernement devrait tenir compte de ces facteurs lors de l'élaboration des stratégies qui viseront à réduire les émissions de GES pour les décennies à venir.

Le tableau 4-10 présente une interprétation complète des trois méthodes employées pour l'analyse environnementale. Cette interprétation présente le but de chaque analyse, l'échelle de temps

pertinente, les forces et faiblesses ainsi qu'un exemple d'application pratique des différentes méthodes d'analyse environnementale.

Tableau 4-10 : Interprétation des trois méthodes d'analyse environnementale utilisée

Caractéristiques / Méthode ACV	ACV Traditionnelle	ACV + Forêt	ACVD + Forêt
Considère ...	Analyse du berceau au tombeau incluant les émissions de GES	Considère en plus la gestion du carbone avec la récolte, la séquestration, la croissance de la forêt et les bioproduits	Considère en plus la cinétique de dégradation des GES dans l'atmosphère
Échelle de temps pertinente	Calcul en régime permanent	≈ 100 ans (Croissance d'un arbre dans la forêt boréale)	≈ 200-300 ans (Dynamique de l'atmosphère plus longue)
Forces	Simple (couramment utilisée), considère la réduction potentielle des émissions de GES par la production de bioproduits	Considère en plus la gestion temporelle du carbone dans la forêt. Essentiel dans le contexte d'évitement d'émission de CO ₂ avec les bioproduits	Considère en plus la cinétique de dégradation dans l'atmosphère et donne une indication des impacts et bénéfices sur le réchauffement climatique
Faiblesses	N'intègre pas le CO ₂ biogénique (provenant de la forêt) et la dynamique de l'atmosphère	N'intègre pas l'impact au niveau de l'atmosphère associé à l'augmentation de la température. De plus, la forêt est un système très complexe et difficile à modéliser correctement.	Les unités de forçage radiatif (W.an.m ⁻²) sont moins facilement interprétables que les unités de CO ₂ -eq et le modèle représentant l'atmosphère est simplifié puisqu'il n'intègre pas l'impact de l'augmentation du CO ₂ atmosphérique sur d'autres systèmes (océan, pergélisol, forêt)
Interprétation pratique	Utile sur un marché du carbone et pour le financement immédiat d'un projet encourageant le remplacement du carbone fossile	Évalue différentes stratégies de capture du carbone (bois d'œuvre, lignine, etc.) et est facilement compréhensibles par la population. Permet de présenter les avantages environnementaux des biocarburants	Évalue l'impact sur le réchauffement planétaire avec le forçage radiatif en considérant la cinétique de transformation des émissions de GES dans l'atmosphère. Permet d'identifier les stratégies ayant le moins d'impact sur l'atmosphère.

Il convient de rappeler que des travaux sont en cours au gouvernement du Québec pour la création et l'adaptation de protocoles de compensation [55]. Ces protocoles permettront aux entreprises de vendre leur crédit de CO₂ biogénique aux grands émetteurs via le marché du carbone. Ainsi, la méthode de l'ACV+Forêt pourrait éventuellement être utilisée pour cette fin. Ceci permettrait donc d'encourager les projets ou les usines désirant optimiser les flux de carbone biogénique en utilisant des matières premières renouvelables.

Finalement, les résultats de l'interprétation des résultats pour les trois modèles environnementaux employés s'alignent avec la sous-hypothèse #2 mentionnant que l'analyse environnementale des scénarios de bioraffinage peut être effectuée à l'aide de différentes méthodes d'ACV mais que l'interprétation affecte de façon plus importante l'issue de l'analyse. En effet, il a été démontré que si l'interprétation n'est pas complète, par exemple en utilisant un seul critère afin de comparer les scénarios, une conclusion non représentative voire erronée peut s'en suivre dans l'identification du scénario préférable pour l'environnement.

4.4 Analyse de l'utilisation du bois perturbé dans les scénarios sélectionnés

Il est bien connu que les perturbations naturelles ont un impact sur l'écosystème forestier en modifiant la production primaire nette de l'écosystème réduisant ainsi la captation du carbone de l'atmosphère [206]. Ainsi, lors d'évènement de perturbations naturelles important, les émissions nettes de la forêt peuvent être positives [71]. La variabilité du climat affecte aussi l'écosystème forestier de par des modifications dans la croissance des arbres, mais aussi sur le nombre d'évènements de perturbation naturelle [207]. De plus, une augmentation du nombre de perturbations est prévue avec une augmentation de la température du globe terrestre [94]. Ainsi, afin d'évaluer les impacts et les bénéfices de l'utilisation du bois perturbé dans un procédé de pyrolyse rapide, il importe de tenir compte du réchauffement de la planète dans la méthodologie employée. L'objectif de cette section est donc de développer une méthode permettant d'identifier sous quelles conditions l'utilisation du bois perturbé dans un scénario de pyrolyse rapide est économiquement et environnementalement viable. Il est à noter qu'uniquement les résultats pour le scénario FP-360 sont présentés dans le présent chapitre. Les résultats du scénario FP/CON-720 sont présentés dans l'annexe K ainsi que plusieurs autres résultats supplémentaires.

4.4.1 Scénarios de changements climatiques considérés dans l'étude

Quatre scénarios ont été identifiés pour l'étude de l'utilisation du bois perturbé dans les usines de pyrolyse rapide. Ceux-ci sont exprimés ci-dessous et présentent l'augmentation de température prévue en 2100 à Happy Valley-Goose Bay.

1. Augmentation de 0°C: Impossible (Pour fin d'interprétation)
2. Augmentation de 2.6°C: Scénario optimiste (RCP 4.5; [CO₂] entre 450 et 580 ppm)
3. Augmentation de 3.1°C: Scénario de base (RCP 6.0; [CO₂] entre 580 et 720 ppm)
4. Augmentation de 4.8°C: Scénario pessimiste (RCP 8.5; [CO₂] 1000 ppm et +)

La plage haute des scénarios RCP 4.5, 6.0 et 8.5 a été utilisée puisque l'étude de cas se déroule au nord du globe et qu'une augmentation plus marquée est prévue pour les pôles nord-sud.

4.4.2 Impact des changements climatiques sur le bois perturbé

Actuellement, une superficie d'environ 0,2% est brûlée annuellement au Labrador. Le tableau 4-11 présente les superficies perturbées annuellement par le feu, prévu d'ici 2100, pour les quatre scénarios de changements climatiques, pour la zone d'étude (forêt productive soit 1,16 millions d'ha). La superficie totale annuelle augmente suivant le modèle de prédiction des changements climatiques décrit à la section 3.3.4.

Tableau 4-11 : Superficies perturbées par le feu d'ici 2100 (entre 0 et 4.8°C)

Scénarios de changements climatiques	Taille moyenne des feux (ha)			
	Petit (≈ 1 ha)	Moyen (≈ 5 ha)	Grand (≈ 2400 ha)	Superficie totale annuelle
0°C	2	1	1	2 335
2.6°C	4	2	2	4 570
3.1°C	6	2	2	6 000
4.8°C	6	3	3	6 900

Concernant les infestations d'insecte, deux types ont été observés au Labrador depuis 1990, soit la tordeuse des bourgeons de l'épinette et le dendoctrone de l'épinette. Le tableau 4-12 présente les superficies totales actuelles et futures, pour quatre scénarios de changements climatiques prévus d'ici 2100 pour la superficie forestière considérée dans l'étude.

Tableau 4-12 : Superficies perturbées par les insectes d'ici 2100 (entre 0 et 4.8°C)

Scénarios de changements climatiques	Superficie totale actuelle (ha)		Superficie totale future (ha)	
	Dendoctrone	Tordeuse	Dendoctrone	Tordeuse
0 °C			10 310	34 740
2.6 °C				
3.1 °C	10 310	34 740	20 625	69 485
4.8 °C				

Il est possible de remarquer que les superficies prévues d'ici 2100, pour le dendoctrone et la tordeuse, sont les mêmes pour les trois scénarios de changements climatiques qui considèrent une augmentation de la température. Ceci peut s'expliquer par le fait qu'une augmentation de la température déplacera vers le nord les infestations d'insectes. De plus, pour la tordeuse, l'augmentation de la température permettra d'aligner l'apparition des bourgeons de l'épinette avec la période de croissance de l'insecte. En ce moment, ces deux phénomènes sont légèrement décalés, ce qui explique pourquoi les infestations de la tordeuse des bourgeons de l'épinette affectent peu les épinettes noires et ne provoque pas de mortalité. Concernant le dendoctrone, puisque cet insecte

s'attaque principalement aux arbres matures et ayant été affaiblis par un événement de perturbation, il est posé comme hypothèse que l'augmentation des perturbations de la tordeuse de l'épinette encouragera aussi le dendoctrine en augmentant la matière disponible.

4.4.3 Récolte du bois perturbé

4.4.3.1 Disponibilité du bois perturbé

Tel que mentionné à la section 3.3.4.4, la quantité de biomasse disponible suite aux perturbations est de 2.3 kg/m² et 1.9 kg/m² pour le feu et les insectes, en considérant que 50% de la matière restante est être laissée sur place. Le tableau 4-13 présente la biomasse disponible pour les événements de perturbations dans la zone forestière de l'étude de cas en fonction des scénarios de changements climatiques.

Tableau 4-13 : Biomasse disponible suite aux événements de feu d'ici 2100 (entre 0 et 4.8°C)

Scénarios de changements climatiques	Biomasse disponible totale par événement (bdmt)				
	Dendoctrine	Tordeuse	Petit (≈ 1 ha)	Moyen (≈ 5 ha)	Grand (≈ 2400 ha)
0°C	195 926	660 093	23	115	53 533
2.6°C			66	225	104 790
3.1°C	391 853	1 320 186	74	251	116 915
4.8°C			90	340	158 152

4.4.3.2 Modèle d'approvisionnement du bois perturbé

Lorsque la perturbation naturelle a lieu dans le rayon de coupe économique, uniquement les coûts de récolte et les frais d'administration sont affectés. Hors du rayon de coupe économique, les coûts de construction et d'entretien des chemins seront aussi affectés puisqu'il faudra construire de nouveaux chemins afin d'accéder aux sites perturbés. Le tableau 4-14 présente l'évolution des coûts de la récolte pour le bois perturbé en fonction de la distance de l'usine et disponibilité probable par région. Une carte détaillant la région ainsi que la distribution du bois disponible par rayon est présentée à l'annexe K. Le coût le plus élevé correspond aux superficies perturbées les plus grandes, soit le scénario de 4.8°C et donc, le coût le plus faible au scénario 0°C. De plus, ces valeurs incluent l'impact sur le procédé, en dollars par tonne perturbée utilisée dans l'usine. Cet impact représente l'augmentation des coûts d'opération et de maintenance. Les impacts sont de 19\$/bdmt pour l'usine FP-360 et 17\$/bdmt pour FP/CON-720. Les valeurs présentées ci-dessous sont pour une utilisation dans l'usine FP-360.

Tableau 4-14 : Coût d'approvisionnement en biomasse brûlée (\$/bdmt) fonction de la distance (rayon et route forestière)

Rayon	Route forestière à construire	Disponibilité du bois perturbé par secteur (%)	Coût pour la récolte du bois perturbé (\$/bdmt)		
			Feu (≈ 2400 ha)	Dendoctrine (10 000-20 000 ha)	Tordeuse (35 000-70 000 ha)
0-75 km	10-50 km	23%	151	159	159
75-100 km	10 km	27%	161-162	169-170	168-169
	30 km		177-179	175-178	174
	50 km		193-196	182-186	179-180
100-150 km	10 km	17%	191-192	199-200	199
	30 km		207-209	206-208	204-205
	50 km		224-226	212-216	209-210
150-200 km	10 km	17%	206-207	214-215	214
	30 km		222-224	221-223	219-220
	50 km		239-241	227-232	224-226
200-250 km	10 km	17%	218-219	226-227	226
	30 km		235-236	233-235	231-232
	50 km		251-253	239-244	236-238

Les coûts de récolte pour le bois de feu de petite et moyenne superficie sont considérés comme non rentables puisqu'ils représentent plus de 3000\$/bdmt, en raison du faible nombre de tonnes disponibles après l'évènement de perturbation. Ainsi, pour la suite de l'étude les petits et moyens feux n'ont pas été considérés. Les coûts associés à la construction des chemins représentent, en moyenne, 45, 50 et 60 \$/ bdmt pour 10, 30 et 50 km de route respective à construire.

4.4.4 Impact des perturbations naturelles sur le carbone forestier

La modélisation réalisée avec CBM-CFS3 a permis d'obtenir l'évolution des stocks en carbone forestier pour la forêt saine ainsi que pour tous les types de perturbations (coupe, forêt, insecte). La figure 4-15 présente l'évolution du carbone dans l'écosystème (soit biomasse et MOM) pour la forêt naturelle (sans perturbation), la coupe forestière, le feu, la tordeuse ainsi que le dendoctrine. Les résultats présentent l'évolution cumulative du carbone par hectare, pour un horizon de 100 ans. Cet horizon est choisi puisqu'il correspond à la période de croissance d'une épinette noire et permet de bien distinguer la différence entre les types de perturbations naturelles.

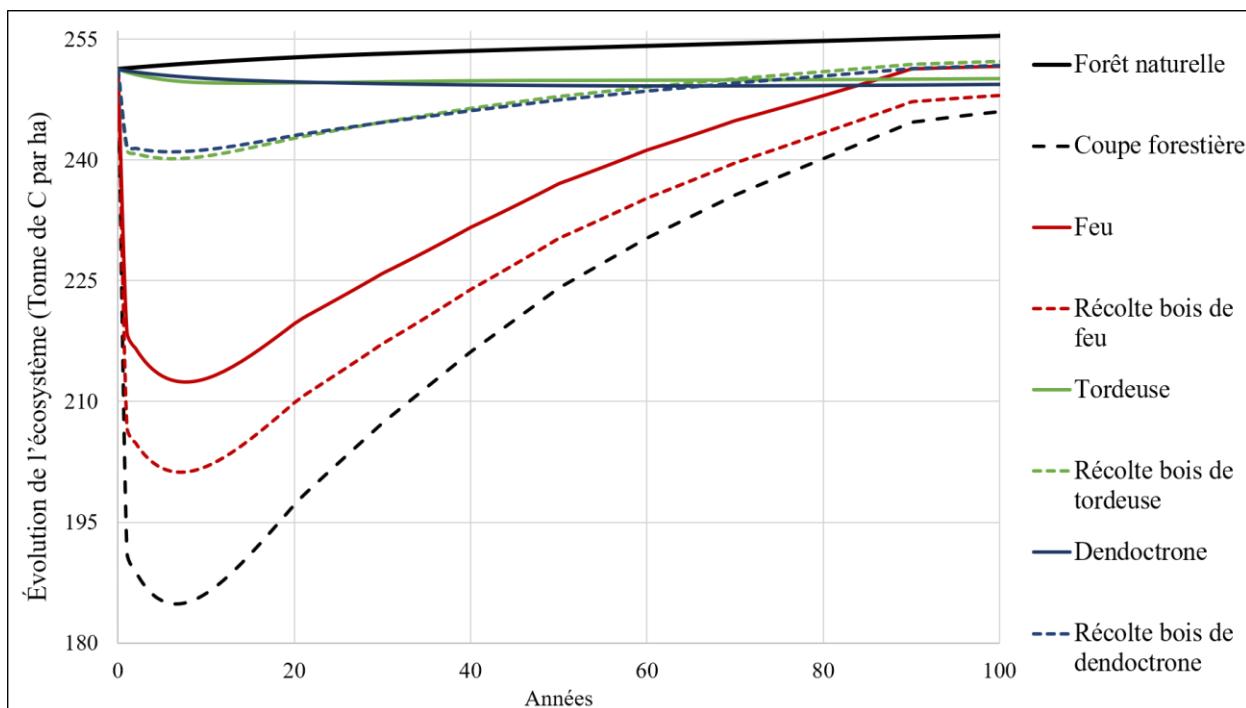


Figure 4-15 : Évolution du stock de carbone de l'écosystème pour la forêt saine et perturbée

Concernant la forêt naturelle, puisqu'elle ne subit aucune perturbation, elle continue d'accumuler du carbone. Cependant, puisque la forêt est âgée, la croissance est relativement faible. Suite à un événement de coupe forestière (bois sain), l'écosystème ne retrouve pas son niveau de carbone d'avant-coupe ni celui de la forêt naturelle non perturbée, même après 100 ans. Ceci s'explique par le fait que la forêt est plus jeune et donc, moins de matière s'est accumulée dans le puits de matière organique morte (MOM) au fil du temps. Pour le feu de forêt, une grande partie du carbone perdu est transférée à l'atmosphère lors de l'évènement (année 1). Après 90 ans, la forêt aura tout recapté ce carbone et donc aura retrouvé son niveau de carbone d'avant coupe. Par la suite elle continuera de croître à une vitesse plus lente. Cependant, comparativement à la forêt naturelle non perturbée, une certaine partie du carbone perdue ne sera jamais compensé. Lorsqu'une coupe de récupération est effectuée, moins de carbone se retrouve dans la forêt (car le puits de matière organique morte contient moins de carbone).

Lors d'un événement de tordeuse des bourgeons de l'épinette, la forêt perd du carbone puisqu'une partie de la biomasse (feuillage) est transférée au puits de matière organique morte, et donc sera décomposée. De plus, une perte de croissance importante affecte le peuplement dans les dix années suivant la perturbation. La courbe de croissance suite à cet évènement est disponible à l'annexe K.

Par la suite, les arbres continuent de croître et atteindront un volume marchand maximal entre 8 et 30% plus faible que si la forêt n'avait pas subi d'infestation. Si une coupe de récupération est effectuée, environ 70 ans suivant la perturbation, la forêt ayant été récoltée possède plus de carbone que si aucune coupe de récupération n'avait été effectuée, ce qui est corroboré par la littérature existante [208]. Pour l'événement de perturbation du dendoctrone, bien que les insectes affectent différemment le peuplement, les résultats sont semblables à ceux de la tordeuse. Suite à une infestation du dendoctrone, une partie de la forêt sera atteinte de mortalité (2% dans ce cas), et il est considéré que ces arbres ne sont pas remplacés, ce qui explique pourquoi l'écosystème continue de perdre du carbone année après année. La coupe de récupération permet aussi, avec ce type de perturbation, d'augmenter le carbone stocké par hectare. Plus de renseignement sur l'évolution des réservoirs de biomasse et de matière organique morte pour les événements de perturbation sont disponibles à l'annexe K.

4.4.4.1 Bénéfices liés à la récolte du bois perturbé

Afin d'évaluer les bénéfices liés à la récolte du bois perturbé, il importe de considérer l'échange en termes de CO₂ entre la forêt et l'atmosphère, plutôt que de mesurer le carbone contenu dans la forêt. La figure 4-16 présente l'évolution cumulative des émissions de CO₂ pour la forêt saine et perturbée, avec ou sans récolte. Il est à noter que le CO₂ provenant du carbone retiré de la forêt n'est pas comptabilisé à cette étape.

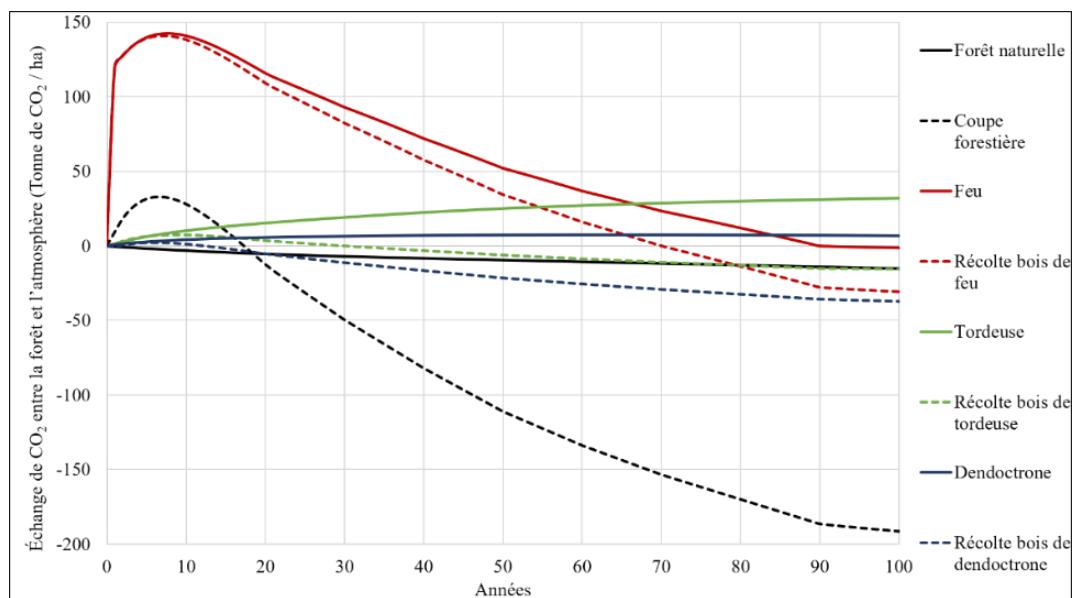


Figure 4-16 : Évolution du CO₂ (t de CO₂/ha) pour le bois sain et perturbé (0°C)

Le feu est l'évènement qui rejette le plus de CO₂ à l'atmosphère. Cependant, après 90 ans celui-ci est tout recapté. Il est possible de constater que le feu suivi d'une coupe de récupération permet de capter plus de CO₂, sur 100 ans, qu'en laissant les chicots de tige et de branche en forêt se décomposer. De plus, la forêt récoltée permet de combler le déficit en CO₂ perdu environ 20 ans plus tôt que la forêt qui se régénère naturellement. Contrairement au feu de forêt, la forêt affectée par la tordeuse rejette du CO₂ à l'atmosphère tranquillement année après année. En effet, puisque ce type de perturbation ne renouvelle pas le peuplement, que le carbone transféré dans les puits de matière organique morte se décompose et que la croissance est diminuée suite à l'infestation, cela explique pourquoi la forêt ne capte pas plus de carbone qu'elle en émet. Il est donc possible de remarquer qu'en récoltant une partie de l'infestation, après environ 30 ans la forêt recommence à capter plus que carbone qu'elle en émet. Tout comme la tordeuse, la forêt perturbée par le dendoctrine émet du CO₂ année après année, cependant il y a une stabilisation après environ 20 ans. Cette perturbation ne renouvelle pas le peuplement, mais n'affecte pas la croissance non plus. Ainsi, uniquement le carbone transféré dans les puits de matière organique morte au moment de l'infestation se décompose dans les années suivant la perturbation, ce qui explique la stabilisation des émissions à l'atmosphère.

Ainsi, sur une période de 100 ans, pour 1 hectare perturbé par le feu, la tordeuse et le dendoctrine, 29, 43 et 44 tonnes de CO₂/ha seront évitées en récoltant une partie de la forêt comparativement au fait de ne pas effectuer de coupe de récupération. Certes, la récolte d'un ha de bois sain permet de capter bien plus de CO₂ (soit 176 t de CO₂/ha) et ceci est principalement dû au fait qu'uniquement 20% de l'hectare peut être récolté dans le cas des perturbations naturelles. Finalement, afin de déterminer le bénéfice réel supplémentaire de la coupe d'une forêt perturbée, il importe de calculer, par tonne récoltée, combien d'émissions de CO₂ sont évitées en récoltant une partie de la forêt perturbée par rapport au fait de ne pas effectuer de coupe de récupération. La figure 4-17 présente les bénéfices d'utilisation du bois perturbé, mais aussi du bois sain comparativement à la forêt naturelle respective (saine ou perturbée selon les cas).

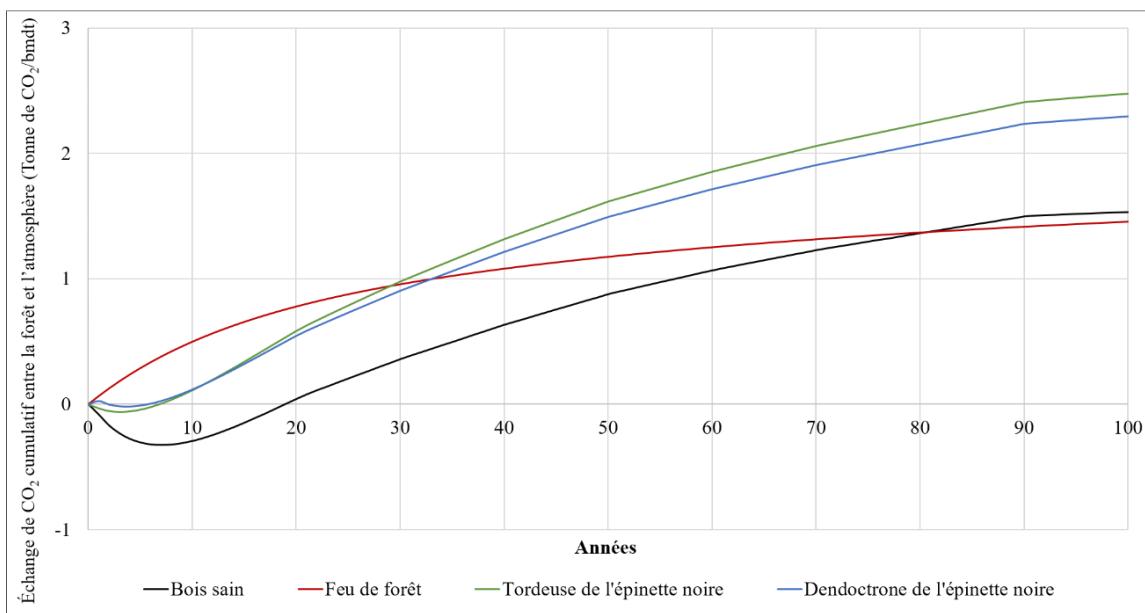


Figure 4-17 : Bénéfices cumulatifs (t de CO₂/bdmt) pour la récolte de bois sain et perturbé (0 °C)

La récolte d'une tonne de bois sain permet la captation, après 100 ans, de 1.5 tonne de CO₂. Ainsi, afin que la récolte du bois perturbé soit intéressante d'un point de vue environnemental, les bénéfices reliés à la récolte doivent être supérieurs à la récolte de bois sain. Concernant le bois provenant des infestations d'insecte, en tout temps le bénéfice en termes de CO₂ pour chaque tonne récoltée est supérieur qu'avec le bois sain. Pour ces deux perturbations, après environ 5 ans il y a un bénéfice comparativement à la forêt naturelle perturbée. Pour le bois de feu, à court terme le bénéfice est immédiat et bien plus grand que le bois sain, cependant sur un horizon de 100 ans, le bénéfice est semblable au bois sain, et même moindre. La raison principale est le fait qu'une grande partie du carbone de la forêt est perdu lors du feu, que ce soit avec ou sans récolte. De plus, comme le feu renouvelle le peuplement, après 100 ans une nouvelle forêt s'est installée. Par contre, en posant l'hypothèse que tout le carbone restant dans les chicots se retrouvait à l'atmosphère, le bénéfice serait plus grand qu'avec la récolte de bois sain. Cette hypothèse est erronée; cependant elle permet de mettre en lumière le fait que dans son modèle de décomposition, le logiciel CBM-CFS3 transfère une partie du carbone de la matière organique morte vers la litière et éventuellement vers le carbone noir présent dans le sol. Hors, il est connu que CBM-CFS3 ne modélise pas bien le carbone contenu dans la litière et le sol puisque ces informations sont encore mal connues [75]. Ainsi, il est possible que la valeur obtenue pour le bénéfice de la récolte de bois de feu contienne une incertitude causée par des valeurs incomplètes dans le modèle. Finalement, dans le contexte de

cette étude, une quantité limitée de biomasse est récoltée annuellement pour alimenter les usines de pyrolyse rapide. Cependant, dans le cas où au niveau national des stratégies permettraient d'aller récolter le bois de feu en plus de la quantité récoltée pour les activités forestières, un bénéfice environnemental serait certes observé.

4.4.5 Utilisation du bois perturbé dans les scénarios de pyrolyse rapide

Afin de déterminer l'impact économique et environnemental de l'utilisation du bois perturbé, il importe de déterminer les quantités de bois perturbé totales disponibles dans les rayons considérés pour l'étude. Le tableau 4-15 présente le bois perturbé disponible pour la coupe, en moyenne sur le long terme, en fonction de la distance de l'usine.

Tableau 4-15 : Bois perturbé disponible en moyenne annuellement en fonction de la distance de l'usine (0 à 4.8°C)

Rayon	Route à construire	Probabilité	Bois perturbé disponible pour la coupe (bdmt/an)			
			0°C	2.6°C	3.1°C	4.8°C
0-75 km	10-50 km	23%	7 435	14 654	15 810	19 741
75-100 km	10 km	9%	2 870	5 656	6 102	7 619
	30 km	9%	2 870	5 656	6 102	7 619
	50 km	9%	2 870	5 656	6 102	7 619
100-150 km	10 km	6%	1 826	3 599	3 883	4 849
	30 km	6%	1 826	3 599	3 883	4 849
	50 km	6%	1 826	3 599	3 883	4 849
150-200 km	10 km	6%	1 826	3 599	3 883	4 849
	30 km	6%	1 826	3 599	3 883	4 849
	50 km	6%	1 826	3 599	3 883	4 849
200-250 km	10 km	6%	1 826	3 599	3 883	4 849
	30 km	6%	1 826	3 599	3 883	4 849
	50 km	6%	1 826	3 599	3 883	4 849

Afin de mesurer l'impact de la distance sur les bénéfices environnementaux, les émissions en termes de CO₂-eq pour le transport ont été calculées en utilisant le modèle d'ACV présenté à la section 3.3.2.3. Finalement, puisque la modification de l'intrant du procédé affecte le rendement de l'usine, et donc les quantités de bioproduits ainsi que les quantités de produits fossiles remplacés, le modèle d'ACV a été adapté afin de tenir compte de ces changements dans les usines.

4.4.5.1 Impact économique et environnemental de l'utilisation du bois perturbé

Pour l'évaluation des impacts reliés à l'utilisation du bois perturbé, il est considéré que tout le bois disponible (feu et insecte) par rayon est récolté, à chaque année pendant 250 ans d'opération. En d'autres termes, tout le bois issu d'évènements de perturbation naturelles ayant lieu dans la zone forestière autour de l'usine est récolté. La figure 4-18 présente l'impact sur le bénéfice avant intérêt, impôt et amortissement (BAIIA) de récolter le bois perturbé dans l'usine FP-360, en fonction de la distance pour les quatre scénarios de changements climatiques.

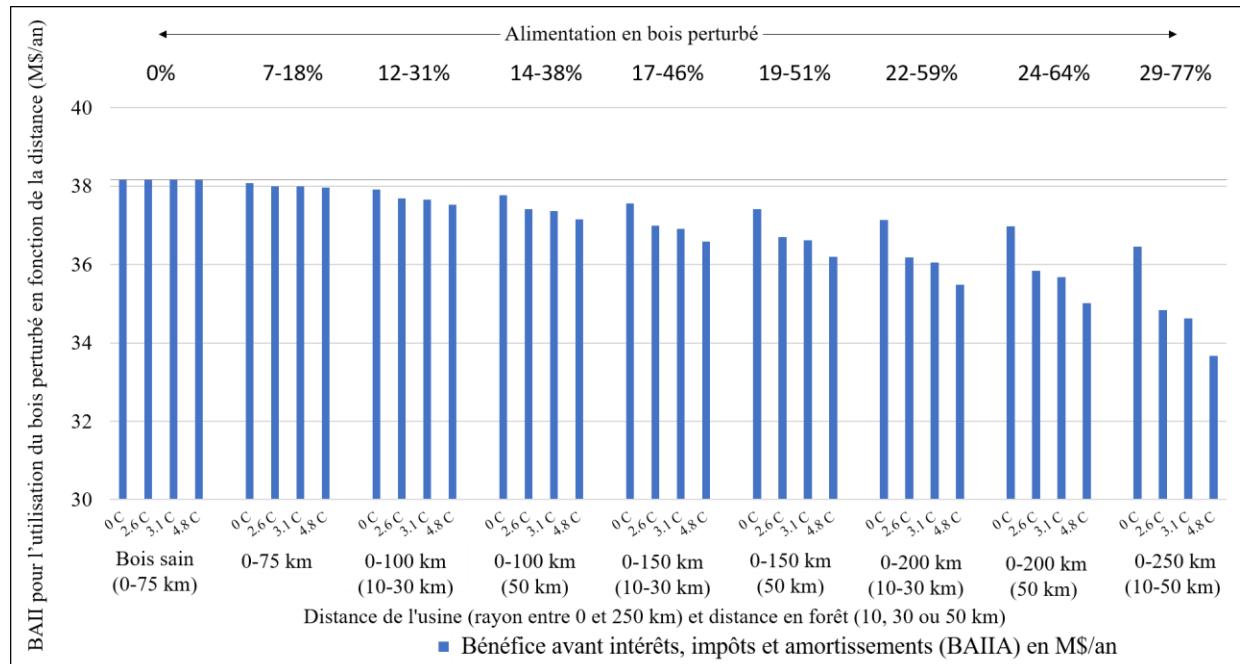


Figure 4-18 : Impact économique de l'utilisation du bois perturbé, par rapport à la distance

L'alimentation en biomasse perturbée, en % par année, augmente entre les scénarios de changements climatiques et avec la distance parcourue pour aller chercher le bois. Malgré la production d'huile pyrolytique identique avec l'utilisation du bois perturbé, les coûts reliés à l'opération ainsi qu'à l'approvisionnement en biomasse diminuent le rendement économique de l'usine. Ainsi, une réduction allant jusqu'à 12% est obtenue avec une alimentation de 77% en biomasse perturbée. Des subventions provenant du gouvernement seront donc requises afin d'encourager l'usine à récolter ce type de bois. Concernant l'usine FP/CON-720, la même quantité de bois perturbée est récoltée. Cependant, les impacts économiques sont moindres puisque le pourcentage de bois perturbé relativement à la capacité de l'usine est plus faible. Ainsi, une réduction maximale de 5% du BAIIA est observée avec FP/CON-720 (0-250 km/ 4.8 °C).

La figure 4-19 présente les bénéfices annuels en kt de CO₂ par année pour les différents rayons d'approvisionnement. Le bénéfice annuel du cas de base (soit FP-360/ 0°C) est le même que celui présenté à la section 4.3.3 avec la méthode ACV+Forêt, soit 99 kt de CO₂ par année. Cette valeur représente la moyenne de la captation de CO₂ annuelle entre les années 150 et 250.

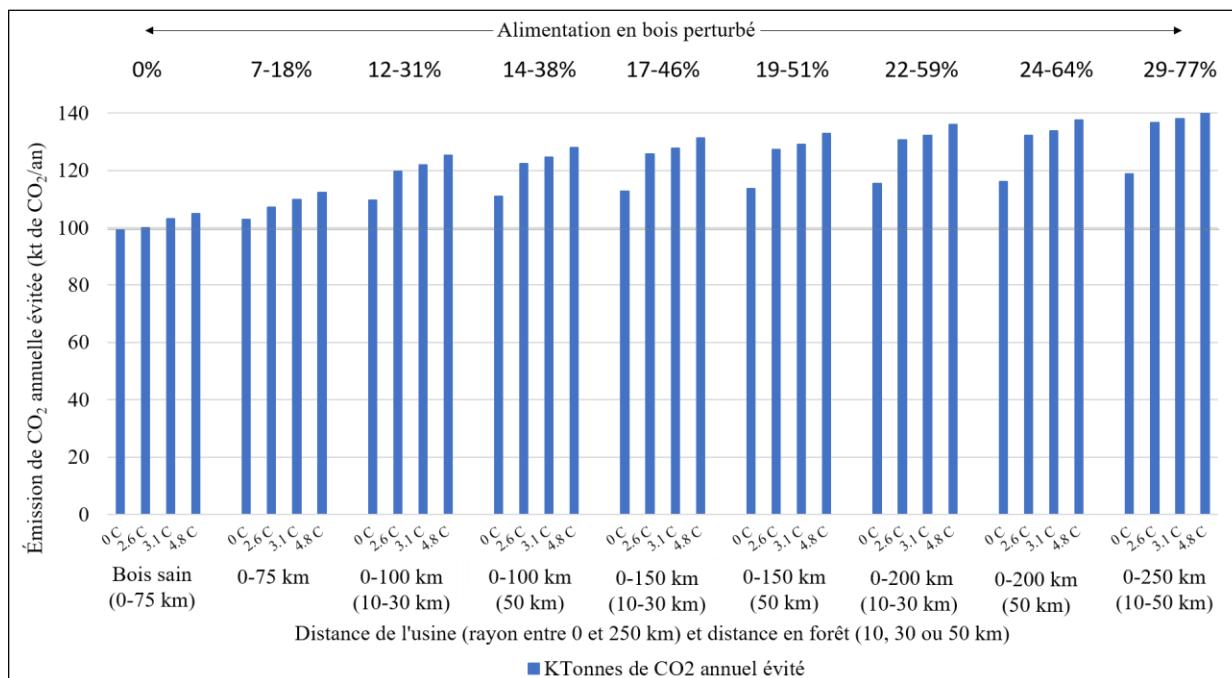


Figure 4-19 : Impact environnemental de l'utilisation du bois perturbé, par rapport à la distance

Il est toujours bénéfique environnementalement d'aller chercher le bois perturbé, malgré l'augmentation des émissions de CO₂-eq reliées au transport. Le bénéfice s'accroît jusqu'à 16% supplémentaire avec les changements climatiques (entre 0 et 4.8°C pour le rayon 0-250 km). L'augmentation marquée entre 0 et 2.6 °C est principalement due au fait que la quantité de bois perturbé augmente beaucoup, principalement en lien avec les infestations d'insectes. Le bénéfice environnemental augmente aussi entre les scénarios 2.6°C, 3.1°C et 4.8°C mais de façon moins marquée. En effet, comme la quantité de bois perturbé n'augmente pas pour les insectes, ceci est principalement lié au fait que la forêt capte plus de CO₂ avec l'augmentation de la température. En effet, le profil est semblable que lors de l'utilisation du bois sain dans tous les rayons de coupe. Ceci laisse aussi entendre que le bois de feu ne contribue pas réellement à l'augmentation des bénéfices à long terme. Il est à noter que le profil de résultats environnemental est semblable pour l'usine FP/CON-720 puisque la même quantité de bois perturbée est récoltée.

4.4.5.2 Impact des scénarios de subvention

Le tableau 4-16 présente la récolte possible suite aux subventions, définies à la section 3.3.4.3, permettant d'obtenir un prix du bois identique, ou plus faible, au coût du bois sain normalement récolté par l'usine. Le bois de feu est représenté par (F) et d'insecte, par (I). Les distances ayant l'inscription O signifie « Oui » et N signifie « Non ». Par exemple, pour la subvention de 25\$, uniquement le bois de feu localisé dans le rayon de coupe économique (0-75 km) sera récolté par l'usine.

Tableau 4-16 : Récolte possible suite aux scénarios de subvention

Rayon	Route forestière à construire	Scénarios de subvention															
		25\$		50\$		75\$		100\$		Route & 25\$		Route & 50\$		Route & 75\$		Route & 100\$	
		F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I	F	I
0-75 km	10-50 km	O	N	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O	O
75-100 km	10 km																
	30 km																
	50 km																
100-150 km	10 km																
	30 km																
	50 km																
150-200 km	10 km																
	30 km																
	50 km																
200-250 km	10 km																
	30 km																
	50 km																

La figure 4-20 présente les résultats économiques pour les scénarios de subvention.

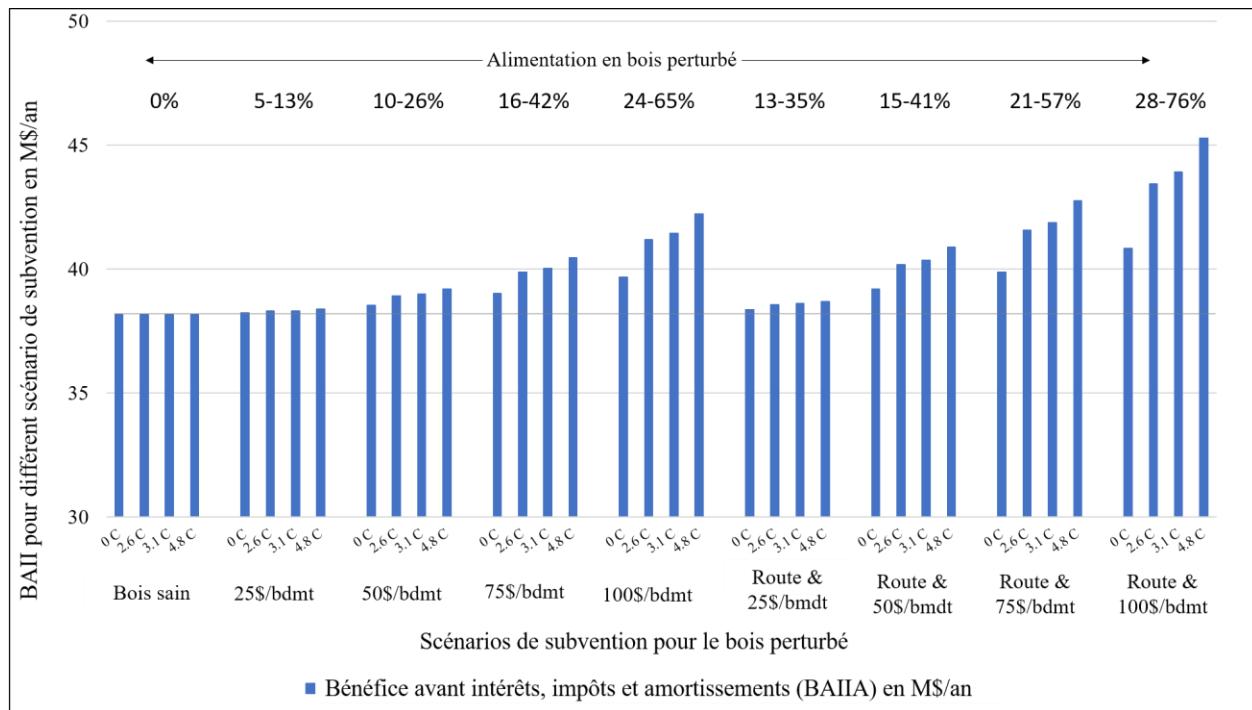


Figure 4-20 : Impact économique de l'utilisation du bois perturbé fonction des subventions

Dans l'éventualité où le gouvernement accorde des subventions, il est rentable en toute circonstance d'aller chercher le bois perturbé. Une augmentation du BAIIA est même observée. La figure 4-21 présente l'impact environnemental relié aux scénarios de subvention.

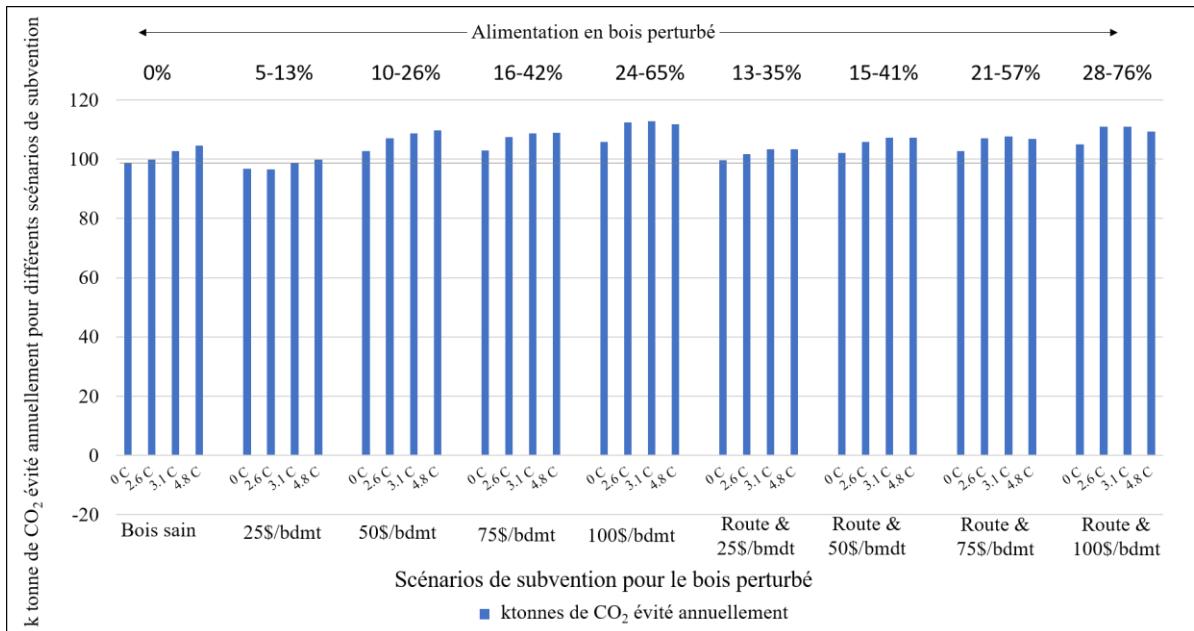


Figure 4-21 : Impact environnemental de l'utilisation du bois perturbé fonction des subventions

Pour tous les scénarios, à l'exception de 25\$/bdmt, il est plus avantageux environnementalement de récolter le bois perturbé. Afin de comprendre la dynamique des systèmes, il est important de regarder l'impact à court terme, tel que mentionné préalablement. Ainsi, la figure 4-22 présente, pour le scénario Route & 100\$/bdmt, l'impact cumulatif sur les changements climatiques.

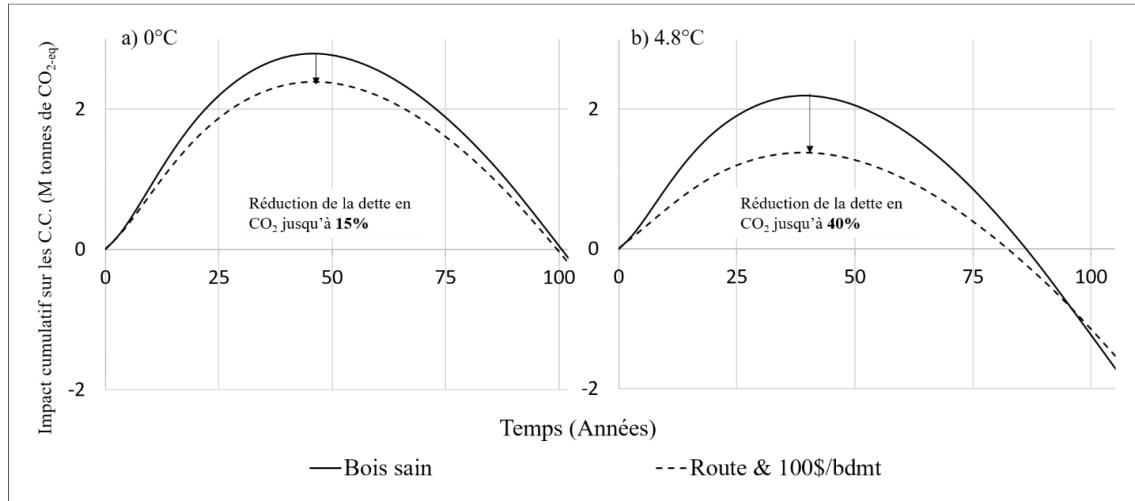


Figure 4-22 : Bénéfice cumulatif de l'utilisation du bois perturbé avec FP-360 et 4.8°C

La dette en CO₂ est réduite entre 15 et 40%, en fonction du réchauffement climatique. La durée de la dette diminue un peu aussi. Ainsi, l'impact sur les changements climatiques dans le court terme relié à la production de la bioénergie et de bioproduit peut être augmenté si le gouvernement donne des subventions pour encourager la récolte de bois perturbés. Cependant, tel que démontré préalablement, sur le long terme le bois de feu n'est pas plus avantageux que le bois sain. La figure 4-23 permet de comprendre la dynamique reliée à chacune des sources de matière première. Il présente donc les bénéfices associés au bois sain, de feu, de dendoctrine et de tordeuse, dans le court terme, pour le scénario Route & 100\$/bdmt.

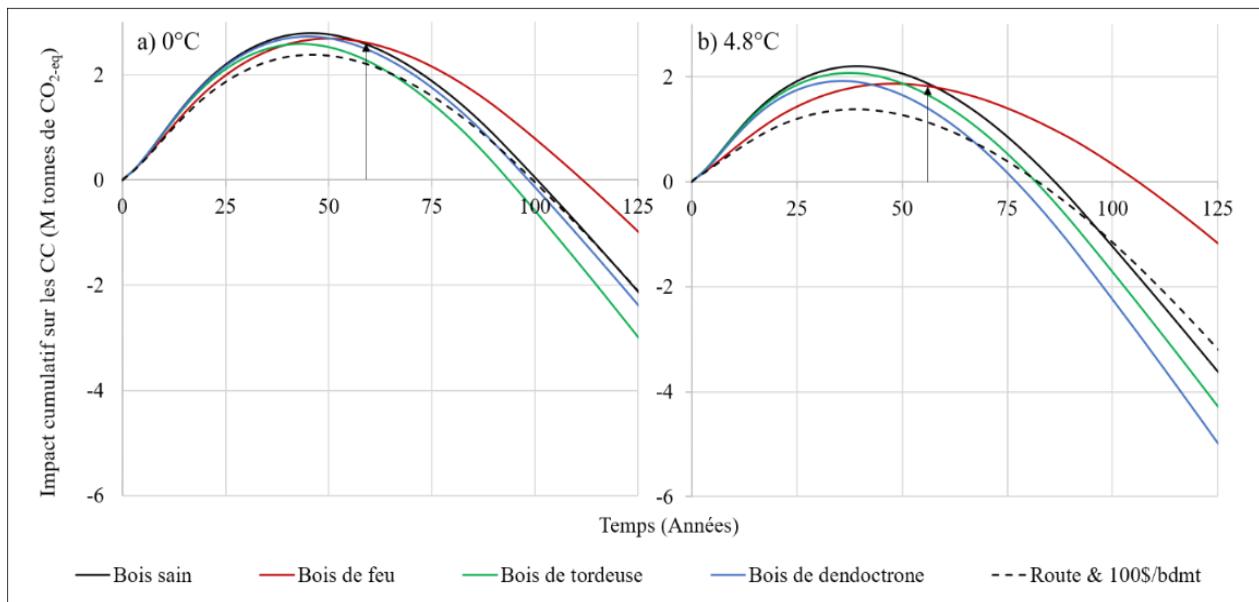


Figure 4-23 : Bénéfice cumulatif de l'utilisation du bois perturbé avec FP-360 (Route & 100\$/bdmt et 4.8°C)

Il est possible de remarquer que l'utilisation du bois de feu, dans les premières années d'opération de l'usine, contribue à réduire l'impact sur les changements climatiques. Cependant, après environ 60 ans, l'utilisation du bois de feux ne contribue plus à améliorer les bénéfices environnementaux de l'usine.

En ce qui concerne le scénario de 25\$/bdmt, tel que démontré préalablement, il permet de capter annuellement moins de CO₂ que le bois sain dans le long terme. Ceci s'explique par le fait qu'uniquement du bois de feu est récolté dans ce scénario. La figure 4-24 présente donc l'évolution cumulative des émissions de CO₂ pour le scénario 25\$/bdmt avec 0 et 4.8°C, permettant de démontrer l'impact à court et long terme.

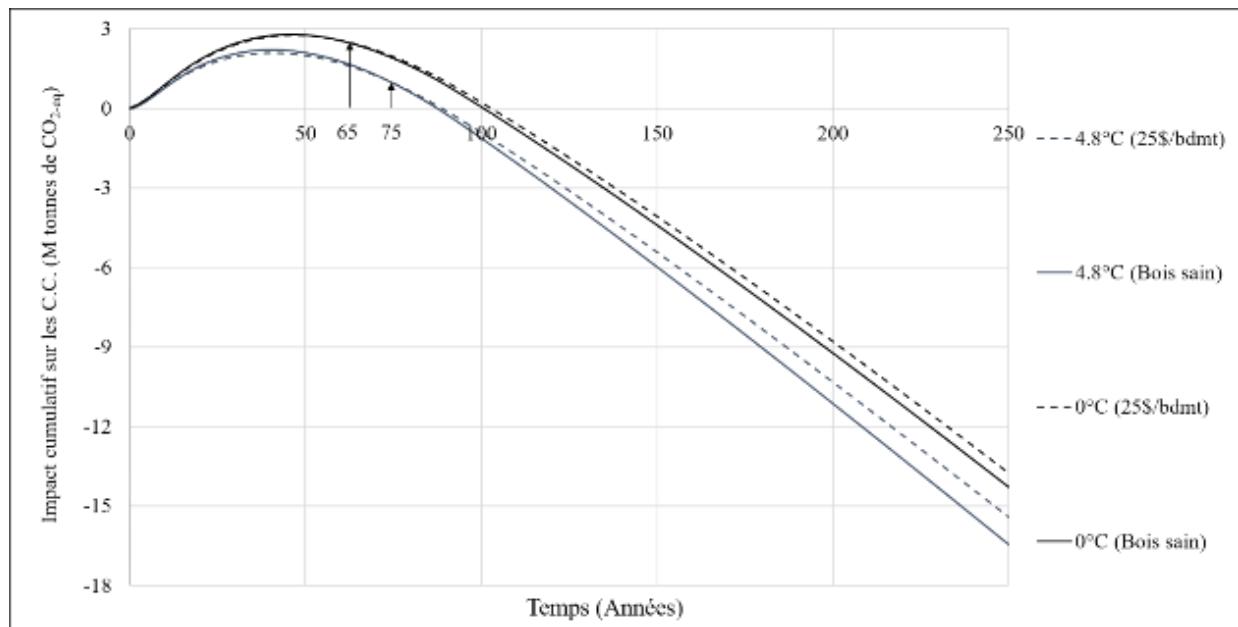


Figure 4-24 : Bénéfice cumulatif de l'utilisation du bois perturbé avec FP-360 (25\$/bdmt et 0 et 4.8°C)

L'utilisation du bois de feu permet de réduire légèrement la dette en CO₂ pour les deux conditions climatiques (0 et 4.8°C). Cependant, après respectivement 65 et 75 ans, la récolte du bois de feu ne devient plus avantageuse. Ceci est aligné avec les conclusions observées à la figure précédente ainsi qu'à la section 4.4.5. Afin d'analyser l'impact d'utiliser le bois de feu, les résultats ont été recalculés, pour les scénarios de subvention, en utilisant uniquement le bois d'insecte. La figure 4-25 présente donc les tonnes supplémentaires, annuelles à long terme, pour l'utilisation du bois de feu et d'insecte ainsi qu'uniquement le bois d'infestation.

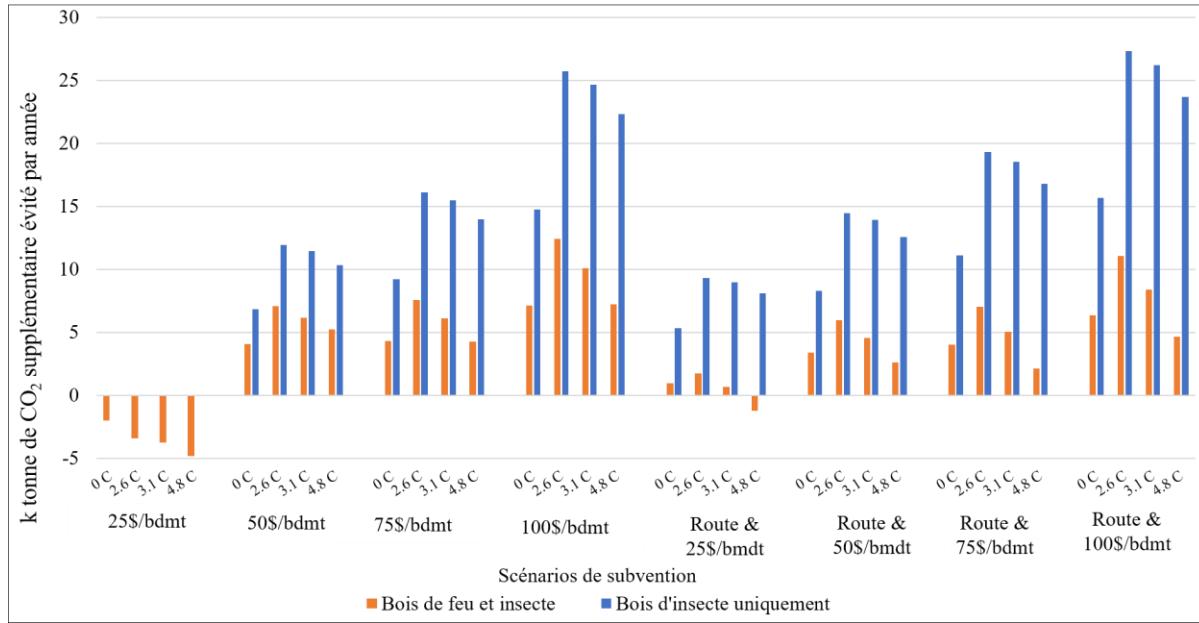


Figure 4-25 : Bénéfice annuel en kt de CO₂-eq avec et sans le bois de feu pour FP-360

Pour tous les scénarios, à long terme, le bénéfice environnemental serait supérieur si le bois de feu n'était pas récolté. Ceci s'explique par le fait que dans le long terme, le boin sain est légèrement préférable au bois de feu, tel que démontré à la figure 4-17. Il demeure que ces résultats comportent beaucoup d'incertitude de par la modélisation dans CBM-CFS3. De plus, ces résultats sont pour des sites où la régénération est immédiate suivant le feu. Afin de comprendre l'impact de cette hypothèse, la modélisation a été refaite en considérant un délai de régénération de 10 et 50 ans. Les résultats à court et long terme sont présentés à la figure 4-26.

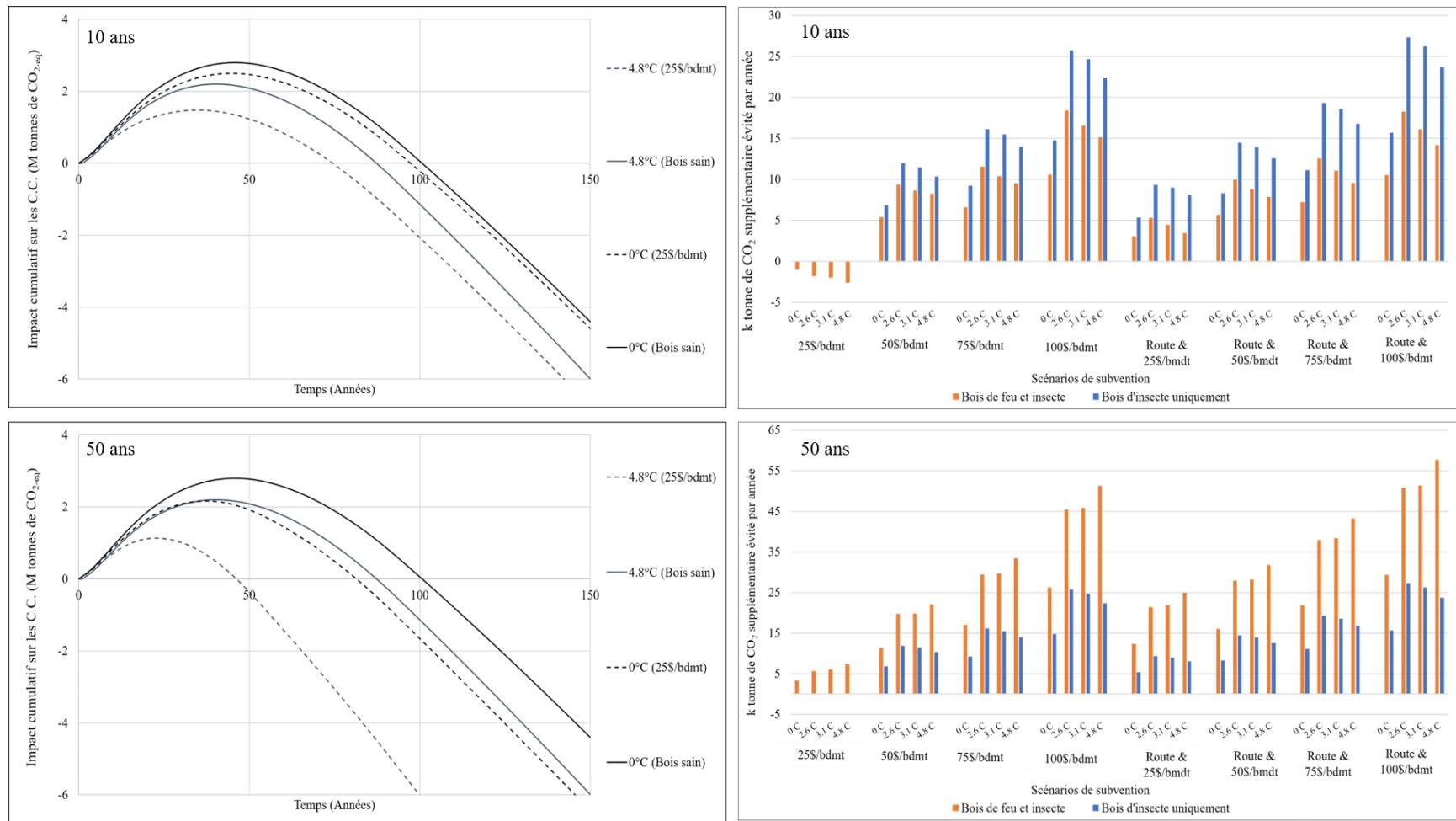


Figure 4-26 : Impact à court terme et bénéfice annuel avec FP-360 (25\$/bdmt et délai de régénération (10 et 50 ans))

La figure précédente démontre clairement l'importance de considérer les caractéristiques réelles des sites forestiers. En effet, si le site a un délai de régénération, cela peut considérablement affecter les résultats. L'information concernant le délai de régénération après feu n'est pas connue pour le Labrador, mais le sol n'est pas considéré comme étant un sol riche dans cette région [156]. Ainsi, il se pourrait qu'un délai soit observé. Cependant, les études démontrent, pour l'épinette noire, qu'il se régénère naturellement assez rapidement, sauf dans le cas de la présence d'éricacées arbustives comme le *Kalmia angustifolia* [209]. Dans ce dernier cas, un délai pouvant aller jusqu'à 60 ans peut être observé.

4.4.6 Conditions requises pour l'utilisation du bois perturbé

Les calculs démontrent que des subventions sont requises pour encourager les entreprises à exploiter le bois perturbé. En outre, le bois de feu peut offrir de bons avantages, contribuant ainsi à réduire l'impact direct sur le changement climatique et la dette en carbone à court terme après le début de l'exploitation de l'usine, mais est moins intéressant à long terme que le bois sain. Le bois provenant d'infestation d'insectes est toujours très intéressant du point de vue environnemental. Ainsi, pour tous les scénarios, à long terme, il est préférable d'utiliser uniquement du bois d'insecte. Sur la base de ces résultats, lorsque le site brûlé n'a pas de délai de régénération, le bois de feu devrait être encouragé uniquement les 60-80 premières années suivant le début de l'exploitation d'une nouvelle usine. Cependant, si après un incendie, dans la région de l'usine, la régénération peut être difficile, le bois de feu doit être encouragé. Les conclusions de cette étude sont spécifiques à la région d'Happy Valley-Goose bay et ne devraient pas être systématiquement employées pour un autre site d'étude.

Le fait que des conditions permettant une utilisation viable du bois perturbé dans les usines de pyrolyse rapide aient été identifiées permet de valider la sous-hypothèse #3, mentionnant qu'il existe des conditions viables pour l'utilisation du bois perturbé dans une bioraffinerie.

CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE

La mise en place de procédés permettant la production de biocarburant et de bioproduit pouvant remplacer les énergies et produits fossiles abondamment utilisés sera nécessaire afin d'aider à diminuer les émissions mondiales de GES. Avec le déclin de l'industrie forestière, et la grande ressource dans la forêt boréale, l'utilisation de la biomasse forestière comme matière première pour la production de biocarburant et bioproduit est tout indiquée. De plus, la biomasse perturbée représente une grande partie de la forêt boréale et, dans certaines régions, elle sera appelée à augmenter avec le réchauffement climatique. Il serait donc avisé d'encourager l'utilisation de ce type de biomasse forestière pour la production de biocarburant dans les stratégies globales de réduction des GES. Certes, identifier des procédés permettant d'utiliser ce type de bois dans une perspective économique et environnementale représente un défi considérable. Ainsi, puisque chaque étude de cas est unique, une approche globale permettant de considérer les différents aspects locaux doit être employée. Le but de cette thèse est donc de proposer un cadre méthodologique permettant d'identifier quelles conditions d'utilisation du bois perturbé dans une usine de bioraffinage permettent d'obtenir des bénéfices environnementaux et économiques. Dans un premier temps, certains éléments risques associés à la méthodologie employée sont discutés.

5.1 Sélection des scénarios de bioraffinage

Afin d'être en mesure d'identifier les scénarios de bioraffinage pertinents pour l'étude de cas, une connaissance des chaînes de valeurs et des usines situées près de la localisation potentielle est nécessaire. De plus, il y a de forts avantages à identifier des possibles acheteurs afin d'assurer la vente des produits envisagés. Cette démarche peut être fastidieuse, mais permettra d'assurer une viabilité à long terme. Concernant l'analyse environnementale des scénarios, l'analyse du cycle de vie est employée. Cette méthode permet d'évaluer les impacts environnementaux sur tout le cycle de vie, cependant les bases de données sont limitées. Par exemple, pour l'étude de cas employée, aucune donnée concernant la pyrolyse rapide ne figure dans les bases de données disponibles. Ainsi, les émissions pour l'usine ont été extraites de rapports et d'articles scientifiques. Ceci constitue un risque dans la répétabilité de la méthode puisqu'il peut y avoir des situations dans lesquelles aucune donnée n'existe. Le risque technologique doit aussi être mentionné puisque certains procédés ayant un bon potentiel dans le domaine du bioraffinage n'ont pas encore été

portés jusqu'à l'échelle commerciale. Cependant, lors de l'analyse décisionnelle multicritère, ce risque sera représenté par un critère de décision et sera donc traité dans le processus décisionnel.

Il est aussi important de sélectionner des critères de décision pertinents pour l'étude de cas. La famille de critères doit être complète, inclusive et non redondante afin de représenter tous les risques correctement. Ce processus est important, car il influence le choix final des scénarios qui seront conservés pour la suite. Puisque les critères environnementaux sont souvent mal compris et que les bénéfices environnementaux sont importants dans les projets de bioraffinage, il est important de s'assurer que ceux-ci soient représentés le mieux possible. Il est donc important de bien les définir en utilisant une normalisation appropriée. Cette étape peut être particulièrement difficile avec les critères environnementaux moins bien connus du public.

5.2 Analyse environnementale incluant les flux de carbone forestier

Pour ce qui est de l'étape de l'analyse environnementale, la principale force est certainement la combinaison des outils qui sont normalement traités séparément soit l'ACV, l'ACV dynamique et les flux de carbone forestier (CBM-CFS3). Le plus grand risque quant à lui réside dans la comptabilisation des flux de carbone. En effet, cette étape demande des connaissances en modélisation forestière ce qui demande un certain temps à acquérir. De plus, comme les forêts sont des systèmes complexes, il y a beaucoup d'hypothèses utilisées dans le logiciel CBM-CFS3 qui ne sont pas toujours simples à comprendre et explicitement mentionnées. La modélisation de tous les puits de carbone repose sur des conversions et des bases de données. Bien que celles-ci soient expliquées dans des rapports et des articles scientifiques, pour une personne non spécialiste de la forêt, il peut être ardu de comprendre les hypothèses ayant été employées lors de la définition du modèle. De plus, beaucoup d'information doit être recueillie telle que l'inventaire de la forêt (classe d'âge), les courbes de croissance spécifiques à la région et pour chaque espèce forestière, les perturbations naturelles présentes, etc. Ceci peut être une étape fastidieuse et si elle n'est pas bien réalisée, et peut compromettre la qualité des résultats.

Une faiblesse pour les résultats obtenus avec l'étude de cas d'Happy Valley-Goose Bay est qu'un seul bioproduit a été étudié, ainsi il n'est pas possible de mentionner si les tendances observées sont transposables pour d'autres bioproduits. En effet, puisque le portefeuille de produit remplacé choisi dans l'ACV influence grandement les résultats, les hypothèses posées à l'ACV sont

déterminantes. Le risque associé réside donc dans l'identification du bon produit de source fossile qui sera remplacé, évidemment dans le but représenter le plus possible la réalité.

5.3 Analyse de l'utilisation du bois perturbé dans la bioraffinerie

Quant à de l'analyse des conditions requises pour l'utilisation du bois perturbé dans la bioraffinerie, tout comme lors du calcul des flux forestiers, la caractérisation des perturbations naturelles représente un des risques importants puisque cette étape nécessite des connaissances spécifiques. En effet, il importe de déterminer les perturbations naturelles présentes sur le site, leur niveau d'impact en termes de sévérité et durée, l'impact sur le carbone forestier et les changements à prévoir en cas de réchauffement climatique. Ainsi, cela peut prendre un certain temps avant d'acquérir les données nécessaires à l'analyse. De plus, il y a un manque de donnée dans la littérature concernant les impacts sur les flux de carbone forestier ainsi que les impacts du réchauffement climatique pour certains types d'infestation. En effet, pour l'étude de cas d'Happy Valley-Goose Bay, aucun modèle dans la littérature ne permet de prédire les impacts des changements climatiques pour le dendoctrine et de la tordeuse des bourgeons de l'épinette. Beaucoup de données étaient aussi manquantes pour le dendoctrine. Ainsi, il importe de poser des hypothèses afin d'obtenir les résultats et il y a un risque que ces hypothèses affectent les résultats. De plus, des études terrains spécifiques à l'endroit de l'étude de cas, par exemple sur le délai de régénération des feux et l'impact sur la faune et flore de la récolte du bois perturbé, permettraient de renforcer la confiance envers les résultats obtenus. Or ces recherches doivent être réalisées sur un grand nombre d'années afin de mesurer l'évolution du carbone forestier.

Finalement, pour le calcul de l'impact économique relié à l'utilisation du bois perturbé dans le procédé de pyrolyse rapide, encore une fois le risque réside dans l'émission des hypothèses. En effet, peu d'études ont regardé l'impact d'utiliser du bois perturbé dans un procédé de conversion thermochimique et il est difficile de prévoir correctement tous les impacts que peut engager un changement de matière première. Il existe donc une possibilité pour que l'estimation des impacts économiques ne soit pas représentative de la réalité. Afin de palier à ce problème, les gouvernements devraient encourager l'utilisation de ce type de bois avec la remise de subvention aux compagnies intéressées par la récolte du bois perturbé. Ceci permettrait de contribuer à augmenter les connaissances dans ce domaine.

5.4 Cadre méthodologique proposé

Suite à la réalisation des travaux, un cadre méthodologique a été produit. L'objectif de ce cadre est d'identifier les conditions requises pour une utilisation viable du bois perturbé dans un procédé de bioraffinage considérant les perspectives économiques, environnementales, sociales et technologiques.

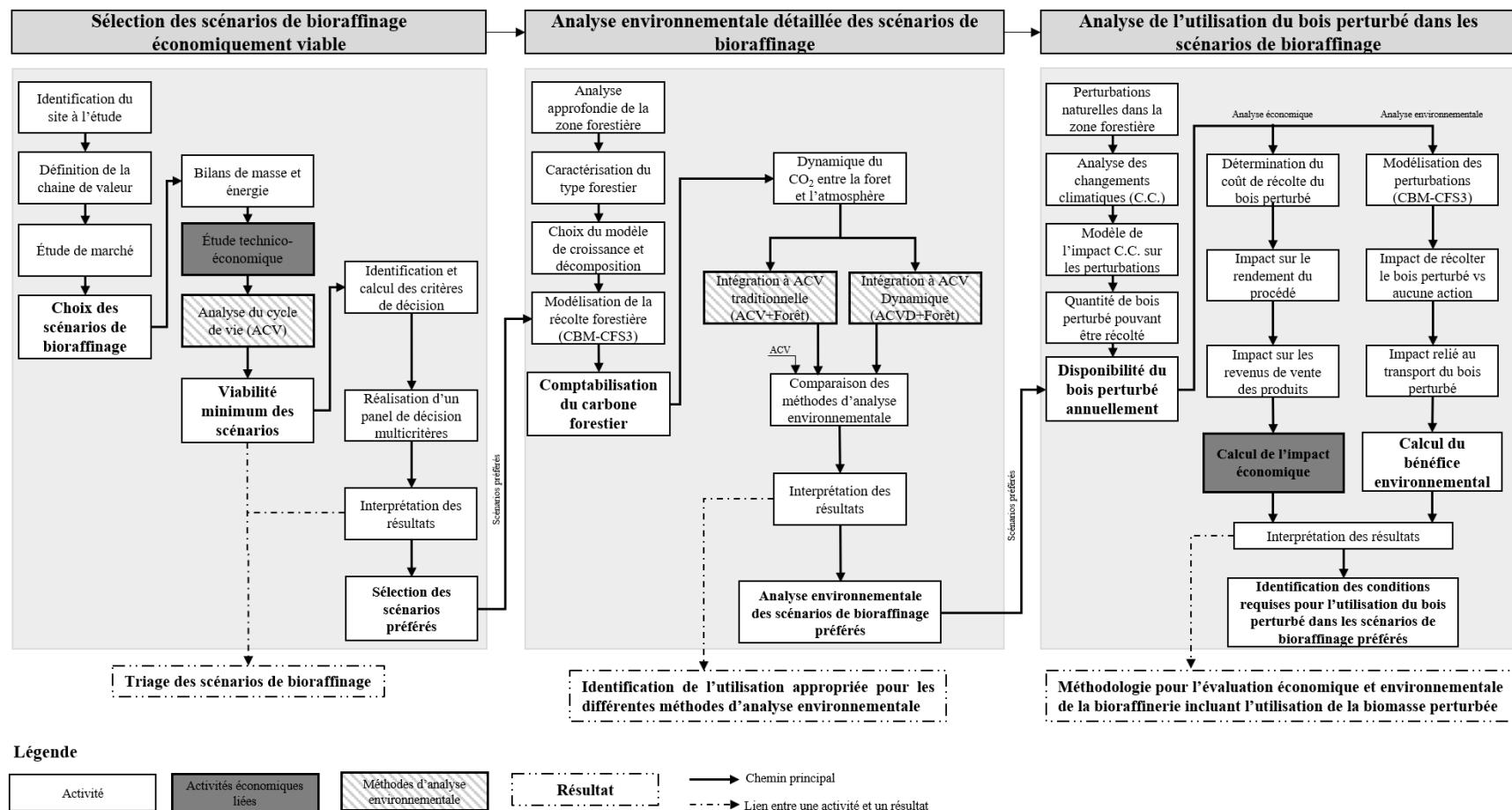


Figure 5-1 : Cadre méthodologique proposé

Le cadre proposé contient trois principales sections, étroitement liées aux trois sections de la méthodologie employée. Celui-ci détaille chacune des étapes requises afin d'identifier un ou plusieurs scénarios de bioraffinage, pouvant utiliser du bois perturbé dans une perspective économique et environnementale.

La première étape constitue en la sélection des scénarios de bioraffinage pour le site à l'étude. Cette étape comprend trois jalons majeurs soit l'identification des scénarios possibles, l'étude de leur viabilité économique et environnementale, puis l'identification des scénarios pertinents. Le choix des scénarios de bioraffinage est effectué pour le site à l'étude et prenant en compte les caractéristiques locales. Puis, la viabilité permet de mesurer les impacts environnementaux et le retour économique des scénarios. Cette étape permet d'effectuer un premier tri des scénarios non rentables. Puis, l'identification des scénarios les plus pertinents s'effectue avec la méthode de l'analyse décisionnelle multicritères.

La deuxième étape vise l'analyse environnementale approfondie des scénarios sélectionnés lors de la première étape. Cette étape comprend deux jalons majeurs soit la comptabilisation du carbone forestier du site à l'étude ainsi que l'intégration des résultats environnementaux de la première étape (ACV) aux résultats de carbone forestier. La comptabilisation du carbone forestier nécessite l'étude approfondie de la zone forestière située autour de l'étude de cas. Cette étape permet de comprendre la dynamique du carbone et d'identifier des pratiques de récolte adaptées afin d'augmenter la captation du CO₂ par la forêt. Puis, l'intégration avec les modèles d'ACV permet de comprendre l'impact réel de l'implantation d'un nouveau procédé de bioraffinage. Cette étape permet aussi de comparer les bénéfices associés à différents portefeuilles de produits.

Puis, la dernière et troisième étape consiste à analyser l'utilisation du bois perturbé dans les scénarios de bioraffinage sélectionnés. Trois différents jalons en font partie, soit l'identification de la disponibilité de bois provenant des perturbations dans la zone d'étude, et le calcul des impacts et bénéfices économiques et environnementaux lié à l'utilisation du bois perturbé dans les scénarios de bioraffinage sélectionnés à la première étape. L'identification de la disponibilité du bois correspond à un approfondissement de l'étude ayant permis la comptabilisation du carbone forestier à l'étape précédente. Uniquement les évènements de perturbations naturelles sont ajoutés pour ce jalon. Par la suite, l'adaptation de la modélisation réalisée avec CBM-CFS3 permet de capter les bénéfices environnementaux liés à l'utilisation du bois perturbé. Finalement, le calcul de

l'impact économique doit considérer la variation du prix d'achat du bois, en fonction de la distance à parcourir, ainsi que les coûts associés au changement de matière première dans le procédé de bioraffinage. Le cadre méthodologique constitue le résultat final du projet de recherche permettant de valider l'hypothèse de recherche principale mentionnant qu'il existe une méthodologie systématique permettant d'identifier sous quelles conditions la forêt perturbée possède un bon potentiel économique et environnemental pour l'utilisation comme matière première dans une usine de pyrolyse rapide, utilisable dans le cadre d'un ADMC.

5.5 Forces et limites du cadre méthodologique

Le cadre méthodologique peut être utilisé afin d'identifier des scénarios de bioraffinage ayant un bon potentiel économique et environnemental et peut être appliqué dans tous les sites à l'étude situés au Canada. Les principales forces du cadre sont qu'il peut être utilisé pour différents types de sites (greenfield, rétrofit ou brownfield) et qu'il intègre plusieurs outils pertinents pour l'analyse des scénarios de bioraffinage telles que l'analyse du cycle de vie (ACV), l'étude technico-économique, l'analyse décisionnelle multicritères (ADMC) et la comptabilisation du carbone forestier pour la forêt saine et perturbée. La combinaison de tous ces outils permet d'obtenir de bons renseignements sur la viabilité économique et environnementale. De plus, le cadre est complet et il peut s'adapter, voire être plus simple, dépendamment des sortes de biomasses utilisées. Par exemple, la modélisation complète de la forêt (saine ou perturbée) ne serait pas requise lors de l'utilisation de résidus de coupe. Cependant, la principale faiblesse du cadre est qu'il nécessite des connaissances variées afin d'être en mesure de réaliser les différentes étapes. Ces connaissances peuvent prendre plusieurs semaines voire mois avant d'être acquises. De plus, le cadre ne permet pas d'optimiser la chaîne de valeur de la biomasse perturbée dans la forêt boréale. Il permet plutôt d'identifier les conditions requises, pour une étude de cas en particulier, afin que l'utilisation du bois perturbé soit viable. Dans le projet de doctorat, il semblait plus pertinent d'effectuer les travaux en ce sens. En effet, bien que la biomasse forestière perturbée soit une matière première intéressante, il n'en demeure pas moins qu'il n'est pas évident de prédire les événements de perturbations. Ainsi, l'établissement des nouveaux scénarios de bioraffinage ne doit pas s'effectuer en fonction de la localisation des perturbations naturelles, mais plutôt en prenant en compte les aspects économiques régionaux et les chaînes de valeurs permettant de mettre en place des usines de bioraffinage viable, opérée à partir de la biomasse saine.

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATION

Le projet de recherche est réalisé dans un contexte de recherche de nouveaux procédés, produisant des biocarburants et des bioproduits. Ce projet étudie différentes voies prometteuses pour l'utilisation de la forêt dans le but de réduire les émissions de GES fossiles. De plus, le projet s'intéresse aux bénéfices supplémentaires pouvant être obtenus grâce à l'utilisation de la biomasse disponible suite à des évènements de perturbations naturelles dans la forêt. En effet, cette matière première est préférable, dans certains cas, à la biomasse saine pour la bioraffinerie. Cependant, la qualité de la fibre de bois perturbés pour la bioraffinerie reste un enjeu important. L'objectif était de développer et d'appliquer une méthodologie pratique, traitant l'aspect temporel de la forêt, afin d'identifier sous quelles conditions un scénario d'utilisation du bois perturbé dans une bioraffinerie est préférable pour l'environnement et économiquement viable.

L'étude de cas ayant servi pour la résolution des objectifs du projet est située à Happy Valley-Goose Bay au Labrador. Cet endroit a été identifié puisque la construction d'un nouveau barrage hydroélectrique a laissé sur place 450 000 m³ de bois. De plus, le gouvernement de Terre-Neuve-Labrador explore les possibilités d'utiliser leur ressource forestière et a identifié qu'une usine de pyrolyse rapide était appropriée pour Happy Valley-Goose Bay.

Les travaux ont mené à la définition de six scénarios de pyrolyse rapide combinant des technologies comme la condensation de l'huile pyrolytique, la production de légumes via la réutilisation de l'énergie dans des serres, une scierie et un procédé de carbonisation permettant la production de charbon activé. Les six scénarios ont démontré des résultats économiques intéressants avec des taux de rendement internes variant de 30% à 36%. Deux scénarios ont été identifiés comme étant plus prometteurs, soit le cas de base et une usine à double capacité combinant les technologies de pyrolyse rapide et condensation en série de l'huile. Pour le cas de base, lorsqu'opéré en continu pendant 250 ans, 30 Mt de CO₂-eq seront évités au total durant l'opération lorsque calculée avec l'analyse du cycle de vie (ACV), mais seulement 14 Mt de CO₂-eq seront évités réellement en considérant l'impact de la forêt dans le calcul, ce qui souligne l'importance d'inclure les impacts reliés à la forêt dans les calculs des bénéfices environnementaux.

Concernant l'identification des conditions d'utilisation du bois perturbé permettant d'améliorer les impacts environnementaux de l'usine de pyrolyse rapide, il n'y a pas de bénéfices supplémentaires pour la récolte du bois de feu à long terme (plus de 60 ans), comparativement aux bénéfices obtenus

avec l'utilisation de bois sain. Cependant, des bénéfices au niveau de la forêt sont observés à court terme. De plus, ces résultats sont valides uniquement pour des sites sans délai de régénération. En effet, lorsque le site brûlé possède un sol pauvre, et que la régénération de la forêt peut prendre quelques années, de plus grands bénéfices environnementaux peuvent être attendus. De plus, il est aussi reconnu que la récolte peut favoriser de nouveaux lits de germination dans certain site. Concernant, le bois provenant des infestations de la tordeuse et du dendoctrone de l'épinette, les bénéfices environnementaux de la récolte sont d'environ 1.5 fois plus important qu'en utilisant du bois sain. Cependant, l'utilisation du bois perturbé dans l'usine peut diminuer jusqu'à 25% les bénéfices avant intérêt et impôt si aucune subvention n'est accordée pour la récolte du bois perturbé. Finalement, suite aux travaux, il est possible de dire que les objectifs et les hypothèses de recherche ont été confirmées.

6.1 Contributions au corps de connaissances

Les résultats obtenus suite à la réalisation des travaux ont permis de contribuer au corps des connaissances via la création d'un cadre méthodologique permettant d'identifier sous quelles conditions la forêt perturbée possède un bon potentiel économique et environnemental pour l'utilisation comme matière première dans une usine de bioraffinage. Les travaux ont aussi permis d'identifier :

- Une normalisation appropriée pour différents critères environnementaux au sein du processus de l'analyse décisionnelle multicritères. Cette normalisation peut être employée afin de représenter les bénéfices environnementaux avec plusieurs types de méthode d'analyse environnementale;
- Une interprétation adaptée pour trois méthodes d'analyse environnementale de la bioraffinerie incluant les impacts de l'usine, de la forêt et de l'atmosphère incluant;
 - Les forces et faiblesses des méthodes d'analyses environnementales;
 - Les situations dans lesquelles les différentes méthodes d'analyses environnementales devraient être utilisées;
- Une interprétation des résultats pour trois méthodes d'analyse environnementale permettant de mettre en lumière l'importance significative d'évaluer à court et long terme les impacts de

scénario de bioraffinage, produisant des biocarburants et des bioproducts. Cette interprétation souligne aussi le fait que plus d'un critère doit être systématiquement employé, que ce soit dans le court ou le long terme, afin de capter l'impact réel et pertinent lié à l'implantation d'un nouveau scénario de bioraffinage;

- Finalement, des conditions pour une utilisation du bois perturbé dans une usine de pyrolyse rapide à Happy Valley-Goose Bay ont été identifiées. La méthode employée considère des résultats d'analyses économiques et environnementales complètes.

6.2 Recommandations pour travaux futurs

La réalisation des différentes étapes associées à la méthodologie a permis de soulever certaines problématiques subséquentes, non couverte dans le présent projet, et qui pourraient être pertinentes. Plusieurs recommandations pour des futurs travaux sont énoncées:

- L'utilisation du cadre méthodologique proposé avec une étude de cas différente. Ces travaux permettraient de valider la robustesse de la méthode proposée et d'identifier potentiellement des améliorations.
- L'identification d'une méthode permettant de définir le bon poids associé aux critères environnementaux dans une analyse décisionnelle multicritères. Cette recommandation est loin d'être évidente. Il a été relevé dans la littérature que les poids des critères environnementaux étaient majoritairement bas et que la normalisation interne n'était pas appropriée. Cependant, il n'y a pas de renseignements sur la définition du « bon poids » de même que sur la méthode permettant de le définir. Ce sujet de recherche serait pertinent pour l'analyse décisionnelle multicritères de scénario de bioraffinage.
- L'identification d'une méthode qui permet de représenter les impacts locaux liés à l'utilisation de la forêt ainsi que les impacts du portefeuille de produits évités au niveau de l'atmosphère, mais qui serait simplifiée et qui ne nécessiterait pas le calcul de l'inventaire forestier complet. Il serait très avantageux de pouvoir identifier, via une base de données semblable à celle utilisée pour l'ACV (ex. : EcoInvent), un facteur de réduction des CO₂-eq associée à la production d'un type de biocarburant ou de bioproduit, fabriqué à partir de biomasse forestière dans une certaine région du globe. Aussi, il serait intéressant de s'attarder aux types d'aménagement forestier et à l'incidence que ceux-ci peuvent avoir sur les résultats.

- L'identification d'une méthode permettant d'identifier les bénéfices en termes de CO₂-eq associée à une ou plusieurs chaînes de valeur qui seraient spécifiques à la biomasse perturbée et qui pourraient par exemple être appliquées au niveau national. Cette méthode pourrait être très utile dans le développement de nouvelles stratégies nationales souhaitant remplacer des produits de sources fossiles et améliorer les bilans de GES.

RÉFÉRENCES

- [1] IPCC, *IPCC WGI Fifth Assessment Report*. Stockholm: IPCC, 2013.
- [2] W. E. Mabee *et al.*, "Canadian biomass reserves for biorefining," vol. 129-132, 2006.
- [3] J. P. Newell et R. O. Vos, "Accounting for forest carbon pool dynamics in product carbon footprints: Challenges and opportunities," vol. 37, p. 23-36, 2012.
- [4] M. F. Chagas *et al.*, "Environmental and economic impacts of different sugarcane production systems in the ethanol biorefinery," vol. 10, n°. 1, p. 89-106, 2016.
- [5] W. Li *et al.*, "Comparative techno-economic, uncertainty and life cycle analysis of lignocellulosic biomass solvent liquefaction and sugar fermentation to ethanol," vol. 6, n°. 12, p. 16515-16524, 2018.
- [6] K. Rajendran et G. S. Murthy, "How does technology pathway choice influence economic viability and environmental impacts of lignocellulosic biorefineries?," vol. 10, p. 268, 2017. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29163670>
- [7] M. C. A. F. Rezende *et al.*, "Technical, economic and environmental assessment of ethanol production using a biochemical-thermochemical hybrid route," vol. 50, 2016.
- [8] C. Cambero, T. Sowlati et M. Pavel, "Economic and life cycle environmental optimization of forest-based biorefinery supply chains for bioenergy and biofuel production," vol. 107, p. 218-235, 2016.
- [9] S. Farzad, M. A. Mandegari et J. F. Gorgens, "Integrated techno-economic and environmental analysis of butadiene production from biomass," vol. 239, p. 37-48, Sep 2017. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28500887>
- [10] S. Michailos, "Process design, economic evaluation and life cycle assessment of jet fuel production from sugar cane residue," vol. 37, n°. 3, p. 1227-1235, 2018.
- [11] H. Olcay *et al.*, "Techno-economic and environmental evaluation of producing chemicals and drop-in aviation biofuels via aqueous phase processing," vol. 11, n°. 8, p. 2085-2101, 2018.
- [12] M. Budzinski et R. Nitzsche, "Comparative economic and environmental assessment of four beech wood based biorefinery concepts," vol. 216, p. 613-21, Sep 2016. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27285577>
- [13] S. Sanaei, V. Chambost et P. R. Stuart, "Systematic assessment of triticale-based biorefinery strategies: sustainability assessment using multi-criteria decision-making (MCDM)," vol. 12, p. S73-S86, 2018.
- [14] C. C. Dymond *et al.*, "Future quantities and spatial distribution of harvesting residue and dead wood from natural disturbances in Canada," vol. 260, n°. 2, p. 181-192, 2010.
- [15] P. Lamers *et al.*, "Damaged forests provide an opportunity to mitigate climate change," vol. 6, n°. 1, p. 44-60, 2014.
- [16] C. L. Gargalo *et al.*, "A framework for techno-economic & environmental sustainability analysis by risk assessment for conceptual process evaluation," vol. 116, p. 146-156, 2016.

- [17] A. Mirkouei *et al.*, "A mixed biomass-based energy supply chain for enhancing economic and environmental sustainability benefits: A multi-criteria decision making framework," vol. 206, p. 1088-1101, 2017.
- [18] P. R. Stuart et M. M. El-Halwagi, *Integrated biorefineries: Design, analysis and optimization*. United States of America: CRC Press, 2013.
- [19] T. Brown *et al.*, "Rapport de synthèse sur la bioénergie et les produits biochimiques," 2011. [En ligne]. Disponible: http://www.fpac.ca/publications/Bio%20Energy%20Final_Fr.pdf
- [20] T. Brown *et al.*, "Rapport de synthèse sur la bioénergie et les produits biochimiques," FPInnovations, Montréal, 2011.
- [21] C. Diffo Téguia, R. Albers et P. R. Stuart, "Analysis of economically viable lignin-based biorefinery strategies implemented within a kraft pulp mill," vol. 16, n°. 3, p. 157-169, 2017.
- [22] B. Gilani et P. R. Stuart, "Life cycle assessment of an integrated forest biorefinery: hot water extraction process case study," vol. 9, n°. 6, p. 677-695, 2015.
- [23] V. Chambost, J. McNutt et P. Stuart, "Guided tour implementing the forest biorefinery at an existing pulp and paper mill " vol. 109, n°. 7/8, p. 19-27, 2008.
- [24] C. Diffo Téguia *et al.*, "Decision-making process for the identification of preferred lignin-based biorefinery strategies," vol. 16, n°. 4, p. 229-240, April 2017 2017.
- [25] P. O. Bontems, "Stratégie industrielle du bioraffinage de la lignine et méthode pour atténuer les risques dans le modèle d'affaires," Département de génie chimique, École Polytechnique de Montréal, 2014.
- [26] W. O. S. Doherty, P. Mousavioun et C. M. Fellows, "Value-adding to cellulosic ethanol: Lignin polymers," vol. 33, n°. 2, p. 259-276, 2011.
- [27] M. Peters, K. Timmerhaus et R. West, *Plant design and economics for chemical engineers*, Fifth edition^e éd.: McGraw-Hill International Editions, 2002.
- [28] R. Nitzsche, M. Budzinski et A. Grongroft, "Techno-economic assessment of a wood-based biorefinery concept for the production of polymer-grade ethylene, organosolv lignin and fuel," vol. 200, p. 928-39, Jan 2016. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26609950>
- [29] U. Wising et P. Stuart, "Identifying the Canadian forest biorefinery," vol. 107, n°. 6, p. 25-30, 2006.
- [30] ISO, "14040/14044," Environment management - Life cycle assessment - Principles and framework, ISO, 2006.
- [31] C. Gaudreault, "Cadre méthodologique de gestion du cycle de vie appliqué à l'industrie forestière," Génie chimique, École Polytechnique, Montréal, 2008.
- [32] O. Jolliet *et al.*, *Analyse du cycle de vie: Comprendre et réaliser un écobilan*. Italie, 2010.
- [33] F. A. C. Rojas, "Using life cycle assessment (LCA) as a tool to enhance environmental impact assessment (EIA) with a case study application in the pulp and paper industry ", Génie chimique, École Polytechnique, Montréal, 2005.

- [34] M. J. M. Janssen, "Retrofit design methodology based on process and product modeling," Département de génie chimique, École Polytechnique de Montréal, Montréal, 2007.
- [35] G. Liard, "Intégration de l'analyse du cycle de vie dans le process de prise de décision: Application à la bioraffinerie à base de triticale en Alberta," Département de génie chimique, École Polytechnique de Montréal, Montreal, 2011.
- [36] V. E. Hytonen, "Methodologie for identifying promisiong retrofit integrated forest biorefinery strategies - Desing decision making under uncertainty," Génie chimique, École Polytechnique, Montréal, 2011.
- [37] S. Sanaei, "Sustainability assessment of biorefinery strategies under uncertainty abnd risk using multi criteria decision making (MCDM) approach," Génie chimique, École Polytechnique de Montréal, Montréal, 2014.
- [38] C. Gaudreault, R. Samson et P. Stuart, "Implications of choices and interpretation in LCA for multi-criteria process design: de-inked pulp capacity and cogeneration at a paper mill case study," vol. 17, n°. 17, p. 1535-1546, 2009.
- [39] J. Kim *et al.*, "The importance of normalization references in interpreting life cycle assessment results," vol. 17, n°. 3, p. 385-395, 2013.
- [40] G. Liard *et al.*, "Systematic assessment of triticale-based biorefinery strategies: environmental evaluation using life cycle assessment," vol. 12, p. S60-S72, 2018.
- [41] T. Myllyviita *et al.*, "Assessing environmental impacts of biomass production chains – application of life cycle assessment (LCA) and multi-criteria decision analysis (MCDA)," vol. 29-30, p. 238-245, 2012.
- [42] X. Li *et al.*, "An environmental impact assessment framework and index system for the pre-use phase of buildings based on distance-to-target approach," vol. 85, p. 173-181, 2015.
- [43] M. Weiss *et al.*, "Applying distance-to-target weighing methodology to evaluate the environmental performance of bio-based energy, fuels, and materials," vol. 50, n°. 3, p. 260-281, 2007.
- [44] P. Lamers et M. Junginger, "The 'debt' is in the detail: A synthesis of recent temporal forest carbon analyses on woody biomass for energy," vol. 7, n°. 4, p. 373-385, 2013.
- [45] Groupe d'expert intergouvernementale sur l'évolution du climat GIEC, "Changements climatiques 2013," Résumé à l'intention des décideurs, Résumé technique et Foire aux questions, 2013.
- [46] S. Ahlgren *et al.*, "Review of methodological choices in LCA of biorefinery systems - key issues and recommendations," vol. 9, n°. 5, p. 606-619, 2015.
- [47] W. Liu *et al.*, "A critical analysis of the carbon neutrality assumption in life cycle assessment of forest bioenergy systems," vol. 26, p. 93-101, 2018.
- [48] G. Cardellini *et al.*, "Temporalis, a generic method and tool for dynamic Life Cycle Assessment," vol. 645, p. 585-595, Dec 15 2018. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/30029133>
- [49] A. Levasseur *et al.*, "Considering time in LCA : Dynamic LCA and it's application to global warning impact assessments," vol. 44, p. 3169-3174, 2010.

- [50] R. Miner et C. Gaudreault, "A review of biomass carbon accounting methods and implication," Montréal, Qc, Technical bulletin, 2013.
- [51] T. Searchinger *et al.*, "Croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land use change," p. 319:1238–40, 2008.
- [52] F. Cherubini *et al.*, "CO₂ emissions from biomass combustion for bioenergy: atmospheric decay and contribution to global warming," vol. 3, n°. 5, p. 413-426, 2011.
- [53] T. K. Baul *et al.*, "Net climate impacts and economic profitability of forest biomass production and utilization in fossil fuel and fossil-based material substitution under alternative forest management," vol. 98, p. 291-305, 2017.
- [54] Environnement et Changement climatique Canada. (2017) Mode de fonctionnement de la tarification de la pollution par le carbone au Canada. [En ligne]. Disponible: <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/nouvelles/2017/05/mode-de-fonctionnement-de-la-tarification-de-la-pollution-par-le-carbone.html>
- [55] Gouvernement du Québec. (2019) Marché du carbone; Crédits compensatoires [En ligne]. Disponible: <http://www.environnement.gouv.qc.ca/changements/carbone/credits-compensatoires/index.htm>
- [56] Gouvernement du Québec. (2018) Gestion forestière. [En ligne]. Disponible: <https://mffp.gouv.qc.ca/les-forets/gestion-forestiere/>
- [57] J. Lintunen et J. Uusivuori, "On the economics of forests and climate change: Deriving optimal policies," vol. 24, p. 130-156, 2016.
- [58] I.-M. Gren et A. Z. Akililu, "Policy design for forest carbon sequestration: A review of the literature," vol. 70, p. 128-136, 2016.
- [59] M. M. Vass et K. Elofsson, "Is forest carbon sequestration at the expense of bioenergy and forest products cost-efficient in EU climate policy to 2050?," vol. 24, p. 82-105, 2016.
- [60] W. Zhou et L. Gao, "The impact of carbon trade on the management of short-rotation forest plantations," vol. 62, p. 30-35, 2016.
- [61] M. Brandão *et al.*, "Quantifying the climate change effects of bioenergy systems: Comparison of 15 impact assessment methods," vol. 11, n°. 5, p. 727-743, 2019.
- [62] K. L. Denman *et al.*, "Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry," Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2007.
- [63] A. Levasseur et M. Brandão, "État de l'art sur le stockage et déstockage du carbone par la biomasse," Villeurbanne, Rapport technique, 2014.
- [64] W. A. Kurz *et al.*, "Carbon in Canada's boreal forest — A synthesis," vol. 21, n°. 4, p. 260-292, 2013.

- [65] F. Cherubini, R. M. Bright et A. H. Strømman, "Corrigendum: Global climate impacts of forest bioenergy: what, when and how to measure?," vol. 8, n°. 2, p. 029503, 2013.
- [66] F. Senez-Gagnon *et al.*, "Dynamics of detrital carbon pools following harvesting of a humid eastern Canadian balsam fir boreal forest," vol. 430, p. 33-42, 2018.
- [67] Y. H. Ji *et al.*, "Long-term growth of temperate broadleaved forests no longer benefits soil C accumulation," vol. 7, p. 42328, Feb 8 2017. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28176873>
- [68] A. M. Mika et W. S. Keeton, "Net carbon fluxes at stand and landscape scales from wood bioenergy harvests in the US Northeast," vol. 7, n°. 3, p. 438-454, 2015.
- [69] N. Clarke *et al.*, "Influence of different tree-harvesting intensities on forest soil carbon stocks in boreal and northern temperate forest ecosystems," vol. 351, p. 9-19, 2015.
- [70] M. T. Ter-Mikaelian, S. J. Colombo et J. Chen, "The burning question: Does forest bioenergy reduce carbon emissions? A review of common misconceptions about forest carbon accounting," vol. 113, n°. 1, p. 57-68, 2015.
- [71] R. A. Miner *et al.*, "Forest carbon accounting considerations in US bioenergy policy," vol. 112, p. 1-16, 2014.
- [72] T. Buchholz *et al.*, "A global meta-analysis of forest bioenergy greenhouse gas emission accounting studies," vol. 8, n°. 2, p. 281-289, 2016.
- [73] S. R. Mitchell, M. E. Harmon et K. E. B. O'Connell, "Carbon debt and carbon sequestration parity in forest bioenergy production," vol. 4, n°. 6, p. 818-827, 2012.
- [74] Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), "Recommandations en matière de bonnes pratiques pour le secteur de l'utilisation des terres, changements d'affectation des terres et foresterie," Rapport technique, 2003.
- [75] W. A. Kurz *et al.*, "CBM-CFS3: A model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards," vol. 220, n°. 4, p. 480-504, 2009.
- [76] H. S. J. Zald *et al.*, "Forest carbon calculators: A review for managers, policymakers, and educators," vol. 114, n°. 2, p. 134-143, 2016.
- [77] T. Helin *et al.*, "Approaches for inclusion of forest carbon cycle in life cycle assessment - a review," vol. 5, n°. 5, p. 475-486, 2013.
- [78] J. Laganière *et al.*, "Range and uncertainties in estimating delays in greenhouse gas mitigation potential of forest bioenergy sourced from Canadian forests," vol. 9, n°. 2, p. 358-369, 2017.
- [79] M. K. White, S. T. Gower et D. E. Ahl, "Life cycle inventories of roundwood production in northern Wisconsin: Inputs into an industrial forest carbon budget," vol. 219, n°. 1, p. 13-28, 2005.
- [80] F. Cherubini, R. M. Bright et A. H. Strømman, "Site-specific global warming potentials of biogenic CO₂ for bioenergy: contributions from carbon fluxes and albedo dynamics," vol. 7, p. 045902, 2012.
- [81] S. Su *et al.*, "Dynamic LCA framework for environmental impact assessment of buildings," vol. 149, p. 310-320, 2017.

- [82] M. Pehnt, "Dynamic life cycle assessment (LCA) of renewable energy technologies," vol. 31, n°. 1, p. 55-71, 2006.
- [83] A. Levasseur, "Développement d'une méthode d'analyse du cycle de vie dynamique pour l'évaluation des impacts sur le réchauffement climatique," Génie chimique CIRAI, École Polytechnique, Montréal, 2011.
- [84] A. Levasseur *et al.*, "Biogenic carbon and temporary storage addressed with dynamic LCA," vol. 17, n°. 1, p. 117-128, 2012.
- [85] A. Levasseur *et al.*, "Valuing temporary carbon storage," vol. 2, n°. 1, p. 6-8, 2011.
- [86] H. Dyckhoff et T. Kasah, "Time horizon and dominance in dynamic life cycle assessment," vol. 18, n°. 6, p. 799-808, 2014.
- [87] D. Beloin-Saint-Pierre *et al.*, "Implementing a dynamic life cycle assessment methodology with a case study on domestic hot water production," vol. 21, n°. 5, p. 1128-1138, 2017.
- [88] W. Collinge *et al.*, "Indoor environmental quality in a dynamic life cycle assessment framework for whole buildings: Focus on human health chemical impacts," vol. 62, p. 182-190, 2013.
- [89] K. Negishi *et al.*, "An operational methodology for applying dynamic Life Cycle Assessment to buildings," vol. 144, p. 611-621, 2018.
- [90] A. H. Shimako, L. Tiruta-Barna et A. Ahmadi, "Operational integration of time dependent toxicity impact category in dynamic LCA," vol. 599-600, p. 806-819, Dec 1 2017. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28499229>
- [91] A. H. Shimako *et al.*, "Sensitivity analysis of temporal parameters in a dynamic LCA framework," vol. 624, p. 1250-1262, May 15 2018. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29929238>
- [92] J. Yang et B. Chen, "Global warming impact assessment of a crop residue gasification project—A dynamic LCA perspective," vol. 122, p. 269-279, 2014.
- [93] L. Gustavsson *et al.*, "Climate effects of bioenergy from forest residues in comparison to fossil energy," vol. 138, p. 36-50, 2015.
- [94] Ressources Naturelles Canada, "L'État des forêts au Canada, Rapport annuel 2017," 2017.
- [95] Ressources naturelles Canada. (2014) Les cartes de la forêt canadienne. [En ligne]. Disponible: <http://atlas.nrcan.gc.ca/site/francais/maps/forestry.html>
- [96] Ressources naturelles canada. (2018) Approvisionnement durable bois perturbés. [En ligne]. Disponible: <https://www.rncan.gc.ca/forests/rapport/recolte/16551>
- [97] Ressources Naturelles Canada. (2014) Approvisionnement durable. [En ligne]. Disponible: <http://www.rncan.gc.ca/forets/canada/amenagement-forestier-durable/criteres-indicateurs/13250>
- [98] Gouvernement du Québec. (2016) La livrée des forêts. [En ligne]. Disponible: <https://mffp.gouv.qc.ca/forests/fimaq/insectes/fimaq-insectes-insectes-livree.jsp>
- [99] D. S. Pureswaran *et al.*, "Climate-induced changes in host tree–insect phenology may drive ecological state-shift in boreal forests," vol. 96, n°. 6, p. 1480-1491, 2015.

- [100] Ressources naturelles Canada. (2014) La forêt Boréale. [En ligne]. Disponible: <http://www.rncan.gc.ca/forets/boreale/13072>
- [101] R. Seidl *et al.*, "Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review," vol. 222, n°. 4, p. 903-924, 2011.
- [102] BioDivCanada. (2014) Perturbations naturelles. [En ligne]. Disponible: <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=5DBC0BDD-1&printfullpage=true>
- [103] Ouranos, "Impacts des feux de forêt sur le secteur forestier québécois dans un climat variable et en évolution," 2017.
- [104] Y. Bergeron *et al.*, "Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management," vol. 36, n°. 11, p. 2737-2744, 2006.
- [105] D. R. Gray, "The relationship between climate and outbreak characteristics of the spruce budworm in eastern Canada," vol. 87, n°. 3-4, p. 361-383, 2007.
- [106] A. R. Hof et A. Svahlin, "The potential effect of climate change on the geographical distribution of insect pest species in the Swedish boreal forest," vol. 31, n°. 1, p. 29-39, 2016.
- [107] C. Macdonald, "Climate change and the forest landscape," vol. 117, n°. 1, p. 14-15, 2016.
- [108] Y. Boulanger *et al.*, "Changes in mean forest age in Canada's forests could limit future increases in area burned but compromise potential...," 2017.
- [109] C. C. Dymond *et al.*, "Carbon sequestration in managed temperate coniferous forests under climate change," vol. 12, n°. 24, p. 20283-20321, 2015.
- [110] C. A. Williams *et al.*, "Disturbance and the carbon balance of US forests: A quantitative review of impacts from harvests, fires, insects, and droughts," vol. 143, p. 66-80, 2016.
- [111] L. De Grandpré *et al.*, "Incorporating insect and wind disturbances in a natural disturbance-based management framework for the boreal forest," vol. 9, n°. 8, p. 471, 2018.
- [112] UPMC, Paris Universitas,, *La décomposition, Fonctionnement des écosystèmes*. Paris: Notes de cours Module LV396.
- [113] La Confédération Suisse. (2010) Les phases de décomposition du bois. [En ligne]. Disponible: http://www.boismort.ch/holzabbau/index_FR?redir=1
- [114] F. Sandstrom *et al.*, "Biomass conversion factors (density and carbon concentration) by decay classes for dead wood of Pinus sylvestris, Picea abies and betula spp. in boreal forest of Sweden," p. 19-27, 2007.
- [115] W. Huang *et al.*, "Effects of Fire Severity and Topography on Soil Black Carbon Accumulation in Boreal Forest of Northeast China," vol. 9, n°. 7, p. 408, 2018.
- [116] E. M. Hansen, "Forest development and carbon dynamics after mountain pine beetle outbreaks," vol. 60, n°. 3, p. 476-488, 2014.
- [117] Z. Liu *et al.*, "Development of a New TRIPLEX-Insect Model for Simulating the Effect of Spruce Budworm on Forest Carbon Dynamics," vol. 9, n°. 9, p. 513, 2018.

- [118] R. Pilli *et al.*, "Modelling forest carbon stock changes as affected by harvest and natural disturbances. I. Comparison with countries' estimates for forest management," vol. 11, n°. 1, p. 5, Dec 2016. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27340427>
- [119] A. Bauen, J. Woods et R. Hailes, "Biopowerswitch! A biomass blueprint to meet 15% of OECD electricity demand by 2020," E4tech (UK) Ltd, 2004.
- [120] D. Bradley, "Canada report on bioenergy 2008," Ontario, 2008.
- [121] S. M. Wood et D. B. Layzell, "A Canadian biomass inventory: Feedstocks for a bio-based economy," Ontario, 2003.
- [122] A. Nappi *et al.*, "La récolte dans les forêts brûlées; Enjeux et orientations pour un aménagement écosystémique," G. d. Québec, Édit., éd. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune: Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2011.
- [123] T. Boukherroub, L. LeBel et S. Lemieux, "An integrated wood pellet supply chain development: Selecting among feedstock sources and a range of operating scales," vol. 198, p. 385-400, 2017.
- [124] J. Barrette *et al.*, "A financial analysis of the potential of dead trees from the boreal forest of eastern Canada to serve as feedstock for wood pellet export," vol. 198, p. 410-425, 2017.
- [125] J. McKechnie *et al.*, "Forest bioenergy or forest carbon? Assessing trade-offs in greenhouse gas mitigation with wood-based fuels," vol. 45, p. 789-795, 2011.
- [126] V. C. Matty Janssen, Paul Stuart, "MCDM methodology for the selection of forest biorefinery products and product families," communication présentée à École polytechnique de Montréal, École polytechnique de Montréal, 2009.
- [127] CBC News. (2014) Botwood stands to win big with Rentech timber deal. [En ligne]. Disponible: <http://www.cbc.ca/news/canada/newfoundland-labrador/botwood-stands-to-win-big-with-rentech-timber-deal-1.2604400>
- [128] R. Cooke. (2017) Botwood biofuel plant one step closer to green light. [En ligne]. Disponible: <http://www.cbc.ca/news/canada/newfoundland-labrador/botwood-biofuel-plant-timber-rights-1.3948864>
- [129] P. R. Stuart *et al.*, "Biorefining technologies suited to Newfoundland & Labrador," communication présentée à Newfoundland & Labrador's green economy conference (Newleef), St. John's, Newfoundland, October 8-9th, 2015 2015.
- [130] J. Lane. (2016) Ensyn breaks ground on new 10 million gallon advanced biofuels project in Quebec [En ligne]. Disponible: biofuelsdigest.com/bdigest/2016/07/13/ensyn-breaks-ground-on-new-10-million-gallon-advanced-biofuels-project-in-quebec/
- [131] A. V. Bridgwater, "Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading," vol. 38, p. 68-94, 2012.
- [132] R. H. Venderbosch et W. Prins, "Fast pyrolysis technology development," vol. 4, n°. 2, p. 178-208, 2010.
- [133] R.-U. Dietrich *et al.*, "Cost calculations for three different approaches of biofuel production using biomass, electricity and CO 2," vol. 111, p. 165-173, 2018.

- [134] G. Benjaminsson, J. Benjaminsson et N. Bengtsson, "Decentraliserad produktion av pyrolysolja för transport till storskaliga kraftvärmeverk och förgasningsanläggningar," 2013.
- [135] T. N. Trinh *et al.*, "Properties of slurries made of fast pyrolysis oil and char or beech wood," vol. 61, p. 227-235, 2014.
- [136] J. G. Rogers et J. G. Brammer, "Estimation of the production cost of fast pyrolysis bio-oil," vol. 36, p. 208-217, 2012.
- [137] P. Mangin, "Procédés de conversion thermochimique...de la biomasse lignocellulosique avec emphase sur pyrolyse-gazéification," École Polytechnique, Notes de cours GCH8211, Montréal, 2013.
- [138] D. Mohan, J. Charles U. Pittman et P. H. Steele, "Pyrolysis of Wood/Biomass for Bio-oil: A Critical Review," vol. 20, p. 848-889, 2006.
- [139] J. Lehto *et al.*, "Fuel oil quality and combustion of fast pyrolysis bio-oils," 2013.
- [140] M. Buffi *et al.*, "Combustion of fast pyrolysis bio-oil and blends in a micro gas turbine," vol. 115, p. 174-185, 2018.
- [141] U.S. Energy Information Administration, "Annual energy outlook 2016," Washington, 2016.
- [142] Labrador Newfoundland Governement, "Labrador's wood harvesting cost," S. Jean, Édit., éd. Forestry and Agrifoods Agency, 2014.
- [143] Éco Ressources, "Les coûts et les bénéfices de l'exploitation forestières au nord du 51e parrallèle," 2014.
- [144] Hickey construction limited, "Hickey construction limited price submission for forest road construction," S. Jean, Édit., éd: hcl@nf.aibn.com, 2018.
- [145] B. Peter et J. Nelson, "Estimating harvest schedules and profitability under the risk of fire disturbance," vol. 35, n°. 6, p. 1378-1388, 2005.
- [146] ABL Timber Ltd. (2018) Forest road construction. [En ligne]. Disponible: <https://www.abltimber.com/all-services/forest-road-construction/>
- [147] D. Yemshanov *et al.*, "Cost estimates of post harvest forest biomass supply for Canada," vol. 69, p. 80-94, 2014.
- [148] J. Melendez et P. Stuart, "Systematic assessment of triticale-based biorefinery strategies: a biomass procurement strategy for economic success," p. n/a-n/a, 2015.
- [149] Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs,. (2013) Les pertes de superficie productive associées au réseau routier. [En ligne]. Disponible: <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/enligne/forets/criteres-indicateurs/3/313/impression.asp>
- [150] Consultants Forestiers DGR inc, "Gestion du réseau routier Seigneurie de Beaupré, Document de référence," 2011.
- [151] M. A. Quintero-Bermudez *et al.*, "Early design-stage biorefinery process selection," vol. 11, n°. 11, p. 9-16, November 2012 2012.

- [152] S. Niekamp *et al.*, "A multi-criteria decision support framework for sustainable asset management and challenges in its application," vol. 32, n°. 1, p. 23-36, 2015.
- [153] V. Chambost, M. Janssen et P. R. Stuart, "Systematic assessment of tricale-based biorefinery strategies: investment decisions for sustainable biorefinery business models," vol. 12, p. S9-S20, 2018.
- [154] Y. Simsek, D. Watts et R. Escobar, "Sustainability evaluation of Concentrated Solar Power (CSP) projects under Clean Development Mechanism (CDM) by using Multi Criteria Decision Method (MCDM)," vol. 93, p. 421-438, 2018.
- [155] J. Cohen et P. R. Stuart, "Systematic screening of biorefinery technologies at the early stage of design," vol. 11, n°. 10, p. 21-27, October 2012 2012.
- [156] Gouvernement de Newfoundland and Labrador, "Five year operating plan forest management district 19 (Central Labrador)," 2013.
- [157] C.-H. Ung *et al.*, "A simple growth and yield model for assessing changes in standing volume across Canada's forests," vol. 85, n°. 1, p. 57-64, 2009.
- [158] N. Duan, "Smearing estimate: A nonparametric retransformation method" vol. 78, n°. 383, p. 605-610, 1983.
- [159] Gouvernement of Canada. (2019) Canadian climate normals 1981-2010 Station Data [En ligne]. Disponible: http://climate.weather.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_e.html?stnID=6777&aut_ofwd=1
- [160] Environment and Climate Change Canada, "Climate trends and variations bulletin (Annual 2016)," Report, 2017.
- [161] U. Hagemann *et al.*, "Comparing measured and modelled forest carbon stocks in high-boreal forests of harvest and natural-disturbance origin in Labrador, Canada," vol. 221, n°. 5, p. 825-839, 2010.
- [162] Gouvernement of Newfoundland and Labrador, "Newfoundland and Labrador forest fire statistics (2010-2015)," 2015.
- [163] Conseil canadien des ministres des forêts. (2019) Base de données nationale sur les forêts. [En ligne]. Disponible: <http://nfdp.ccfm.org/fr/index.php>
- [164] Y. Boulanger, S. Gauthier et P. J. Burton, "A refinement of models projecting future Canadian fire regimes using homogeneous fire regime zones," vol. 44, n°. 4, p. 365-376, 2014.
- [165] Gouvernement of Newfoundland and Labrador, "Forest insect & disease (2010-2015)," 2015.
- [166] J. S. Littell *et al.*, "Forest ecosystems, disturbance, and climatic change in Washington State, USA," vol. 102, n°. 1-2, p. 129-158, 2010.
- [167] W. J. de Groot, M. D. Flannigan et A. S. Cantin, "Climate change impacts on future boreal fire regimes," vol. 294, p. 35-44, 2013.

- [168] C. R. Nitschke et J. L. Innes, "Potential effect of climate change on observed fire regimes in the Cordilleran forests of South-Central Interior, British Columbia," vol. 116, p. 579-591, 2013.
- [169] Y. Boulanger *et al.*, "Fire regime zonation under current and future climate over eastern Canada," vol. 23, n°. 4, p. 904-923, 2013.
- [170] M. C. Agne *et al.*, "Interactions of predominant insects and diseases with climate change in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington, U.S.A," vol. 409, p. 317-332, Feb 1 2018. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29290644>
- [171] M. S. Balshi *et al.*, "Assessing the response of area burned to changing climate in western boreal North America using a Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS) approach," vol. 15, n°. 3, p. 578-600, 2009.
- [172] Y. Boulanger *et al.*, "Model-specification uncertainty in future forest pest outbreak," vol. 22, n°. 4, p. 1595-607, Apr 2016. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26511654>
- [173] J. Régnière, R. St-Amant et P. Duval, "Predicting insect distributions under climate change from physiological responses: spruce budworm as an example," vol. 14, n°. 8, p. 1571-1586, 2010.
- [174] B. J. Bentz *et al.*, "Climate change and bark beetles of the western United States and Canada: Direct and indirect effects," vol. 60, n°. 8, p. 602-613, 2010.
- [175] E. E. Berg *et al.*, "Spruce beetle outbreaks on the Kenai Peninsula, Alaska, and Kluane National Park and Reserve, Yukon Territory: Relationship to summer temperatures and regional differences in disturbance regimes," vol. 227, n°. 3, p. 219-232, 2006.
- [176] A. S. Weed, M. P. Ayres et J. A. Hicke, "Consequences of climate change for biotic disturbances in North American forests," vol. 83, n°. 4, p. 441-470, 2013.
- [177] N. Mansuy *et al.*, "Estimating the spatial distribution and locating hotspots of forest biomass from harvest residues and fire-damaged stands in Canada's managed forests," vol. 97, p. 90-99, 2017.
- [178] The Wood Database. (2019) Black Spruce. [En ligne]. Disponible: <https://www.wood-database.com/black-spruce/>
- [179] Global Wood. (2019) Wood products weights & measures. [En ligne]. Disponible: http://www.globalwood.org/tech/tech_wood_weights.htm
- [180] J. K. Lee, "Biophysical and economic analysis of black spruce regeneration in eastern canada using global climate model productivity outputs," McMaster University, Hamilton, Ontario, 2016.
- [181] S. Pan *et al.*, "Complex spatiotemporal responses of global terrestrial primary production to climate change and increasing atmospheric CO₂ in the 21st century," vol. 9, n°. 11, p. e112810, 2014. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25401492>
- [182] H. Morin, "Modification de la courbe de croissance apres la tordeuse des bourgeons de l'épinette noire," P. a. U. d. Q. à. Chicoutimi, Édit., éd, 2019.

- [183] D. A. MacLean, "Impact of forest pests and fire on stand growth and timber yield: implications for forest management planning," vol. 20, p. 391-404, 1990.
- [184] A. James *et al.*, "Ash management review - Applications of biomass bottom ash," vol. 5, n°. 10, p. 3856-3873, 2012.
- [185] N. Mansuy *et al.*, "Salvage harvesting for bioenergy in Canada: From sustainable and integrated supply chain to climate change mitigation," vol. 7, n°. 5, p. e298, 2018.
- [186] K. Dalvand *et al.*, "Economics of biofuels: Market potential of furfural and its derivatives," vol. 115, p. 56-63, 2018.
- [187] J.-O. Anderson et A. Toffolo, "Improving energy efficiency of sawmill industrial sites by integration with pellet and CHP plants," vol. 111, p. 791-800, 2013.
- [188] Agriculture and Agri-Food Canada, "Growing Forward 2 (GF2) 2013-2018," éd. Canada, 2014.
- [189] A. T. Gooty et F. Berruti, "Fractional condensation of bio-oil vapors," Chemical and Biochemical Engineering, The University of Western Ontario, 2012.
- [190] A. Tumbalam Gooty *et al.*, "Fractional condensation of bio-oil vapors produced from birch bark pyrolysis," vol. 124, p. 81-88, 2014.
- [191] D. C. Cruz, F. Berruti et C. Briens, "Production of bio-coal and activated carbon from biomass," The University of Western Ontario, 2012.
- [192] M. Garcia-Perez *et al.*, "Methods for producing biochar and advanced bio-fuels in Washington State," 2012.
- [193] V. Paasikallio *et al.*, "Steam reforming of pyrolysis oil aqueous fraction obtained by one-step fractional condensation," vol. 40, n°. 8, p. 3149-3157, 2015.
- [194] V. S. K. K. Palla, K. Papadikis et S. Gu, "A numerical model for the fractional condensation of pyrolysis vapours," vol. 74, p. 180-192, 2015.
- [195] T. Schulzke *et al.*, "Polyurethane foams produced from pyrolysis oil – Production and possible application," vol. 115, p. 195-202, 2018.
- [196] A. S. Pollard, M. R. Rover et R. C. Brown, "Characterization of bio-oil recovered as stage fractions with unique chemical and physical properties," vol. 93, p. 129-138, 2012.
- [197] S. Conrad, A. Apfelbacher et T. Schulzke, "Fractionated condensation of pyrolysis vapours from ablative pyrolysis," communication présentée à 22nd European Biomass Conference and Exhibition, June 23-26, 2014, Hamburg, 2014.
- [198] R. Azargohar et A. K. Dalai, "Steam and KOH activation of biochar: Experimental and modeling studies," vol. 110, n°. 2-3, p. 413-421, 2008.
- [199] T. R. Brown, M. M. Wright et R. C. Brown, "Estimating profitability of two biochar production scenarios: slow pyrolysis vs fast pyrolysis," vol. 5, n°. 1, p. 54-68, 2011.
- [200] Halifax Global, "Strategic plan to develop Labrador secondary manufacturing and value added wood products industry," 2006.
- [201] M. L. Rabinovich, "Lignin by-products of soviet hydrolysis industry: resources, characteristics, and utilization as a fuel," vol. 48, n°. 7-8, p. 613-631, 2014.

- [202] Lambiotte, "Description du four automatique lambiotte type SIFIC/CISR pour la production en continu de 6000 T/an de charbon de bois," 2015.
- [203] Z. Gu, "Materials and methods for production of activated carbon," USA n°., 2014.
- [204] A. Lentz et R. Rackwitz, "Consequences and acceptability of long-term exposure to toxic substances in air, water and soil," vol. 4, n°. 1, p. 35-46, 2015.
- [205] F. Joos et R. Spahni, "Rates of change in natural and anthropogenic radiative forcing over the past 20,000 years," vol. 105, n°. 5, p. 1425-30, Feb 5 2008. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/18252830>
- [206] O. Chertov *et al.*, "Influence of climate change, fire and harvest on the carbon dynamics of black spruce in Central Canada," vol. 257, n°. 3, p. 941-950, 2009.
- [207] B. Chen *et al.*, "Evaluating the impacts of climate variability and cutting and insect defoliation on the historical carbon dynamics of a boreal black spruce forest landscape in eastern Canada," vol. 321, p. 98-109, 2016.
- [208] C. R. Hennigar et D. A. MacLean, "Spruce budworm and management effects on forest and wood product carbon for an intensively managed forest," vol. 40, n°. 9, p. 1736-1750, 2010.
- [209] P. St. Martin et A. U. Mallik, "Growth release of stunted black spruce (*Picea mariana*) in Kalmia heath: the role of ectomycorrhizal fungi and near-ground microclimate," vol. 46, n°. 5, p. 666-673, 2016.

ANNEXE A ARTICLE 1 : ADAPTING THE FAST PYROLYSIS PROCESS: TECHNO-ECONOMICS AND LIFE-CYCLE ASSESSMENT

Soumis dans *Journal of Biomass and Bioenergy*

Stéphanie Jean₁, Annie Levasseur₂, and Paul R. Stuart₁

1. Polytechnique Montréal, 2900 Boulevard Edouard-Montpetit, Montréal, QC H3T 1J4; Corresponding author: paul.stuart@polymtl.ca
2. École de technologie supérieure (ETS), 1100 Rue Notre-Dame Ouest, Montréal, QC H3C 1K3

ABSTRACT

Remote northern communities can be highly dependent on heavy fuel oil (HFO) for their energy needs. The fast pyrolysis process is a promising and increasingly proven way to produce bio-oil locally from biomass, that can replace HFO in electricity and heat production. However, implementing a fast pyrolysis biorefinery implies economic and market risk related to the unique conditions of the region. In this context, it can be advantageous to couple fast pyrolysis with other processes to minimize risk and increase benefits to the region. In this study, a “base case” fast pyrolysis process and 5 process variants were examined for their potential to increase the economic and environmental benefits to the Happy Valley-Goose Bay region in the Province of Newfoundland and Labrador - Canada. Process variants considered concepts of industrial symbiosis, as well as fractional condensation of the pyrolysis oil to separate heavy and light fractions. The process variant that included a fast pyrolysis plant integrated with a sawmill, and fractional condensation of bio-oil for added-value products, provided interesting economics with an internal rate of return (IRR) of 33%, as well as significant environmental benefits estimated using life-cycle assessment (LCA). The analysis of the results indicated that a decision-making process that considers these economic and environmental aspects, as well as the market and technological risks and social benefits, would be needed to identify the preferred biorefinery option as it was not obvious to identify the preferred strategy. This paper outlines a methodology for preliminary decision-making for the fast pyrolysis biorefinery and advanced integrated processes, for implementation in a Northern community.

Keywords: Biorefinery, biomass, fast pyrolysis, value-added bioproducts, techno-economic assessment, life-cycle assessment.

1. Introduction

In northern communities, it is common to have a high rate of imports to meet the gamut of daily needs, and minimal export of products other than natural resources. These communities are often dependent on heavy fuel oil (HFO) for local energy production, and it would be desirable to produce part or all of their energy consumption needs as biofuels from local biomass – resulting in further employment at the same time. This is the case in the town of Happy Valley Goose Bay in the Province of Newfoundland and Labrador (Canada), where the government seeks to exploit the forest resource [1, 2] in biorefinery projects and biofuel production. Second-generation biofuels made from wood can be produced by various types of biochemical and thermochemical processes. Fast pyrolysis is emerging as an increasingly proven process to produce bio-oil that can replace HFO heat and power facilities and because of its relatively small investment requirement compared to alternatives [3, 4].

1.1 Fast pyrolysis

Fast pyrolysis consists of rapidly heating biomass to 450°C–600°C in the absence of oxygen, to produce pyrolysis vapours and biochar [5-7]. The vapours are condensed to produce bio-oil as well as non-condensable gas. Typically, the biomass to bio-oil yield is 55%–70% by weight, depending on the biomass feed and the operating conditions [8-10]. The reactor requires between 230 kJ kg⁻¹ and 1000 kJ kg⁻¹ of biomass energy [5], which is provided by biochar and non-condensable gas burned in the biochar combustion equipment [8]. The process is continuous in operation, and in the particular configuration considered, the energy needed in the fast pyrolysis process comes from biochar combustion and from a sand recirculation system to the reactor. The process can also provide an excess energy stream of high-pressure steam from 40 to 60 bars. The pyrolysis oil produced by this technology has a carbon content of 40 wt.% and a density of 1150–1250 kg m⁻³ [8, 9]. The low heating value of the pyrolysis oil is between 16 and 19 MJ kg⁻¹, depending especially on the quantity of water in the oil [9]. The oil has a pH of about 2.5, and appropriate materials of construction are required to prevent corrosion problems [8]. Finally, uniquely-designed, dedicated burners are typically used for combustion of pyrolytic oil to obtain good-quality burning [10-12].

1.2 Process variants: Industrial ecology and value-added technologies

For fast pyrolysis processes, increasingly companies are exploring the manufacture of a product portfolio involving added-value products in addition to pyrolysis oil, to minimize the economic risk associated with volatile oil prices [13]. Using a phased implementation approach is a systematic method to identify possible portfolios for a biorefinery in general and fast pyrolysis in particular [14, 15].

Principles of industrial ecology can be considered in the context of phased implementation such as integration with a sawmill, or integration with a greenhouse for vegetable production. Ideally in northern communities, products can be sold on the local market to displace imported ones, using technologies that are low risk. Integration of a sawmill with a fast pyrolysis plant is a promising combination because of the possible energy and material exchanges between the two processes. The sawmill can use excess steam from the pyrolysis plant, and the pyrolysis plant can use sawdust and dry woody debris from the sawmill as feed materials [16]. The greenhouse is also a promising opportunity because of the high incentives given for local production in northern communities. The Province of Newfoundland and Labrador subsidizes the import of fresh fruit and vegetables [17].

Value-added products from pyrolysis can potentially be obtained through fractional condensation of pyrolysis vapours [18, 19] and carbonization using “slow pyrolysis” conditions [20-22]. fractional condensation of pyrolysis vapours is an emerging process variant that is not yet implemented at the full-scale [23]. There are several product possibilities, including the production of lignin that can be used in polyurethane foams [24], bio-asphalt, and other materials [25, 26]. Carbonization is a more widespread process used to produce biochar from biomass and other feedstocks. It has a residence time of hours instead of a few seconds for the fast pyrolysis process, resulting in a 30%–40% biochar yield, compared to 15%–20% for the fast pyrolysis process [21]. Biochar can be used to produce activated carbon, which is a high-value product having multiple applications and markets [27, 28]

The main goal of this study was to identify the conditions for an economically-viable fast pyrolysis plant located in the Northern community Happy Valley-Goose Bay, that can create a sustainable local economy. The specific objectives of this paper are to:

- Develop biorefining options based on fast pyrolysis that can potentially be sustainable economically and environmentally, for implementation in Happy Valley-Goose Bay, and

- Quantify the economic and environmental impacts of biorefinery variants and identify the most preferred strategies for further consideration.

2. Methodology

The general methodology is summarized in Figure 1. The first and second steps were to define the design context of the case study, and to identify the fast pyrolysis value-added variants. Then techno-economic and life-cycle assessment studies were then conducted to quantify the economic and environmental return for the base case process and process variants.

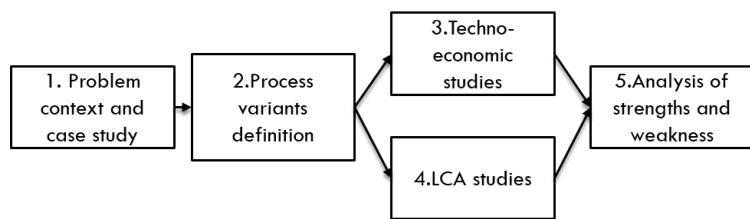


Figure 1. Overall methodology employed to evaluate fast pyrolysis process and process variants

2.1 Base case

The case study is based on one of the sites identified in an initial study conducted by the Government of Newfoundland and Labrador for a fast pyrolysis plant, ie the site in Happy Valley-Goose Bay, Labrador, Canada. Here, there was the possibility of using a significant volume of wood cut for the construction of a new hydroelectric dam nearby at Muskrat Falls ($400,000\text{ m}^3$). This biomass could be used to feed a fast pyrolysis plant over the short term, and the annual allowable cut (AAC) of $182,500\text{ m}^3$ per year was available in the region as a sustainable source of biomass over the long term. Earlier design studies had been conducted for a fast pyrolysis plant using 360 bone-dry metric tonnes per day (bdmt/d) of biomass (comprising the “base case” called FP-360), and concluded that the economic, social and environmental returns of the project could be further improved with process variants leading to value-added products. More specifically, products for local markets could be targeted to reduce the prohibitive transportation costs for products such as fresh vegetables, especially in the winter season, to increase the quality of life of people living in Happy Valley-Goose Bay. The study also highlighted the importance of optimizing energy integration of the pyrolysis plant to maximize the value of excess steam generated. There is essentially no downstream industry in the Happy Valley-Goose Bay area pertinent to fast pyrolysis biorefinery options (eg chemical industries or food processing) and

therefore no local markets for most value-added fast pyrolysis bioproducts. There are a few farms with relatively small production in the area of Happy Valley-Goose Bay, providing only 2%–3% of local demand [29]. Fresh fruits and vegetables are mostly imported from the neighbouring Province of Québec. There is a small market for wood pellets in Labrador, but there is a demand of 3 million foot-board measure (MFBM) of construction wood, and a sawmill could potentially supply lumber for the Happy Valley-Goose Bay area [30]. There is also a potential market opportunity for providing steam to a local military base including an airport, currently producing steam from HFO for the district heating system.

2.2 Scenario definition

2.2.1 Fast pyrolysis process variants

Five value-added variants with implementation phases to mitigate technology and market risk, were developed as summarized in Table 1. In Phase 1, the plant will only run with the basic pyrolysis unit at a 360 bdmt/d capacity. It is assumed that this phase lasts two years and uses the wood cut during construction of the new dam in Muskrat Falls. Phase 2 lasts three years and uses wood from the dam development as well as the AAC. Finally, Phase 3 lasts 20 years and will run only using wood from the AAC.

Table 1. Summary of phased implementation strategy for fast pyrolysis process and process variants (biomass feedstock to the plant expressed in bone-dry metric tonnes per day or bdmt/d)

Process variants	Process names	Products in Phase III	Phase I (Years 0-2)	Phase II (Years 3-5)	Phase III (Years 6-26)
0. Base Case	FP-360	Bio-oil, Steam		-	-
1.Pyro+, Condensation	FP/CON-720	Bio-oil with highest LHV (Low Heating Value), Steam, Lignin	Pyrolysis (360 bdmt/day)	Increase fast pyrolysis capacity (+360 bdmt/day)	Add Condensation in series (+0 dbmt/day)
2.Pyro, Greenhouse , Carbonization	FP/GH/CB-704	Bio-oil, Vegetables, Activated carbon, Steam		Add Greenhouse (+ 0 bdmt/day)	Add Carbonization and Activation (+ 344 bdmt/day)

3.Pyro, Greenhouse , Condensatio n	FP/GH/CO N-360	Bio-oil with highest LHV, Vegetables, lignin, Steam		Add Greenhouse (+ 0 bdmt/day)	Add Condensatio n in series (+0 dbmt/day)
4.Pyro, Activation, Carbonizati on	FP/CA/CB- 704	Bio-oil, Steam, Activated carbon		Add char separation & Activation (+ 0 bdmt/day)	Add Carbonizati on (+ 344 bdmt/day)
5.Pyro, Sawmill, Condensatio n	FP/SW/CO N-406	Bio-oil with highest LHV, Steam, Lumber, Lignin		Add Sawmill (+46 bdmt/day)	Add Condensatio n in series (+0 dbmt/day)

Wood from the Happy Valley-Goose Bay region has a moisture content of 36% [30] and a heating value of 18 MJ kg^{-1} . The moisture content was extracted from a report made by a consultant that was looking at possible uses for Labrador's wood. The plant is assumed to operate 7500 hours annually, and the temperature of the pyrolysis reactor is 500°C . The lower heating value of the pyrolysis oil produced is 17.5 MJ kg^{-1} , and the pyrolysis yield is assumed to be 68 wt% bio-oil from solid wood, and 60 wt% from wood residues [8]. The base case (FP-360) is a fast pyrolysis plant with only two products, bio-oil and steam.

In the FP/CON-720 process variant, the fast pyrolysis capacity is increased to 720 bdmt/d in Phase 2, and the process is modified to incorporate fractional condensation in Phase 3, which provides a better-quality oil as well as lignin to be sold and used, for example, in resins. Lignin and bio-oil have respective energy contents of 21 [31] and 19 MJ kg^{-1} [8].

In the FP/GH/CB-704 process variant, a greenhouse is built to grow vegetables in Phase 2, and a carbonization unit of 344 bdmt/d is added in Phase 3. The yield of the carbonization process from biomass to biochar is 28 wt.% on a dry mass basis, and the carbonization reactor temperature is 550°C [32]. Steam for biochar activation at 800°C and 50 bar transforms the biochar to activated carbon wih a yield of 33 wt.% [33]. There are four products considered in Phase 3: bio-oil, vegetables, activated carbon, and steam. A total of four greenhouses have a total area of 1435 m^2 . The FP/GH/CON-360 variant is a combination of variants 1 and 2. The greenhouse area is the same, and Phase 3 has four products: bio-oil with higher LHV, vegetables, lignin, and steam.

In the FP/CA/CB-704 process variant, biochar is removed before combustion in the pyrolysis plant in Phase 2. This makes it possible to convert biochar into activated carbon and reduce the implementation risk of the full-capacity plant for activated carbon production. In Phase 3, the carbonization unit of 344 bdmt/d is implemented, and the full capacity of activated carbon is obtained. The last phase has three products: bio-oil, activated carbon, and steam.

Finally, in the FP/SW/CON-406 process variant, a sawmill with a capacity of 46 bdmt/d is added in Phase 2 to produce lumber for the regional construction market [30]. Sawmill residues are sent to the pyrolysis process to be transformed into bio-oil. There are four products in Phase 3: bio-oil with higher HHV, lumber, lignin, and steam.

2.2.2 Impact of oil prices

In this study, it was assumed that the price of final products, as well as the purchase price of raw materials, increased over time in accordance with the oil price and/or the cost of living (3%). Figure 2 presents the expected price growth for pyrolysis oil, the principal product of the study, correlated with the crude oil price over the next 20 years. The selling price of the pyrolysis oil was determined from the HFO price paid by the province in 2016 [34], adjusted by the LHV ratio of HFO and pyrolytic oil, and assumes a 10% discount for penetration into the market.

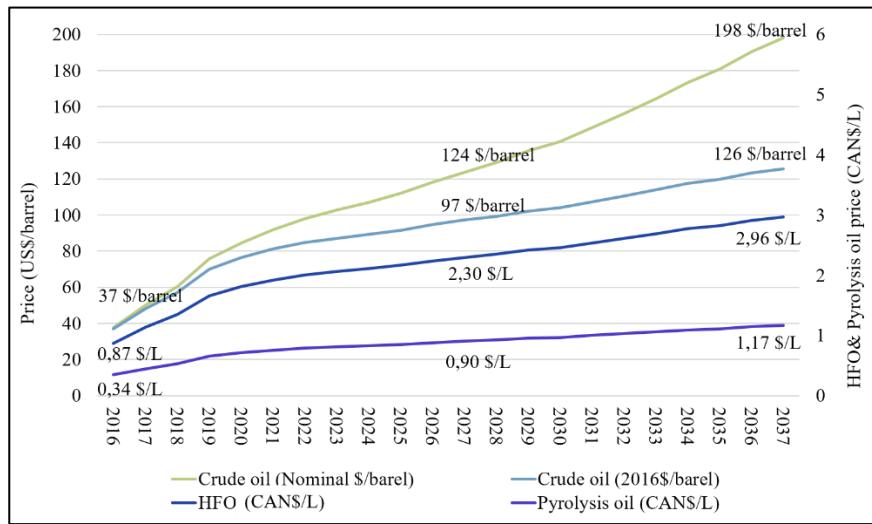


Figure 2. Assumed price of crude oil, HFO in Labrador and pyrolysis oil for 2016-2037 [35]

2.3 Method of evaluation

2.3.1 Techno-economic analysis (TEA)

The first step of the TEA was to define the assumptions needed to calculate the capital expenditures (CAPEX) and the operating expenditures (OPEX) for each process variant. Direct capital costs were estimated using adjusted values from technology suppliers and other design studies. Indirect capital costs were estimated based on Peters & Timmerhaus [36]. Net present value (NPV) and internal rate of return (IRR) were used to represent economic performance. NPV (Eq. 1) represents the total amount of money, in present value, that the project will generate over the minimal acceptable rate of return (MARR) chosen for this study to be 10%.

(Eq. 1)

$$NPV = \sum_{t=0}^n \frac{\text{Monetary flux}}{(1 + MARR)^n}$$

Where t= time;

n= years;

MARR= Minimal acceptable rate of return

The second economic performance criterion is the IRR (Eq. 2). To be acceptable, the IRR should be higher than 20% for low risk projects, but in the particular case of biorefinery projects, 25% is a more appropriate minimum return considering the increased investment risk [15].

(Eq. 2)

$$NPV = 0 = \sum_{t=1}^n \frac{\text{Monetary flux}}{(1 + IRR)^n} - I$$

Where t= time;

n= years

I= Initial investment

2.3.2 Life-Cycle Assessment Study

The main objective of the LCA was to compare the potential environmental impacts between process variants and their associated product portfolios, while considering avoided products using a consequential LCA approach with system boundary expansion. The functional unit used was «to replace a conventional product portfolio by a functionally equivalent bioproduct portfolio produced using a fast pyrolysis process in Happy Valley-Goose Bay». Previous work has shown that system boundary expansion is the most suitable approach for comparing biorefinery variants with different product portfolios [15]. The Ecoinvent 3.1 database and the Simapro software were used, while Impact 2002+ was the impact assessment method.

3. Results and discussion

3.1 Mass and energy balances

The process configurations including mass and energy balances for the base case and 5 process variants, are presented in Figures 3.a to 3.f (the blue elements in variants 1 to 5 capture the value-added sections and products added to the base case). The biomass feedstock capacities vary up to 720 bdmt/d which implicates the AAC available in the forested area around Happy Valley-Goose Bay.

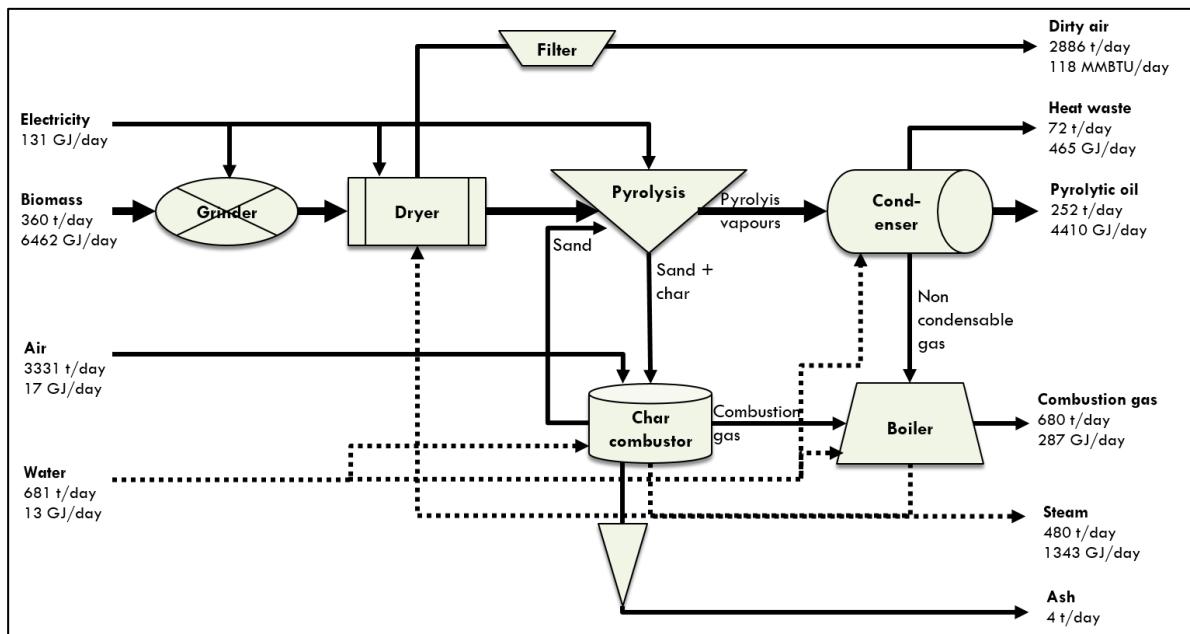


Figure 3.a: Summary of mass and energy balances for Base Case: FP-360 (Fast pyrolysis at 360 bdmt/d)

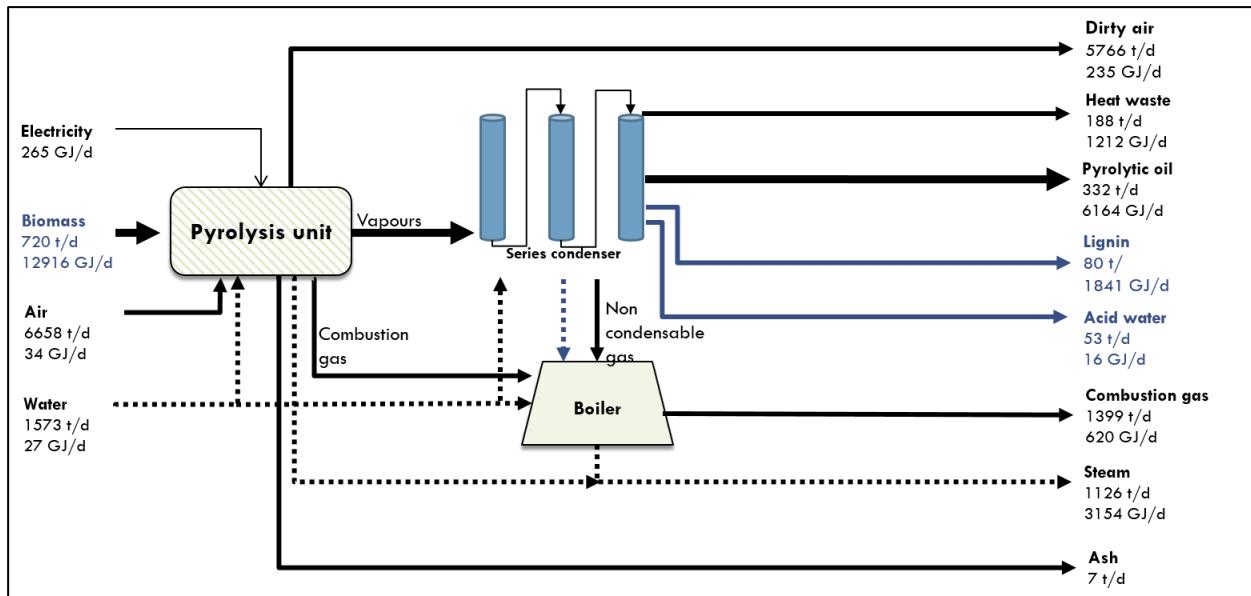


Figure 3.b: Summary of mass and energy balances for Process Variant 1: FP/CON-720 (Fast pyrolysis and bio-oil condensation at 720 bdmt/d)

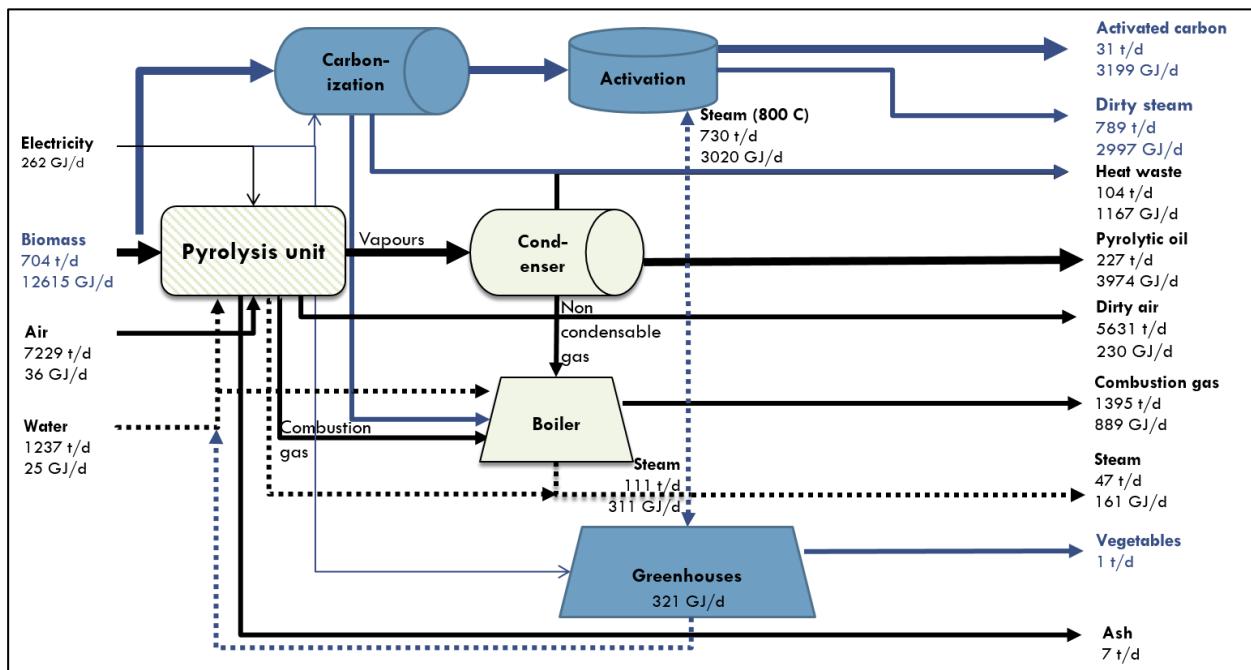


Figure 3.c: Summary of mass and energy balances for Process Variant 2: FP/GH/CB-704 (Fast pyrolysis, greenhouse and carbonization at 704 bdmt/d)

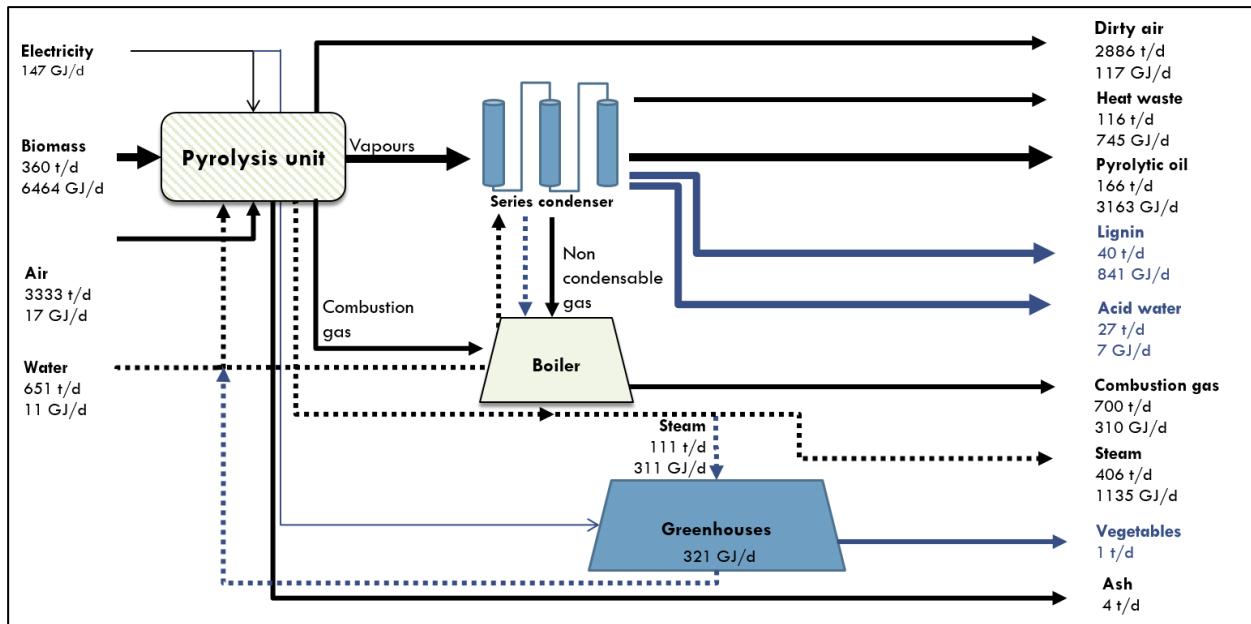


Figure 3.d: Summary of mass and energy balances for Process Variant 3: FP/GH/CON-360 (Fast pyrolysis, greenhouse and bio-oil condensation at 360 bdmt/d)

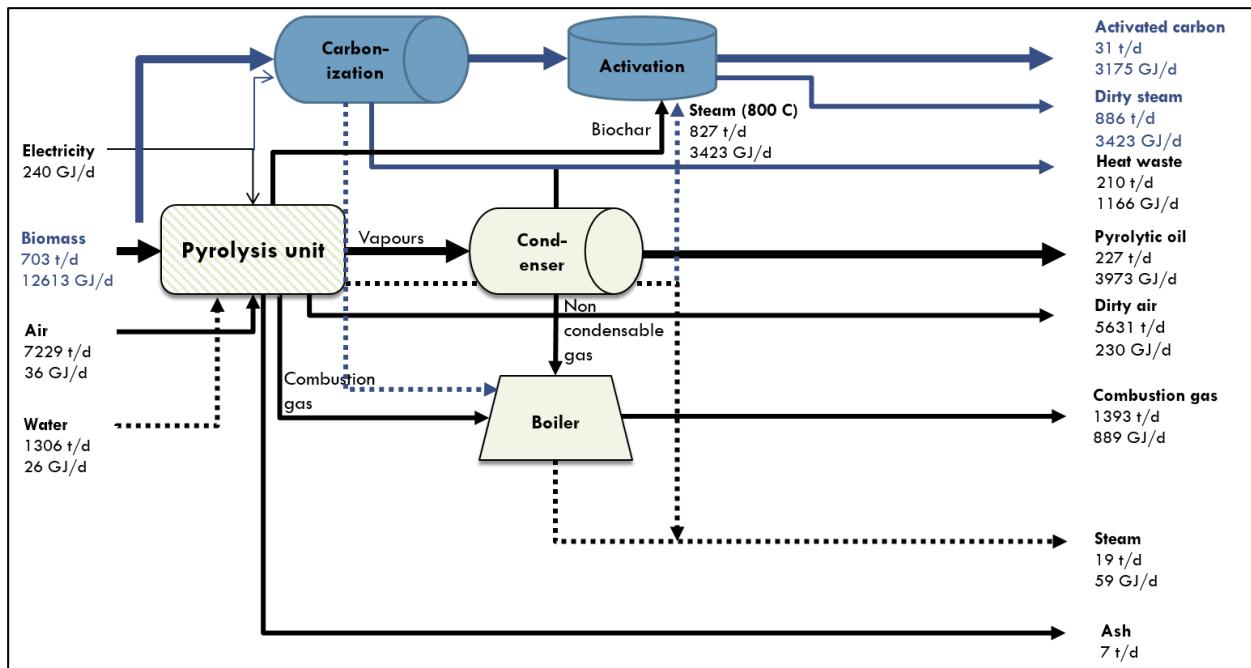


Figure 3.e: Summary of mass and energy balances for Process Variant 4: FP/CA/CB-704 (Fast pyrolysis and carbonization at 704 bdmt/d)

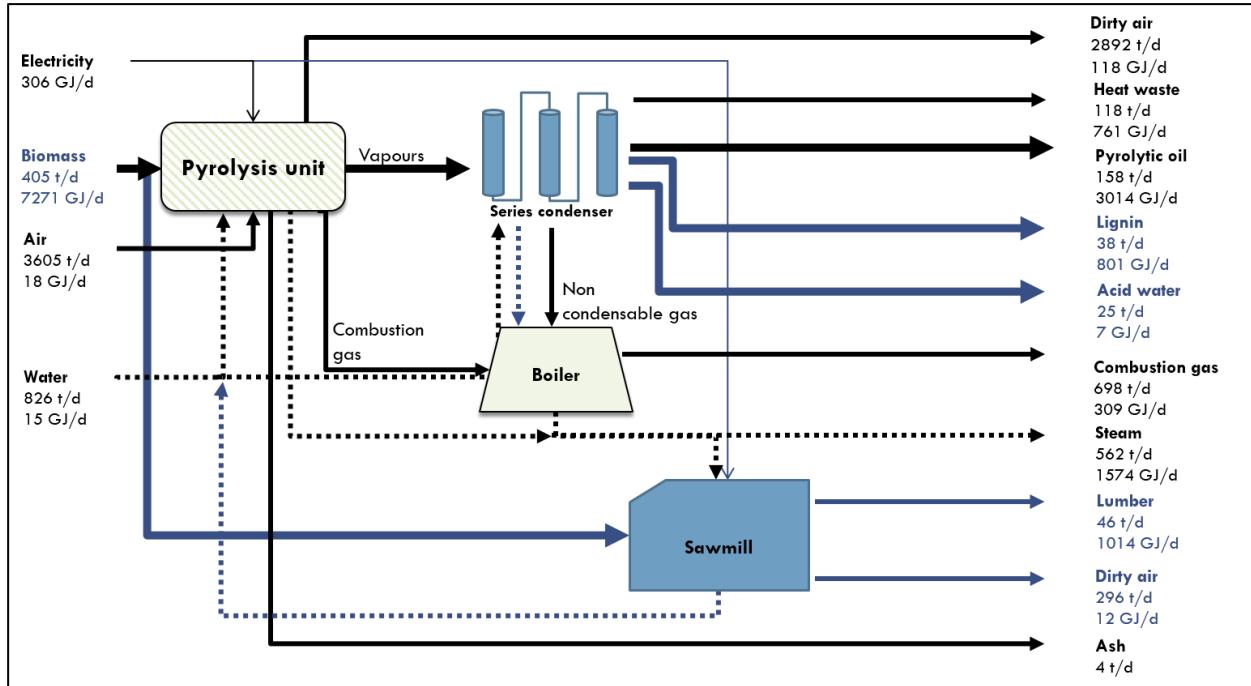


Figure 3.f: Summary of mass and energy balances for Process Variant 5: FP/SW/CON-406 (Fast pyrolysis, sawmill and bio-oil condensation at 406 bdmt/d)

3.2 Techno-economic analysis (TEA) results

3.2.1 Base case

The assumptions used in this study are summarized in Table 2. Good economic performance were estimated for the base case with an IRR of 31.8% and a NPV of 171M\$. The construction cost, contractor's fee, legal expenses, and contingency respectively represent about 12%, 4%, 2%, and 15% of the total CAPEX, which represents 110M\$. The engineering and supervision costs were 12% of CAPEX for Phase 1 (greenfield site) and 15% for Phases 2 and 3 (retrofit). The raw material cost including mainly biomass, represents the biggest contributor to the approximately 22 M\$/a OPEX, at about 70%. The second and third contributors are labour costs and maintenance and repair costs, both representing about 3.5% of the OPEX.

Table 2. Summary of assumptions for the techno-economic study

Parameters	Value	Justification
Annual operating time	7500 hrs	New process, frequent shut down
Operation start-up	2018	One year for construction (2017)
% of debt	0%	All equity available

Depreciation of equipment	50% / 25% / 25%	Nominal accelerated depreciation
Subsidy for phase 1	20 M\$	Assumed subsidy program
Subsidy for phase 2	50% of CAPEX	Assumed subsidy program
Available Wood Muskrat Falls	450 000 m ³	Expression of Interest (Labrador)
Available Wood District 19A (AAC)	182 500 m ³ /a	Five-Year Operations Plan (2013-2017)
Biomass cost (AAC)	150 \$/bdmt	Operation experience in Labrador
Biomass cost (Muskrat Falls)	28 \$/bdmt	Transportation cost to the plant
Residues cost	105 \$/bdmt	Operations experience in Labrador
Treatment cost for solid waste	10,3 \$/TM	Cost in Happy Valley-Goose Bay; 2016
Treatment cost for used water	0,44 \$/m ³	Cost in Happy Valley-Goose Bay; 2016
Water purchase cost	0,79 \$/m ³	Cost in Happy Valley-Goose Bay; 2016
Electricity purchase cost	10\$/MWh	Nalcor Labrador
Land purchase cost	12 500\$	Ref: City of Happy Valley-Goose Bay

3.2.2 Process variants – Economic performance

For the process variant economic calculations, the product prices were assumed to increase over time, even those that are not affected by oil prices. Table 3 presents the expected annual growth for each product as well as the products selling price and include discounts for market penetration.

Table 3. Assumed product selling prices associated with fast pyrolysis process variants

Products	Value (2016\$ CAN) 2018	Value (2016\$ CAN) 2037	Expected growth	Replacement products	Price methodology
Pyrolytic oil (24% water)	0,53 \$/L	1,17 \$/L			Price paid by Nalcor [34] adjusted with LHV factor & 10% Discount
Pyrolytic oil (16% water)	0,58 \$/L	1,27 \$/L	With the price of crude oil [35]	HFO used in Labrador	
Steam	28\$/klbs	42 \$/klbs	Half: with the price of crude oil/ Half: with cost of living (3%)	Steam produced at military base (with HFO and electricity)	Based on long-term contract & 10% Discount
Lignin	1485 \$/MT	2374\$/MT	Correlation with the polyol & crude oil price (2005-2014)	Polyol used in PU resins	Polyol market price [37] & 20% Discount

Vegetables (Tomato, lettuce, herbs)	627\$/m2	627\$/m2	Cost of living (3%)	Vegetables produced in Québec imported to Labrador	Food price including transport price [29]
Activated carbon (745 m2/g)	4138 \$/MT	4138\$/MT		AC used in water/ air treatment	AC market price & 20% Discount [38]
Sawmill lumber	21,2 M\$	21,2 M\$		Lumber produced in Québec imported to Labrador	Lumber revenues in Labrador [30]

As summarized in Table 4, the base case process and all process variants had IRR's estimated at over 25%. FP/CON-720 (+ bio-oil condensation) had the best NPV, but also required the highest investment due to the doubled capacity of the fast pyrolysis unit. The equipment needed for the fractional condensation section of the process only represented 6.8M\$ of direct capital cost because this equipment is not complex, consisting of an additional condenser and electrostatic precipitators. The process variants including greenhouses assumed that government support to 80% of CAPEX was available in accordance with government programs [17]. This explains the low CAPEX of the variant FP/GH/CON-360 (+ greenhouse & bio-oil condensation). Variant FP/SW/CON-406 (+ sawmill & bio-oil condensation) achieved the best internal rate of return (IRR) with a relatively low CAPEX investment because of the small capacity compared to the variants with carbonization units. In terms of OPEX, the variation in values is mainly attributable to biomass purchase. The FP-360 variant (fast pyrolysis) required the lowest CAPEX, but generated more revenue than process variants FP/GH/CB-704 (+ greenhouse & carbonization) and FP/CA/CB-704 (+ carbonization). This was the case because it was more profitable to sell steam to the military base, than use it in a greenhouse or for activation of biochar to produce activated carbon.

Table 4. Techno-economic results for fast pyrolysis base case and process variants

Process variants	Process names	Capacity (bdmt/day)	CAPEX (M\$)	OPEX in PIII (M\$/yr)	NPV (M\$)	IRR (%)
0. Base Case	FP-360	360	110	22	171	31.8%
1.Pyro+, Condensation	FP/CON-720	+360	210	43	340	32.7%

2.Pyro, Greenhouse, Carbonization	FP/GH/CB-704	+344	164	40	167	27.7%
3.Pyro, Greenhouse, Condensation	FP/GH/CON-360	+0	123	23	187	31.6%
4.Pyro, Activation, Carbonization	FP/CA/CB-704	+344	171	40	166	28.1%
5.Pyro, Sawmill, Condensation	FP/SW/CON-406	+46	158	28	240	33.4%

3.2.3 Sensitivity analysis

A sensitivity analysis was performed to identify the parameters for which the techno-economic results are sensitive, and which conditions could affect the conclusions reached in the previous section. Six variables were identified as having a potential impact on economic return. Table 5 presents the justification of each minimum and maximum value used in the analysis and summarizes the impact observed on the IRR.

Table 5. Sensitivity parameters and ranges examined

Parameters		Value	IRR Sensitivity	Justification
Wood from Muskrat Falls	Minimum	110 000 m ³	Medium (2-4%)	Quantity of wood easily accessible
	Base case & Maximum	450 000 m ³		Total available quantity
Purchase price of biomass	Minimum	130 \$/bdmt	Small (1-2%)	Minimum (provided by NL Government)
	Base case	150 \$/bdmt		Average transport (75 km) and assuming minimum royalties
	Maximum	180 \$/bdmt		Maximum (provided by NL Government)
Governmen t Support	Minimum	0 M\$	Large <td>No government help</td>	No government help
	Base case	20 M\$		Potential amount from government based on existing programs
	Maximum	50 M\$		Assumed maximum support by government programs
Selling price of pyrolysis oil	Minimum	-50%	Large <td>-50% (variation in oil price over the last 2 years)</td>	-50% (variation in oil price over the last 2 years)
	Base case	As calculated		Fixed price increasing with expected inflation

	Maximum	+35%		+ 35% (variation in oil price over the last 2 years)
Revenues from carbon market (calculated with avoided CO ₂ -eq)	Base case & Minimum	0 \$/t	Small (1-2%)	There is currently no carbon market in Labrador
	Maximum intermediate	30 \$/t		Average anticipated carbon price over the next 20 years
	Maximum	50 \$/t		Maximum anticipated carbon price over the next 20 years
CAPEX	Minimum	-10%	Large (>5%)	Assuming minimum over-estimation on CAPEX calculation
	Base case	As calculated		As calculated
	Maximum	+50%		Experience has shown that costs of high innovation projects are likely under-estimated

The return on investment for the biorefinery processes was most sensitive to three parameters. If the pyrolytic oil selling price decreases by 50% this decreases the IRR by 10%. Also, if there is no government support to offset the project risk, then this decreases the IRR by 15%. Finally, if the calculated CAPEX increases by 50%, the IRR also drops by 10%.

3.3 Life-cycle assessment results

For the LCA study, the data used at the time of study completion were considered valid for the duration of the project life. The infrastructure (buildings, administration, etc.) were not considered. Trucks used for products delivered to Happy Valley-Goose Bay were assumed to be returning empty as there is a very small export rate in Happy Valley-Goose Bay. But, trucks used for products leaving the plant were assuming returning full. Finally, all the process input flows were obtained from the Ecoinvent 3.1 database, and the impact assessment method used was Impact 2002+.

The LCA results and discussion are divided in three sections. First, the process stages that are contributing most to the impact categories were identified through a hot-spot analysis considering end-point categories. Next, the mid-point impact categories mainly responsible for end-point impacts were identified. Finally, the process variants with the best environmental performance were identified.

3.3.1 Environmental impact results

The normalization used in this section is the relative impact in a given life-cycle step of the biorefinery compared to that of the avoided product portfolio, for each process variant. The total impact represents 100%, and the net sum (black dot in figure 4) represents the reduction or increase in impact due to implementation of the biorefinery, compared to the (avoided) competing product portfolio. When the net sum is negative, this means that the biorefinery variant has less impact on the environment than the competing situation. Because several life-cycle steps had relatively small relative impacts (less than 3%), they were grouped into two categories, «others negative» and «others positive». The results presented in Figure 4 show the contribution of each process to the life cycle. The numbers 0 to 5 correspond to the base case and the 5 process variants, previously summarized in Table 1.

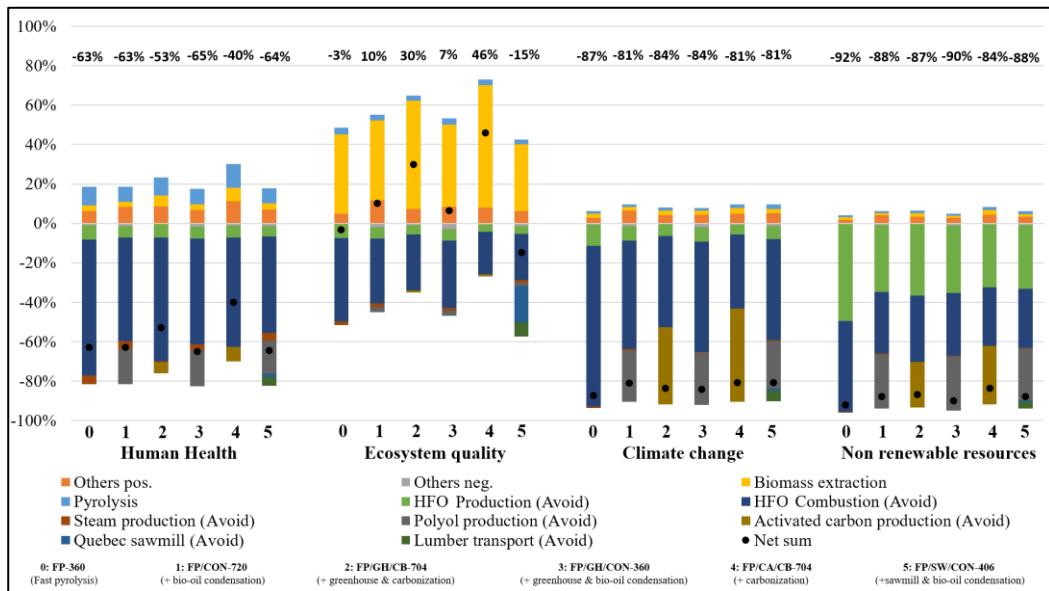


Figure 4. Contributions to the LCA end-point categories for the life cycle steps for fast pyrolysis process variants, using IMPACT 2002+

For the human health category, the avoided combustion of HFO drives the good performance of all process variants. For variants 3 (+ greenhouse & bio-oil condensation), and 5 (+sawmill & bio-oil condensation) which incorporate fractional condensation, replacement of polyol further improved human health performance. For the ecosystem quality category, the biorefinery emissions come mainly from one stage, biomass extraction. This stage of the life cycle also explains the fact that some variants obtained a less efficient score than the avoided product portfolio. For

variants 0 (fast pyrolysis) to 4 (all combinations except sawmill), the avoided production and combustion of HFO was responsible for the avoided emissions. However, for variant 5 (+ sawmill & bio-oil condensation), the avoided sawmill production enabled this process variant to perform better than others.

For the climate change category, the results were attractive for all process variants compared to their avoided product portfolios, with results varying between 81% and 87% reduction in GHG emissions. For variants 2 (+ greenhouse & carbonization) and 4 (+ carbonization), the carbonization process avoids significant GHG emissions because the replacement product, activated carbon, is produced from fossil coal. For variants 1 (+ bio-oil condensation), 3 (+ greenhouse & bio-oil condensation), and 5 (+ sawmill & bio-oil condensation), the avoidance of polyol produced from crude oil is an important factor. It was assumed that the biomass was carbon-neutral, and therefore the effect on climate change from biogenic carbon emissions was not considered, and this would affect the results [39-41].

For the resource category, the results were also impressive, varying from 84% to 92% reduction in emissions. Similar to the climate change category, for process variants 2 (+ greenhouse and carbonization) and 4 (+ carbonization), the avoided carbonization process eliminated a large amount of resource consumption, and for variants 1 (+ bio-oil condensation), 3 (+ greenhouse & bio-oil condensation), and 5 (+ sawmill & bio-oil condensation), the avoidance of polyol production eliminated the consumption of substantial resources.

3.3.2 Process variants – Environmental performance

To identify the preferred variant in terms of environmental impacts, the results were normalized for each category as a function of the single greatest result. The variant with 100% obtained the highest value in a given impact category. Figure 5 shows these results, classified according to the process variants.

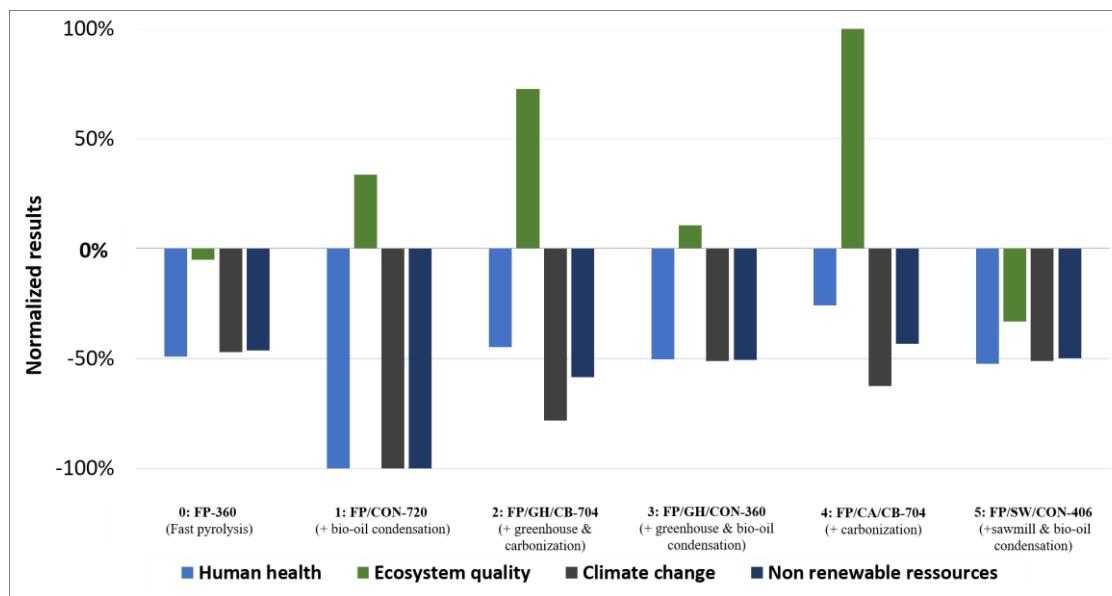


Figure 5. Comparison of the LCA end-point categories for the fast pyrolysis process options, using IMPACT 2002+

For the human health, climate change, and resources categories, all variants had negative net impacts, and the FP/CON-720 (+ bio-oil condensation) variant was generally the best option among these three categories. For the ecosystem quality category, only two variants had negative results FP-360 (fast pyrolysis) and FP/SW/CON-406 (+ sawmill and bio-oil condensation), mainly due to the small capacity of the base case plant and the avoided wood products for FP/SW/CON-406. The other variants showed positive impacts, which means that their environmental performance was poorer than the (avoided) competing portfolio. These results can be explained mainly by biomass extraction leading to land occupation impacts. In the ecosystem quality category, the FP/SW/CON-406 variant achieved the best result. The FP-360 and FP/SW/CON-406 variants improved in all impact categories.

It was not possible to identify which variant had the “best” environmental impact, because no one variant was best in all categories.

3.4 Economic and environmental trade-offs

When considering the economic and environmental performances of the base case and process variants, it is not obvious which variant is preferred. Table 6 summarizes the economic and environmental results, and Figure 6 shows normalized results. CAPEX and IRR were selected as

relevant economic indicator because they represent respectively the amount of money needed to build a new plant, which can be a showstopper criterion, and the associated return considering risk. GHG and carcinogens saving were selected as relevant environmental indicator because they represent respectively the GHG benefits, which is very important in a climate change context, as well as impact on human life lost (carcinogen midpoint category was a major contributor). Figure 6, show the results for each variant normalized with the highest value in each category except for CAPEX, because the “best” CAPEX value is the lowest. The other percentages represent a comparison with the 100% value, for each aspect.

Table 6. Techno-economic and environmental trade-off

Variants	Capacity (bdmt/day)	GHG Saving (MTons CO ₂ -eq /yr)	CAPEX (M\$)	Carcinogens Saving (Tons C ₂ H ₃ Cl-eq/yr)	IRR (%)
FP-360 (fast pyrolysis)	360	120	110	716	31,8%
FP/CON-720 (+ bio-oil condensation)	360	255	210	2254	32,7%
FP/GH/CB-704 (+ greenhouse & carbonization)	344	200	164	433	27,7%
FP/GH/CON-360 (+ greenhouse & bio- oil condensation)	0	131	123	1161	31,6%
FP/CA/CB-704 (+ carbonization)	344	160	171	441	28,1%
FP/SW/CON-406 (+ sawmill & bio-oil condensation)	46	131	158	1199	33,4%

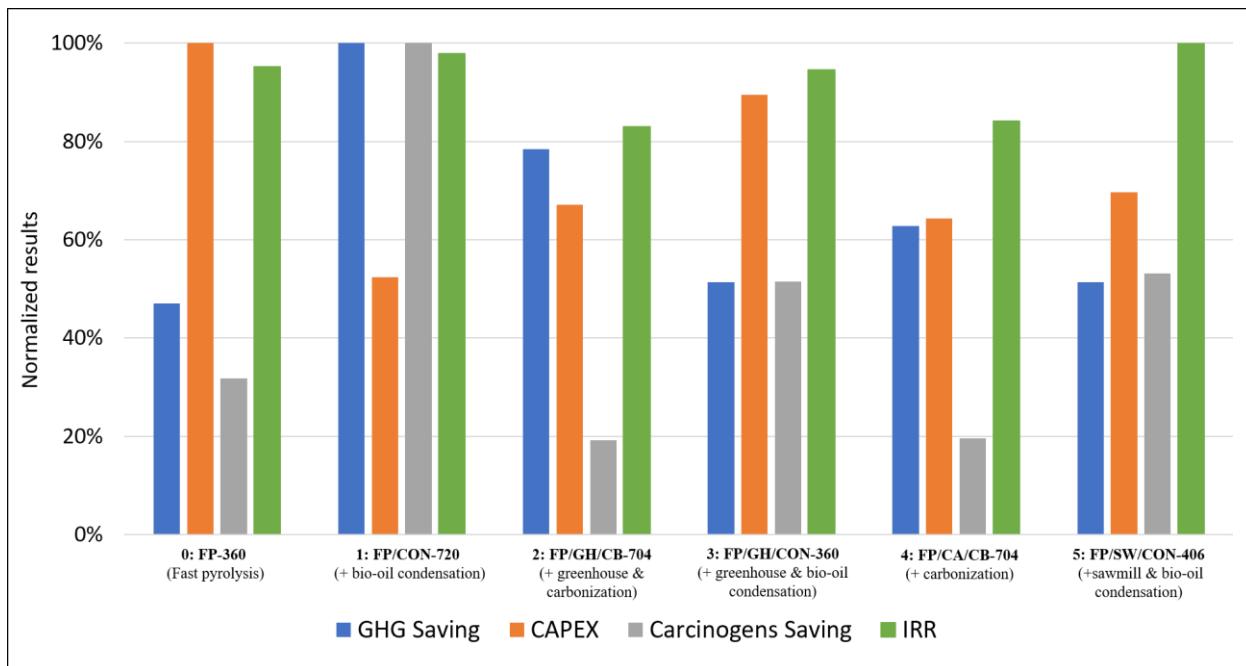


Figure 6. Summary of normalized economic and environmental results for the fast pyrolysis process options

To identify the preferred process variant, it would be necessary to attribute weights to the different criteria (economic and environmental). Multi-criteria decision-making (MCDM) permits identification of the preferred strategies in this manner. Moreover, other types of criteria such as social impacts and technological risks can be considered.

4. Conclusions

In this study, a “base case” fast pyrolysis process and five process variants were evaluated for implementation in a northern community dependent on HFO consumption for their energy needs. All process variants considered provided good economic and environmental returns. The FP/SW/CON-406 process variant (producing bio-oil with low moisture, steam, lumber, and lignin) had the best techno-economic results, with an IRR of 33.4%, noting that the IRR for all variants was attractive with IRR’s greater than 25%. However, elevated economic returns are critical to justify the elevated risk implied with such a project [15]. Oil prices, government subsidies, and capital cost were found to be sensitive variables that can affect the IRR of the project considerably.

The LCA study showed attractive results for impacts on human health, climate change, and resources - mainly due to avoided processes related to HFO production and consumption. Biomass

extraction was mainly responsible for ecosystem quality impacts, but there was considerable uncertainty in this result.

This paper provides a useful methodology for preliminary decision-making between biorefinery options, for the case of fast pyrolysis process variants to be implemented in a Northern community. However further examination is needed even at this early design stage to identify the most sustainable process option. The best process variant to implement amongst those considered is not obvious, considering conflicting techno-economic and LCA results for different options. A more systematic selection process is required involving consideration of trade-offs and including a greater breadth of criteria – particularly risk-based criteria. Biogenic carbon flux was not considered; the biomass assumed to be carbon-neutral in the environmental study. It would be important to address this issue systematically to improve the environmental results in further studies and better understand the implications to GHG emissions when impacting the forest carbon inventory.

5. Acknowledgements

This research would not have been possible without the funding from Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC), the MITACS program for an internship in Happy Valley Goose Bay, the generous support of the Government of Newfoundland and Labrador, and EnVertis Consulting.

6. Literature cited

1. Cooke, R. *Botwood biofuel plant one step closer to green light*. 2017 Jan 23th, 2017 [cited 2017 May 30th]; Available from: <http://www.cbc.ca/news/canada/newfoundland-labrador/botwood-biofuel-plant-timber-rights-1.3948864>.
2. News, C. *Botwood stands to win big with Rentech timber deal*. 2014 Apr 09th, 2014 [cited 2017 May 30th]; Available from: <http://www.cbc.ca/news/canada/newfoundland-labrador/botwood-stands-to-win-big-with-rentech-timber-deal-1.2604400>.
3. Lane, J. *Ensyn breaks ground on new 10 million gallon advanced biofuels project in Quebec* 2016 July 13th, 2016 [cited 2017 May 30th]; Available from: biofuelsdigest.com/bdigest/2016/07/13/ensyn-breaks-ground-on-new-10-million-gallon-advanced-biofuels-project-in-quebec/.

4. Stuart, P., et al., *Biorefining technologies suited to Newfoundland & Labrador*, in *Newfoundland & Labrador's green economy conference (Newleaf)*. 2015: St. John's, Newfoundland.
5. Bridgwater, A.V., *Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading*. Biomass and Bioenergy, 2012. **38**: p. 68-94.
6. Venderbosch, R.H. and W. Prins, *Fast pyrolysis technology development*. Biofuels, Bioproducts and Biorefining, 2010. **4**(2): p. 178-208.
7. Dietrich, R.-U., et al., *Cost calculations for three different approaches of biofuel production using biomass, electricity and CO₂*. Biomass and Bioenergy, 2018. **111**: p. 165-173.
8. Benjaminsson, G., J. Benjaminsson, and N. Bengtsson, *Decentraliserad produktion av pyrolysolja för transport till storskaliga kraftvärmeverk och förgasningsanläggningar*, F. av, Editor. 2013.
9. Trinh, T.N., et al., *Properties of slurries made of fast pyrolysis oil and char or beech wood*. Biomass and Bioenergy, 2014. **61**: p. 227-235.
10. Rogers, J.G. and J.G. Brammer, *Estimation of the production cost of fast pyrolysis bio-oil*. Biomass and Bioenergy, 2012. **36**: p. 208-217.
11. Jani Lehto, A.O., Yrjö Solantausta, Matti Kytö, David Chiaramonti, *Fuel oil quality and combustion of fast pyrolysis bio-oils*, V.T.R.C.o. Finland, Editor. 2013.
12. Buffi, M., et al., *Combustion of fast pyrolysis bio-oil and blends in a micro gas turbine*. Biomass and Bioenergy, 2018. **115**: p. 174-185.
13. Dalvand, K., et al., *Economics of biofuels: Market potential of furfural and its derivatives*. Biomass and Bioenergy, 2018. **115**: p. 56-63.
14. Téguia, C.D., R. Albers, and P.R. Stuart, *Analysis of economically viable lignin-based biorefinery strategies implemented within a kraft pulp mill*. Tappi Journal, 2017. **16**(3): p. 157-169.
15. Gilani, B. and P.R. Stuart, *Life cycle assessment of an integrated forest biorefinery: hot water extraction process case study*. Biofuels, Bioproducts and Biorefining, 2015. **9**(6): p. 677-695.

16. Anderson, J.-O. and A. Toffolo, *Improving energy efficiency of sawmill industrial sites by integration with pellet and CHP plants*. Applied Energy, 2013. **111**: p. 791-800.
17. Canada, A.a.A.-F., *Growing Forward 2 (GF2) 2013-2018*. 2014: Canada.
18. Gooty, A.T. and F. Berruti, *Fractional Condensation of Bio-Oil Vapors*, in *Chemical and Biochemical Engineering*. 2012, The University of Western Ontario.
19. Tumbalam Gooty, A., et al., *Fractional condensation of bio-oil vapors produced from birch bark pyrolysis*. Separation and Purification Technology, 2014. **124**: p. 81-88.
20. Cruz, D.C., F. Berruti, and C. Briens, *Production of Bio-coal and Activated Carbon from Biomass*. 2012, The University of Western Ontario.
21. Garcia-Perez, M., et al., *Methods for producing biochar and advanced bio-fuels in Washington State*, W.S. University, Editor. 2012.
22. Paasikallio, V., et al., *Steam reforming of pyrolysis oil aqueous fraction obtained by one-step fractional condensation*. International Journal of Hydrogen Energy, 2015. **40**(8): p. 3149-3157.
23. Palla, V.S.K.K., K. Papadikis, and S. Gu, *A numerical model for the fractional condensation of pyrolysis vapours*. Biomass and Bioenergy, 2015. **74**: p. 180-192.
24. Schulzke, T., et al., *Polyurethane foams produced from pyrolysis oil – Production and possible application*. Biomass and Bioenergy, 2018. **115**: p. 195-202.
25. Pollard, A.S., M.R. Rover, and R.C. Brown, *Characterization of bio-oil recovered as stage fractions with unique chemical and physical properties*. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis, 2012. **93**: p. 129-138.
26. S. Conrad, A.A., T. Schulzke, *Fractionated condensation of pyrolysis vapours from ablative pyrolysis*, in *22nd European Biomass Conference and Exhibition, June 23-26, 2014*. 2014, Fraunhofer Institute for Environmental, Safety and Energy Technology UMSICHT: Hamburg.
27. Azargohar, R. and A.K. Dalai, *Steam and KOH activation of biochar: Experimental and modeling studies*. Microporous and Mesoporous Materials, 2008. **110**(2-3): p. 413-421.

28. Brown, T.R., M.M. Wright, and R.C. Brown, *Estimating profitability of two biochar production scenarios: slow pyrolysis vs fast pyrolysis*. Biofuels, Bioproducts and Biorefining, 2011. **5**(1): p. 54-68.
29. Gouvernement, N.L., *Agrifoods Market Report*, A.a.A.-F. Canada, Editor. 2014: St-John's.
30. Global, H., *Strategic plan to develop Labrador secondary manufacturing and value added wood products industry*. 2006.
31. Rabinovich, M.L., *Lignin by-products of soviet hydrolysis industry: resources, characteristics, and utilization as a fuel*. Cellulose chemistry and technology, 2014. **48**(7-8): p. 613-631.
32. Lambiotte, *Description du four automatique lambiotte type SIFIC/CISR pour la production en continu de 6000 T/an de charbon de bois*. 2015.
33. Gu, Z., *Materials and methods for production of activated carbon*. 2014: USA.
34. Energy, N., *2016 Q1 Financial Report*. 2016: St. John's, NL.
35. Administration, U.S.E.I., *Annual Energy Outlook 2016*. 2016: Washington.
36. Peters, M., K. Timmerhaus, and R. West, *Plant Design and Economics for Chemical Engineers*. Fifth edition ed. 2002: McGraw-Hill International Editions.
37. Data, G. *Petrochemical eTrack (Polyol price)*. 2014 [cited 2016; Available from: <https://www.globaldata.com/>.
38. Ataullah Khan. *High value biochar products*. in *ABI Biochar Workshop*. 2014.
39. Annie Levasseur, M.B., *État de l'art sur le stockage et déstockage du carbone par la biomasse*, ScoreLCA, Editor. 2014: Villeurbanne.
40. Newell, J.P. and R.O. Vos, *Accounting for forest carbon pool dynamics in product carbon footprints: Challenges and opportunities*. Environmental Impact Assessment Review, 2012. **37**: p. 23-36.
41. Miner, R. and C. Gaudreault, *A review of biomass carbon accounting methods and implication*, in *NCASI T. bulletin*, Editor. 2013: Montréal, Qc.

ANNEXE B ARTICLE 2 : PROCESS DECISION-MAKING EMPHASIZING ENVIRONMENTAL IMPACT CRITERIA: FAST PYROLYSIS CASE STUDY

Soumis dans *Journal of Cleaner Production*

Stéphanie Jean¹, Annie Levasseur², and Paul R. Stuart¹

3. Polytechnique-Montréal, 2900 Boulevard Edouard-Montpetit, Montréal, QC H3T 1J4; Corresponding author: Paul.Stuart@polymtl.ca
4. École de technologie supérieure (ETS), 1100 Rue Notre-Dame Ouest, Montréal, QC H3C 1K3

ABSTRACT

In an earlier study, a base case fast pyrolysis process and 5 process variants were defined, and their economic and environmental impacts assessed for implementation in the northern community of Happy Valley-Goose Bay in the Province of Newfoundland and Labrador (Canada). There were conflicting best outcomes between the different processes considered, and the most preferred process variant(s) could not easily be selected. A multi-criteria decision-making (MCDM) process considering economic, environmental, market, social, and technological risk aspects was proposed to address this objective systematically. The objective of this study was thus to identify the preferred fast pyrolysis strategi(es) for Happy Valley-Goose Bay using an MCDM panel.

To have representative results, it was necessary to improve the normalization method for environmental assessment criteria because these criteria received low scores in the MCDM panel weighting process due to the difficulty of panel members in interpreting LCA criteria. Three MCDM panels were subsequently held, using different normalization methods for environmental criteria, namely I: Internal, E-S: External-Simple, and E-E: External-Elaborate. Internal normalization is typically used in MCDM processes. Using internal normalization, it was found that (1) two process variants were identified as preferred by the MCDM panel - the base case considering fast pyrolysis with 360 bdmt/d, and the added-value variant using condensation of the fast pyrolysis bio-oil with 720 bdmt/d, (2) two process variants were placed on hold, and (3) two were rejected. However, with both external normalization methods, the weights of the environmental criteria increased and, (1) only one process variant was identified as the preferred scenario (the added-value variant using bio-oil condensation), (2) four variants were placed on hold (including the base case), and (3) one process variant was rejected. The preferred fast pyrolysis

process variants could be identified through MCDM panels, but the outcome was impacted by the normalization method used for the environmental criteria. External normalization was identified as better in the context of the decision making because it created more variability in the result allowing to distinguish the process variants between them. Three criteria were responsible of identifying the best variant with external normalization, (1) development of a sustainable local economy, (2) local socio-economic impact and (3) GHG emissions.

Keywords: Biorefinery, fast pyrolysis, value-added process, techno-economic study, life-cycle assessment study, multi-criteria decision-making (MCDM) panel, normalisation.

1. Introduction

In an initial design study [1], a “base case” fast pyrolysis process and five value-added process variants were identified for implementation in a northern community dependent on heavy fuel oil (HFO) for energy. All process variants were shown to have good economic and environmental returns, but the best variant to implement was not obvious.

Many northern communities in Canada depend on heavy fuel oil (HFO) to produce heat and electricity. There is also an under-utilized forest resource that could potentially produce fuel through a fast pyrolysis process to replace part or all of the HFO consumption by pyrolysis oil. In recent years, the Government of Newfoundland and Labrador has been exploring the potential of using the forest resource for various biorefinery projects. Particularly in the northern community of Happy Valley-Goose Bay, Labrador, there was an opportunity identified to use cut timber following construction of the hydroelectric dam at Muskrat Falls. Fast pyrolysis process variants were developed for the Happy Valley-Goose Bay site, but a rigorous methodology was needed to identify the preferred option among them. The preferred option could not be identified by looking only at the economic and environmental results, and a multi-criteria decision-making (MCDM) method was proposed [2-7].

1.1 MCDM for identifying preferred bioeconomy strategies

How to identify preferred biorefinery strategies is not obvious, especially with conflicting outcomes that require trade-off analysis following techno-economic, social and environmental studies [2, 3, 8]. MCDM panels are a methodology that is increasingly used by industry for systematic evaluation of design outcomes to identify preferred options. Criteria must be established

and calculated, and the panel must come to a consensus on the interpretation of the criteria [2]. There are many types of MCDM, but the MAUT method was most selected for the biorefinery decision-making panel in this study, in which trade-offs are made amongst criteria [2, 3, 9, 10]. MAUT permits a clear interpretation of panel results, and thus alignment amongst the panel members on the result, and the reason for the result. The MCDM process takes place over two separate days, the pre-panel and the panel. Figure 1 summarizes the principal steps.

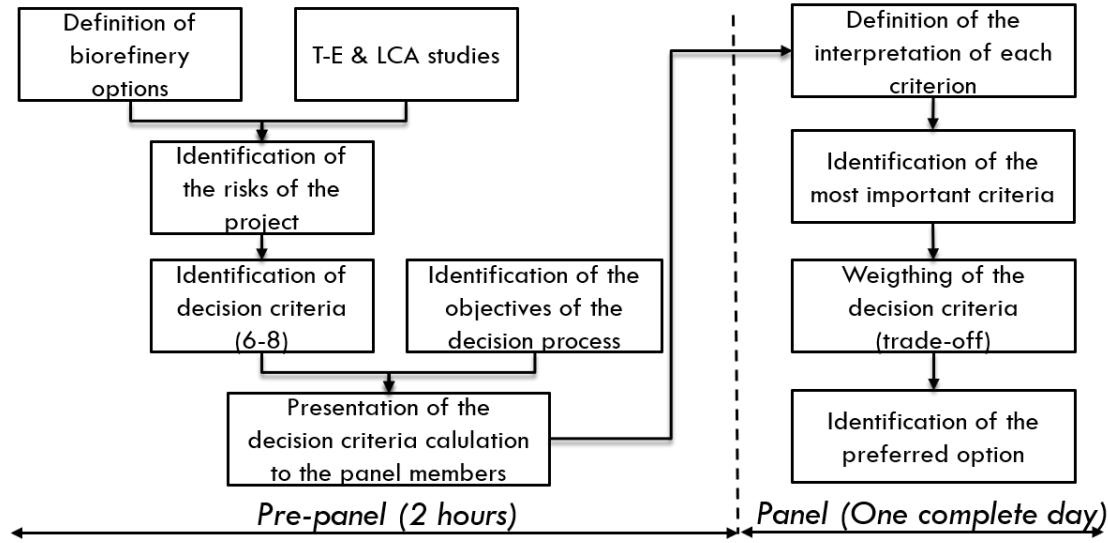


Figure 1. Principal steps in MCDM panels (adapted from [4]).

In the pre-panel, the objective is to present necessary background information to panel members, including explaining the criteria and their values that were calculated. In the panel, four steps are addressed. The first is to obtain consensus on the interpretation of each decision criterion. Determining upper and lower bounds of each criterion in the context of the calculated results is reviewed at the same time, and is critical because this will determine the utility value of the criterion for each scenario. Strategies with results at or below the lower bound are given a score of 0, and results at or above the upper bound are given a score of 1. In the second step, the most important criterion is agreed to by panelists, against which other decision criteria are weighted by panel members using the trade-off method in the third step, determining the relative importance of each criterion in regard to the most important one [2, 3, 10].

It is important that the criteria chosen are relevant to the decision-making process, and the notion of a coherent family of decision criteria is very important [2]. A coherent family of criteria must be comprehensive, cohesive, minimalist, and non-redundant. Each criterion must be carefully

defined, which is particularly important for environmental criteria based on life cycle assessment (LCA) results due to the challenge of interpreting these in a meaningful way – especially by panel members less-familiar with LCA. When economic and environmental criteria are considered at the same time, economic criteria are typically identified as the most important. Typically in the trade-off, the environmental criterion obtaining the highest weight is Global Warming Potential based on GHG emissions, while other LCA-based environmental criteria can have very low weights. Recognizing that the way an environmental criterion is communicated can affect how well or poorly people understand it [5, 11], it was decided for this work that the environmental criteria should consider different normalization methods to help panelists better understand them [5, 11].

1.2 Interpretation of environmental criteria by decision-making panels

To represent environmental impacts using decision criteria for MCDM panelists, three different normalization methods were considered [11-17]:

- **Internal normalization** by comparison with values from the study, including avoiding impacts as a consequence of the new process being implemented [11, 13, 15].
- **External normalization** by comparison with external quantities that panel members can understand well, eg the number of cars replaced on the road [11, 13, 15].
- **Distance-to-target normalization** where the distance between an identified target of pertinence and the results of each option are compared [14-17].

The normalization method generally used in MCDM panels for environmental criteria typically involve internal normalization. However, it has been demonstrated that with this method, the significance of the environmental criteria is not well understood [11]. Several studies have proposed an external method of normalization, although this also has challenges [11, 15].

1.3 Objectives of this study

The two objectives of this study were (1) to identify the preferred fast pyrolysis process strategi(es) for Happy Valley-Goose Bay, and (2) to systematically identify improved normalization methods for environmental criteria used in MCDM panels.

2. Materials and methods

Figure 2 summarizes the general methodology used in this study. The five first (boxed) steps were described in a previous publication [1] and led to identifying the five process variants considered in this work.

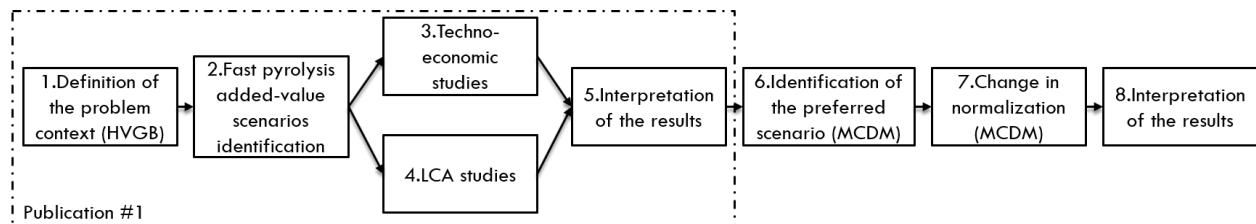


Figure 2. Overall methodology used to define fast pyrolysis process options and identify the preferred option(s) through appropriate normalization of environmental criteria

This article focuses on Steps 6, 7, and 8 of this general methodology. Step 6 involves identifying the preferred scenario considering the result of the first MCDM panel using internal normalization (I). Step 7 corresponds to establishing two more panels using different normalizations method: external simplified (E-S) and external elaborated (E-E), as illustrated in Fig. 3. A total of eight criteria were used to evaluate the different fast pyrolysis process options, of which two were environmental criteria. Only the two environmental criteria were normalized and changed between the panels. The MCDM panel included panel members with different expertise and included a biorefinery specialist, an environmental specialist, a multi-criteria decision-making process specialist, and an energy specialist.

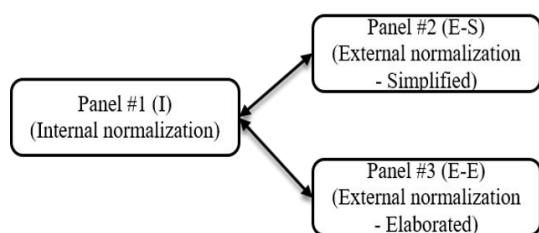


Figure 3. Summary of normalization methods used in each MCDM panel

The weight for each criterion is multiplied by the utility value calculated for each fast pyrolysis biorefinery option [2], and these added together to show the “score” for each option. Equation (1) presents the calculation, where W_i and $U_i(X_j)$ represent the weight and the utility value respectively for each criterion i and each process option j.

Equation 1. MCDM score calculation

$$Score_{process\ option_j} = \sum_{i=1}^N W_i \times U_i(X_j)$$

Step 8 of the overall methodology, expanded on in Figure 4, describes how the results from the three panels were compared to identify the most appropriate normalization method amongst those used. First, the weight of the environmental criteria was identified. After, the link between weight, interpretation of the criterion and the variability observed with each normalization was made. Also, a t-test was conducted in order to identify any significant changes in weight between the panels. Finally, it was possible to identify the best normalization strategy for this context as well as the impact on the panel’s outcome.

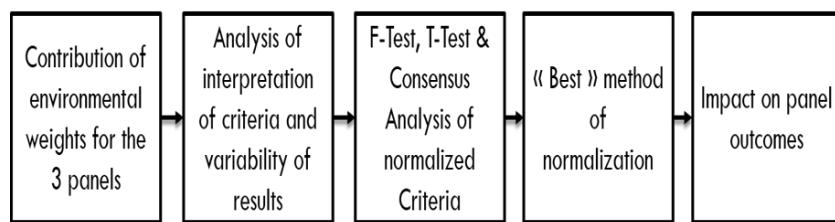


Figure 4. Methodology used to compare results from panels employing the 3 normalization methods

Figure 5 presents the specific methodology of the third step (*F*-test, *t*-test, and consensus analysis of normalized criteria). A comparison of panels 1 and 2 provides a quantification of the impact on decision-making of *simple* external normalization, while comparing panels 1 and 3 enables quantification of the impact of *elaborate* external normalization on the two environmental criteria.

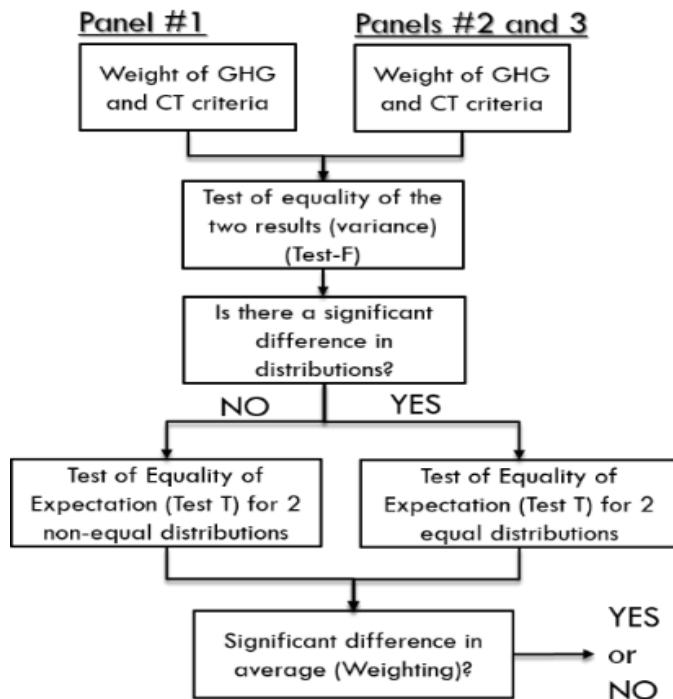


Figure 5. Methodology to analyse results from panels employing F-test and t-test

To determine whether there is any significant difference between the panel results, the *F*-test and *t*-test were employed. The *F*-test and *t*-test provide a statistical assessment of the level of consensus among the panelists, between normalization methods. It is also important to consider the consensus observed during the panel discussion – the potential values are summarized in Table 1, based on the ratio of standard deviation in panel weights compared to the criterion having the highest standard deviation.

Consensus level	Standard deviation/ Maximum standard deviation
Full	0 and 0,1
Very high	0,1 and 0,3
High	0,3 and 0,5
Medium	0,5 and 0,7
Low	0,7 and 0,9
Very Low	0,9 and 1

Table 1. Consensus levels attributed to weights

3. Results and discussion

3.1 Case Study Context

Because Happy Valley-Goose Bay is a remote region, a large portion of the revenues were from the sale of fast pyrolysis oil to replace part of the local HFO consumption. There are several advantages to implementing a value-added pyrolysis process in Happy Valley-Goose Bay, including job creation (social impact), replacement of part of the HFO (environmental benefit), and the availability of perturbed biomass (Muskrat Falls power dam wood) as well as a renewable biomass source (annual cut) for the long term.

The decision objective identified by the MCDM panel was “To assess investment opportunities in Happy Valley-Goose Bay with a view to sustainable economic development through the use of available biomass from the construction of the hydroelectric reservoir and the annual allowable cut”. To identify the preferred fast pyrolysis process variant, it was important to consider technical and social factors as well as economic and environmental impacts, to fulfill the decision-making objective.

3.2 Fast pyrolysis process variants: Results

Table 2 summarizes the six potential fast pyrolysis biorefinery scenarios considered, each implemented using a 3-phased implementation strategy to mitigate technology and market risk (for more detail, see [1]). The process names reflect which technology(ies) are included in each variant, as well as the total biomass feedstock required in Phase III.

Process variant names	Process variant	Products in Phase III	Phase I (Years 0-2)	Phase II (Years 3-5)	Phase III (Years 6-26)
FP-360	0. Base Case	Bio-oil, Steam	Pyrolysis (360 bdmt/d)	-	-
FP/CON-720	1.Pyro+, Condensation	Bio-oil with increased LHV (Low Heating Value), steam, lignin		Increase pyrolysis oil capacity (+360 bdmt/d)	Add condensation in series (+0 dbmt/day)
FP/GH/CB-704	2.Pyro, Greenhouse, Carbonization	Bio-oil, vegetables, activated carbon, steam		Add greenhouse (+ 0 bdmt/d)	Add carbonization and Activation (+ 344 bdmt/d)

FP/GH/CON-360	3.Pyro, Greenhouse, Condensation	Bio-oil with increased LHV, vegetables, lignin, steam		Add greenhouse (+ 0 bdmt/d)	Add pyrolysis oil condensation in series (+0 bdmt/d)
FP/CA/CB-704	4.Pyro, Activation, Carbonization	Bio-oil, steam, activated carbon		Add char separation & activation (+ 0 bdmt/d)	Add carbonization (+ 344 bdmt/d)
FP/SW/CON-406	5.Pyro, Sawmill, Condensation	Bio-oil with increased LHV, steam, lumber, lignin		Add sawmill (+46 bdmt/d)	Add condensation in series (+0 bdmt/d)

Table 2. Summary of fast pyrolysis process variants

As shown in Table 3 and Figure 6, it was not obvious to identify the best process variant(s) even when considering only the economic and environmental results, due to conflicting best outcomes. Figure 6 presents the results for four criteria normalized with the maximum value obtained (100%). The *FP/CON-720* process variant had the best result for the two environmental criteria, i.e. climate change and carcinogens, but regarding capital cost (CAPEX) and internal rate of return (IRR), *FP-360* and *FP/SW/CON-406* had the best results. The carcinogens saving represented the carcinogens emissions to be avoided by the new process variants, which is important for human health. As well, process variants 0, 1, and 3 had similar results. In addition, it became necessary to consider other aspects such as market and technological risk.

Variants	Capacity (bdmt/d)	GHG Saving (Mt of CO ₂ -eq /yr)	CAPE X (M\$)	Carcinogens Saving (t of C ₂ H ₃ Cl-eq/yr)	IRR (%)
FP-360	360	120	110	716	31,8%
FP/CON-720	+360	255	210	2254	32,7%
FP/GH/CB-704	+344	200	164	433	27,7%
FP/GH/CON-360	+0	131	123	1161	31,6%
FP/AC/CB-704	+344	160	171	441	28,1%
FP/SW/CON-406	+46	131	158	1199	33,4%

Table 3. Techno-economic and environmental outcomes for each fast pyrolysis process variant

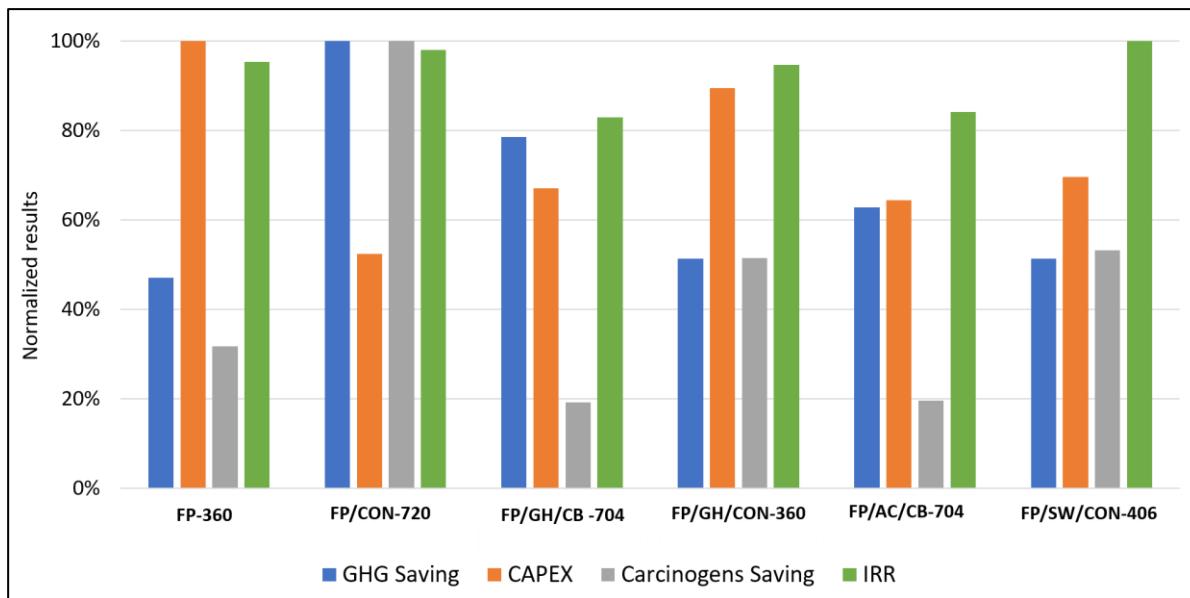


Figure 6. Normalized economic and environmental results for each fast pyrolysis process option

3.3 Preferred fast pyrolysis variant

Tables 4 and 5 present the criteria used in the first panel (using internal normalization). Table 4 summarizes criteria justification and their “ideal” definition which assumes all necessary data to be available needed to calculate the criteria – not typically the case. As characterized in the first column, criteria were defined to address a wider set of process variant characteristics.

Type of criterion	Decision criterion	Justification	Ideal definition
Economic	IRR: Internal rate of return	Measure of project profitability	The economic return of the project under expected market conditions
	RUEC: Robustness under unfavorable economic conditions	Quantification on the impact of downward market price fluctuations on profitability	The robustness of the project given the potential to maintain a negative cash flow only for a limited period of time before the project is shuttered
Economic & social	LSEI: Local socio-economic impact	Measure of the socio-economic impact for the province, important because the project is located in a	The socio-economic impact at Happy Valley-Goose Bay, NL

		community with high unemployment	
Social	AFU: Acceptability of forest use	Measure of the potential for project acceptance, a priority issue for the inhabitants of the region as well as for social acceptability	The public sensitivity to forest development
Technical	PIC: Phases 2/3 implementation capacity	Measure of the technological risk of implementing the various options to completion	The technology risk of implementing Phases 2 & 3
Market	DSLE: Development of a sustainable local economy	Analyzes the potential for a sustainable revitalization of the local economy in a remote region	The likelihood of establishing and maintaining a new market
Environmental	GHG emissions	Measure of global warming potential of the project over its life cycle	The impact of GHG emissions due to the various biorefinery scenarios
	CT: Carcinogenic toxicity	Measure of the emissions related to the category of carcinogenic toxicity; the main contributor to the degradation of human health	The avoided impacts that would have been caused by toxic carcinogenic emissions

Table 4. Definition of the evaluation criteria used in MCDM Panel 1

Table 5 presents the actual calculation for each criterion, which were considered carefully by panel members for an appropriate interpretation.

Decision Criterion	Practical definition	Calculation
IRR: Internal rate of return	Discount rate resulting in a net present value for the project of 0\$	$NPV = \sum_{t=0}^n \frac{\text{Monetary flux}}{(1 + IRR)^n} = 0$
RUEC: Robustness in unfavorable economic conditions	Monthly earnings before interest and taxes under unfavorable market conditions for 6 months, compared to the total capital cost invested over the 3 project phases	RUEC = monthly EBIT under bad market conditions × 6 months / total capital cost × 100
LSEI: Local socio-economic impact	The direct jobs created at Happy Valley-Goose Bay for each process option	LSEI = Estimate of direct jobs created
AFU: Acceptability of forest use	The proportion of land not used during the project in relation to the total area of forest available for harvesting	AFU = area of forest not affected for the entire project / total area of unprotected forest

PIC: Phased implementation capacity risk	The degree of risk for each process option in terms of maturity, scalability, and implementation capacity (Note.: The operational risk was measured based on the impact from a shutdown and resource demand level for repair)	$\begin{aligned} \text{PIC} = & 60\% \times [(50\% \times \text{near-term scaling factor}) + (50\% \text{ near-term operational risk})] \\ & + \\ & 40\% \times [(50\% \times \text{longer-term scaling factor}) + (50\% \text{ longer-term operational risk})] \end{aligned}$
DSLE: Development of a sustainable local economy	The potential for creating a sustainable local economy by assessing the potential to attract investors, create new income streams, and penetrate local markets	$\begin{aligned} \text{DSLE} = & 60\% \times \text{creation of new revenue streams in near-term local markets} \\ & + \\ & 40\% \times \text{creation of new income streams in long-term local markets} \end{aligned}$
GHG emissions	The annual potential reduction in greenhouse gas (GHG) emissions associated with biorefinery options in relation to the emissions of the replaced product portfolio	$\text{GHG} = (\text{GHG emissions from the replaced product portfolio} - \text{GHG emissions from the biorefinery portfolio}) / \text{GHG emissions from the replaced product portfolio}$
CT: Carcinogenic toxicity	The annual potential reduction in carcinogenic toxic emissions associated with biorefinery options, compared to the replaced product portfolio	$\text{CT} = (\text{CT emissions from the replaced product portfolio} - \text{CT emissions from the biorefinery portfolio}) / \text{CT emissions from the replaced product portfolio}$

Table 5. Definition and calculation of the criteria used in MCDM Panel 1

Once the criterion is well understood by each panel member, all the members work to align on an interpretation that describes the criterion, which is used for each subsequent step of the MCDM process. These are summarized in Table 6.

Criteria	Interpretation
IRR (Internal rate of return)	IRR measures the economic benefit (yield) of biorefinery variants according to the underlying assumptions under consideration and should be greater than 20%, the minimum acceptable threshold to ensure the profitability of emerging industries in the context of the region. All options under consideration are above the minimum threshold, and the maximum difference between the options is 5%.
RUEC (Robustness in unfavorable economic conditions)	The robustness under adverse economic conditions represents the operating margin relative to the worst-case investment in Phase 3, associated in this context with rising biomass prices and fluctuating product prices. If the value of this criterion is greater than 0%, the company will continue its operations. Otherwise, there is a risk of a temporary shutdown of production.
LSEI (Local socio-economic impact)	The socio-economic impact for the region is one of the measures of social acceptability associated with each of the biorefinery variants. This criterion represents a direct and lasting contribution to reducing the unemployment rate. As an example, considering 60% of the working population and a current unemployment rate of 12.7% in Happy Valley-Goose Bay, creation of 100 jobs

	would reduce this rate by 2 points. This criterion includes direct employment created at the plant and in the forest, but does not include indirect employment.
AFU (Acceptability of forest uses)	This criterion represents the undeveloped portion of the unprotected forest in District 19A over the life of the project. A high value of the criterion represents a greater potential for social acceptability of the project. However, a value of 92.6% corresponds to the total annual cut fee (AAC).
PIC (Phase 2 & 3 implementation capacity)	This criterion represents the risk associated with technological deployment and the ability to respond to the operating problems in phases 2 & 3 at Happy Valley-Goose Bay. A low score represents a higher risk, and a high score represents a greater ease of implementation of the phases subsequent to pyrolysis.
DSLE (Development of a sustainable local economy)	Given the high expenditures of the Province of Newfoundland and Labrador on imports, this criterion serves to measure the potential for sustained reductions in expenditures by revenues from local production.
GHG (GHG emissions)	This criterion is used to determine the GHG emissions avoided with the biorefinery plant compared to the replaced product portfolio. For example, a typical 60% decrease for second-generation biofuels is required by the RFS2 program (United States).
CT (Carcinogenic toxicity)	This criterion is used to determine the potential for reducing the impacts on carcinogenic toxicity with the biorefinery plant compared to the replaced product portfolio.

Table 6. Interpretation of criteria used in MCDM Panel 1 agreed to by all panelists

While determining the interpretation, panel members also identified the upper and lower bounds of each criterion and selected the most important one. Table 7 summarizes the trade-off results from the first panel.

MCDM Criteria	Classification and weighting		Consensus
	Rank	Weight	
DSLE	1	23,0%	Very High
LSEI	2	21,3%	High
RUEC	3	16,0%	Very Low
AFU	4	16,0%	Medium
PIC	5	8,2%	Medium
CT	6	8,0%	High
IRR	7	5,6%	Very Low
GHG	8	1,9%	Very High

Table 7. Weighting and consensus of panel members in MCDM Panel 1

Development of a sustainable local economy (DSLE) was identified as the most important criterion in relation to the main objective of the project, given the specific needs of this northern community. Local socio-economic impact (LSEI) represents social impact, and noting the high consistency,

was considered important to all panel members. Robustness in unfavorable economic conditions (RUEC) was important for several panelists because it made it possible to differentiate the options economically, unlike IRR which was favourable but quite similar for most process variants.

For the environmental criteria, carcinogenic toxicity (CT) criterion generated a very long discussion around the lower bound especially because it was difficult to understand and choose a target. Moreover, it was identified by the LCA specialist that this criterion is uncertain in the LCA method calculation itself. For the GHG criterion, the lower bound and the target were discussed at great length. In the context of the results, this criterion received only a small weight because there was little difference in calculated values between the biorefinery options.

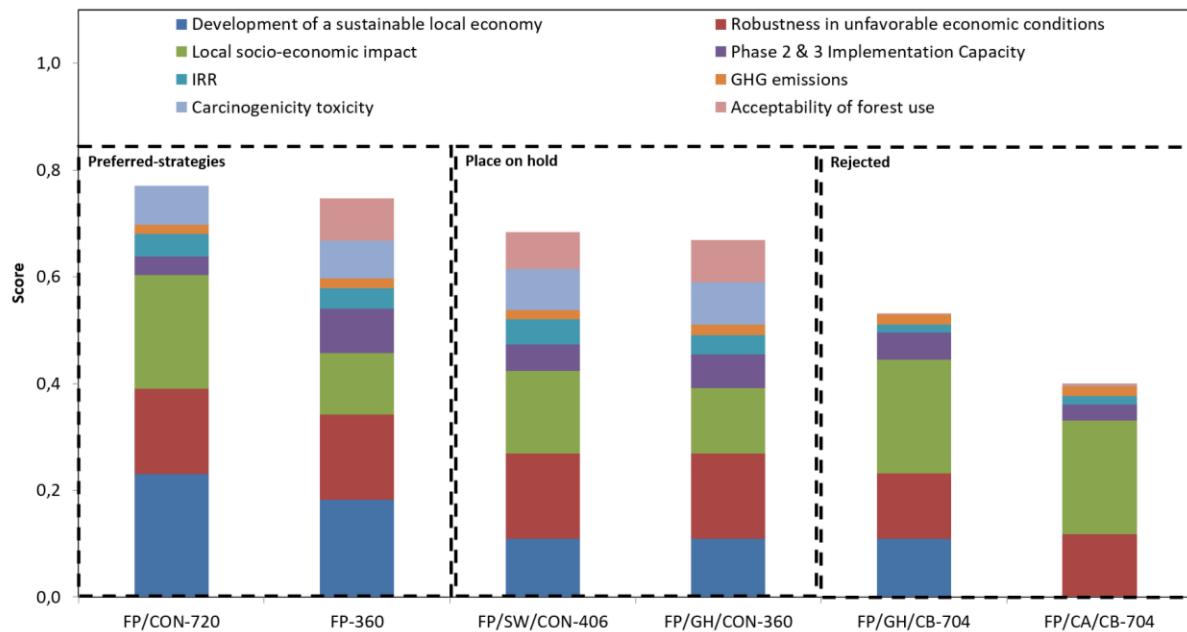


Figure 7. Biorefinery scores obtained for the fast pyrolysis process variants using internal normalization(I).

Figure 7 shows the outcome of MCDM Panel 1. The *FP/CON-720* and *FP-360* process variants were identified as preferred, two variants were placed on hold (perhaps to be reconsidered at a later date), and two process variants were rejected. The most important criterion (DSLE) and the CT and AFU criteria were mainly responsible for the last two scenarios obtaining poor results. The GHG emissions were not important in the decision-making result.

3.4 Clarity of environmental criteria through normalization

3.4.1 Impact of normalization method on panel weights

To identify the best normalization method for the environmental criteria, it was necessary to change the definition as well as the calculation and interpretation for the two environmental criteria. These changes are summarized in Tables 8 to 11 for the GHG and CT criteria. The revised interpretations were used in Panels 2 and 3.

Criterion	MCDM	Practical definition – reduction in GHG emissions compared to	Calculation per process option
GHG (GHG emissions)	Internal (I)	GHG emissions of the replaced product portfolio	$GHG = (GHG \text{ emissions from the replaced product portfolio} - GHG \text{ emissions from the biorefinery portfolio}) / GHG \text{ emissions from the replaced product portfolio}$
	External-Simplified (E-S)	Total annual GHG emissions in Labrador	$GHG = GHG \text{ emissions avoided} / \text{Total GHG emissions from Labrador}$
	External-Elaborate (E-E)	Considering residents of the Province of Newfoundland and Labrador.	$GHG = \text{Distance from 2 tonnes per CO}_2/\text{inhabitants and (Annual GHG reduction)} / (\text{Number of inhabitants in NL})$

Table 8. Definition and calculation of the GHG emissions criterion for the three Panels

Criterion	MCDM	Interpretation
GHG (GHG emissions)	Internal (I)	This criterion is used to determine the GHG emissions avoided with the biorefinery plant compared to the replaced product portfolio. For example, a typical 60% decrease for second-generation biofuels is required by the RFS2 program (United States).
	External-Simplified (E-S)	This criterion is used to determine GHG emissions avoided annually by locating one of the biorefineries considered, relative to the annual territorial GHG emissions of the Province of Newfoundland and

		Labrador. As an indication, following the Paris 2015 meeting (COP21), it was agreed that Canada should reduce its emissions by 30% by 2030.
	External-Elaborate (E-E)	This criterion identifies the potential reduction in the annual inventory of GHG emissions from Newfoundland and Labrador following implementation of the biorefining project. By 2014, the provincial inventory was 16.3 tons of CO ₂ -eq per capita. To reach the target value of 2 tons of CO ₂ -eq per inhabitant by 2050, assuming that the annual average and the GHG reduction curves are linear, a decrease of 0.38 tons of CO ₂ -eq / year is required. However, this does not take into account the dynamic nature of the bioeconomy. Achieving a target of 2 tons of CO ₂ -eq by 2050 will limit the average world-wide temperature increase to 2°C (scientific target set by the IPCC).

Table 9. Interpretation of the GHG emissions criterion for the three Panels

Criterion	MCDM	Practical definition	Calculation
CT (Carcinogenic toxicity)	Internal (I)	This criterion measures the potential annual reduction in carcinogenic toxic emissions associated with biorefinery options, compared to the replaced product portfolio.	CT = Carcinogenic toxic emissions avoided annually / Carcinogenic toxic emissions from the replaced product portfolio
	External-Simplified (E-S)	This criterion represents the reduction in years of human life lost due to toxic carcinogenic emissions compared to the annual years lost to cancer in Happy Valley-Goose Bay	CT = Years of life not lost with carcinogenic emissions (DALY) / Years of life annually lost due to cancer in Happy Valley-Goose Bay N.B. DALY stands for <i>disability-adjusted life years</i> .
	External-Elaborate (E-E)	This criterion measures the reduction in years of life lost.	TC = [(Years of lost life avoided by CT emissions per year / (Newfoundland and Labrador inhabitants)] / [(Years of life lost (consumption patterns in Canada per year) / Inhabitants of Canada)]

Table 10. Definition and calculation of the carcinogenic toxicity criterion for the three Panels

As shown in table 10, in the External normalizations for the CT criterion, the results were express in lost of life avoided (DALY). This value was obtained by applying the causal chain related to the carcinogenic toxics emissions avoided with the processes scenarios. The causal chain of the toxic emission considers a consequence model following the emissions. This model is looking at the local concentration and the individual exposure dose in order to get the concentration in the body tissue. The model shows the effect on morbidity and mortality in the subject [18]. The life-cycle assessment method is using the causal chain to help the representation of the environmental impact, as this permits better communication and interpretation of the result.

Criterion	MCDM	Interpretation
CT (Carcinogenic toxicity)	Internal (I)	This criterion is used to determine the potential for reducing the impacts on carcinogenic toxicity with the biorefinery plant compared to the replaced product portfolio.
	External-Simplified (E-S)	This criterion determines the potential years of life saved annually (DALY). It is related to the years of life lost to cancer annually for the city of Happy Valley-Goose Bay based on Canadian statistics. It is important to keep in mind that cancer is not the only cause of death in Labrador.
	External-Elaborate (E-E)	This criterion measures the relative difference between the carcinogenic toxicity avoided by the project and that relating to the average spending habits in Canada. It determines the ratio of (1) years of life lost annually per capita in Newfoundland and Labrador due to carcinogenic toxic emissions through the biorefining project, to (2) years of life lost annually by toxic carcinogenic emissions in Canada.

Table 11. Interpretation of the carcinogenic toxicity criterion for the three Panels

The results of the weighting of all criteria for the three MCDM panels are presented in Table 12, where only the definition and interpretation of the 2 environmental criteria were adjusted.

MCDM Criteria	#1 - Internal (I)		#2 - External-Simple (E-S)		#3 - External - Elaborated (E-E)	
	Weight	Rank	Weight	Rank	Weight	Rank
DSLE	23,0%	1	20,8%	1	20,4%	1
LSEI	21,3%	2	19,7%	2	19,1%	2
RUEC	16,0%	3	12,9%	4	12,7%	4
AFU	16,0%	4	12,8%	5	12,3%	5
PIC	8,2%	5	8,0%	6	7,5%	7
CT	8,0%	6	5,8%	7	8,9%	6
IRR	5,6%	7	4,0%	8	2,9%	8
GHG	1,9%	8	16,0%	3	16,1%	3

Table 12. Classification of the criteria for the three Panels

For each panel, the DSLE criterion continued to be the most important relative to the main project objective, and LSEI was always the second most important criterion. There were significant differences in the understanding of the GHG criterion due to the normalization used.

3.4.2 Interpretation of results

With both external normalization strategies, there was one preferred scenario, four were placed on hold, and one was rejected, and the weights of the two environmental criteria were higher for the two external normalizations (E-S and E-E).

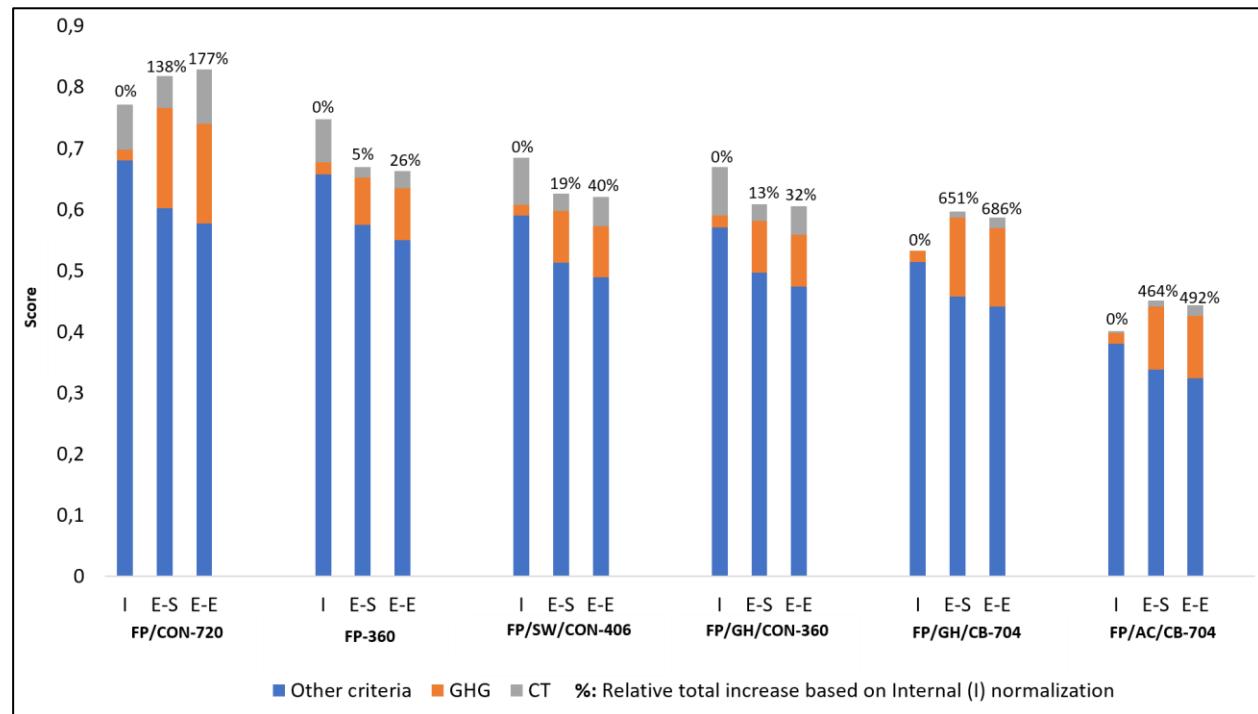


Figure 8. Weights of environmental criteria (GHG and CT) for the three MCDM panels

Figure 8 shows the contribution of the two environmental criteria to the total score, using the different normalization methods, and for each scenario. The percentage values above each bar indicate the change in weighting for the environmental criteria relative to the internal normalization. For each scenario, when using external normalization, the total weight for environmental criteria increased. In practice, the weight of a criterion is affected by three main

factors: the perceived importance of the interpretation of the criterion, the variability of the criterion between scenarios, and the trade-off with the most important criterion considering the upper/lower bounds. The interpretation of the two environmental criteria explains their weight change across the options, because the most important criterion did not change between the 3 panels, and as well, the definition and interpretation of the non-environmental criteria remained the same. Table 13 and Figure 9 summarize the impact of normalization method on the GHG criterion, whereas Table 14 and Figure 10 show similarly for the CT criterion.

Criteria	Normalization	Interpretation	Lower/ Upper bound	Variability between options ^A	Weight attributed
GHG	Internal (I)	Reference	Lower: 50% Upper: 93%	Very Low (89% - 93%)	1,9%
	External-Simple (E-S)	Different	Lower: 0% Upper: 3%	High (1,4% - 3%)	16,0%
	External – Elaborated (E-E)	Significantly different	Lower: 0 Upper: 0,48	High (0,23 - 0,48)	16,1%

Table 13. GHG criterion weights for different normalization techniques, related to variability in value between upper and lower bounds (Footnote A: Criterion values calculated for each process option within upper and lower bounds)

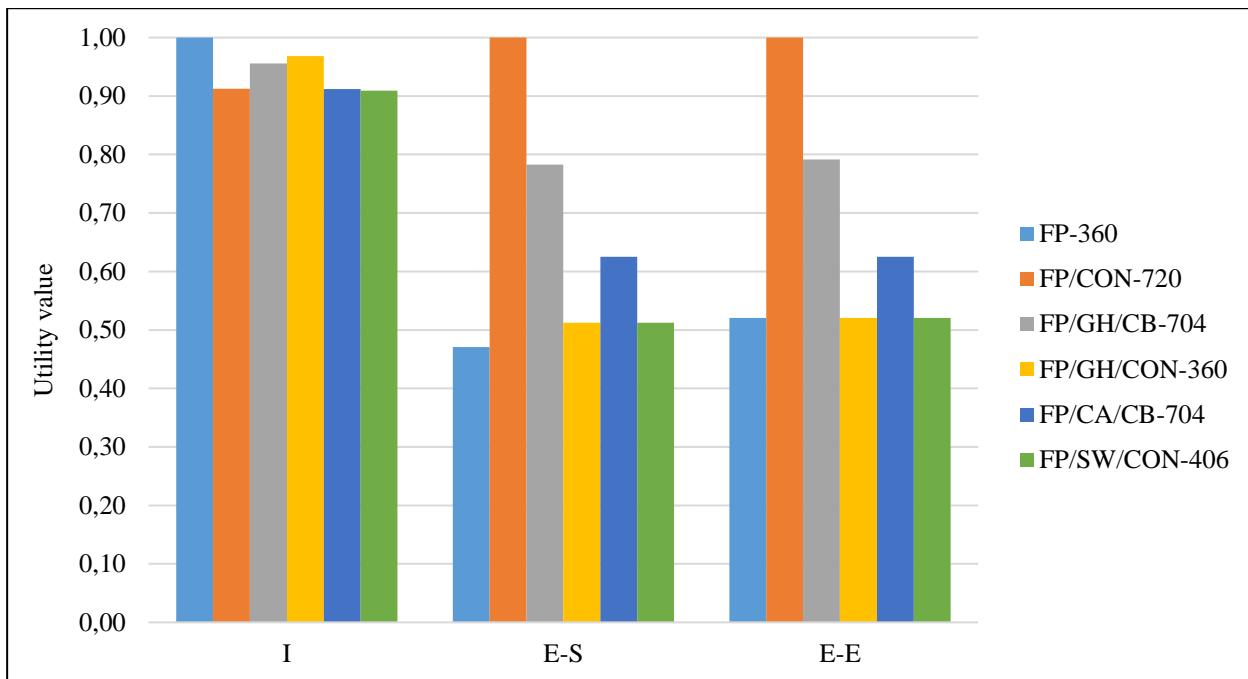


Figure 9. GHG criterion utility value for each process option, for each normalization method

When doing the interpretation of each criterion, the defining of upper and lower value are really important. These values are often defined based on the context of the results. Then, the utility value is calculated for each process option relatively to the upper and lower bound values. Figure 9 clearly show for the GHG criterion that when using external normalization with a higher variability in the result, there was an impact on the utility value.

The weights of criteria are strongly related to the variability of the results between options, within the upper and lower bound, coupled with their interpretation. When high variability in a result is observed, panel members place more importance on the criterion. Because GHG is a relatively well-understood criterion, we see that the weight increased dramatically for high variability between options (Table 13).

Criteria	Normalization	Interpretation	Lower/ Upper bound	Variability between options	Weight
Carcinogenic Toxicity (CT)	Internal (I)	Reference	Lower: 56% Upper: 86%	High (56% - 86%)	8,0%
	External-Simple (E-S)	Quite different	Lower: 0% Upper: 2%	High (0,4% - 2%)	5,8%
	External- Elaborated (E-E)	Significantly different	Lower: 0% Upper: 7,28%	High (1,4% - 7,28%)	8,9%

Table 14. CT criterion weights for different normalization techniques, related to variability in value between upper and lower bounds

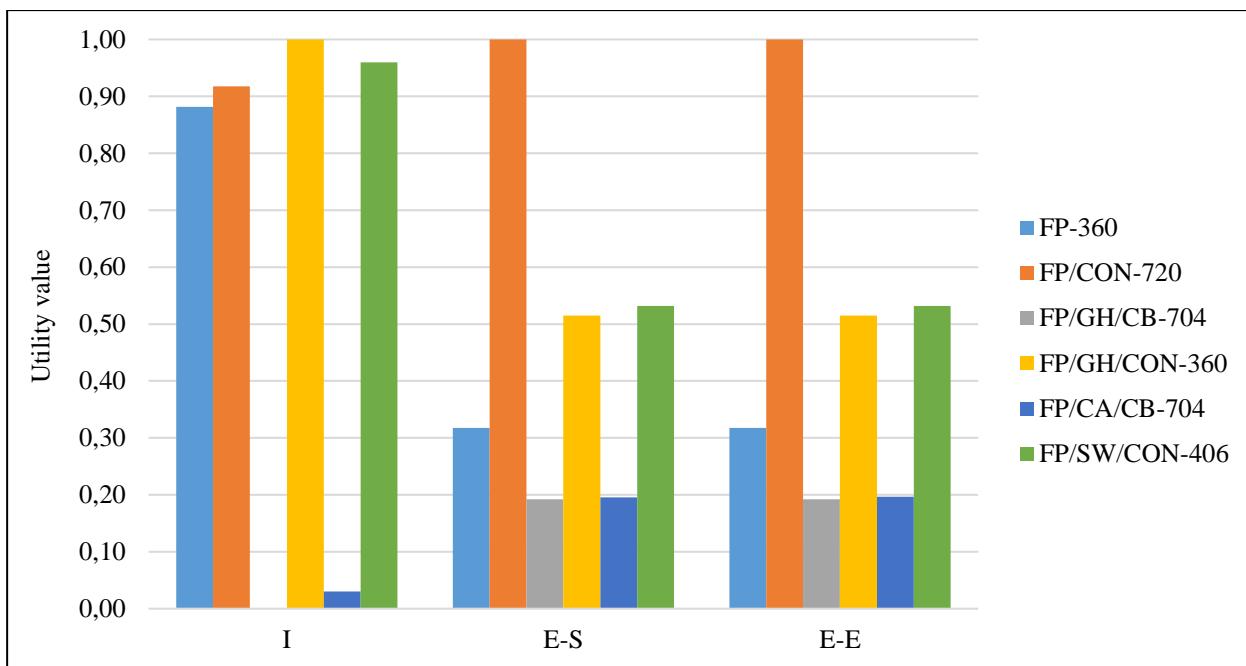


Figure 10. CT criterion utility value for each process option, for each normalization method

Relative to the GHG criterion, the panel found that the carcinogenic toxicity (CT) criterion was more difficult to interpret. It was recognized that CT had a large uncertainty in its calculation when DALY was included (the case for E-S normalization). The difference in weights could be explained by the mathematical definition of the criterion itself, which was linked to the chosen normalization and the interpretation (rather than by the variability of the criterion as was the case for GHG). This was the case because this criterion is not well-known, the upper and lower bound were difficult to identify by the panel members which explain why the variability in the result was less important for the CT criterion. The weighting of CT improved from the External-Simple (E-S) to the External-Elaborate (E-E) normalization, but the weight was still low.

To determine whether changing the normalization method had a statistically significant effect on the result for the criteria, the values for distribution (*F*-test) and the weights (*t*-test) were compared using a 95% level of confidence.

Criteria	Normalization method	Weight	Significant difference in distribution (F-test) *	Significant differences in weight (T-test) *
Greenhouse Gas (GHG)	Internal (I)	1,9%	Reference	Reference
	External-Simple (E-S)	16,0%	Yes	Yes
	External - Elaborated (E-E)	16,1%	Yes	Yes
Carcinogenic Toxicity (CT)	Internal (I)	8,0%	Reference	Reference
	External-Simple (E-S)	5,8%	No	No
	External - Elaborated (E-E)	8,9%	No	No

Table 15. Comparison of distribution and weight values for the GHG and CT criteria, as a function of normalization technique

*at the 95% level of confidence.

For GHG, a well-understood criterion, the external normalization methods (simple or elaborate) brought about a considerable improvement in the criterion weight, as shown in Table 15. For CT, a poorly understood criterion, it was not possible to change the weight distribution to a level of significance using either of the two external methods. Even if there was a decrease in weight observed with the E-S normalization, it was not considered as statistically significant.

For GHG and CT, the panelists did not recognize the utility of going further into the cause-effect chain in the normalization, preferring instead to use intermediate units. Figure 11 show the cause-effect chain for GHG and toxic emission. For GHG, because this criterion is well understood, the CO₂-eq results were sufficient to judge the criterion, and there was no advantage in converting these into, for example, increased Earth temperature. For CT, an effort was made to go further in the causal chain by incorporating the DALY measure in the External-Simple panel. This was better understood by the panelists to a certain extent, but it was also recognized that going further in the cause-effect chain introduced greater uncertainty which diminished the criterion weight.

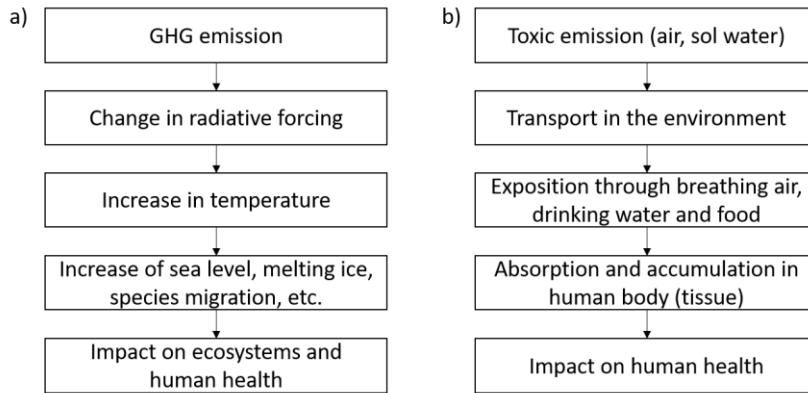


Figure 11. Cause-effect chain for a) GHG emission and b) toxic emission

Because the External-Elaborate method obtained the highest weights for both GHG and CT criteria, the detailed results were used to analyze the outputs of external normalization and the impact on the MCDM results. The decision profile of which processes were most preferred changed between the normalization methods. As shown in Figure 12, the *FP/CON-720* scenario was identified as the preferred one for implementation in Happy Valley-Goose Bay, instead of *FP/CON-720* and *FP-360* as determined by internal normalization. There were four scenarios placed on hold and one rejected.

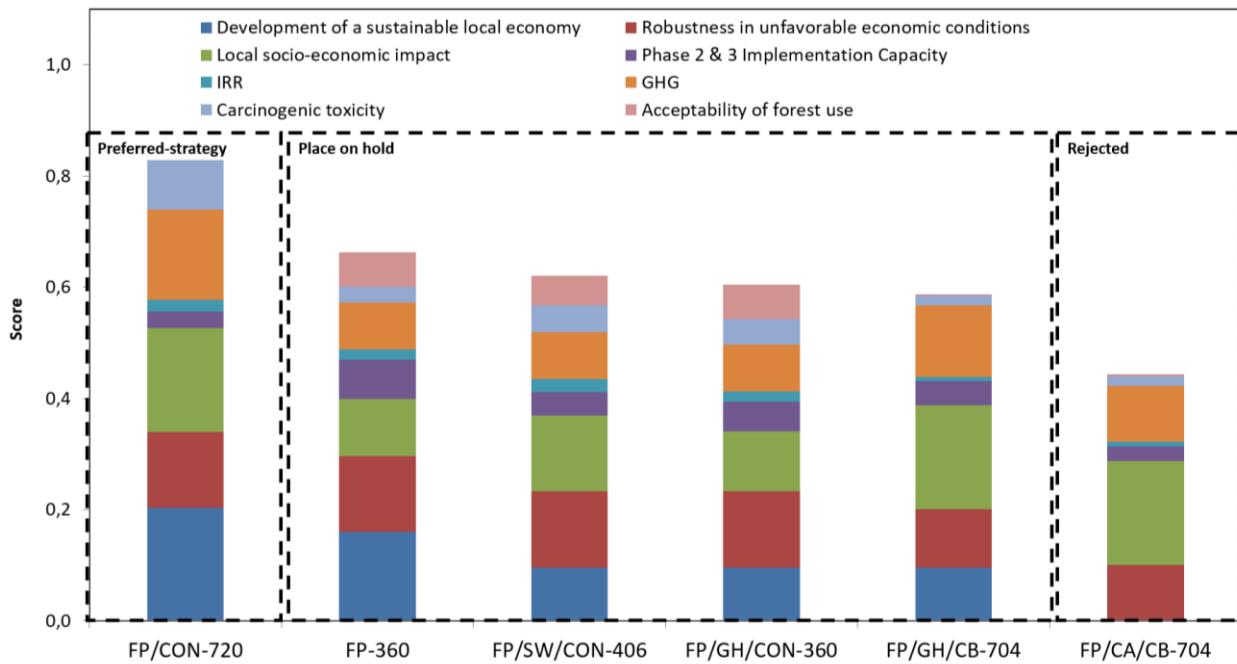


Figure 12. Biorefinery rankings considering the External-Elaborate normalization method

Scenario 1 obtained better results than the others mainly because of four criteria: *Development of a sustainable local economy* (DSLE), *Local socio-economic impact* (LSEI), *Greenhouse gases* (GHG) and *Robustness in unfavorable economic conditions* (RUEC).

3.4.3 Normalization using distance to target

Another panel was constituted to test the distance-to-target method normalization method, but only with the GHG criterion. With the CT criterion, a valid target understood by the panelists was difficult to identify. Tables 16 to 18 present details of the GHG criterion used with the distance-to-target panel.

Criterion	MCDM	Practical definition	Calculation	Interpretation
GHG emissions	Distance to target (D-T)	This criterion measures the reduction of GHGs, in tonnes of CO ₂ -eq / year, for all residents of the Province of Newfoundland and Labrador. The annual per-capita GHG emissions target for 2050 is 2 tons of annual CO ₂ -eq / inhabitant.	GHG (Provincial GHG assessment – Annual project GHG reduction) / (Number of residents in NL)	This criterion identifies the potential reduction in the annual inventory of GHG emissions from Newfoundland and Labrador following implementation of the biorefinery project. By 2014, the inventory of the Province of Newfoundland and Labrador was 16.3 tonnes of CO ₂ -eq per capita. The target value is 2 tonnes of CO ₂ -eq per inhabitant by 2050 to limit the average temperature increase to 2°C (scientific target established by the IPCC).

Table 16. GHG criterion definition, calculation, and interpretation for distance-to-target normalization

MCDM Criteria	Internal (I)		External-Simple (E-S)		External-Improved (E-I)		Distance to target (D-T)	
	Weight	Rank	Weight	Rank	Weight	Rank	Weight	Rank
GHG	1,9%	8	16,0%	3	16,1%	3	4,0%	8

Table 17. Results with the addition of distance-to-target normalization for the GHG criterion

Criteria	Normalization	Interpretation	Lower/ Upper bound	Variability between options	Weight
GHG	Internal (I)	Reference	Lower: 50%	Very Low	1,9%

			Upper: 93% (89% - 93%)		
	External-Simple (E-S)	Different	Lower: 0% Upper: 3%	High (1,4% - 3%)	16,0%
	External – Elaborated (E-E)	Significantly Different	Lower: 0 Upper: 0,48	High (0,23 - 0,48)	16,1%
	Distance to target (D-T)	Very different	Lower: 14 Upper: 16,3 Target : 2	Very Low (15,79 - 16,05)	4%

Table 18. GHG criterion analysis of distance-to-target normalization

The weight of the GHG criterion was 4%, above the weight with internal normalization, but far below the two results with external normalization. When high variability was observed in a criterion, panel members placed more importance on that criterion. Because the results of all scenarios were very far from the target (Figure 13), the variability observed between scenarios became low, and consequently the weight given to the criterion was low. The target chosen was the value of CO₂-eq per inhabitant that should be achieved in 2050 that limits the average temperature increase world-wide to 2°C. The target was interesting, but the problem was that the target was far below the scenarios examined, as shown in Figure 13.

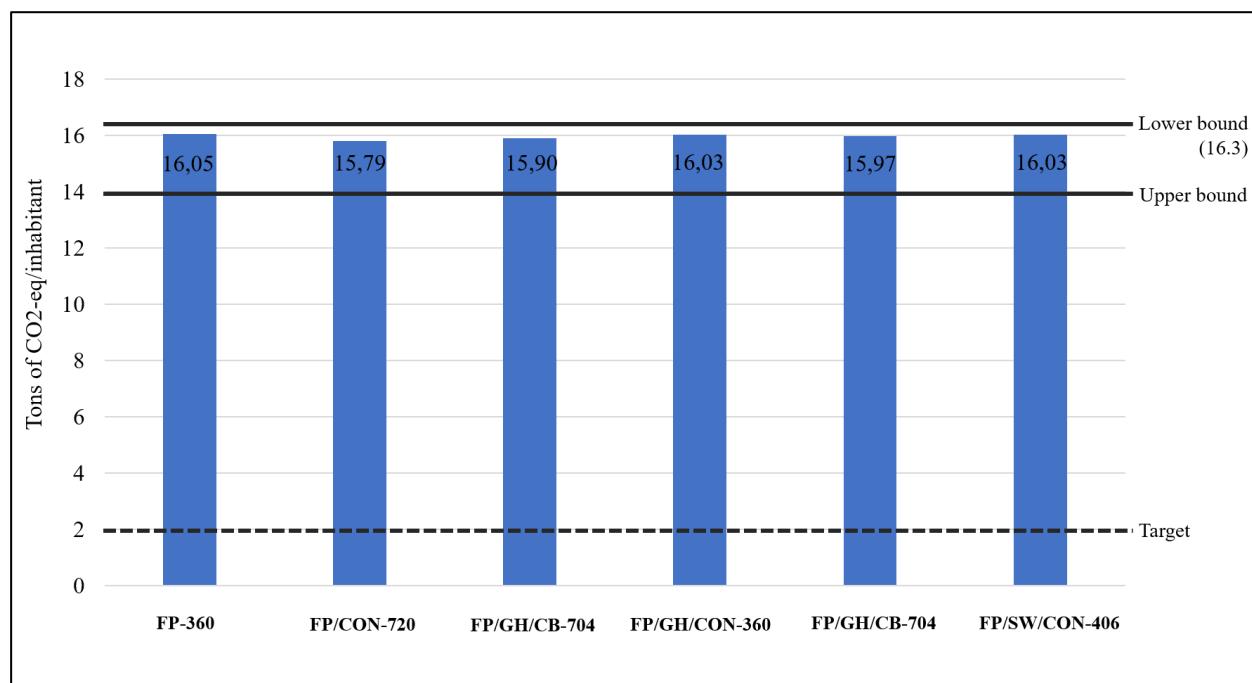


Figure 13. Small differences in distance-to-target GHG criterion values between scenarios

4. Conclusions

Amongst the fast pyrolysis process variants considered, the *FP/CON-720* and *FP-360* scenarios were identified as preferable using the “classical” approach of internal normalization for environmental criteria in an MCDM panel. The second goal of this article was to identify whether an improved normalization process could be identified, considering the relatively low understanding of MCDM panel members not familiar with LCA metrics. It was shown that when the method was changed from internal to external normalization, the preferred process variants changed and only one was identified as preferable (*FP/CON-720*).

It is difficult to say which normalization method is the best. The *Carcinogenic toxicity* (CT) criterion distribution and weight did not change significantly using different normalizations. However, external normalization significantly increased the weight of the GHG criterion.

This article shows that it is possible, by changing the normalization method, to change the weights of environmental criteria based on LCA methodology, when applied to distinguish between process variants. Nevertheless, the real question remains: what is the “right” weight for a poorly-understood environmental criterion? This must be evaluated on a case-by-case basis, and related to the clear interpretation of the environmental criteria, and the familiarity of panel members with the scientific basis of LCA-based environmental criteria.

5. Acknowledgements

A special thanks to the MCDM panel members in this study, who contributed several days of their time and participated with interest and passion. This research was funded by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC),

6. Literature cited

- [1] S. Jean, A. Levasseur et P. R. Stuart, "Adapting the fast pyrolysis process: Techno-economics and life-cycle assessment," Submitted in the Journal of Biomass and Bioenergy 2019.
- [2] C. Diffo Téguia *et al.*, "Decision-making process for the identification of preferred lignin-based biorefinery strategies," vol. 16, n°. 4, p. 229-240, April 2017 2017.

- [3] V. Chambost, M. Janssen et P. R. Stuart, "Systematic assessment of triticale-based biorefinery strategies: investment decisions for sustainable biorefinery business models," vol. 12, p. S9-S20, 2018.
- [4] M. A. Quintero-Bermudez *et al.*, "Early design-stage biorefinery process selection," vol. 11, n°. 11, p. 9-16, November 2012 2012.
- [5] S. Niekamp *et al.*, "A multi-criteria decision support framework for sustainable asset management and challenges in its application," vol. 32, n°. 1, p. 23-36, 2015.
- [6] R. de Andrés Calle, T. González-Arteaga et L. Martínez, "A MCDM approach for evaluating company's environmental practices," p. 912-919, 2011.
- [7] Y. Simsek, D. Watts et R. Escobar, "Sustainability evaluation of Concentrated Solar Power (CSP) projects under Clean Development Mechanism (CDM) by using Multi Criteria Decision Method (MCDM)," vol. 93, p. 421-438, 2018.
- [8] J. E. Santibañez-Aguilar *et al.*, "Optimal planning and site selection for distributed multiproduct biorefineries involving economic, environmental and social objectives," vol. 65, p. 270-294, 2014.
- [9] J. Cohen et P. R. Stuart, "Systematic screening of biorefinery technologies at the early stage of design," vol. 11, n°. 10, p. 21-27, October 2012 2012.
- [10] S. Sanaei, V. Chambost et P. R. Stuart, "Systematic assessment of triticale-based biorefinery strategies: sustainability assessment using multi-criteria decision-making (MCDM)," vol. 12, p. S73-S86, 2018.
- [11] G. Liard *et al.*, "Systematic assessment of triticale-based biorefinery strategies: environmental evaluation using life cycle assessment," vol. 12, p. S60-S72, 2018.
- [12] O. Jolliet *et al.*, *Analyse du cycle de vie: Comprendre et réaliser un écobilan*. Italie, 2010.
- [13] J. Kim *et al.*, "The importance of normalization references in interpreting life cycle assessment results," vol. 17, n°. 3, p. 385-395, 2013.
- [14] T. Myllyviita *et al.*, "Assessing environmental impacts of biomass production chains – application of life cycle assessment (LCA) and multi-criteria decision analysis (MCDA)," vol. 29-30, p. 238-245, 2012.

- [15] C. Gaudreault, R. Samson et P. Stuart, "Implications of choices and interpretation in LCA for multi-criteria process design: de-inked pulp capacity and cogeneration at a paper mill case study," vol. 17, n°. 17, p. 1535-1546, 2009.
- [16] X. Li *et al.*, "An environmental impact assessment framework and index system for the pre-use phase of buildings based on distance-to-target approach," vol. 85, p. 173-181, 2015.
- [17] M. Weiss *et al.*, "Applying distance-to-target weighing methodology to evaluate the environmental performance of bio-based energy, fuels, and materials," vol. 50, n°. 3, p. 260-281, 2007.
- [18] A. Lentz et R. Rackwitz, "Consequences and acceptability of long-term exposure to toxic substances in air, water and soil," vol. 4, n°. 1, p. 35-46, 2015.

ANNEXE C ARTICLE 3 : INTERPRETATION OF LIFE-CYCLE GHG ASSESSMENT RESULTS CONSIDERING TEMPORAL FOREST MODELING AND ATMOSPHERIC DYNAMICS: FAST PYROLYSIS CASE STUDY

Soumis dans *Journal of GCB Bioenergy*

Stéphanie Jean¹, Annie Levasseur², and Paul R. Stuart¹

1. École polytechnique de Montréal, 2900 Boulevard Edouard-Montpetit, Montréal, QC H3T 1J4;
Corresponding author: Paul.Stuart@polymtl.ca
2. École de technologie supérieure, Department of Construction Engineering, 1100 Rue Notre-Dame Ouest, Montréal, QC, H3C 1K3

ABSTRACT

The debate surrounding biofuels production from forest biomass to help address climate change has highlighted the importance of impacts related to logging in environmental analysis and “carbon accounting”. As confirmed in the most recent IPPC report [1], the forest is expected to play a key role in the strategy for decreasing global GHG emissions. It is thus important to consider changes in forest carbon inventory resulting from carbon release during bioenergy production and carbon uptake during forest growth [2].

This study evaluates the GHG emission consequences from implementing three different biorefinery configurations producing pyrolysis oil (a biofuel), steam, and/or bioproducts on a greenfield site located in the northern community of Happy Valley-Goose Bay, Province of Newfoundland and Labrador (CA). It was assumed that the bioproducts replaced one or more fossil-based equivalent products, and the forest carbon reservoir was modelled to consider biogenic CO₂ emissions. These emissions were added to a traditional LCA model to elucidate a better understanding of the GHG emissions between the atmosphere and the forest. The model showed that after reaching a steady state in the forest, it is possible to reduce between 1.5% and 3.5% of the total annual emissions of the Province of Newfoundland and Labrador by implementing a biorefinery consuming between 360 and 720 dry tons of woody biomass per day. GHG inventories

of the carbon forest as well as the biorefineries were also analyzed using a dynamic LCA model to have better insight into the degradation kinetics of GHG emitted to the atmosphere.

Keywords: Biorefinery, fast pyrolysis, bioproducts, forest carbon accounting, carbon sequestration, life-cycle assessment, dynamic LCA.

Introduction

Forests are expected to play a key role to mitigate global warming in years to come, and it is important to understand the potential impacts and benefits on climate change resulting from biofuels and bioproducts production in forest biorefineries. The appropriate methodology to make this assessment remains a topic of debate, especially the challenge of considering forest carbon fluxes [3-6]. Other factors should also be considered such as forest management, biorefinery conversion processes, biofuel or bioproduct use, and end-of-life treatment.

1.1 Life-cycle assessment for biofuels and bioproducts

Life-cycle assessment (LCA) [7] is a practical tool for comparing potential environmental impacts over the entire life cycle of biorefining options at the preliminary design stage [8]. A consequential life cycle assessment (C-LCA) approach is often used to identify avoided products and compare functionally equivalent biorefining cases [6, 9, 10]. Recent LCA studies using this approach have confirmed that the fast pyrolysis process might lead to significantly lower GHG emissions compared to the avoided products [11-13].

The method used to account for life-cycle GHG emissions of forest biorefineries is critical. Ahlgren *et al.* (2015) presented a review of different methodological choices and made recommendations regarding the application of life-cycle GHG assessments to biorefinery processes. One important issue is the carbon neutrality assumption often used in LCA, that considers forest biogenic carbon emissions have no impact on climate change because a new growing forest will capture back the same amount of carbon from the atmosphere [6]. This assumption has been criticized by several authors for two reasons: 1) biogenic carbon uptakes might not be equal to previous biogenic carbon emissions, and 2) there is a time lapse between the emission of the biogenic carbon content and its recapture, and meanwhile global warming might increase [2, 3, 6, 14-16]. Liu [16] performed a critical analysis of the carbon neutrality assumption normally used for forest-based bioenergy systems and recommended that forest biogenic carbon be estimated in models. The traditional

LCA approach does not consider the timing of emissions with indicators (usually Global Warming Potential over 100 years) to get an impact score (usually expressed as kgCO₂eq) [17].

1.2 Forest carbon accounting

Forests are the second-largest carbon sink after oceans, storing 67% of total CO₂ removed from the atmosphere by terrestrial ecosystems [18]. Changes in the forest can have major impact on CO₂ emissions and uptakes. 20% of annual GHG emissions to the atmosphere come from natural and anthropogenic forest disturbances [14]. Forest carbon reservoirs are complex [2, 3, 14, 19]. Forest carbon fluxes are strongly affected by local conditions such as mean annual temperature, total annual precipitation, type of forest cover, and ecozone. To capture adequately the global warming impact of biofuels and bioproducts, it is important to consider the forest carbon balance under local conditions. In this study, the CBM-CFS3 model, built on the IPCC's recommendations for Canada's national forest carbon accounting, has been used [20, 21].

1.3 Carbon flux and dynamic life-cycle assessment

The DYNCO₂ v.2.0 tool [22] developed at Polytechnique-Montréal considers the dynamic LCA approach [17] to calculate global warming impacts over time due to the dynamics of GHGs in the atmosphere. The dynamic LCA method has been applied in various case studies [23-27], and has led to a better understanding of the effect on climate [23].

It is recognized that using biomass to produce bioenergy emits more CO₂ in the first years due to the modification of the forest carbon pools [28, 29]. Mainly depending of the type of biomass (disturbed, healthy, wood residues) and the type of fossil-based products avoided, it can take between a few years (0-20 years) and up to 150 years or more to start having net benefits in terms of CO₂ emissions in atmosphere [28-33].

1.4 Objectives

The main objective of this study was to provide a better understanding of the impacts and/or benefits on climate change related to the establishment of a fast pyrolysis based biorefinery to produce biofuels and bioproducts. Different approaches can be used, considering some or all of the following (1) life cycle emissions from bioproducts and avoided fossil-based products, (2) forest carbon emissions and uptakes, and (3) the dynamics of GHGs in the atmosphere. We use the

outcomes of this analysis to reflect on government policies that might support biorefinery plants in a climate change mitigation context.

Materials and methods

2.1 Fast pyrolysis case study

The case study location is Happy Valley-Goose Bay, in the Province of Labrador and Newfoundland, a northern community dependent on heavy fuel oil (HFO) for its energy needs. At the time of the study, a new hydroelectric dam was being built, leading to a total of 450,000 m³ of roundwood being cut in the flooding area. A fast pyrolysis biorefinery could be fed by this roundwood as well as by the annual allowable cut. In a previous study [13], six scenarios producing either pyrolytic oil or added-value bioproducts were developed, with a large portion of the revenues coming from the sale of fast pyrolysis oil to replace HFO. From these, two scenarios were identified as preferred through a multi-criteria decision-making panel, described in a second paper [34]. Table 1 summarizes the scenarios considered in this paper including the two scenarios selected via the decision-making panel, and two additional scenarios developed for benchmarking (status quo and FP-720). The scenario names indicate which technologies are included in the variant, as well as the total biomass feed rate in bone-dry tonnes per day (bdmt/day).

Scenario Name	Products	Process and capacity
Status quo	N/A	N/A
FP-360	Bio-oil, steam	Fast pyrolysis (360 bdmt/day)
FP-720	Bio-oil, steam	Fast pyrolysis (720 bdmt/day)
FP/CON-720	Bio-oil with higher low heating value, steam, lignin	Fast pyrolysis (720 bdmt/day) with condensation in series

Table 1: Fast pyrolysis scenarios considered in this study

The status quo scenario (without any biorefinery) was included in order to understand GHG implications from leaving the wood in the forest. The FP-720 scenario was the same as FP-360 except that the feedstock was doubled. This scenario was created to more clearly assess the benefit resulting from carbon sequestration in lignin products and avoided emissions from the production of polyol, the fossil-based product replaced by the lignin.

Figure 1 represents the general methodology used in this study.

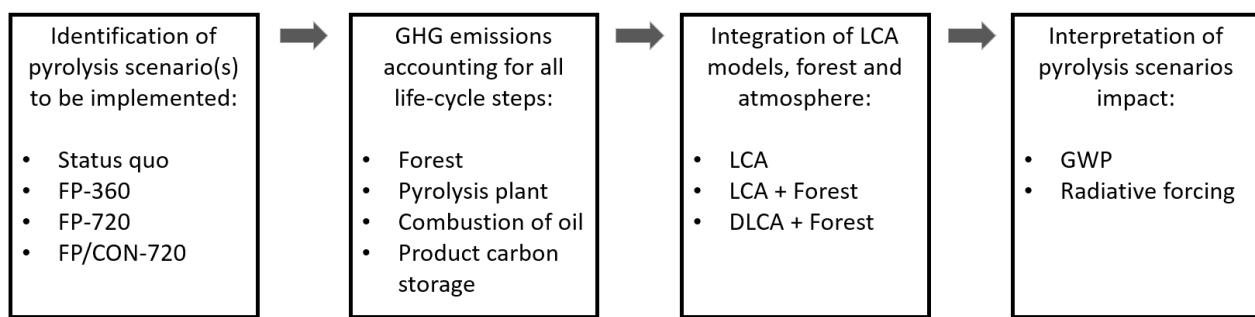


Figure 1: General methodology employed in this study

The first step of the methodology corresponds to the identification of the four scenarios. The second step involves developing the GHG emission inventories for each scenario, from both fossil and biogenic sources, for the fast pyrolysis scenarios. Fossil CO₂ emissions were calculated using a previously published LCA [13]. The third and fourth step of the methodology involve assessing GHG emissions using different approaches and interpreting the results.

2.2 Traditional life-cycle assessment (LCA)

A life-cycle assessment was previously conducted for the pyrolysis plant of the case study [13], for which the functional unit was “to replace a conventional product portfolio by a functionally equivalent bioproduct portfolio produced from a fast pyrolysis process operating for 1 year in 2025 in Happy Valley-Goose Bay, Labrador”. The systems expansion or consequential LCA approach was used to compare biorefinery scenarios with different product portfolios. This approach allows comparing product portfolios with different functions by crediting potential environmental impacts associated with equivalent products that would be substituted. The database and software used for this study were the Ecoinvent 3.1 database and the Simapro software, and Impact 2002+ was the impact assessment method used.

2.3 Forest carbon accounting model

The CBM-CFS3 software was used to estimate the forest carbon inventory of the natural and harvested forest. The commercial forest around Happy Valley-Goose Bay covers 838,000 ha and is composed of 91% black spruce, 5% balsam fir, and 4% hardwood. The study area represents the total commercial forest that can be harvested in Labrador. To facilitate the calculations, the assumption was made that black spruce represented 100% of the forest. Certain additional assumptions were also made, such as:

“Full-tree harvesting” was used, which means that the whole tree is cut and the stump is left on the spot.

20% of the residues from the tree (branches, foliage) were left behind for ecological reasons (residues from the stump are not accounted)

Natural disturbances were not modelled because they are assumed identical in both the natural and harvest scenarios.

Managing the forest will not help reduce the disturbed area affected by natural disturbance.

100% of the area was located in the Eastern Boreal Shield.

No direct land use change was considered for the forest road because of earlier forest exploitation.

16 age classes were modelled based on data obtained from the Newfoundland and Labrador Department of Natural Resources, as summarized in Figure 2.

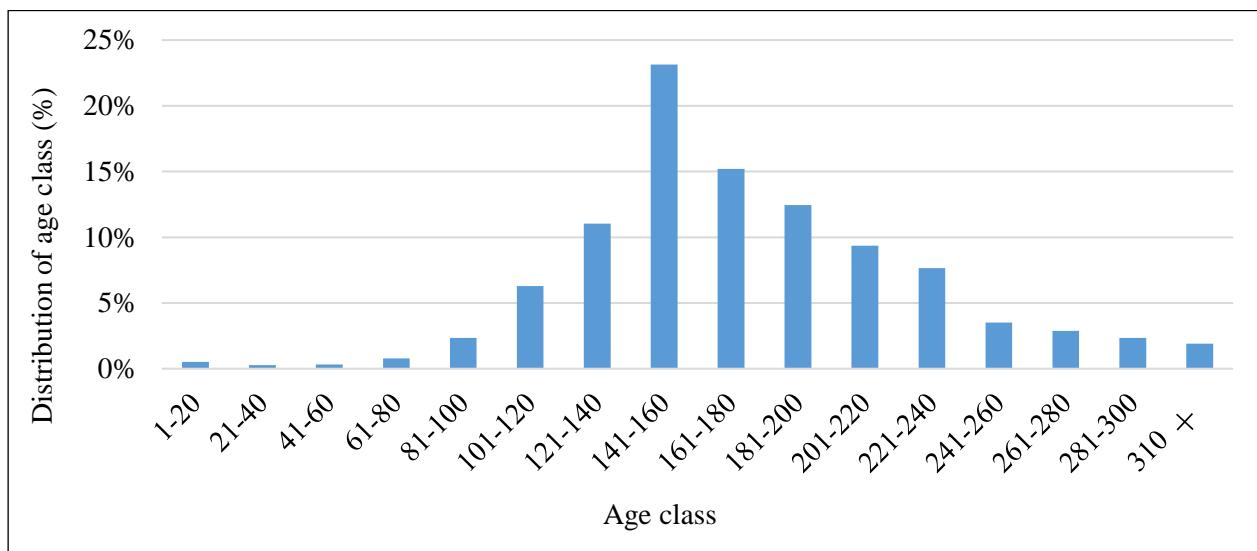


Figure 2: Forest age classes modeled

To represent forest growth, the growth and yield curve model used was developed by Ung *et al.* [35] and is described by Equations (1) and (2).

Equation (9): Calculation of the base area of living tree (m^2/ha):

$$\ln(V) = v_{10} + (v_{11} \times Mat) + (v_{12} \times P) + \frac{(v_{20} + (v_{21} \times Mat) + (v_{22} \times P)))}{A}$$

Equation (10): Calculation of the tree merchantable volume (m^3/ha):

$$V = \ln(V) \times Cd$$

The symbols Mat and P respectively represent the annual average temperature and the annual total precipitation. Parameters ($v10, v11, v12, v20, v21, v22$) are either related to the height of the trees or the base area and are specific to each species. A is the number of years, and Cd represents the correction factor of Duan [36]. The mean annual temperature and mean total precipitation used in the equation for the region of Happy Valley-Goose Bay were respectively 0.03°C and 940 mm . These are the average values from 1981 to 2010 at the local airport and national data [37] and were also used in the CBM-CFS3 modelling.

Figure 3 presents the Ung *et al.* (2009) result for black spruce in Happy-Valley-Goose Bay (solid black line), as well as the national data for Labrador's black spruce inventory (dashed curve).

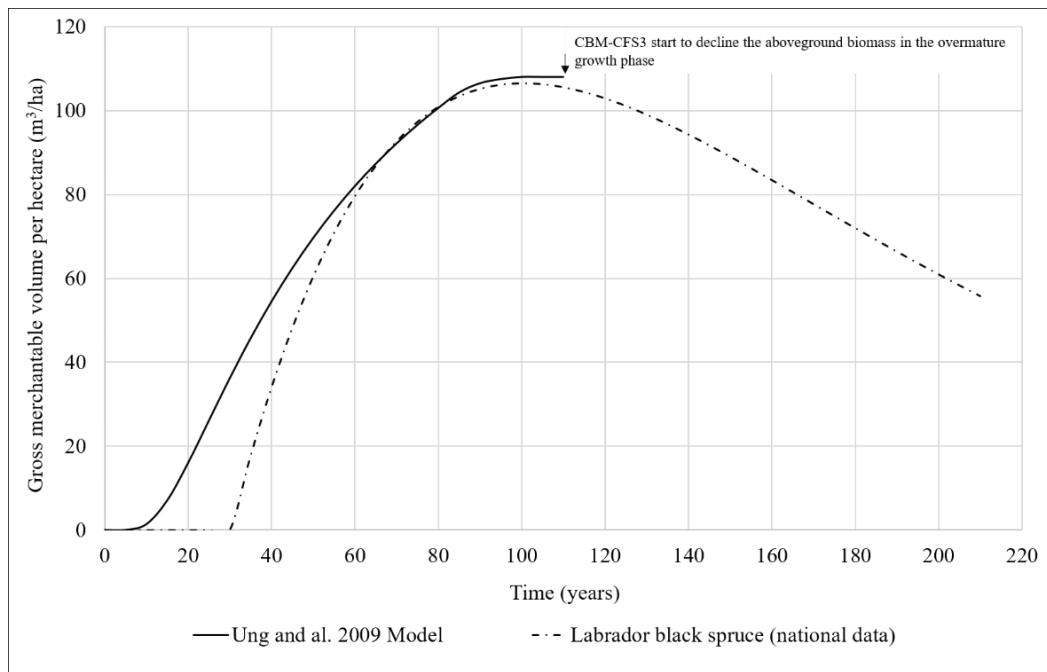


Figure 3: Merchantable volume curve for black spruce in Labrador

In order to align well with national data, the merchantable volume per ha estimated by Ung *et al.* was used up to the age of 90 years, which corresponds to the end of the mature growth phase. After, 20 years of consecutive similar values was applied in the growth curve (the plateau). Then, in order to represent the post-maturity phase decline, CBM-CFS3 applies a decline of 1% mass/year for softwood species for the biomass carbon stock above-ground [38]. Ung *et al.* [35] was used because

temperature and precipitation could be used to determine the growth curve of the forest specific to the Happy Valley-Goose Bay region.

The CBM-CFS3 software estimates yearly changes in the total ecosystem forest carbon stock. The total ecosystem includes the sum of the living biomass and the dead organic matter (DOM) pools. In order to calculate the corresponding CO₂ fluxes between the forest and the atmosphere, a factor of 44/12 (ratio of CO₂ and C molar masses) was applied. The calculation assumed that all the carbon captured or emitted by the forest was in the form of CO₂.

In order to consider the importance of the various modeling parameters, a sensitivity analysis was performed. Table 2 summarizes the parameters considered.

Parameters	Sensitivity value			Justification
	Minimum	Base case	Maximum	
Temperature	-1.27°C	0.03°C	1.33°C	One standard deviation considering 1981-2010 [37]
Precipitation	846 mm	940 mm	1034 mm	One standard deviation considering 1950-2016 [39]
Rotation length	60 years	80 years	100 years	From 80% to 100% of maximum merchantable volume (m ³ /ha)
Specific parameter for DOM and biomass	Modified values for Labrador	CBM-CFS3 default value	N/A	Value based on Hagemann et al. 2010 [40]
Residues left on site for ecological reasons	0%	20%	40%	Only the stump left on site (0%), and general recommendation (40%) [41]

Table 2: Parameters considered in the CBM-CFS2 sensitivity analysis for forest carbon inventory

2.4 Dynamic approach considering carbon transformations and life-cycle assessment

This section presents the third step of the methodology, consisting of combining GHG emissions using different approaches. The purpose of this study was to determine the benefits of implementing a new biorefinery in Happy Valley-Goose Bay by using the forest to produce products that can replace fossil-based ones. In order to consider forest dynamics and atmospheric transformation processes, a 250-year horizon has been used to consider the climate change impacts

and/or benefits from the four fast pyrolysis scenarios. Figure 4 shows the relevant time horizons relative to certain physical processes in this study.

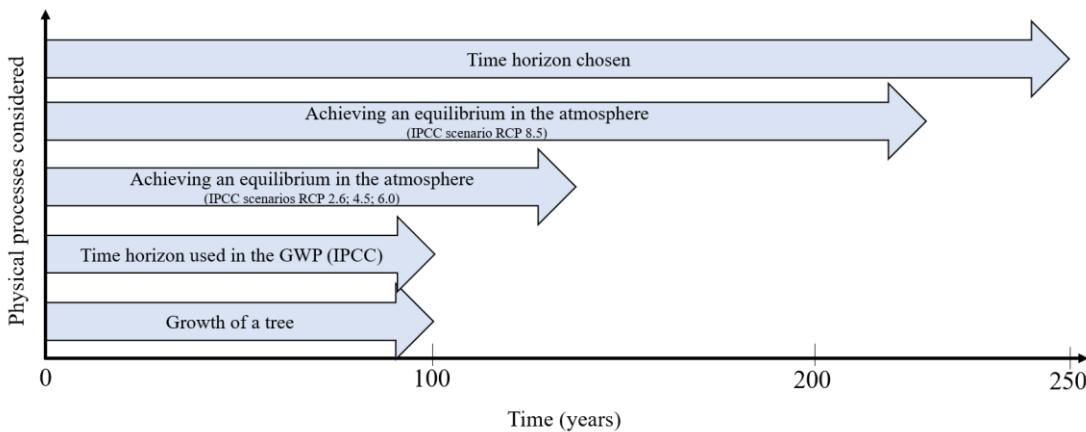


Figure 4: Time horizon of processes considered in the study

The time horizon used to calculate impact on global warming potential for the different GHGs usually used is 100-years which is close to the time needed for the growth of a new tree in Labrador. Regarding time to achieve equilibrium in atmosphere, depending on the RCP scenarios from IPCC, it varies between 125 and 225-years. These times represent the equilibrium in atmosphere in terms of radiative forcing for the four RCP scenarios of IPCC. Three LCA-based approaches were used to determine the climate change impacts and/or benefits over the different time horizons:

LCA: Results of traditional LCA for the biorefinery (without biogenic carbon fluxes, with steady state assumptions).

LCA + Forest: Results of the traditional LCA including biogenic carbon fluxes (with temporal differentiation for the forest inventory).

DLCA + Forest: Dynamic LCA using results of the traditional LCA including biogenic carbon fluxes (with temporal differentiation for the forest inventory) and with temporal differentiation considering the dynamics of GHGs in the atmosphere.

Traditional LCA results for the biorefinery scenarios were fully explained and presented in a previous article [13]. The consequential LCA approach with system boundary expansion was used and the functional unit used was «to replace a conventional product portfolio by a functionally

equivalent bioproduct portfolio produced using a fast pyrolysis process in Happy Valley-Goose Bay».

Figure 5 summarizes the boundaries considered for each of the three methods.

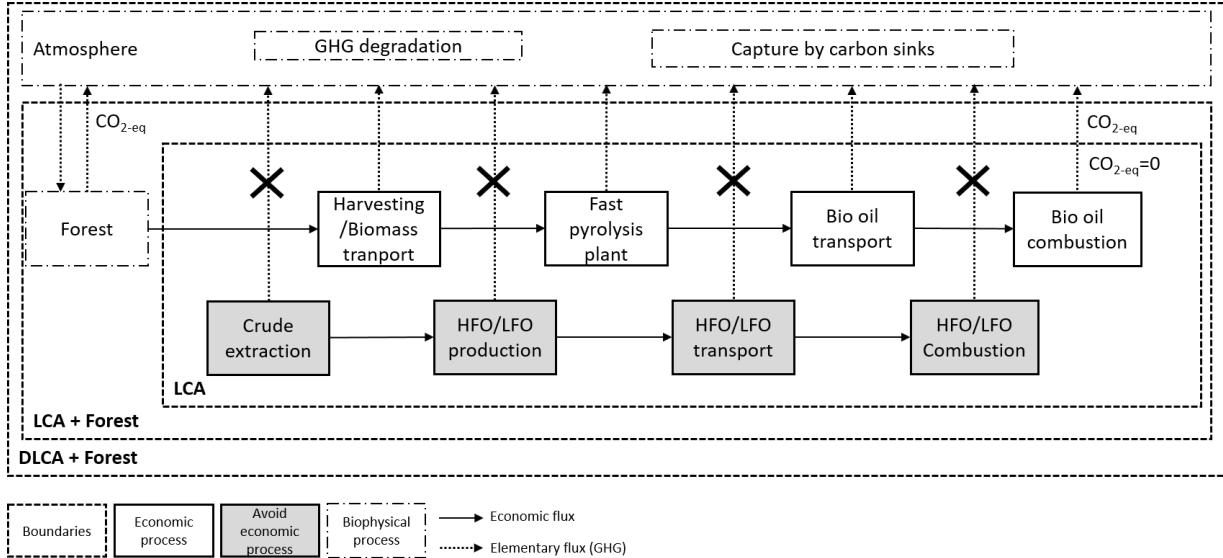


Figure 5: System boundaries considered for the three LCA-based approaches used to assess GHG emissions and fluxes

2.4.1 Traditional life-cycle assessment considering forest (LCA+Forest)

For LCA + Forest (second approach), the following equation was used:

Equation (3): LCA + Forest

$$LCA + Forest = \sum_{n=1}^{250} [CO_2 Biorefinery_n + CO_2 Combustion_n + CO_2 Forest_n - CO_2 Avoid_n]$$

The *CO₂ Biorefinery* term corresponds to life-cycle fossil GHG emissions expressed as CO_{2eq} from the biorefinery and upstream processes, plus biogenic carbon emissions from the flue gas of the plant.

The *CO₂ Combustion* term corresponds to biogenic carbon emissions from burning pyrolysis oil.

The *CO₂ Forest* term represents biogenic carbon fluxes between the atmosphere and the forest obtained from CBM-CFS3.

The *CO₂ Avoid* term represents avoided life-cycle fossil GHG emissions from substituted products, plus avoided biogenic carbon emissions from using roundwood that was left on the ground and would otherwise have decomposed.

The biorefinery feedstock wood came from an operation related to the construction of a new hydraulic dam in the location of the case study, in addition to the allowable cut. The amount of CO₂ emitted to the atmosphere from decomposing wood was calculated using the decomposition model of Olson (1963) [42], which is appropriate for roundwood decomposition [43].

Equation (4): Decomposition model for roundwood:

$$M(t) = \text{Initial carbon mass} \cdot e^{-kt}$$

where M(t) corresponds to the remaining carbon mass at year t, and k represents the annual decomposition decay rate of softwood in boreal forest located in the north of 0.0031 year⁻¹ [43-45].

2.4.2 Dynamic life-cycle assessment considering forest (DLCA+Forest)

The DLCA + Forest method used the inventory data from the LCA + Forest approach and in addition, applies a dynamic characterization factor to consider the dynamics of GHGs in the atmosphere and calculate the impact on radiative forcing over time.

The two following equations summarize the DLCA + Forest approach:

Equation (5): Global warming impact (instantaneous radiative forcing)

$$GWI_{inst}(t) = \sum_i \sum_{j=1}^{t(250)} \left((\text{GHG Biorefinery LCA inventory} \right. \\ \left. + \text{Forest CO}_2 \text{ flux}_{i,j}) \times \text{Dynamic characterization factor}_i(t-j) \right)$$

Equation (6): DLCA + Forest:

$$DLCA + Forest = GWI_{cum}(t) = \sum_{k=0}^{t(250)} GWI_{ints}(k)$$

Results were expressed in instantaneous and/or cumulative radiative forcing (W.yr.m⁻²). Each GHG has its own degradation kinetics in the atmosphere, and its impacts were calculated using its

dynamic characterization factor. The impact on global radiative forcing, described in Equation (6), was calculated by adding each instantaneous impact of GHGs, year after year.

Results and Discussion

For results interpretation, the representation of the GHG emission results can be either annual (CO_2 fluxes or annual impact on radiative forcing) or the cumulative annual values. In order to facilitate the presentation of the results, Figure 6 introduces the terms used to describe cumulative results.

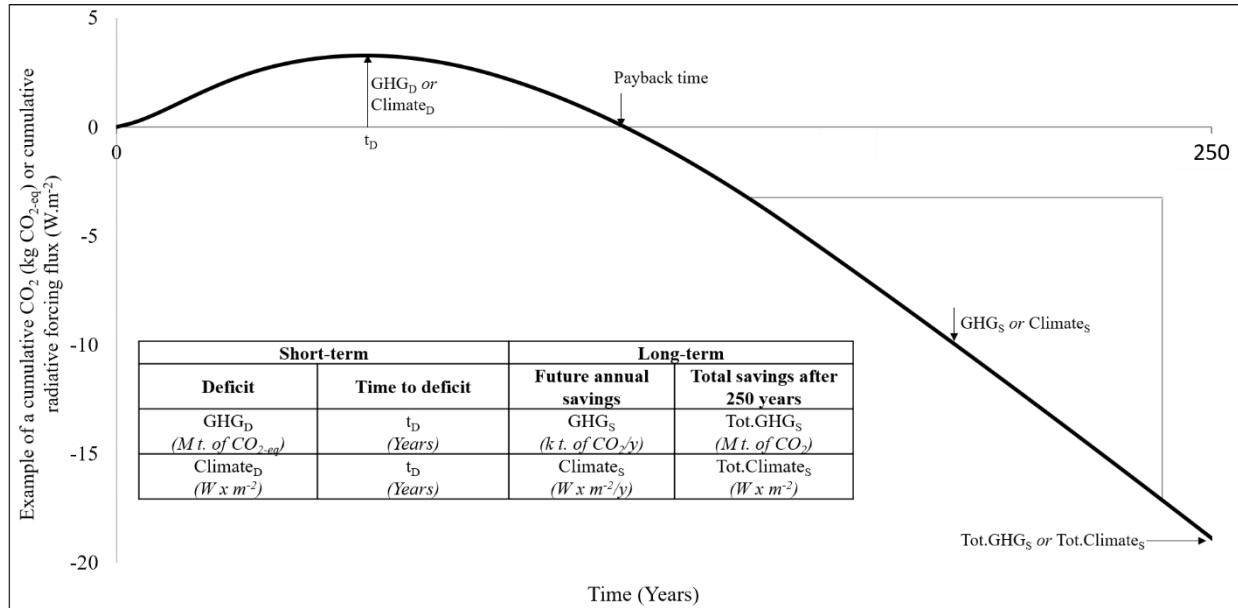


Figure 6: Presentation of cumulative flow results for CO_2 or radiative forcing

“Short-term deficit” represents the maximum negative impact on GHGs, either in terms of cumulative $\text{CO}_{2\text{-eq}}$ or radiative forcing following the start of the new pyrolysis plant.

“Time to deficit” corresponds to the number of years needed to reach this deficit.

“Future annual savings” represents the slope in the long-term, either in terms of $\text{CO}_{2\text{-eq}}$ or radiative forcing per year.

“Total savings” is the total reduction over 250 years, after operation begins.

3.1 Traditional life-cycle assessment (LCA) without biogenic carbon

Figure 7 shows the contribution of each life-cycle step for the FP-360, FP-720 and FP/CON-720 scenarios and the relative decreases in GHG emissions compared to the substituted portfolio [13].

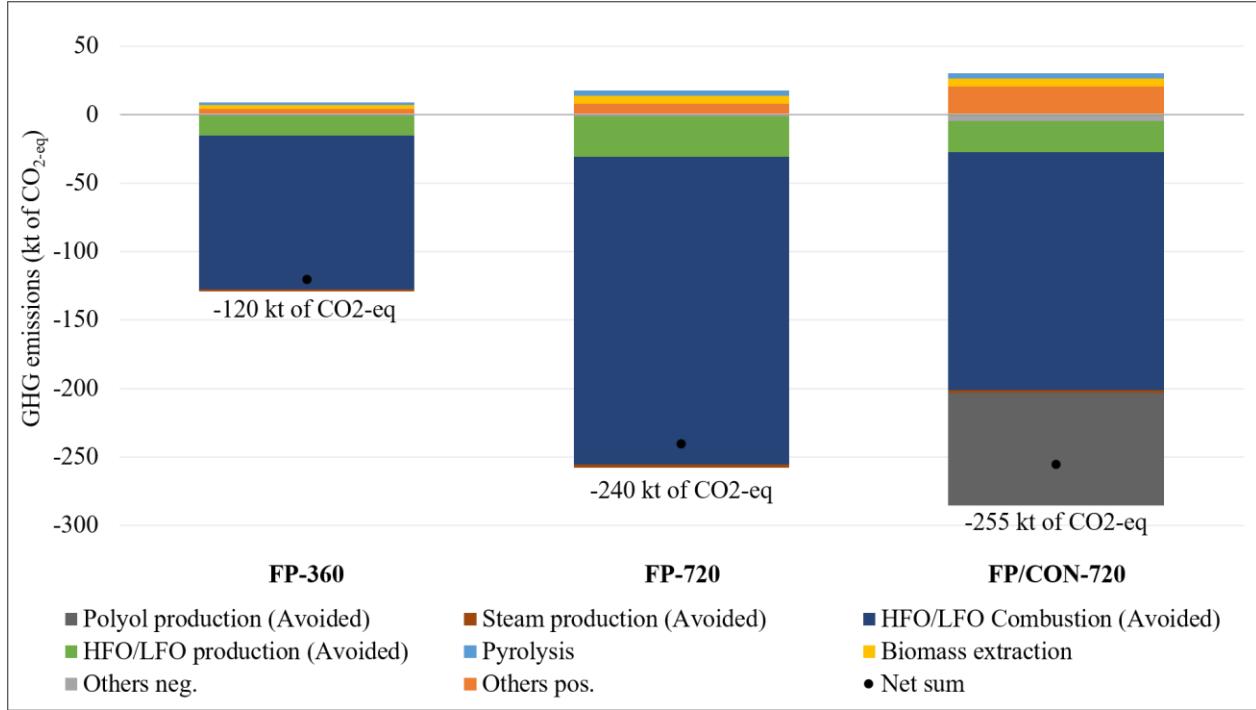


Figure 7: Traditional LCA results for three fast pyrolysis scenarios considered

The three pyrolysis scenarios lead to the avoidance of respectively 120, 240 and 255 kt of CO₂-eq per year (GHGs), which represent about 1.4%, 2.7% and 3% of annual emissions from Labrador in 2014 (8.6 Mt of CO₂-eq) [46]. Avoided emissions from production and combustion of substituted HFO/LFO are responsible for most of the decrease in GHG emissions for the FP-360 and FP-720 scenarios. The same conclusion can be drawn for the FP/CON-720 scenario, but the avoided GHG emissions due to polyol production also plays a major role.

Figure 8 shows the same results as cumulative impact calculated using traditional LCA for the three biorefinery scenarios (FP-360, FP-720, and FP/CON-720) as well as for the status quo. In other words, the results from Figure 6 are added each year as if the plant was in operation for 250 years.

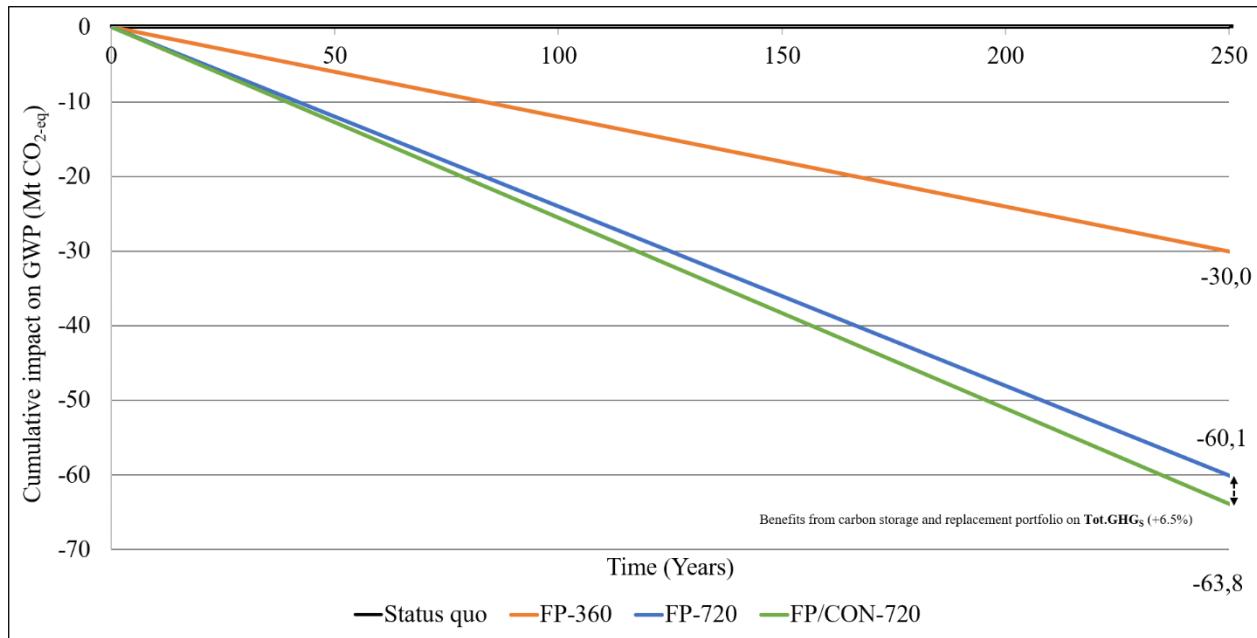


Figure 8: Cumulative traditional LCA results for the three fast pyrolysis scenarios relative to the status quo

With this method, environmental benefits are immediate and constant (ie there is no deficit), and the FP-360, FP-720, and FP/CON-720 scenarios prevented the emissions of 30, 60, and 64 Mt of CO₂-eq respectively over 250 years (Tot.GHGs). In addition, the status quo scenario results in no impact, which would be expected since traditional LCA does not consider forest carbon.

3.2 Forest carbon inventory

Figure 9 shows the variation in forest C stock for the two harvesting intensities for the two plant capacities, i.e. 360 and 720 bone dry metric tonnes (bdmt) per day. Forest harvesting starts only at year 3 for the plant having a capacity of 360 bdmt per day because of the utilisation of the wood cut for the construction of the dam in the first two years. For the plants with the double capacity, harvesting starts in year 2.

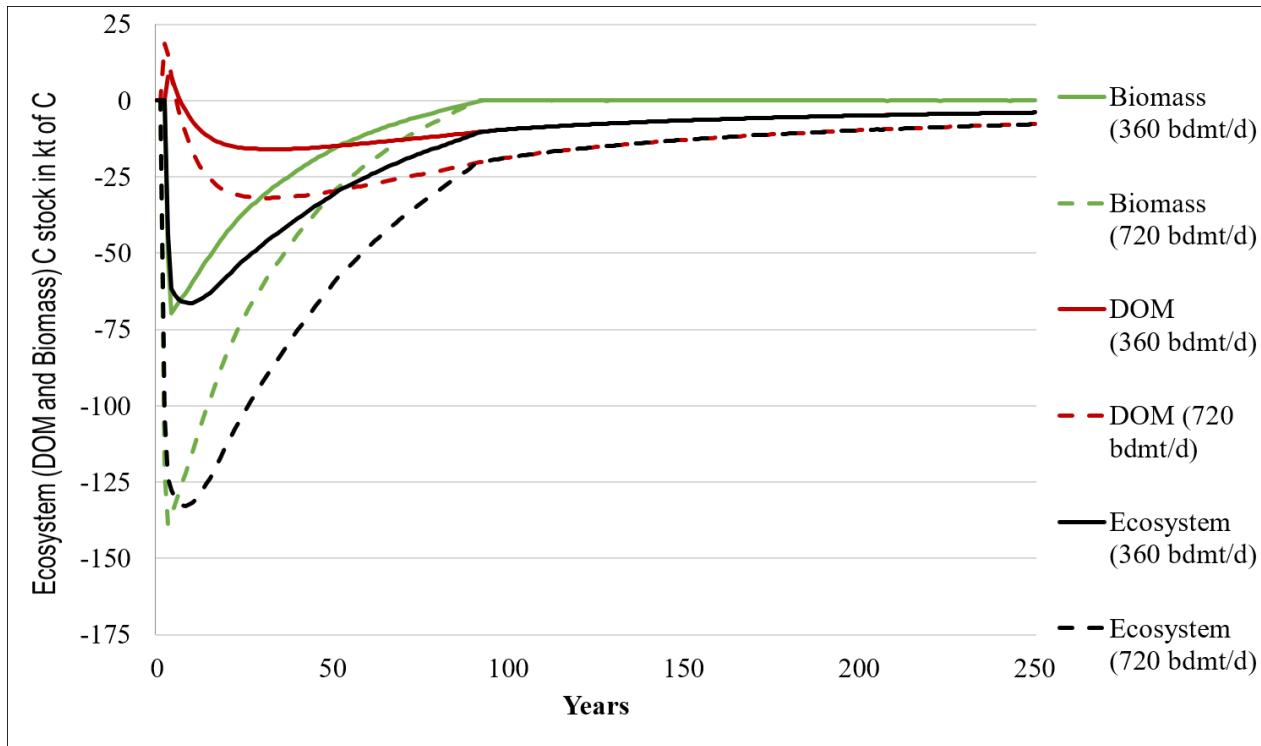


Figure 9: Ecosystem [including living biomass and dead organic matter (DOM)] annual variation in carbon stock, for two fast pyrolysis production capacities and their associated harvesting intensity levels

The results in figure 8 show the instantaneous impact of harvesting the forest on the living biomass and dead pools. The sum of these two pools correspond to the total ecosystem (black lines). The annual C stock calculated by CBM-CFS3 was subtracted from the counterfactual scenario, which is not harvesting the natural old-forest which continues to grow and accumulate carbon. In the first years of operation, about 25% more biomass is removed from the forest than real harvest. This is because 20% of the residues are assumed to be left on the ground for ecological purposes, and explains that the dead organic matter (DOM) increases during the first years of plant operation. After 90 years, which corresponds to the end of the mature growth phase of the black spruce, the annual flux in the biomass stock is near 0 because all C removed from the forest is recaptured by another growing part of the forest.

The DOM pool, especially the “fast” and “very fast” ones including for example foliage having fallen from trees and harvest residues, are decomposing rapidly. This explains the rapid decrease in DOM C stock in the years following the start of harvesting. The managed forest contains less carbon than the counterfactual scenario because of the constant harvest. The DOM pool in the

managed forest contains less carbon each year because there is less C transfer from the biomass to dead pools. Even after 250 years, the managed forest contains less dead organic matter than the counterfactual scenario. Figure 10 shows impact in terms of cumulative CO₂ flux exchange between the forest and the atmosphere caused by harvesting the forest for the two biorefinery capacities.

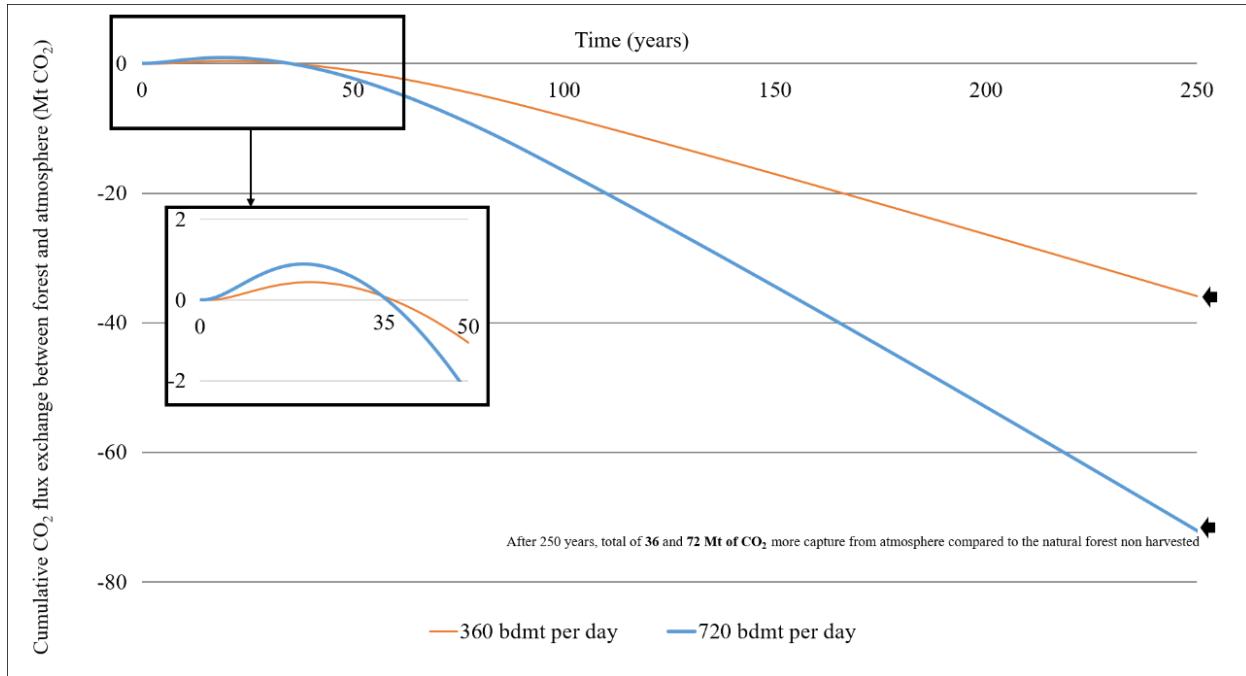


Figure 10: CO₂ exchange between the atmosphere and the forest for two harvesting intensity levels

The results shown in Figure 10 were calculated by subtracting the amount of carbon present each year in the two managed forests (360 and 720 bdmt/day) from the carbon in the unexploited forest. The carbon deficit (GHG_D) for the two logging scenarios (360 and 720 bdmt per day) are respectively 0.44 and 0.88 Mt of CO₂ and the time to deficit (t_D) is approximately 20 years for both scenarios. Over the following years of operation, the managed forest captures more carbon each year than the natural forest. With a 250-year operation, logging of the 360 and 720 bdmt/ day forests captures 36 and 72 additional Mt of CO₂ (Tot.GHGs) compared to the unexploited forest. It takes close to 35 years after the start of forest harvesting for the managed forest to uptake as much carbon from the atmosphere than if the forest had not been harvested.

The results of the sensitivity analysis, performed on the 360 bdmt per year logging scenario, are summarized in figure 11.

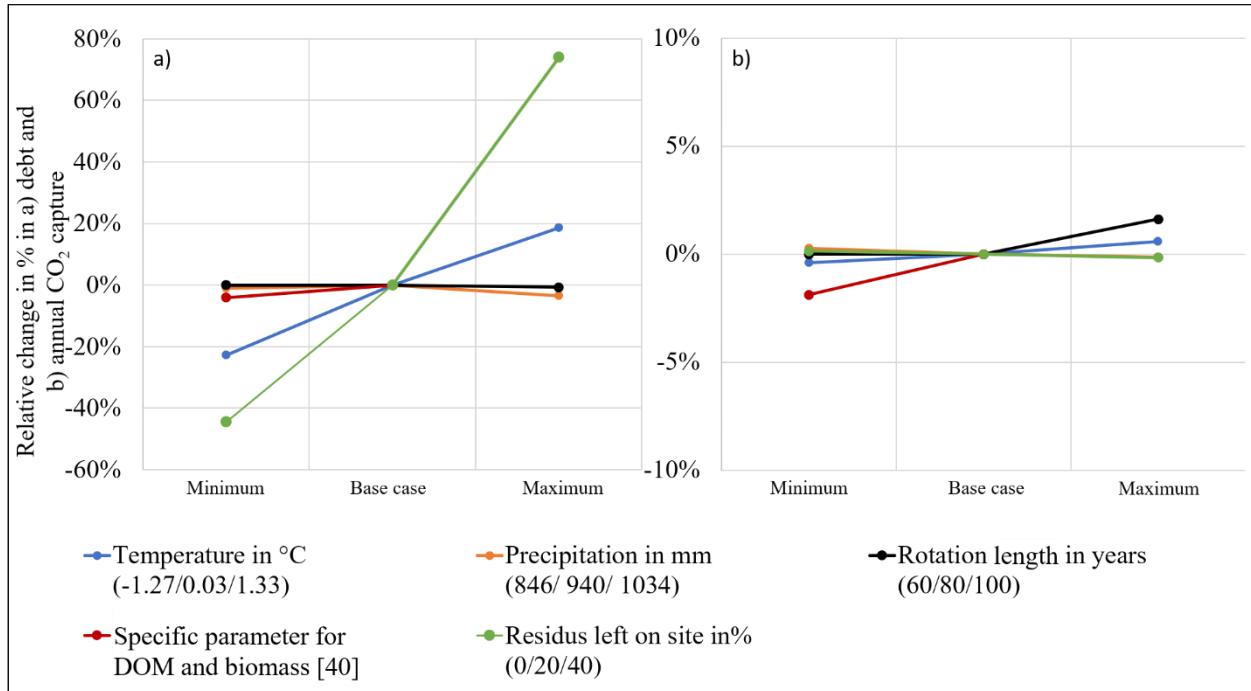


Figure 11: Changes in a) carbon deficit (GHG-D) and b) long-term instantaneous CO₂ saving (GHG-S), considering critical parameters

In general, short-term carbon deficit (GHG_D) is more sensitive than long-term GHG savings. For GHG_D, residues left on site is the most sensitive parameter because residues decompose rapidly and in the first years of operation, the impact from the decomposition of the residues is more important compared to the long-term when steady state has been achieved. The second more sensitive parameter is temperature which affects forest growth as well as decomposition rate in the DOM forest pool. For the long-term GHG emissions, the two most sensitive parameters are the specific parameter for DOM and biomass, and the rotation length.

While managed forests help reduce the area affected by natural disturbance [47, 48], this impact was not modeled in this work. Deforestation was considered for the forest road network in for the case where the old network was insufficient. An annual average loss in carbon fluxes of 0.3% annually was observed in the first 80 years (corresponding to the rotation length), and losses of 0.04% from 80 to 250 years.

3.3 Dynamic modeling approach considering forest carbon inventory and LCA

3.3.1 LCA considering forest carbon accounting (LCA+Forest)

This section presents the results of the LCA + Forest approach. Figure 12 shows how much CO₂-eq was emitted each ten years for FP-360 production and combustion of pyrolytic oil (biogenic CO₂) (1) avoided from substituted fossil-based fuel, and (2) emitted or taken-up by the forest. The results are the same as those in Figure 10, except that they are aggregated over periods of 10 years.

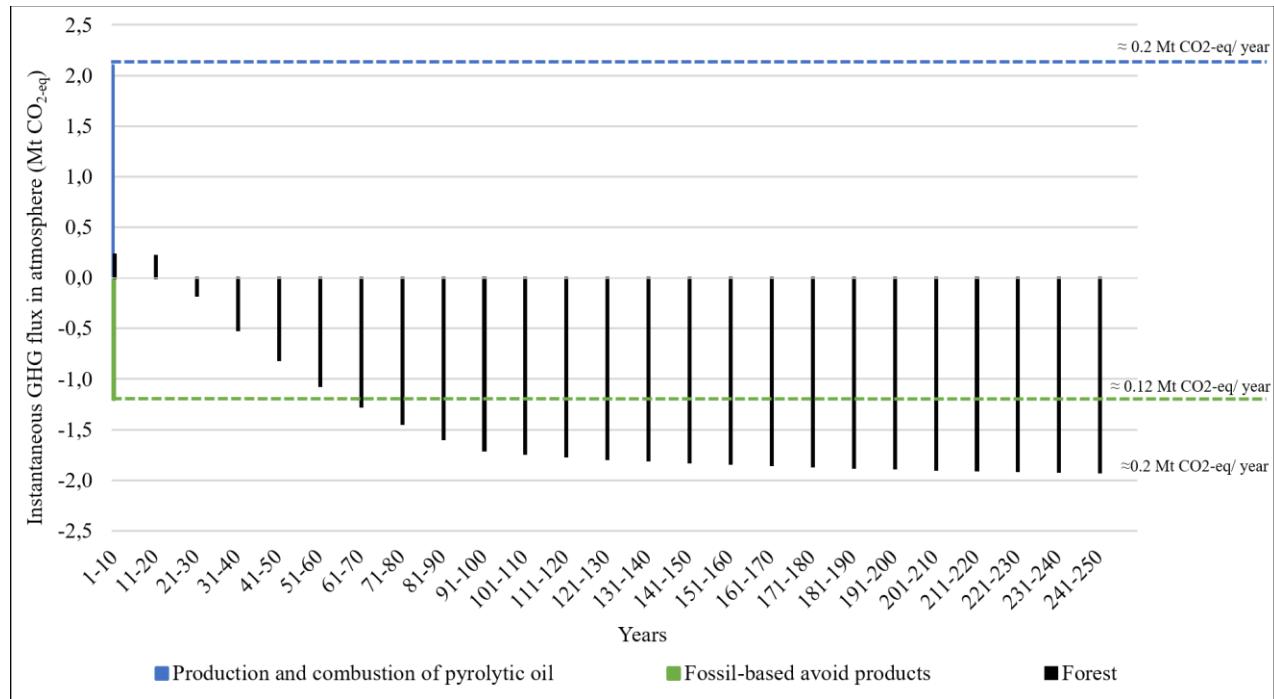


Figure 12: GHG emissions resulting from the production of pyrolytic oil and considering forest carbon inventory in the FP-360 scenario

Steady state in the forest is obtained after about 100 years following the start-up of the fast pyrolysis plant, when the biogenic CO₂ from pyrolytic production and combustion was almost the same as the CO₂ uptake by the forest. The cumulative results of the LCA + Forest method for the three biorefinery scenarios as well as the status quo are summarized in Figure 13.

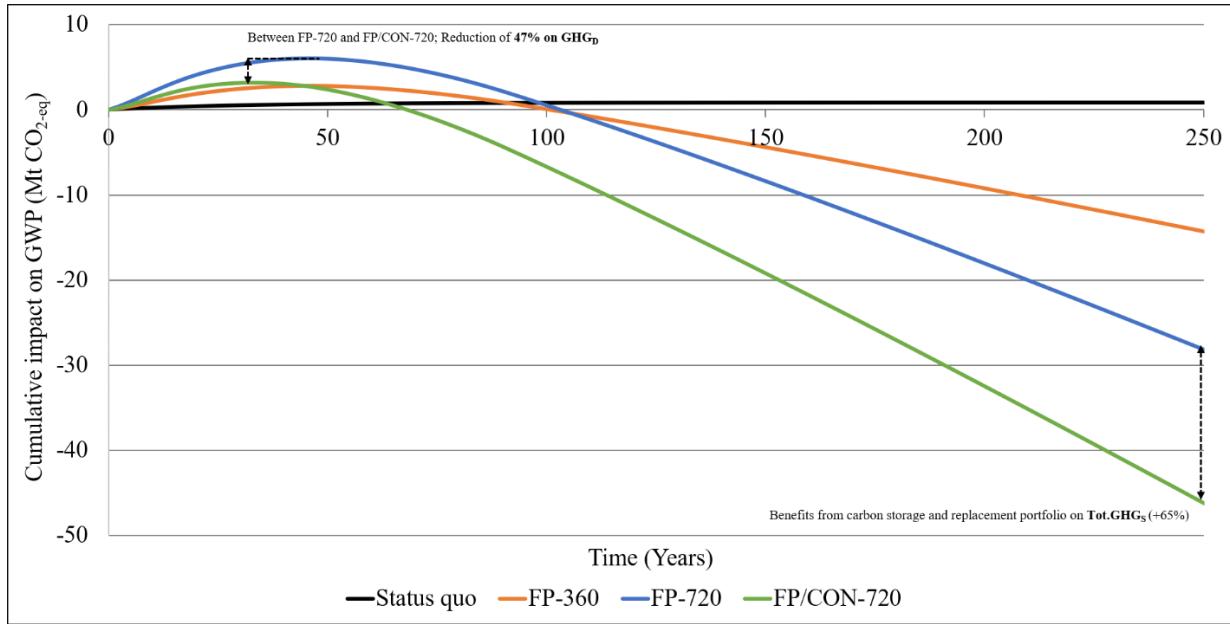


Figure 13: Results of the LCA + Forest method for the three fast pyrolysis scenarios relative to the status quo

The carbon deficit GHG_D is twice as large for the FP-720 scenario when compared to the FP-360 scenario, but both have a similar time to deficit (t_D). The GHGs and Tot.GHGs are also double for the FP-720 scenario. When carbon capture (in the lignin) is added and more fossil CO₂-eq is avoided as per the FP/CON-720 scenario, the carbon deficit and the time to deficit are both considerably diminished. The combined effect of carbon storage and substitution of a fossil-based product provides considerably more GHG benefits. After reaching steady-state, the three pyrolysis scenarios lead to the avoidance of 99, 198 and 270 kt of CO₂-eq per year respectively, which represent about 1.2%, 2.3% and 3.2% of annual emissions from Labrador in 2014. However all scenarios take some time before starting to have beneficial effects on CO₂-eq emissions, with a payback time of 70 to 105 years depending on the scenario.

3.3.2 DLCA considering atmospheric dynamics (DLCA+Forest)

The cumulative results of the DLCA+Forest method for the three biorefinery scenarios as well as the status quo are presented in figure 14.

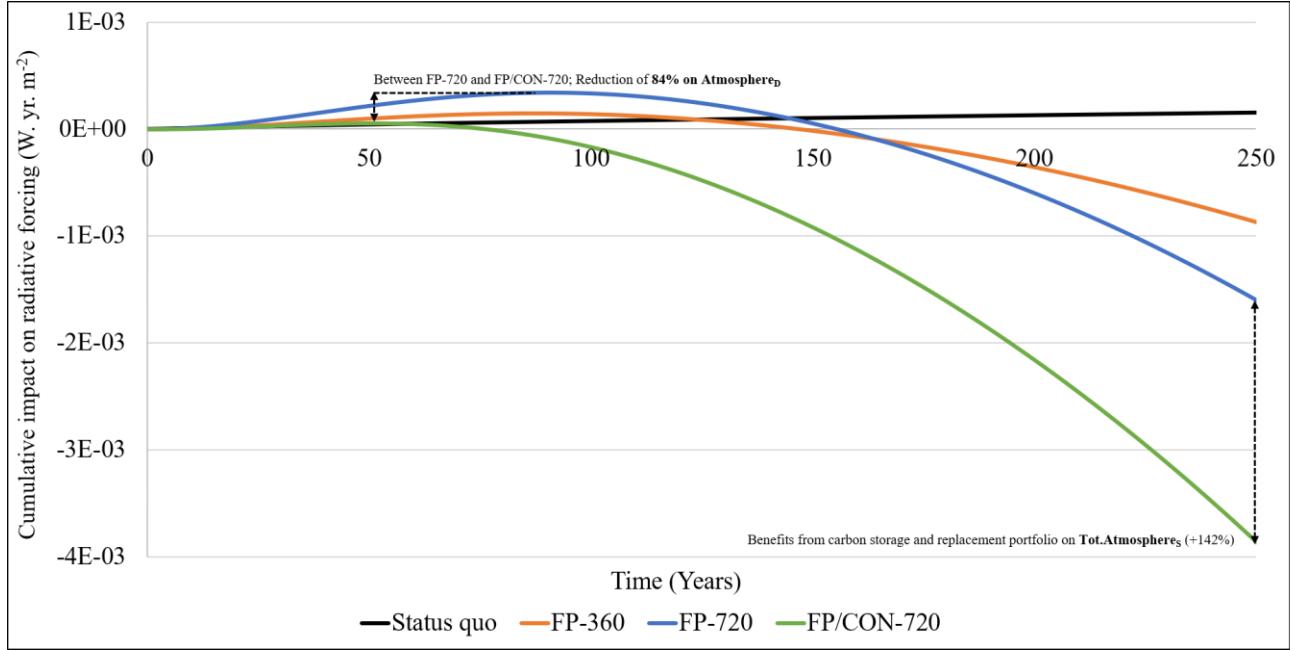


Figure 14: Results of the DLCA + Forest method for the three fast pyrolysis scenarios relative to the status quo

Different to earlier results, Figure 13 expresses impact in units of radiative forcing (watts.yr.m⁻²). The climate deficit, i.e. the maximum cumulative radiative forcing reached before it begins to decrease (Climate_D) for FP-720 is twice than for FP-360. But the time to climate deficit is the same for both scenarios (FP-360 and FP-720). These observations are similar to the LCA + Forest method. But when having carbon storage and replacement of polyol with the FP/CON-720 scenario, the climate deficit is reduced by 84%. However the benefits for FP/CON-720 compared with the FP-720 scenario (+142%) were considerably greater than those observed with the LCA + Forest method (+65%). Because the dynamic LCA method does not use a constant global warming potential (GWP) over 100 years, and because methane degrades rapidly in the atmosphere, the benefits of avoiding emissions on the short-term are important because methane has 28 times [1] more impact than CO₂ per unit. Compared to considering only forest carbon accounting, the time to be beneficial is only 5 years greater with the FP/CON-720 but close to 50 years greater with only biofuels (FP-360 and FP-720).

3.4 Interpretation of results

Table 3 compares the results obtained for the short and long term for the LCA and LCA+Forest methods. Including biogenic carbon fluxes from the forest as per the LCA+Forest approach shows

the impact over the short term. The benefits over the long term are less when forest carbon fluxes are considered. On the other hand using the LCA+Forest method with carbon storage in bioproducts, after achieving a steady-state regime in the forest, it was shown that the biorefinery removed more CO₂-eq each year from the atmosphere than was calculated with the traditional LCA method. When there is no carbon storage, the forest does not compensate for all the CO₂ emissions because of losses in the organic dead matter, caused by harvesting activities.

Scenario	Method	GHG _D (Mt CO ₂ - eq)	t _D (Years)	GHGs (kt CO ₂ -eq/year)	Tot.GHGs (Mt CO ₂ -eq)
Status quo	LCA	0	0	0	0
	LCA+Forest	0.8	250	0	-0.8
FP-360	LCA	0	0	120	30
	LCA+Forest	2.8	50	99	14
FP-720	LCA	0	0	240	60
	LCA+Forest	6.2	50	198	28
FP/CON- 720	LCA	0	0	255	64
	LCA+Forest	3.3	35	270	46

Table 3: Comparison of LCA and LCA + Forest results for 3 fast pyrolysis scenarios

The DLCA+Forest method shows interesting results in terms of reduction in radiative forcing for the FP/CON-720 scenario. This number can be harder to interpret compare to the CO₂-eq units. This method gives an indication of the “climate” payback time compared with the “carbon” payback time calculated with the forest + LCA method. We note that this method did not consider other atmospheric factors such as that the increase in CO₂ in the atmosphere may affect other carbon pools and activities (oceans, permafrost, forest disturbances, etc.). The method highlights that choosing fossil-based products that can avoid GHGs with a high effect on radiative forcing can reduce the impact considerably in the short term.

3.5 Relative strengths and weaknesses of LCA-based modelling approaches

Table 4 presents a complete interpretation of the three methods used for environmental analysis. This interpretation presents the purpose of each analysis, the relevant time scale, and the strengths and weaknesses of each approach, as well as practical application examples of the various methods used.

Feature / LCA approach	Traditional LCA without biogenic carbon	LCA + Forest	DLCA + Forest
Considers ...	Cradle-to-grave fossil GHG emissions multiplied by GWP100	Considers in addition biogenic carbon fluxes (emissions and uptakes) from the forest and from bioproducts (combustion, end-of-life, etc.)	Considers in addition the dynamics of GHGs in the atmosphere
Relevant time scale	Steady-state calculation	≈ 100 years (approximate boreal forest time for tree growth) in order to capture biogenic carbon fluxes	$\approx 200\text{--}300$ years (time for tree growth followed by dynamics of GHGs in the atmosphere)
Strengths	Simple (commonly used); basic consequential LCA approach allows considering potential GHG emission reductions due to substitution (including sequestration of fossil carbon in bioproducts)	Considers in addition forest carbon fluxes and the impact of forest management over time. This is critical in the context of forest biorefineries to capture overall carbon savings with bioproducts.	Considers in addition the dynamics of GHGs in the atmosphere, i.e. the negative and positive effect on climate change over time
Weaknesses	Does not integrate forest biogenic CO ₂ and the dynamics of GHGs in the atmosphere.	Does not integrate the dynamics of GHGs in the atmosphere. Forest is a very complex system and hard to model correctly.	Radiative forcing units (W.yr.m ⁻²) are more complicated to interpret than CO _{2-eq} units. Also, the atmospheric model is simplified as it does not integrate the impact of increasing CO ₂ in the short time, on other systems (ocean, permafrost, albedo, etc.)
Practical interpretation	Basis of approach used most of the time, eg for carbon market and for the immediate funding of projects that encourage the replacement of fossil carbon	Allows evaluating different biogenic carbon capture strategies (e.g., lumber, lignin, etc.). More easily understood by the population than dynamic LCA as units are kgCO _{2-eq}	Evaluates impact through radiative forcing related to the dynamics of GHGs in the atmosphere over the long-term

Table 4: Interpretation of the three environmental methods

The traditional approach is still used for the application of policies or carbon market initiatives, to name a few. Recent literature has shown that the consideration of biogenic carbon fluxes and their timing might be important for forest-related products. The LCA+Forest approach provides a more robust overview of the climate change impact of the biorefinery. The DLCA+Forest approach goes one step further and consider the effect of the timing of GHG fluxes on radiative forcing to include

the dynamics of GHGs in the atmosphere. Results in radiative forcing are more complicated to communicate because of their units. Future developments are needed to adapt the approach so that it could be used for the application of policies such as carbon markets or incentives. It should be mentioned that work is underway in the Quebec government for the creation and adaptation of offsets protocols, in several sectors such as forestry but also agriculture and residual materials [49]. These protocols will allow companies to sell their biogenic CO₂ credit to large emitters via the carbon market.

3.6 Implications for global warming policy

Developing policies to identify and encourage the best strategies in terms of using the forest to substitute fossil-based fuels and products must be part of climate change mitigation strategies. A good methodology to help developing such policies has to estimate the benefits or impacts in terms of GHGs while considering the dynamics of the forest, the fate of carbon over time and its impacts on the climate. Much effort is being made by governments to improve technologies that are currently used in plants. For example, implementation of the Carbon Pricing Policy in Canada will help reducing GHG emissions from the industrial sector. This system does not consider biogenic emissions. Moreover, the financial program encourages new technology that focusses on fossil-based fuel replacement, especially fossil energy. Carbon sequestration in bioproducts and a good choice of fossil-based products to be replaced can affect the impact on the short-term climate.

Policies must also be developed to ensure that the forest is managed well to ensure maximum carbon capture. The forest management carried out by the government is not integrated into the carbon management program, but to achieve substantial GHG reductions from the forest sector in the decades to come, this integration needs to occur. As identified by Lintunen and Uusivuori [50], these policies should encourage the use of wood in both the traditional and bioenergy sectors to increase net carbon capture from the atmosphere by forest biomass to mitigate problems related to climate change. As shown by Gren *et al.* (2016) [51], the difficulty of developing any new policy is associated with site-specific sequestration conditions and uncertainty in sequestration. It is thus important that correct forest carbon calculations are performed. Vass and Elofsson (2016) [52] also showed that the price related to climate policy is lower when the forest is used for sequestration purposes instead of for bioenergy.

4. Conclusions

Three fast pyrolysis biorefineries were evaluated to understand their potential benefits on climate change over 250 years of operation. Three methods were used: traditional life-cycle assessment (LCA) without biogenic carbon, LCA with the addition of forest carbon fluxes, and dynamic LCA that considers GHG dynamics in the atmosphere. With the traditional LCA method, all three biorefinery scenarios showed immediate and substantial benefits because the avoided fossil emissions were considerable, with a reduction close to 90% compared to the avoided portfolio. To represent the impact from the forest, the CBM-CFS3 software was used to calculate the carbon flux difference between a managed and an unmanaged forest. Adding the effect from forest carbon to the LCA result demonstrated that in the short term, the new biorefinery was not carbon-neutral. Between 70 and 105 years were needed for the three biorefinery scenarios to become beneficial from a GHG emissions perspective, depending on the size of the plant, the bioproduct portfolio, and avoided fossil-based products. After the establishment of a steady-state regime in the forest, this method showed long-term benefits from removing CO₂ from the atmosphere, especially with carbon sequestered in the bioproduct. Considering the GHG dynamics in the atmosphere showed that when only producing biofuel, the time to climate payback time is higher than the carbon payback time calculated with the LCA + Forest method.

5.Literature

- [1] Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), "Changement climatique 2014, L'atténuation du changement climatique, Résumé à l'intention des décideurs et résumé technique," Groupe de travail III, Résumé à l'intention des décideurs et résumé technique, 2014. [En ligne]. Disponible: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/03/WGIIIAR5_SPM_TS_Volume_fr-1.pdf
- [2] P. Lamers et M. Junginger, "The 'debt' is in the detail: A synthesis of recent temporal forest carbon analyses on woody biomass for energy," vol. 7, n°. 4, p. 373-385, 2013.
- [3] J. P. Newell et R. O. Vos, "Accounting for forest carbon pool dynamics in product carbon footprints: Challenges and opportunities," vol. 37, p. 23-36, 2012.
- [4] T. Helin *et al.*, "Approaches for inclusion of forest carbon cycle in life cycle assessment - a review," vol. 5, n°. 5, p. 475-486, 2013.

- [5] M. B. Annie Levasseur, "État de l'art sur le stockage et déstockage du carbone par la biomasse," Villeurbanne, 2014.
- [6] S. Ahlgren *et al.*, "Review of methodological choices in LCA of biorefinery systems - key issues and recommendations," vol. 9, n°. 5, p. 606-619, 2015.
- [7] ISO, "14040/14044," Environment management - Life cycle assessment - Principles and framework, ISO, 2006.
- [8] F. A. C. Rojas, "Using life cycle assessment (LCA) as a tool to enhance environmental impact assessment (EIA) with a case study application in the pulp and paper industry ", Génie chimique, École Polytechnique, Montréal, 2005.
- [9] C. Gaudreault, R. Samson et P. R. Stuart, "Energy decision making in a pulp and paper mill: selection of LCA system boundary," vol. 15, n°. 2, p. 198-211, 2009.
- [10] B. Gilani et P. R. Stuart, "Life cycle assessment of an integrated forest biorefinery: hot water extraction process case study," vol. 9, n°. 6, p. 677-695, 2015.
- [11] O. Winjobi *et al.*, "Production of hydrocarbon fuel using two-step torrefaction and fast pyrolysis of pine. Part 2: Life-cycle carbon footprint," vol. 5, n°. 6, p. 4541-4551, 2017.
- [12] L. Heng *et al.*, "Life cycle assessment of polyol fuel from corn stover via fast pyrolysis and upgrading," vol. 6, n°. 2, p. 2733-2740, 2018.
- [13] S. Jean, A. Levasseur et P. R. Stuart, "Adapting the fast pyrolysis process: Techno-economics and life-cycle assessment," Submitted in the Journal of Biomass and Bioenergy 2019.
- [14] T. Searchinger *et al.*, "Croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land use change," p. 319:1238–40, 2008.
- [15] R. Miner et C. Gaudreault, "A review of biomass carbon accounting methods and implication," Montréal, Qc, Technical bulletin, 2013.
- [16] W. Liu *et al.*, "A critical analysis of the carbon neutrality assumption in life cycle assessment of forest bioenergy systems," vol. 26, p. 93-101, 2018.
- [17] A. Levasseur *et al.*, "Considering time in LCA : Dynamic LCA and it's application to global warning impact assessments," vol. 44, p. 3169-3174, 2010.

- [18] S. T. Gower, "Patterns and mechanisms of the forest carbon cycle," vol. 28, n°. 1, p. 169-204, 2003.
- [19] P. Lamers *et al.*, "Damaged forests provide an opportunity to mitigate climate change," vol. 6, n°. 1, p. 44-60, 2014.
- [20] W. A. Kurz *et al.*, "CBM-CFS3: A model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards," vol. 220, n°. 4, p. 480-504, 2009.
- [21] H. S. J. Zald *et al.*, "Forest carbon calculators: A review for managers, policymakers, and educators," vol. 114, n°. 2, p. 134-143, 2016.
- [22] A. Levasseur, "New generation carbon footprinting," Instruction manual, 2019. [En ligne]. Disponible: <http://www.craig.org/fr/dynco2.php>
- [23] A. Levasseur *et al.*, "Biogenic carbon and temporary storage addressed with dynamic LCA," vol. 17, n°. 1, p. 117-128, 2012.
- [24] D. Beloin-Saint-Pierre *et al.*, "Implementing a dynamic life cycle assessment methodology with a case study on domestic hot water production," vol. 21, n°. 5, p. 1128-1138, 2017.
- [25] K. Negishi *et al.*, "An operational methodology for applying dynamic Life Cycle Assessment to buildings," vol. 144, p. 611-621, 2018.
- [26] S. Su *et al.*, "Dynamic LCA framework for environmental impact assessment of buildings," vol. 149, p. 310-320, 2017.
- [27] J. Yang et B. Chen, "Global warming impact assessment of a crop residue gasification project—A dynamic LCA perspective," vol. 122, p. 269-279, 2014.
- [28] T. K. Baul *et al.*, "Net climate impacts and economic profitability of forest biomass production and utilization in fossil fuel and fossil-based material substitution under alternative forest management," vol. 98, p. 291-305, 2017.
- [29] M. Brandão *et al.*, "Quantifying the climate change effects of bioenergy systems: Comparison of 15 impact assessment methods," vol. 11, n°. 5, p. 727-743, 2019.
- [30] T. Buchholz *et al.*, "A global meta-analysis of forest bioenergy greenhouse gas emission accounting studies," vol. 8, n°. 2, p. 281-289, 2016.

- [31] F. Cherubini, R. M. Bright et A. H. Strømman, "Corrigendum: Global climate impacts of forest bioenergy: what, when and how to measure?," vol. 8, n°. 2, p. 029503, 2013.
- [32] M. T. Ter-Mikaelian, S. J. Colombo et J. Chen, "The burning question: Does forest bioenergy reduce carbon emissions? A review of common misconceptions about forest carbon accounting," vol. 113, n°. 1, p. 57-68, 2015.
- [33] J. Laganière *et al.*, "Range and uncertainties in estimating delays in greenhouse gas mitigation potential of forest bioenergy sourced from Canadian forests," vol. 9, n°. 2, p. 358-369, 2017.
- [34] S. Jean, A. Levasseur et P. R. Stuart, "Decision-making emphasizing environmental impact criteria for selection of fast pyrolysis process variants," Submitted in Journal of Cleaner production 2019.
- [35] C.-H. Ung *et al.*, "A simple growth and yield model for assessing changes in standing volume across Canada's forests," vol. 85, n°. 1, p. 57-64, 2009.
- [36] N. Duan, "Smearing estimate: A nonparametric retransformation method" vol. 78, n°. 383, p. 605-610, 1983.
- [37] Gouvernement de Canada. (2019) Canadian climate normals 1981-2010 Station Data [En ligne]. Disponible: http://climate.weather.gc.ca/climate_normals/results_1981_2010_e.html?stnID=6777&autofwd=1
- [38] W. A. Kurz et M. J. Apps, "A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the canadian forest sector," vol. 9, n°. 2, p. 526-547, 1999.
- [39] Environment and Climate Change Canada, "Climate trends and variations bulletin (Annual 2016)," Report, 2017.
- [40] U. Hagemann *et al.*, "Comparing measured and modelled forest carbon stocks in high-boreal forests of harvest and natural-disturbance origin in Labrador, Canada," vol. 221, n°. 5, p. 825-839, 2010.
- [41] N. Clarke *et al.*, "Influence of different tree-harvesting intensities on forest soil carbon stocks in boreal and northern temperate forest ecosystems," vol. 351, p. 9-19, 2015.

- [42] J. S. Olson, "Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems," vol. 44, n°. 2, p. 322-331, 1963.
- [43] Y. Melin, H. Petersson et T. Nordfjell, "Decomposition of stump and root systems of Norway spruce in Sweden—A modelling approach," vol. 257, n°. 5, p. 1445-1451, 2009.
- [44] M. E. Harmon, O. N. Krankina et J. Sexton, "Decomposition vectors: a new approach to estimating woody detritus decomposition dynamics," vol. 30, p. 76-84, 2000.
- [45] M. Yatskov, M. E. Harmon et O. N. Krankina, "A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia," vol. 33, n°. 7, p. 1211-1226, 2003.
- [46] Government of Canada. (2015) Newfoundland and Labrador: Environment profile. [En ligne]. Disponible: <https://www.canada.ca/fr/environnement-changement-climatique/organisation/transparence/breffage/terre-neuve-labrador-profil-environnement.html>
- [47] Y. Bergeron *et al.*, "Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management," vol. 36, n°. 11, p. 2737-2744, 2006.
- [48] W. E. Mabee *et al.*, "Canadian biomass reserves for biorefining," vol. 129-132, 2006.
- [49] Gouvernement du Québec. (2019) Marché du carbone; Crédits compensatoires [En ligne]. Disponible: <http://www.environnement.gouv.qc.ca/changements/carbone/credits-compensatoires/index.htm>
- [50] J. Lintunen et J. Uusivuori, "On the economics of forests and climate change: Deriving optimal policies," vol. 24, p. 130-156, 2016.
- [51] I.-M. Gren et A. Z. Akililu, "Policy design for forest carbon sequestration: A review of the literature," vol. 70, p. 128-136, 2016.
- [52] M. M. Vass et K. Elofsson, "Is forest carbon sequestration at the expense of bioenergy and forest products cost-efficient in EU climate policy to 2050?," vol. 24, p. 82-105, 2016.

ANNEXE D ARTICLE 4 : ECONOMIC AND ENVIRONMENTAL VIABILITY OF RECOVERING DISTURBED WOOD FOR FAST PYROLYSIS

Soumis dans *Journal of GCB Bioenergy*

Stéphanie Jean¹, Annie Levasseur², Luc Lebel³, and Paul R. Stuart¹

- 3. Polytechnique-Montréal, 2900 Boulevard Edouard-Montpetit, Montréal, QC H3T 1J4;
Corresponding author: Paul.Stuart@polymtl.ca
- 4. École de technologie supérieure, Department of Construction Engineering, 1100 Notre-Dame Ouest, Montréal, QC, H3C 1K3
- 5. Université Laval, Department of Wood Science and Forestry, 2405 Rue de la Terrasse, Québec, QC, G1V 0A6

ABSTRACT

Natural disturbances can have an impact on the forest ecosystem and carbon inventory [1]. Significant natural disturbance events such as insect epidemics, forest fires, and wind blow-down can transform the forest ecosystem to be a net positive carbon contributor [2, 3]. Climate variability and global warming will affect to an increasing extent the forest ecosystem through changes in tree growth, but in the number of natural disturbance events [4]. Assessing the potential benefits of using disturbed wood (trees harvested following natural disturbances) as feedstock to a fast pyrolysis process is considered in this study. The fast pyrolysis process has a strong economic potential in northern communities [5, 6], especially when access to electricity is complicated. Specifically, pyrolytic oil can replace or reduce heavy fuel oil consumption for heat and power needs [5]. This study shows that harvesting disturbed biomass in place of healthy wood permits continued growth, thereby more effectively sequestering carbon, especially the case following insect outbreaks from an environmental perspective. Therefore, for this specific case study considering no climate change, by using all available disturbed wood in the 250-radius around the biorefinery, EBIDTA can be reduced up to 5% but there will be an increase of 20% in the annual CO₂ capture by the forest. The impact on EBIDTA and annual CO₂ capture will be higher in a context of climate change that considers increase in temperature and, thus disturbed wood amount. Thus, a subsidy would be necessary to economically justify harvesting disturbed wood further than about 100 km from the biorefinery.

Keywords: Biorefinery, fast pyrolysis, disturbed biomass, recovery cut, forest carbon accounting, life-cycle assessment, economic assessment

1. Introduction: Climate change and natural disturbances

One of the important consequences of global warming is the increase in natural forest disturbances (ie, fire, insect, etc.) [7]. This issue is very important as forest modifications or losses, due to natural and anthropogenic disturbances, contribute about 20% of the total annual GHG emissions [8]. At the same time, the forest products sector in Canada is declining and, increasingly, it is possible to read about new processes for transforming forest biomass into bioproducts (biofuels, chemicals, etc.) [9-17]. Therefore disturbed forest could be a good candidate to supply part of the energy or biofuel demand [7]. In addition, as reported in the last IPCC report in 2013, the use of disturbed wood could help control the increase of CO₂ in the atmosphere [18]. Moreover, the increase of carbon storage in the biosphere through the harvest of disturbed biomass, allowing the growth of a new young forest, would allow an additional atmospheric CO₂ capture.

1.1 Climatic change impacts on the forest

Complex factors such as species composition, local climate, and forest management practices combine to influence the frequency of insect infestations or forest fires, which are expected to increase in the coming years as a result of global warming around the world [2]. Strategies have been proposed to reduce the vulnerability of the forest ecosystem to natural disturbance events involving the responsible management and removal of biomass. This controls stand density and reduces forest vulnerability to disturbance by limiting habitats for insects or biomass available as fuel for fire [7]. The cold climate of the boreal forest environment has enabled the accumulation of large amounts of carbon in the soil and on the forest floor, and a temperature increase will result in greater CO₂ release into the atmosphere in the coming century [19].

Expected impact of global warming on forest fires

It is expected that climate change will extend the forest fire season in Canada [7]. Increased large-scale drought is an example of a climate-induced disturbance event [20], and there is a clear correlation between drought and wildfires. In some areas of northern Canada, forest fire risk is increasing. However based on increases in soil moisture, fire risk has decreased in certain northern areas across Canada. This phenomenon is attributable to a marked increase in precipitation in these regions attributed to global warming. These analyses have considered climate variables only and

not factors such as fire management and ignition by humans, insect infestations, and changes in vegetation [21].

1.2 Expected impact of global warming on insect outbreaks

Insects are directly affected by temperature changes because of their metabolism. Although many other factors such as host availability and timing contribute to the complexity of climate systems, climate change is expected to facilitate the herbivore insect pathway in temperate and boreal forest ecosystems [20]. Synchronicity between host tree species and insect pests will likely be altered, which will favour insects in previously colder regions. Temperature increases are expected generally, but not always, to favour insect growth and reduce winter mortality [19].

Economic and environmental viability of fast pyrolysis processes

Several studies have focussed on the environmental and economic assessment of biorefineries, typically calculating technical and economic results such as NPV or IRR, as well as life-cycle assessment (LCA) results. These results can be found for different types of biorefineries producing biofuels such as ethanol, butadiene [9-14] aviation biofuels such as kerosene [15, 16], and other bio-based chemicals [11, 16, 17].

Gargalo, Carvalho, *et al.* (2016) [22] proposed a methodological framework to combine, in a multi-criteria decision-making (MCDM) context, the economic and environmental sustainability of several types of biorefineries at the preliminary design stage. Mirkouei, Haapala, *et al.* (2017) [23], proposed an MCDM-based methodology to optimize the economic and environmental results of a biorefinery producing bio-oil from a fast pyrolysis process. The methodology uses an objective function to identify and optimize the conditions required to achieve sustainable viability. MCDM analysis is relevant because it considers several types of risks such as economic, environmental, and social, which makes it possible to identify which biorefinery strategies are preferred for implementation.

1.3 Harvesting of disturbed wood

Fire generates a variety of conditions that may be more or less favourable to the establishment of natural regeneration. In the case of jack pine and black spruce, stand regeneration will depend both on the presence of seed trees and of good seed beds. When favourable conditions for natural regeneration are met, harvesting activities can undermine this success by destroying established

regeneration, altering the quality of seed beds and eliminating seed trees. When the conditions necessary for natural regeneration are absent, silvicultural interventions can improve regeneration conditions, for example by creating germination beds through the passage of machinery [24]. It has been recognized that eight years after a natural disturbance, trees begin to fall [25], and thus harvesting should ideally be done soon after the disturbance.

Natural disturbances result in a large number of dead trees over the landscape, and the volume of dead wood caused by natural disturbances is difficult to estimate. Unlike crop residues, predicting the future availability of dead wood is complex due to its dependence on natural disturbance events, and other factors such as drought and climate change [25]. Available dead wood from natural fire and insect disturbances does not include foliage because this will likely be burned or fall. Dymond, Titus, *et al.* (2010) [25] estimated the total amount of standing and dead wood in the Canadian managed forest south of 60°N (an area of 2.1 million km²) at 3,100 Mt in 2020. This figure is likely less than the actual total amount of dead and standing wood since it was assumed that 50% of disturbed biomass must be left in place for ecological reasons [25]. Boukherroub, LeBel, *et al.* (2017) [26] focussed on the harvesting of disturbed wood on the North Shore of Quebec. In their estimates for disturbed wood harvesting, additional costs of 1\$/m³ are expected to move the harvesting camps from current sites. As well, disturbed wood is more fragile and reduces harvest yield and machine productivity.

1.4 Environmental benefits of harvesting disturbed wood

The use of forest biomass to manufacture bioproducts that store forest carbon and/or enable the replacement of fossil fuel-based products can contribute to the removal of atmospheric CO₂ [27]. Harvesting disturbed biomass to permit the growth of new forest as feedstock to biorefinery processes could potentially further mitigate the effect of climate change.

Lamers *et al.* (2014) [28] studied forest carbon and the life cycle of pellets produced in British Columbia for the European market. The study analyzed the forest carbon balance and simulated the impact of pinewood infestation level to determine the environmental benefit of using this type of wood for pellet production. The BC forest was relevant to this study because of the pine beetle epidemic [28]. Primary residues from the harvest, i.e., the tops and branches (which have a market value), as well as any non-marketable material such as dead trees, are typically piled and burned to reduce the combustible material available for forest fires. The Canadian Forest Sector Carbon

Budget Model (called CBM-CFS3) was used for forest modelling. Systems with higher proportions of living trees have been shown to provide greater climate change mitigation if used for carbon-capture wood products [28]. The study found that using a highly disturbed ($> 85\%$) site for bioenergy production incurred a near-zero carbon debt when pellets were used to replace coal instead of being burned in the forest [28].

1.5 Objectives of this paper

The objective of this study is to identify attractive economic and environmental conditions for using disturbed wood as feedstock in a fast pyrolysis case study, assuming different scenarios for climate change.

2. Materials and methods

2.1 Case study: Fast pyrolysis in Labrador

The case study is located in Happy Valley-Goose Bay (HVGB), Labrador, a northern community in Canada that is dependent on heavy fuel oil (HFO) for its energy needs. At the time of this study, a new hydroelectric dam was under construction, which required the cutting of 450,000 m³ of roundwood. In a previous study [5], six scenarios to produce pyrolytic oil and value-added bioproducts at HVGB were developed. This study will focus on the base case, named FP-360 which refers to a fast pyrolysis process operated using 360 bone dry metric ton (bdmt) per day. Two products are considered: pyrolytic oil and steam. This scenario was identified as one of the preferred scenarios in a previous article [6]. The FP-360 scenario has an estimated EBIDTA of 36 M\$/year and a CO₂-eq savings of 0.12 Mt of CO₂-eq per year when using wood not affected by disease or fire.

2.2 General methodology

General methodology includes many steps in order to catch the impact on economic and environmental performance of the biorefinery when using disturbed wood instead of healthy wood. Figure 1 presents a schematic of the methodology used in this study.

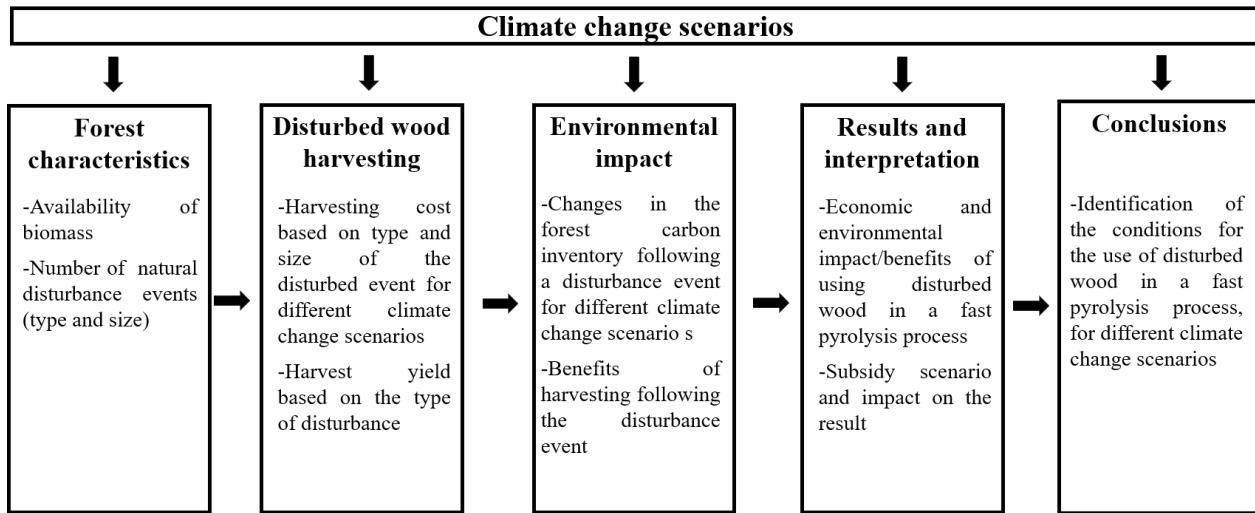


Figure 1: General methodology used in this study

2.2.1 Climate change scenarios

The first step in the methodology was to identify climate change scenarios. Various climate change scenarios were considered based on the state-of-the-art, and following a critical analysis of scenarios currently being studied by the IPCC, four scenarios were identified. Upper range climate change scenarios were used because the case study was conducted in a northern region where a more pronounced temperature increase would be expected. The values of the scenarios represent expected temperature increases by the year 2100 at Happy Valley-Goose Bay. The climate change scenarios used in the study were 0°C (for benchmarking purposes), 2.6°C, 3.1°C, and 4.8°C.

2.2.2 Fire and insect outbreaks in the forests of Labrador

The second step was to characterize the types of disturbance to consider for black spruce, the species that dominates the study area. Regarding forest fires, an area of about 0.2% burns annually in Labrador [29], or 2,335 ha. Several models predict an increase in forest fire due to climate change [30-34]. Two models were chosen for the case study based on completeness and geographic relevance: (1) Boulanger *et al.* 2014 [35] who conducted a study across Canada including Labrador-specific values, and (2) Balshi *et al.* 2009 [36] who studied Alaska which has the same latitude as the case study.

Table 1 summarizes the estimate of areas to be disturbed annually by fire by 2100 that were considered in this study, described according to the number of fires and their average size.

Table 1: Estimate of Area disturbed by fire by 2100 for four climate change scenarios in the area around the biorefinery

Climate changes scenarios	Fire events and total affected area (ha/year)			
	Small (≈ 1 ha)	Medium (≈ 5 ha)	Large (≈ 2400 ha)	Total annual area
0°C	2	1	1	2 335
2.6°C	4	2	2	4 570
3.1°C	6	2	2	6 000
4.8°C	6	3	3	6 900

Two types of insect infestations have been observed in Labrador since 1990: spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) and spruce beetle (*Dendroctonus rufipennis*). The spruce budworm has been active in Labrador since 2013 and affects approximately 55,000 hectares annually, whereas the spruce beetle has occurred twice since 1990, affecting approximately 35,000 hectares annually when the infestation is active. Regarding the impact of climate change, a number of studies have focussed on the white spruce budworm [29, 37, 38]. Studies show a decrease in infestation in southern Canadian latitudes and a shift to the north. Two models were used to construct the predictive model of insect infestations including (1) Gray, 2008 [38] who studied Quebec and Ontario and predicts an increase in duration and severity of infestation under IPCC's scenario RCP2.6 by 2100, and (2) Boulanger *et al.*; 2016 [29] who studied Eastern Canada including Labrador and predicted the increase in duration of infestations under IPCC's scenarios RCP2.6, 4.5, and 8.5.

In terms of the impact of climate change on the spruce beetle, there are fewer studies. Bentz *et al.* (2010) conducted a study across Canada and demonstrated under IPCC's scenarios SRES A2 (RCP 8.5) that by 2071–2100, the probability of larvae maturing in one year (instead of two years) is predicted to increase significantly in Labrador, increasing the risk of infestation. Other studies have corroborated this result [39, 40]. Because no quantitative information was found on the severity and duration of infestations, the model developed for spruce budworm strongly inspired that used for spruce beetle. Table 2 summarizes the values for the increase in affected area and the duration of insect infestations for the case study.

Table 2: Estimate of impact of climate change on predicted insect infestation in 2100

Insect type	Severity (%)		Average duration of insect outbreak			Average return intervall	
	Current	Future (RCP2.6)	Current	RCP 4.5	RCP 8.5	Current	Future
Spruce budworm	14%	+ 15% ^A	6 years	+ 6 years ^B	+ 6 years ^B	35 years	35 years ^C
Spruce beetle	2% ^C	+1% ^C	3 years	+ 3 years ^C	+ 3 years ^C	35 years	35 years ^C

A: Gray, 2008 (Spruce budworm; Newfoundland) [38]; B: Boulanger et al. 2016 [29]; C: Hypothesis

Considering the above values, Table 3 presents current and future infested areas for four climate change scenarios for the forest area considered in this study.

Table 3: Estimate of area disturbed by insects by 2100 for four climate change scenarios in the area around the biorefinery

Climate changes scenarios	Estimated total affected area (ha/year)	
	Spruce Beetle	Spruce Budworm
0 °C	10 310	34 740
2.6 °C		
3.1 °C	20 625	69 485
4.8 °C		

2.2.3 Harvesting cost model

The third step of the methodology was to identify the amount of biomass available for harvest after disturbances. Harvesting cost can then be applied for that volume. Yields of 2.3 kg/m² and 1.9 kg/m² were estimated to be available for harvesting based on two studies using forest imagery [41] and a modelling method using the CBM-CFS3 software [25]. These two studies assumed that 50% of the biomass from a disturbance must be left behind for ecological reasons. Because the harvesting yield is lower than with healthy wood, and because disturbed wood is more brittle, the costs related to its harvest will be higher. The density assumed for healthy, fire and insect-infested wood were respectively 0.414, 0.402 and 0.376 ODT/m³. The density of insect-affected wood was based on a study that considered the density of black spruce affected by budworm [26]. The density

of fire-damaged wood was obtained from Barette *et al.* (2017) [42], who showed that disturbed wood retains its calorific value and that wood moisture content decreases following a natural disturbance. Table 4 summarizes price changes expected, compared to a healthy wood harvest.

Table 4: Adaptation of the cost model for harvesting disturbed biomass

Type of cost		Harvested wood cost (\$/bdmt)			Justification
		Healthy wood	Fire wood	Insect wood	
Direct	Road construction and maintenance	18			No impact for the disturbed harvested wood cut in the economic radius (75 km). Outside the radius these type of costs will be affected because new road will be necessary to harvested the wood.
	Transport (0.2\$/km x bdmt)*	11			
Indirect	Harvest (cut, forwarding and grinding)	68	+ 3	+ 9	Loss of density and productivity in machinery [26, 42] and simplified grinding following a fire
	Administration and cutting rights	29	+ 4	+ 6	Loss of density and additional costs related to camp establishment (displacement), planning, supervision, etc. [26, 42]
Total (\$/bdmt)		126	133	141	

*: Average transport distance of 45 km in the economic cutting radius

The values presented in Table 4 correspond to operations in the economic cutting zone, located within a radius of 75 km around the biorefinery. If a fire or insect infestation takes place outside the economic radius and outside the usual cutting area, the costs of transport and road construction will be affected. There is only one main road in the 250 km radius considered for the forested area around the biorefinery, and it would be necessary to build new roads (Class 3 and 4) to enter the forest. Three forest road construction scenarios were considered (10, 30, or 50 km) to reach different locations for disturbed wood harvesting. The probability of disturbed wood for different distances of forest road to be constructed was estimated. These values were determined according to the amount of available wood in each sector corresponding to different distances from the biorefinery (0-75, 75-100, 100-150, 150-200 and 200-250 km).

2.2.4 Disturbed wood harvesting: Environmental model

The fourth step was to determine the environmental impact of natural disturbances and the harvesting of disturbed wood. The CBM-CFS3 software was used to obtain the forest carbon

inventory of the natural and harvested forest [43]. The productive forest around Happy Valley-Goose Bay covers 1, 166 000 ha and is composed of 91% black spruce, 5% balsam fir, and 4% hardwood. To facilitate the calculations, and because of the strong presence of black spruce, the assumption was made that this species represented 100% of the forest. It was assumed that 100% of the area was located in the Eastern Boreal Shield. 16 age classes were modelled based on data obtained from the Newfoundland and Labrador Department of Natural Resources. A number of assumptions were made for the forest modelling such as:

Full-tree harvesting was employed: the tree is cut, taken to roadside, and delimiting is done at roadside.

20% of the residues from the tree (branches, foliage) were left behind for ecological reasons, when using healthy wood

50% of the available disturbed biomass was not harvested, when using disturbed wood

58% of the productive forest area is protected, and not available for harvesting

The type of forest cover (black spruce) and disturbance event remains the same as currently observed in the future for all climate change scenarios

The CBM-CFS3 software was adapted to model the forest under temperature change conditions. Lee's 2016 model [44] was used to account for the impact of climate change. This model, based on Ung *et al.* (2009) [45], considered net primary production (NPP), which refers to the energy accumulated by a plant through photosynthesis. Lee proposed the addition of the R_{NPP} ratio to the Ung *et al.* (2009) model, as presented in Equations (1) and (2).

Equation 11 : Calculation of the merchantable volume (m³/ha) adjusted for climate change

$$V(t) = R_{NPP} \times (V_{(t)} - V_{(t-1)}) + V_{Tot}$$

Equation 12 : Calculation of the R_{NPP} ratio

$$R_{NPP} = \frac{NPP_{Predicted}}{NPP_{Baseline}}$$

V_{Tot} represent the merchantable volume in m³ per ha calculated with no climate change. The impact of climate change is then added each year using the R_{NPP} ratio. R_{NPP} was calculated for each year by comparing the forest's net primary production, predicted according to the projected climate

change scenario, to net primary production observed between 1970 and 2000 (the NPP_{Baseline}). The estimated primary net production values for the climate change scenarios come from Pan *et al.* (2014) and correspond to NPP predicted values by 2100 for IPCC climate change scenarios A1 and B2 [46].

The natural disturbances were modelled using the CBM-CFS3 models. Forest fires cause stand mortality and induce the growth of a new forest. In the case of black spruce, fire is the most frequent way to renew a stand. Depending on the site, there may be a regeneration period of a few years or even no delay. During a fire event, 60% of the foliage is assumed to have burned, and the remaining 40% is transferred to the sink of fast-decomposing dead organic matter (DOM) which eventually decomposes. In the case of branches, 2% of their carbon is assumed lost during the fire event. It was assumed that fire intensity did not vary with increasing global temperature, but only fire size.

The spruce budworm affects black spruce also. For the 0°C global warming scenario, a growth reduction of 8% was applied, and for the other climate change scenarios, a 30% decrease was applied.

2.2.5 Economic and environmental impacts of using disturbed wood as biorefinery feedstock

To consider the economic impact of using disturbed biomass in the biorefinery, several assumptions were made:

A decrease in process yield from 68% to 60% when using disturbed wood compared to virgin wood for the production of pyrolytic oil, due to high ash content in the wood [47, 48].

The fast pyrolysis processeses compared produce the same volume of pyrolytic oil, and use a larger amount of biomass because of the yield decrease with disturbed biomass.

Because more biomass is used per year, more steam is produced.

Maintenance and operation costs are increased due to the high ash content in the wood and the loss of efficiency in the system [47, 48].

There is no reduction in the calorific value of the wood (only the moisture goes down) [48]

The method used to estimate the environmental benefits of the disturbed wood is measured in additional tonnes of CO₂ captured by the forest following harvest. The CBM-CFS3 software provides yearly changes in carbon inventory, and the corresponding CO₂ fluxes between the forest

and the atmosphere are then calculated using a factor of 44/12 (ratio of CO₂ and C molar masses). The CO₂ emissions from the forest were combined with life-cycle GHG assessment results from previous work using life-cycle assessment (LCA) as well as forest carbon flux calculations in an integrated method presented by Jean *et al.* (2019) [49]. A time horizon of 250 years was used to represent the environmental benefits of using disturbed wood in different pyrolysis scenarios.

As the price of disturbed wood is higher than virgin wood, various scenarios were created to measure how government subsidies would impact the economic viability of disturbed wood used as feedstock in fast pyrolysis plants. Table 5 presents the eight scenarios considered in the study. These scenarios include a subsidy for each tonne of disturbed wood harvested as well as either the necessary road to be constructed to access the wood or not.

Table 5: Subsidy scenarios for harvesting disturbed wood

Subsidy scenario	Forest road payment	Subsidy value (\$/bdmt)
25\$	No	25
50\$		50
75\$		75
100\$		100
Road & 25\$	Yes	25
Road & 50\$		50
Road & 75\$		75
Road & 100\$		100

3. Results and discussion

3.1 Economic impact on wood harvesting

Virgin wood has a cost of 126\$/bdmt and include fees for road construction and maintenance, transport, harvesting, administration and cutting rights. When a natural disturbance occurs in the economic cutting radius, only harvesting costs and administration costs are considered to have been affected because it is considering that the same roads as virgin wood are used to access the disturbed event. Outside the economic cutting radius, road construction and maintenance costs to access the disturbed sites are considered. The costs associated with road construction considered were 45, 50 and 60 \$/bdmt for 10, 30, and 50 km of road distance. Table 6 presents harvesting costs for disturbed wood based on distance from the biorefinery and climate change scenarios. These biomass costs include the increase in fast pyrolysis operating and maintenance costs of 19\$/bdmt.

Table 6: Disturbed biomass cost (\$/bdmt) based on distance from the biorefinery and forest roads to be built

Distance from the biorefinery	Forest roads to be constructed to get the disturbed wood	Disturbed biomass availability per sector (%)*)	Cost of recovering three types of disturbed wood (\$/bdmt)		
			Large Fire (2000-3000 ha)	Spruce beetle (10,000–20,000 ha)	Spruce budworm (35,000–70,000 ha)
0-75 km	N/A	23%	151	159	159
75-100 km	10 km	9%	161-162	169-170	168-169
	30 km		177-179	175-178	174
	50 km		193-196	182-186	179-180
100-150 km	10 km	6%	191-192	199-200	199
	30 km		207-209	206-208	204-205
	50 km		224-226	212-216	209-210
150-200 km	10 km		206-207	214-215	214
	30 km		222-224	221-223	219-220
	50 km		239-241	227-232	224-226
200-250 km	10 km		218-219	226-227	226
	30 km		235-236	233-235	231-232
	50 km		251-253	239-244	236-238

*Calculated from the site morphology (amount of wood located in each radius around the biorefinery)

Harvesting costs for small (≈ 1 ha) and medium (≈ 5 ha) fire damage areas were considered unprofitable because they represent a cost of more than 3,000 \$/bdmt due to the low tonnage available as a result of the disturbance.

3.2 Environmental impact considering forest carbon inventory

3.2.1 Forest fire disturbances

Figure 2 summarizes the change in carbon inventory in the forest in terms of annual flow, when compared to the non-disturbed forest as feedstock to the fast pyrolysis process, for the 0°C global warming scenario.

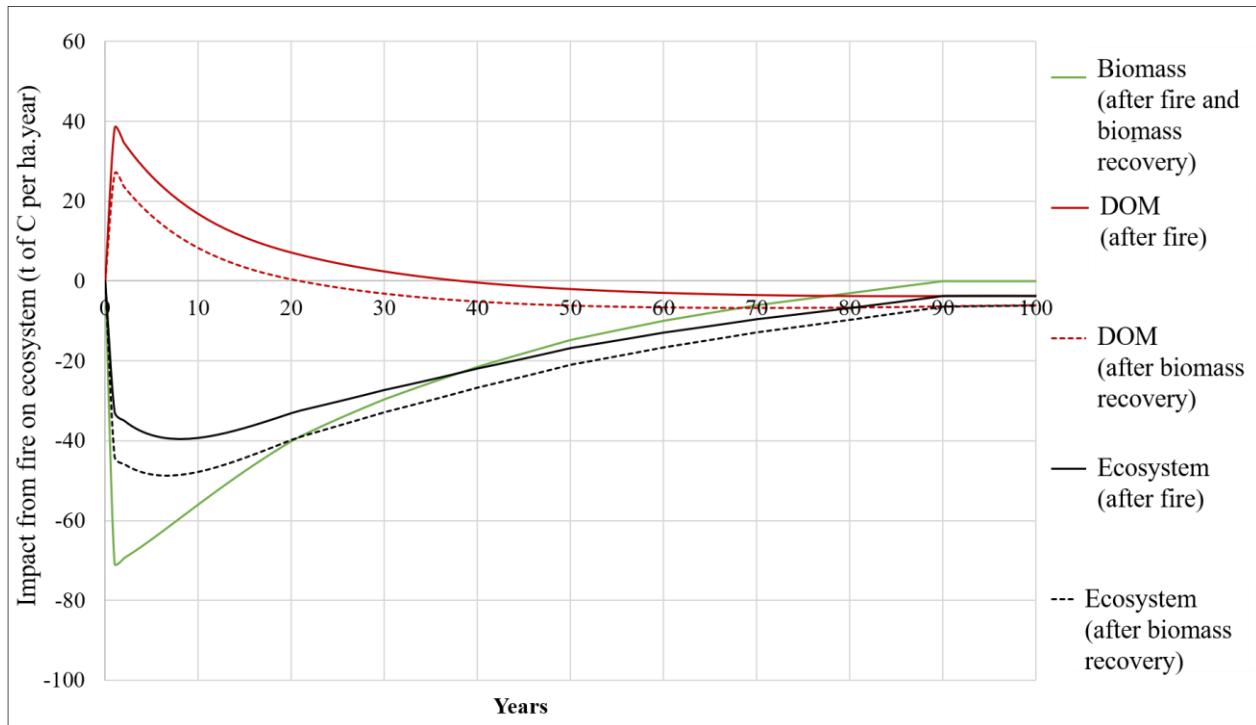


Figure 2: Impact on ecosystem (t of C per ha.year) due to fire damage with and without biomass recovery (0°C global warming scenario)

For the case of forest fires, a large amount of carbon is transferred to the atmosphere during the event in year 1. Compared to the undisturbed natural forest, the modeling shows that some of the lost carbon will never be compensated in the case of “Ecosystem after fire”, without biomass recovery. More forest carbon is lost if harvested in the case of “Ecosystem after fire with biomass recovery”, however after 90 years, the forest will have recaptured this carbon to its pre-cut carbon level.

3.2.2 Spruce budworm disturbances

Figure 3 shows the estimated change in forest carbon in terms of annual flow compared to a non-disturbed forest, for a forest affected by budworm for the 0°C global warming scenario.

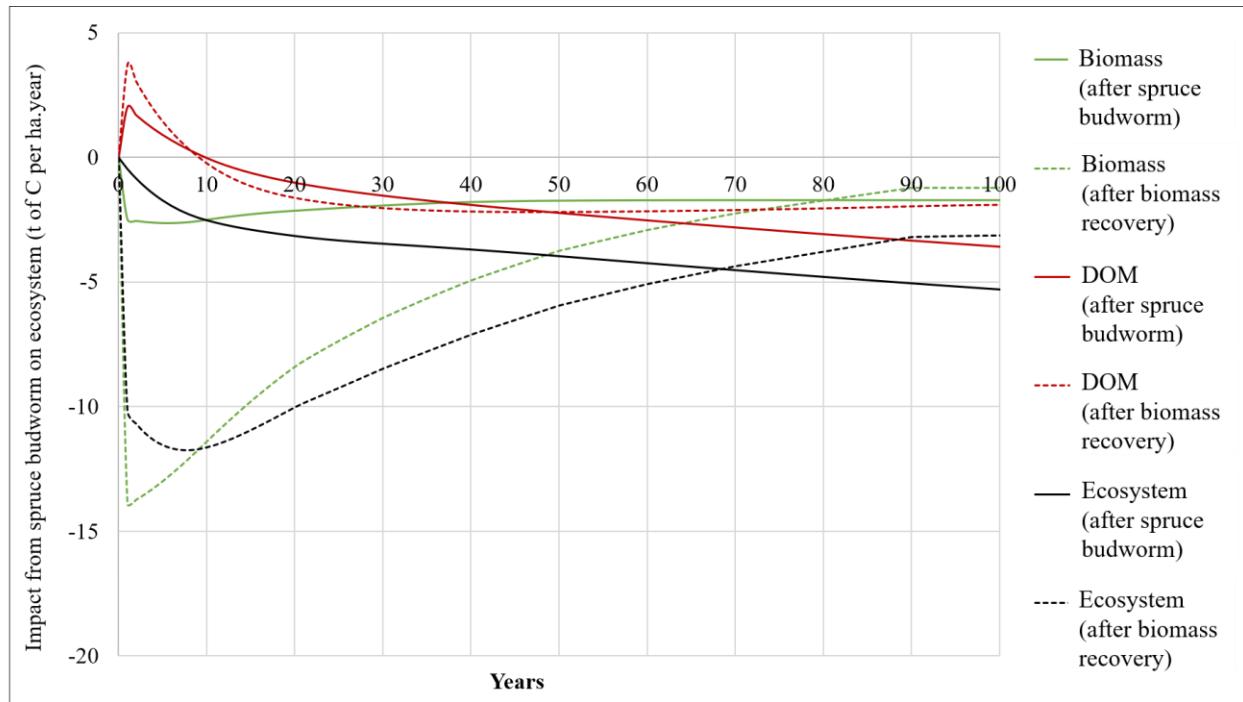


Figure 3: Impact on ecosystem (t of C per ha.year) due to spruce budworm disease with and without biomass recovery (0°C global warming scenario)

Unlike the case of fire, the forest affected by budworm continues to lose carbon year after year (“Ecosystem after spruce budworm”). Because this type of disturbance does not renew the stand immediately, the carbon transferred to the pool of dead organic matter decomposes, and growth is reduced as a result of the infestation. During a spruce budworm event, the forest loses carbon from the biomass pool because it is transferred to the dead organic material, and decomposes. The trees continue to grow and reach a maximum merchantable volume between 8 to 30% lower than if the forest had not been affected by spruce budworm. If the biomass is recovered, then about 70 years after the disturbance, the harvested forest contain more carbon than if no recovery cut had been made, an observation corroborated by the literature [50].

3.2.3 Spruce beetle disturbances

Figure 4 shows the impact of spruce beetle for the 0°C global warming scenario.

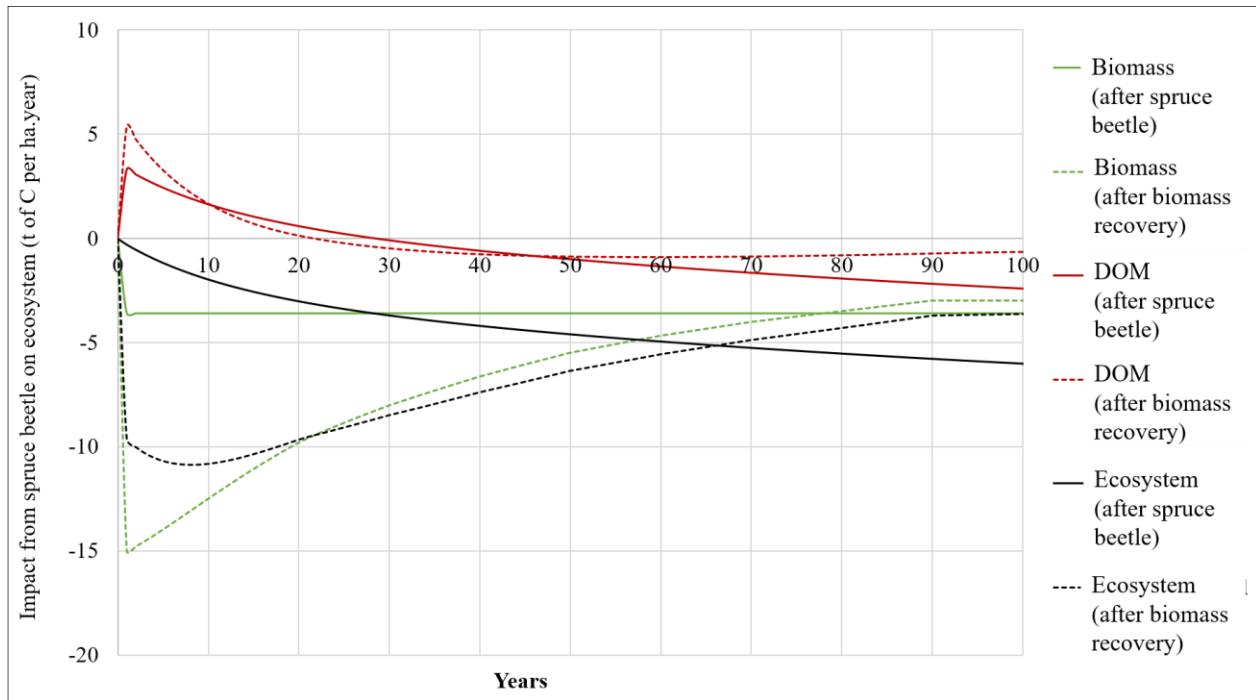


Figure 4: Impact on ecosystem (t of C per ha.year) due to spruce beetle disease with and without biomass recovery (0°C global warming scenario)

In the same way as with the budworm, the forest disturbed by spruce beetle continues to lose carbon gradually year after year. Following a beetle infestation, part of the forest will be affected by mortality and it is considered that these trees are not replaced. Biomass recovery makes it possible to increase the carbon inventory after about 65 years following the cut.

3.2.3.4 Environmental benefits from recovering wood in disturbed areas

In order to assess the environmental benefits associated with the harvesting of disturbed wood, it is necessary to consider the exchange of CO₂ between the forest and the atmosphere, rather than measuring the carbon content of the forest. Figure 5 shows the cumulative evolution of CO₂ emissions for healthy and disturbed forest. It should be noted that CO₂ from carbon removed from the forest with harvesting activities is not accounted at this stage.

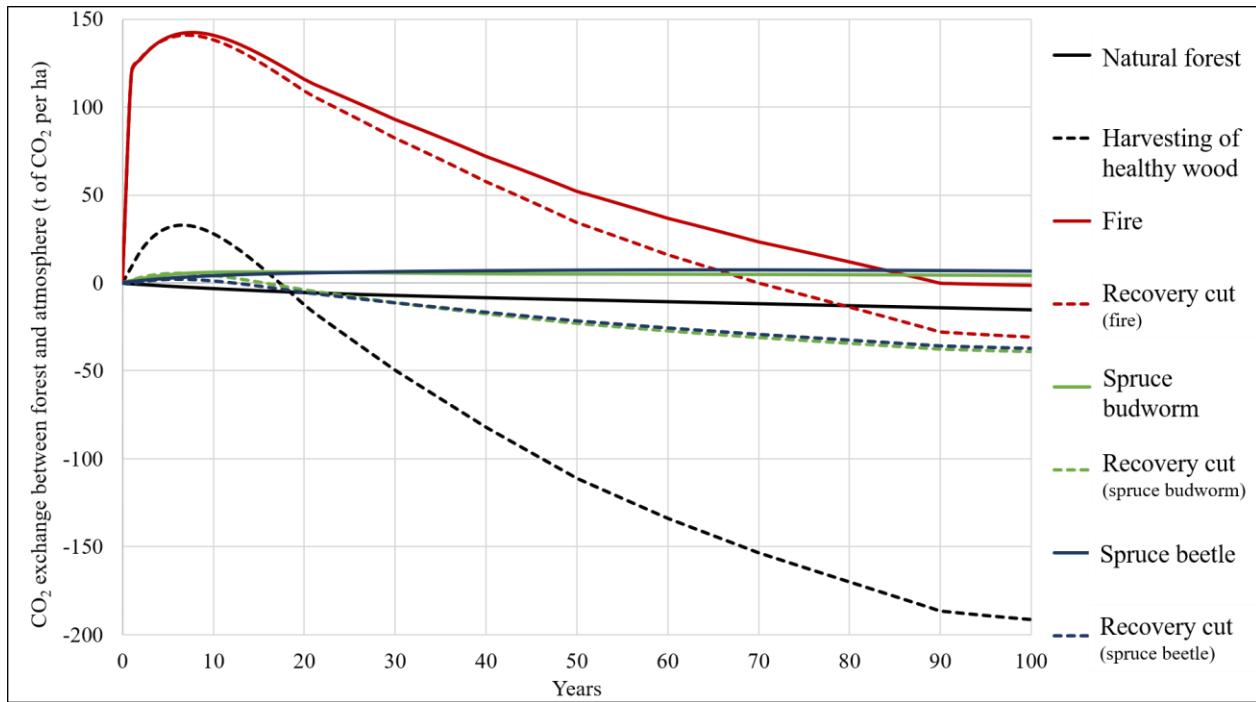


Figure 5: Cumulative CO₂ exchange between forest and atmosphere (t of CO₂ per ha) for healthy and disturbed wood affected by fire and insects (0°C scenario)

For the modeled disturbances, fire releases the most CO₂ to the atmosphere. After 90 years it is recaptured even without biomass recovery. With biomass recovery after a forest fire, the forest captures more CO₂ over 100 years than otherwise. The biomass recovery makes it possible to recapture all CO₂ about 20 years earlier than the naturally regenerating forest. The forest affected by spruce budworm releases CO₂ to the atmosphere year after year. The carbon transferred to the dead organic matter (DOM) pool decomposes and the growth is reduced as a result of the infestation. Like the budworm, the forest disturbed by the spruce beetle emits CO₂ year after year (full blue line) because the carbon transferred to the DOM pool at the time of the infestation decomposes in the years following the disturbance. When biomass recovery is made following insect outbreaks, after about 15 years the forest begins to capture more than carbon that it emits.

To determine the benefit of recovering a disturbed forest, it is important to calculate how much CO₂ emissions are avoided by harvesting a part of the disturbed forest. Figure 6 shows the benefits of using either disturbed and healthy wood compared to the respective natural forest per bone dry metric tonne harvested (bdmt). In contrast to figure 5, figure 6 show the emission and captation of

CO_2 for the harvesting of one tonne of four type of wood compare to their specific counterfactual scenarios (no biomass recovery).

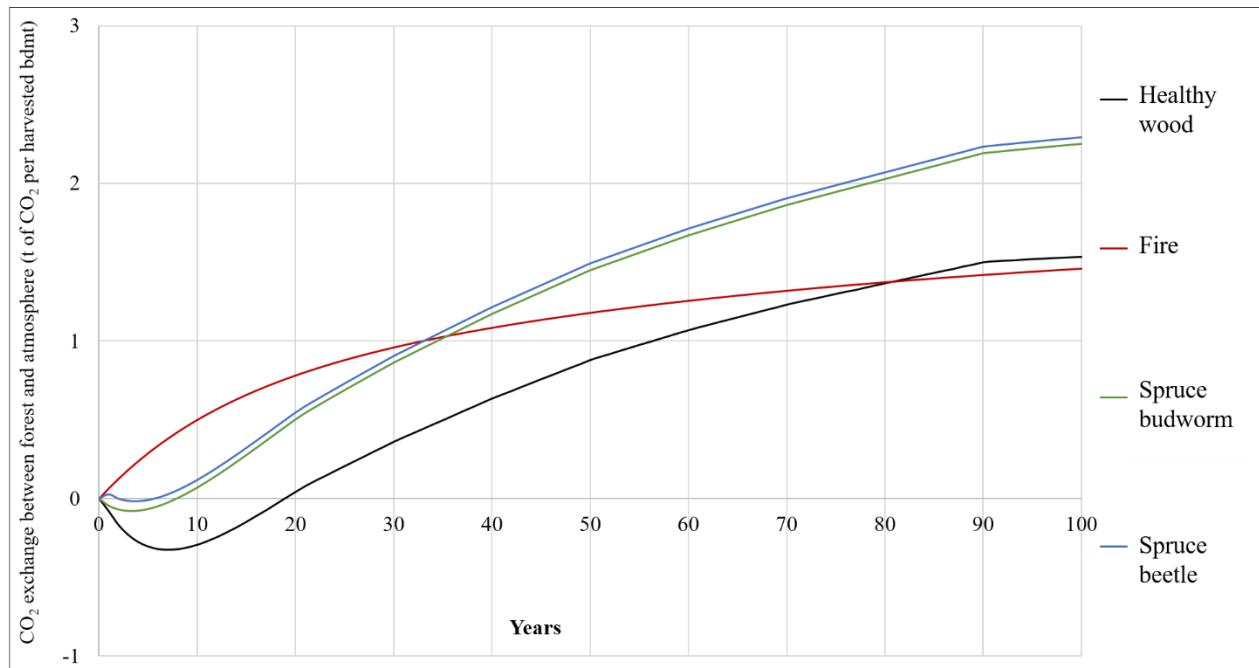


Figure 6: Cumulative benefits for healthy wood and wood disturbed by fire and insects compare to the natural forest (0°C scenario)

In the long-term, harvesting one tonne of healthy wood enables cumulative benefits, after 100 years, of about 1.5 more tonnes of CO₂ capture compare to the natural forest not harvested. In the short-term, after the harvesting it took about 20 years to the forest to capture the cumulative same amount than the natural forest not harvested. This can be explained by the fact that there is less trees in the harvested forest thus less CO₂ is captured in the short-term. In order to be interesting to harvest disturbed wood, the benefits should be higher than healthy wood. Regarding wood from insect infestations, the benefit in terms of CO₂ for each tonne harvested is higher than with healthy wood either in the short and long-term. For these disturbances, after about 5-8 years there is a net benefit compared to the disturbed natural forest. This is observed because after insect epidemic, the natural non-harvested forest is losing carbon through decomposition of dead organic matter and losses in biomass growth (figure 3 and 4). For the wood from a fire, in the short-term there is immediate benefit to recover this type of wood compare to the natural non-harvested forest. This is explained by the fact that biomass recovery removes trees from the forest that are dead and thus, are decomposing. Thus, it prevents the CO₂ emission that would have been emitted. But in the long-

term, the biomass from a fire is not more interesting than biomass from healthy wood. This can be explained by the fact that after a fire, the stand is renew. Thus, in both scenarios the biomass regrowth at the same rate (Figure 3). Also, this is not all carbon in the dead trees that would be decompose and reject in the form of CO₂ in atmosphere. If it would have been the case, the biomass from the fire would be more interesting than healthy wood. Of course this not represent reality however, it highlights the fact that in it's decomposition model, the CBM-CFS3 software transfers some of the carbon from the dead organic matter to the litter and possibly to the black carbon present in the soil. But it is known that CBM-CFS3 does not model well the carbon contained in the litter and the soil since there is still study to do in this field [43]. Thus, it is possible that the value obtained for the benefit of wood from fire contains an uncertainty caused by incomplete values in the model. Finally, in the context of this study, a limited amount of biomass is harvested annually to feed the fast pyrolysis plants. But in the case where, at the national level, strategies could be used to harvest disturbed wood following a fire in addition to the quantity harvested for forestry activities, a significant environmental benefit would be observed.

3.3 Economic and environmental impact on fast pyrolysis from the harvesting of disturbed wood

The total quantities of disturbed wood available in the areas considered for the study were identified in order to estimate the economic and environmental impact. Table 7 presents the disturbed wood available for harvest each year, over the long-term horizon, as a function of the distance to the biorefinery.

Table 7: Average annual disturbed wood availability as a function of the distance from the biorefinery for different climate change scenarios

Distance from the biorefinery	Forest road to be constructed to get the disturbed wood	Disturbed biomass availability per sector (%)	Disturbed wood available for harvesting (bdmt/year)			
			0°C	2.6°C	3.1°C	4.8°C
0-75 km	N/A	23%	7 435	14 654	15 810	19 741
75-100 km	10 km	9%	2 870	5 656	6 102	7 619
	30 km					
	50 km					
100-150 km	10 km	6%	1 825	3 599	3 883	4 849
	30 km					
	50 km					
	10 km					

150-200 km	30 km					
	50 km					
200-250 km	10 km					
	30 km					
		50 km				

For the evaluation of the potential impact related to the use of disturbed wood, it was considered that all the available wood (fire and insect) is harvested every year. Figure 7 shows the impact on earnings before interest, taxes, depreciation, and amortization (EBITA) of harvesting disturbed wood, for the four climate change scenarios.

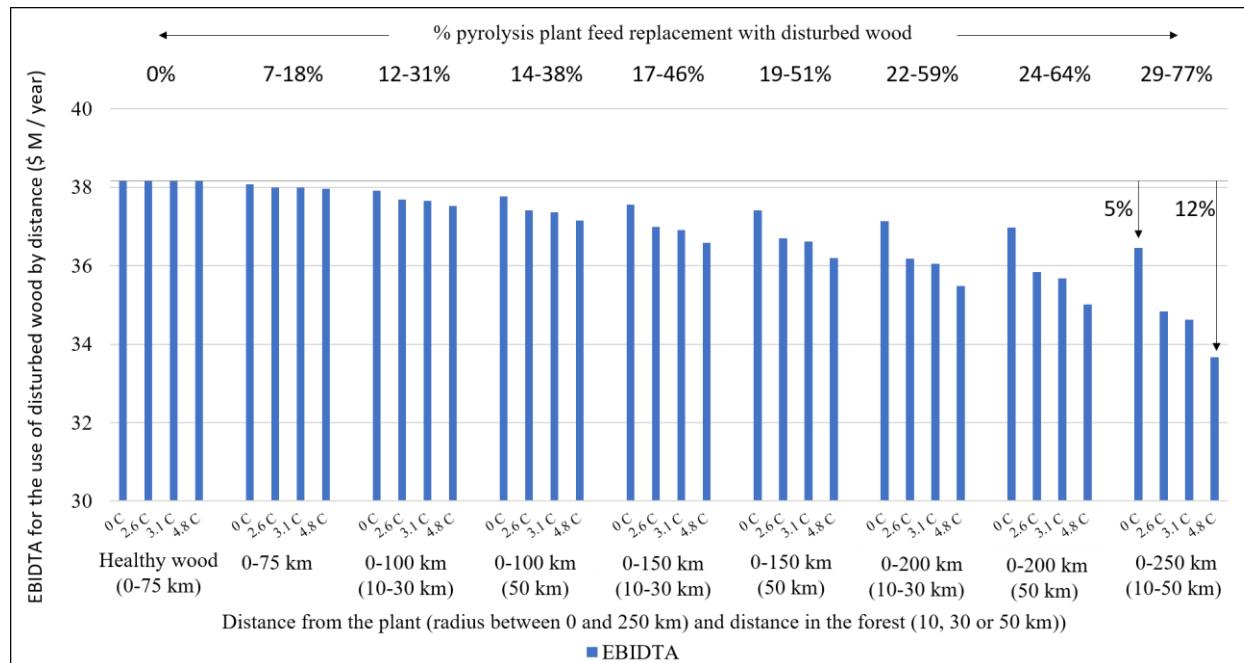


Figure 7: Economic impact of using disturbed wood as a function of the distance from the pyrolysis plant

Disturbed biomass availability increases with degree of climate change and collected distance from the biorefinery. However a reduction of free cash flow (EBIDTA) is observed when using this type of wood because of increased cost to recovering this type of wood. The reduction thus increases with the % of pyrolysis plant feed with disturbed wood and thus, under climate change as more disturbed wood is available, EBIDTA decrease more in each radius. A maximum of 12% losses in EBIDTA is observed when using all the available wood in the region (0-250 km under 4.8 °C) representing 77% of disturbed biomass feed. Subsidies from the government would be required to encourage the mill to harvest this type of wood. In order to attract the mill, the final cost should ne

close to the price of healthy wood, thus subsidy should encourage either nez road to be constructed as well as a subsidy on each disturbed tonne harvested in order to cover expense related to using this raw material in the process. These results do not consider potential benefits from GHG emissions reduction policy. If for example the avoided fossil carbon as calculated in this paper were sold at 50, 100 and 300 \$/t of CO₂, additional revenues of 13, 25 and 76 M\$ per year would potentially be obtain. Thus this could cover the price of the subsidy.

Figure 8 shows the annual benefits in kt of CO₂ per year as a function of distance from the biorefinery. This value represents the average annual CO₂ uptake between the years 150 and 250.

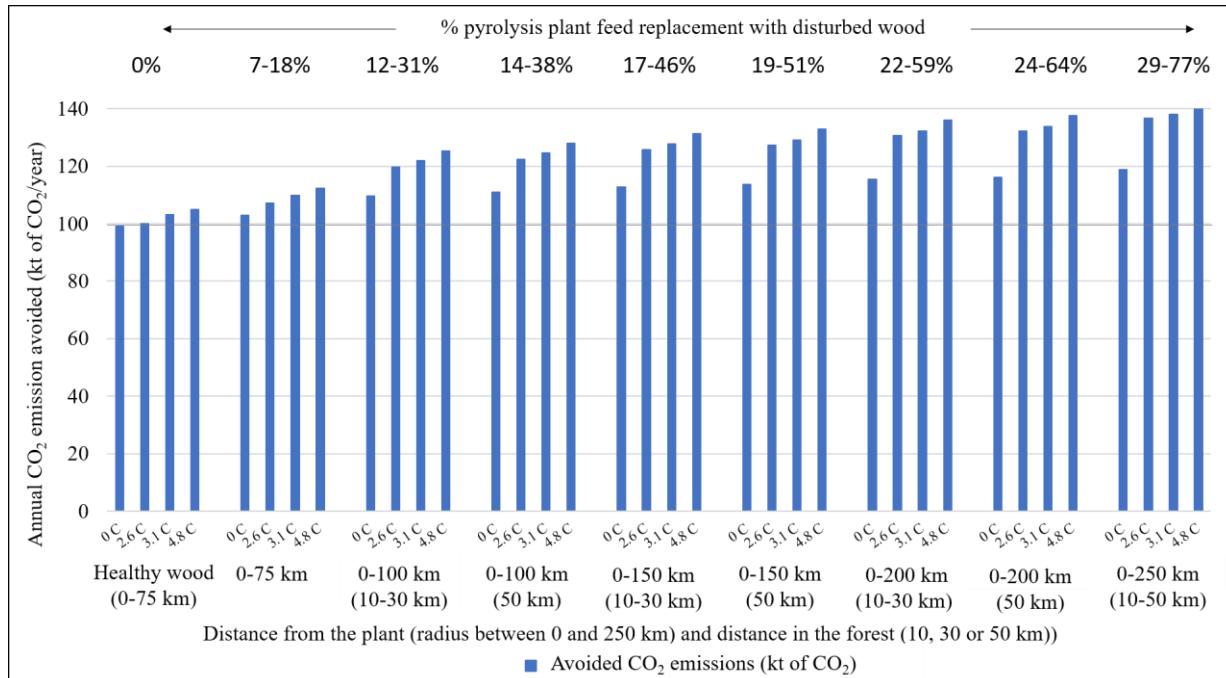


Figure 8 : Environmental impact of using disturbed wood as a function of the distance from the pyrolysis plant

It is beneficial from an environment point of vue to use disturbed wood in the fast pyrolysis process, despite the increase in CO₂-eq emissions related to transportation. The environmental benefit is calculated in the long-term and as there is a lot of wood coming from fire, that explain why the extra benefit are not higher, because as show in figure 6, the wood from the fires have similar benefit than the wood from healthy forest. When using all the available wood in the maximum radius, under the 4.8 °C, the biorefinery capture up to 40% more CO₂ each year. The benefit is higher when there is an increase in tempretaure because more distubred wood is taken.

3.4 Implication of the Results: Forest carbon policy scenarios

Table 8 shows the potential harvest following subsidy scenarios that allow a disturbed wood price equal or lower to the price of healthy wood normally harvested by the mill. When “N” is identified, this means that the subsidy does not diminish the price of disturbed wood adequately so that the biorefinery would harvest it. Figure 9 shows the economic results considering subsidy scenarios.

Table 81: *Economically-attractive harvesting considering subsidy scenarios*

(F: Fire) and (I: Insect): Y= Yes (harvest) N = No (no harvest).

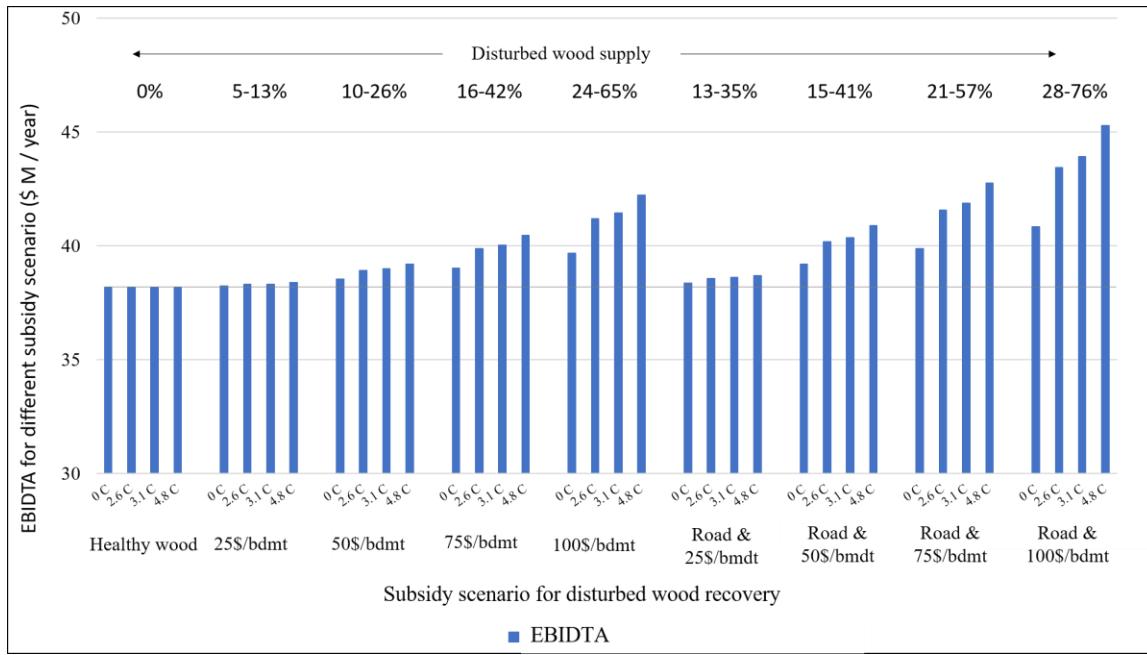


Figure 9 : Economic impact of using disturbed wood considering different subsidies

In the event that the government provides subsidies, it is profitable in all circumstances to use disturbed wood in the pyrolysis process.

Figure 10 shows the environmental impact related to the subsidy scenarios.

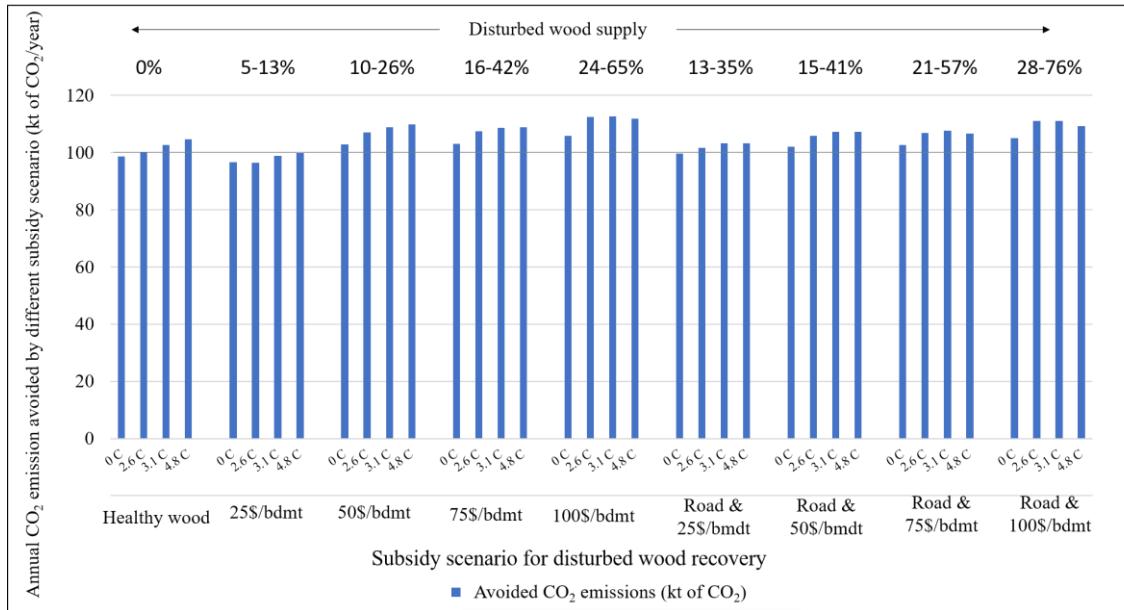


Figure 10: Environmental impact of using disturbed wood considering different subsidies

Figure 10 presents the long-term impact on the environmental performance of the fast pyrolysis biorefinery. The environmental performance is higher when using disturbed wood in all circumstance expect with the 25\$/bdmt scenario. The annual CO₂ capture in the long term under this scenario is less than using virgin wood. This is because only wood from fire is harvested in this scenario (see table 8). In figure 10, no regeneration delay was considered in the fire simulation but if a regeneration delay was observed,

4. Conclusions

In earlier work, fast pyrolysis was identified as a promising biorefinery strategy at Happy Valley-Goose Bay in Labrador (Canada) [5, 6], from both economic and environmental perspectives. In this study, the conditions were defined under which there may be additional benefits from using disturbed wood as feedstock to the fast pyrolysis process. Natural disturbances have an impact on the forest ecosystem, and significant natural disturbance events can transform the forest ecosystem to being a positive contributor of GHG emissions [3]. Climate variability and global warming affect the forest ecosystem through changes in tree growth and will increase the number of natural disturbance events. The objective of this study is to identify attractive economic and environmental conditions for using disturbed wood as feedstock in a fast pyrolysis case study, assuming different scenarios for climate change. Four global warming scenarios were considered in order to assess the potential impact of climate change on the economic and environmental viability of using disturbed wood as biorefinery feedstock. It was determined that when increasing temperature, the environmental benefits of using disturbed wood become more significant. Using disturbed wood from insect outbreaks as feedstock is always interesting from an environmental perspective. Regarding wood from fire, in the short-time there is interesting benefit to used this type of wood compare to healthy wood. Thus, over the long term the CO₂ captation by the forest is similar than healthy wood. But if after a fire there is a regeneration delay the biomass recovery will be more interesting than using healthy wood. For this specific case study, subsidy was required for harvest disturbed biomass otherwise, losses in EBIDTA up to 5% were observed with no climate change by harvesting all available wood around the plant. Regarding the environmental impact, by using all available wood it was possible to capture 20% more CO₂ annually. Thus, by considering an increase of 4.8°C in temperature, a higher amount of disturbed wood was available and losses in EBIDTA up to 12% were calculated but 40% of CO₂ were capture annually.

5. References

- [1] O. Chertov *et al.*, "Influence of climate change, fire and harvest on the carbon dynamics of black spruce in Central Canada," vol. 257, n°. 3, p. 941-950, 2009.
- [2] Ressources Naturelles Canada, "L'État des forêts au Canada, Rapport annuel 2017," 2017.
- [3] R. A. Miner *et al.*, "Forest carbon accounting considerations in US bioenergy policy," vol. 112, p. 1-16, 2014.
- [4] B. Chen *et al.*, "Evaluating the impacts of climate variability and cutting and insect defoliation on the historical carbon dynamics of a boreal black spruce forest landscape in eastern Canada," vol. 321, p. 98-109, 2016.
- [5] S. Jean, A. Levasseur et P. R. Stuart, "Adapting the fast pyrolysis process: Techno-economics and life-cycle assessment," Submitted in the Journal of Biomass and Bioenergy 2019.
- [6] S. Jean, A. Levasseur et P. R. Stuart, "Decision-making emphasizing environmental impact criteria for selection of fast pyrolysis process variants," Submitted in Journal of Cleaner production 2019.
- [7] W. E. Mabee *et al.*, "Canadian biomass reserves for biorefining," vol. 129-132, 2006.
- [8] J. P. Newell et R. O. Vos, "Accounting for forest carbon pool dynamics in product carbon footprints: Challenges and opportunities," vol. 37, p. 23-36, 2012.
- [9] M. F. Chagas *et al.*, "Environmental and economic impacts of different sugarcane production systems in the ethanol biorefinery," vol. 10, n°. 1, p. 89-106, 2016.
- [10] W. Li *et al.*, "Comparative techno-economic, uncertainty and life cycle analysis of lignocellulosic biomass solvent liquefaction and sugar fermentation to ethanol," vol. 6, n°. 12, p. 16515-16524, 2018.
- [11] K. Rajendran et G. S. Murthy, "How does technology pathway choice influence economic viability and environmental impacts of lignocellulosic biorefineries?," vol. 10, p. 268, 2017. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29163670>
- [12] M. C. A. F. Rezende *et al.*, "Technical, economic and environmental assessment of ethanol production using a biochemical-thermochemical hybrid route," vol. 50, 2016.

- [13] C. Cambero, T. Sowlati et M. Pavel, "Economic and life cycle environmental optimization of forest-based biorefinery supply chains for bioenergy and biofuel production," vol. 107, p. 218-235, 2016.
- [14] S. Farzad, M. A. Mandegari et J. F. Gorgens, "Integrated techno-economic and environmental analysis of butadiene production from biomass," vol. 239, p. 37-48, Sep 2017. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28500887>
- [15] S. Michailos, "Process design, economic evaluation and life cycle assessment of jet fuel production from sugar cane residue," vol. 37, n°. 3, p. 1227-1235, 2018.
- [16] H. Olcay *et al.*, "Techno-economic and environmental evaluation of producing chemicals and drop-in aviation biofuels via aqueous phase processing," vol. 11, n°. 8, p. 2085-2101, 2018.
- [17] M. Budzinski et R. Nitzsche, "Comparative economic and environmental assessment of four beech wood based biorefinery concepts," vol. 216, p. 613-21, Sep 2016. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27285577>
- [18] IPCC, *IPCC WGI Fifth Assessment Report*. Stockholm: IPCC, 2013.
- [19] W. A. Kurz *et al.*, "Carbon in Canada's boreal forest — A synthesis," vol. 21, n°. 4, p. 260-292, 2013.
- [20] R. Seidl *et al.*, "Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review," vol. 222, n°. 4, p. 903-924, 2011.
- [21] BioDivCanada. (2014) Perturbations naturelles. [En ligne]. Disponible: <http://www.biodivcanada.ca/default.asp?lang=Fr&n=5DBC0BDD-1&printfullpage=true>
- [22] C. L. Gargalo *et al.*, "A framework for techno-economic & environmental sustainability analysis by risk assessment for conceptual process evaluation," vol. 116, p. 146-156, 2016.
- [23] A. Mirkouei *et al.*, "A mixed biomass-based energy supply chain for enhancing economic and environmental sustainability benefits: A multi-criteria decision making framework," vol. 206, p. 1088-1101, 2017.
- [24] S. D. Antoine Nappi, Frédéric Bujold, et al., "La récolte dans les forêts brûlées; Enjeux et orientations pour un aménagement écosystémique," G. d. Québec, Édit., éd. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune: Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 2011.

- [25] C. C. Dymond *et al.*, "Future quantities and spatial distribution of harvesting residue and dead wood from natural disturbances in Canada," vol. 260, n°. 2, p. 181-192, 2010.
- [26] T. Boukherroub, L. LeBel et S. Lemieux, "An integrated wood pellet supply chain development: Selecting among feedstock sources and a range of operating scales," vol. 198, p. 385-400, 2017.
- [27] A. Levasseur et M. Brandão, "État de l'art sur le stockage et déstockage du carbone par la biomasse," Villeurbanne, Rapport technique, 2014.
- [28] P. Lamers *et al.*, "Damaged forests provide an opportunity to mitigate climate change," vol. 6, n°. 1, p. 44-60, 2014.
- [29] Y. Boulanger *et al.*, "Model-specification uncertainty in future forest pest outbreak," vol. 22, n°. 4, p. 1595-607, Apr 2016. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26511654>
- [30] J. S. Littell *et al.*, "Forest ecosystems, disturbance, and climatic change in Washington State, USA," vol. 102, n°. 1-2, p. 129-158, 2010.
- [31] W. J. de Groot, M. D. Flannigan et A. S. Cantin, "Climate change impacts on future boreal fire regimes," vol. 294, p. 35-44, 2013.
- [32] C. R. Nitschke et J. L. Innes, "Potential effect of climate change on observed fire regimes in the Cordilleran forests of South-Central Interior, British Columbia," vol. 116, p. 579-591, 2013.
- [33] Y. Boulanger *et al.*, "Fire regime zonation under current and future climate over eastern Canada," vol. 23, n°. 4, p. 904-923, 2013.
- [34] M. C. Agne *et al.*, "Interactions of predominant insects and diseases with climate change in Douglas-fir forests of western Oregon and Washington, U.S.A," vol. 409, p. 317-332, Feb 1 2018. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/29290644>
- [35] Y. Boulanger, S. Gauthier et P. J. Burton, "A refinement of models projecting future Canadian fire regimes using homogeneous fire regime zones," vol. 44, n°. 4, p. 365-376, 2014.
- [36] M. S. Balshi *et al.*, "Assessing the response of area burned to changing climate in western boreal North America using a Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS) approach," vol. 15, n°. 3, p. 578-600, 2009.

- [37] J. Régnière, R. St-Amant et P. Duval, "Predicting insect distributions under climate change from physiological responses: spruce budworm as an example," vol. 14, n°. 8, p. 1571-1586, 2010.
- [38] D. R. Gray, "The relationship between climate and outbreak characteristics of the spruce budworm in eastern Canada," vol. 87, n°. 3-4, p. 361-383, 2007.
- [39] A. S. Weed, M. P. Ayres et J. A. Hicke, "Consequences of climate change for biotic disturbances in North American forests," vol. 83, n°. 4, p. 441-470, 2013.
- [40] Y. Bergeron *et al.*, "Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management," vol. 36, n°. 11, p. 2737-2744, 2006.
- [41] N. Mansuy *et al.*, "Estimating the spatial distribution and locating hotspots of forest biomass from harvest residues and fire-damaged stands in Canada's managed forests," vol. 97, p. 90-99, 2017.
- [42] J. Barrette *et al.*, "A financial analysis of the potential of dead trees from the boreal forest of eastern Canada to serve as feedstock for wood pellet export," vol. 198, p. 410-425, 2017.
- [43] W. A. Kurz *et al.*, "CBM-CFS3: A model of carbon-dynamics in forestry and land-use change implementing IPCC standards," vol. 220, n°. 4, p. 480-504, 2009.
- [44] J. K. Lee, "Biophysical and economic analysis of black spruce regeneration in eastern Canada using global climate model productivity outputs," McMaster University, Hamilton, Ontario, 2016.
- [45] C.-H. Ung *et al.*, "A simple growth and yield model for assessing changes in standing volume across Canada's forests," vol. 85, n°. 1, p. 57-64, 2009.
- [46] S. Pan *et al.*, "Complex spatiotemporal responses of global terrestrial primary production to climate change and increasing atmospheric CO₂ in the 21st century," vol. 9, n°. 11, p. e112810, 2014. [En ligne]. Disponible: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/25401492>
- [47] A. James *et al.*, "Ash management review - Applications of biomass bottom ash," vol. 5, n°. 10, p. 3856-3873, 2012.
- [48] N. Mansuy *et al.*, "Salvage harvesting for bioenergy in Canada: From sustainable and integrated supply chain to climate change mitigation," vol. 7, n°. 5, p. e298, 2018.

[49] S. Jean, A. Levasseur et P. Stuart, "Interpretation of life-cycle GHG assessment results considering temporal forest modelling and atmospheric dynamics: Fast pyrolysis case study," 2019.

[50] C. R. Hennigar et D. A. MacLean, "Spruce budworm and management effects on forest and wood product carbon for an intensively managed forest," vol. 40, n°. 9, p. 1736-1750, 2010.

ANNEXE E – MODÉLISATION DES SCÉNARIOS DE BIORAFFINAGE

Analyse de marché

L'analyse de marché a identifié des marchés potentiels pour la vente de l'huile pyrolytique au Labrador. Une partie de l'huile sera acheminée par bateau vers les villages nordiques n'ayant aucun accès à un réseau électrique local. L'huile permettra la production d'électricité dans ces villages. Une autre partie sera vendue aux compagnies minières de la région et donc, acheminée par camion. Concernant la chaîne de valeur lié aux industrie régional, il n'y a pas très peu d'industrie de transformation dans la région d'Happy Valley-Goose Bay. Aucune industrie pertinente pour de nombreuse options de bioraffinage (ex. : industries chimiques, transformation des aliments, etc.) n'ont été identifié. Ainsi, il y a relativement peu ou pas de marchés pour de nombreux bioproduits à valeur ajoutée. Il y a un faible nombre de fermes dans la région. Les aliments produits dans la région représentent environ 2-3% de la demande locale. Les fruits et légumes sont principalement importés du Québec. Il y a peu de marché local pour les granulés de bois et il y a une demande de 3 millions de ffbm pour le marché de la construction au Labrador. Un rapport produit par un consultant a identifié qu'une scierie pourrait produire durablement 2 millions de ffbm par année dans la région [1]. Il n'y a pas d'information disponible pour la consommation de charbon actif pour le traitement de l'eau, mais il a été identifié que celle-ci serait faible. Finalement, il existe une opportunité de marché potentiel de vapeur d'eau à la base militaire. La base militaire comporte plusieurs bâtiments qui sont chauffé avec un réseau local de vapeur actuellement produite à partir d'huile à chauffage importée dans la région.

Triage préliminaire

Suite à l'analyse du marché local, plusieurs technologies intéressantes, pouvant être couplée au procédé de pyrolyse rapide ont été identifiées et certaines ont été éliminées.

- Pyrolyse rapide (+): Augmentation de la capacité
- Serre: Utilise l'excès de vapeur pour chauffer
- Scierie: Production de bois de construction et utilisation des résidus dans la pyrolyse

- Carbonisation: Production de biochar
- CA – Charbon activé: Activation du biochar avec l'excès de vapeur, avec le biochar de la carbonisation
- Condensation en série de l'huile PO
 - Extraction de la Lignine
 - Production de bitume : *Intéressant, mais technologies à l'échelle laboratoire (Éliminé)*
 - Production d'herbicide : *Intéressant, mais technologies à l'échelle laboratoire (Éliminé)*
- Extraction des hémicelluloses : *Technologie intéressante avec du bois de feuillus, mais les résultats avec les résineux ne sont pas bien prouvés (Éliminé)*
- Granules torréfiés : *Potentiel intéressant, mais il n'y a pas de marché encore en Europe et le marché est incertain aux Etats-Unis et au Canada (Éliminé)*

Implantation par phase

Par la suite, les technologies ont été classées dans deux groupes (risque de marché et technologique « faible » ou « moyen ») et l'approche d'implantation par phase a été employée afin d'identifier les cinq scénarios à valeurs ajoutées considérées dans l'étude.

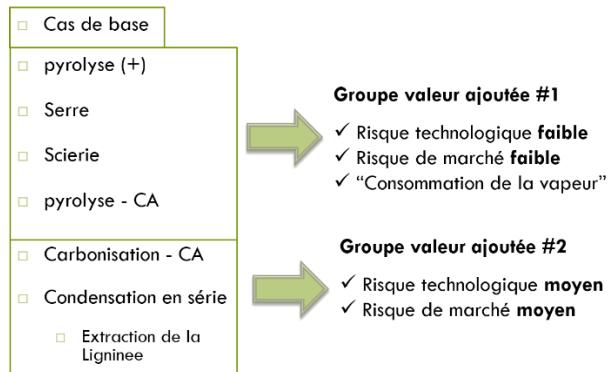


Figure : Classification du risque pour les technologies retenues

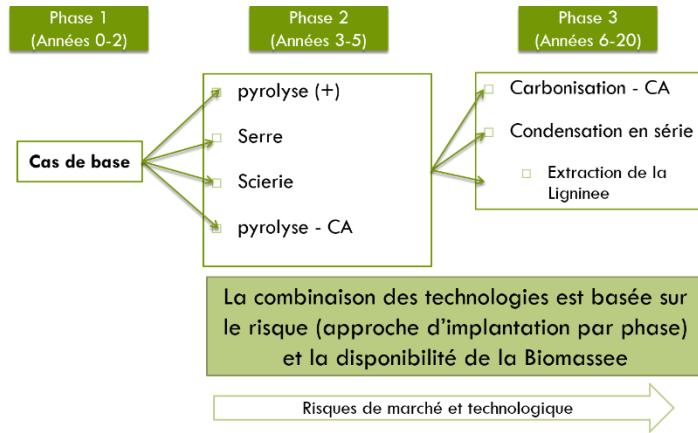


Figure : Méthodologie employée pour l'implantation par phase

Hypothèses pour les bilans de masse et d'énergie

Les hypothèses principales considérées pour le calcul des bilans de masse et d'énergie sont énoncées ci-dessous :

- Production annuelle : 7500 heures par an (basé sur l'opération de BTG-BTL)
- Rendement de la pyrolyse: 68% de bio-huile (blanc de matière première de bois) / 60% (résidus de bois) (BTG-BTL)
- Température du réacteur de pyrolyse : 500°C (BTG-BTL)
- Coupe annuelle permise (AAC): 182 500 m³
- Humidité du bois: 36% (Gouvernement de Terre-neuve-Labrador et [1])
- Valeur calorifique de la Biomasse (à 36% d'humidité): 7715 BTU / lb
- Rendement de broyage et de séchage de la biomasse: 100%
- Contenu énergétique (low heating value) de la bio-huile: 17,5 MJ / kg (BTG-BTL)
- Efficacité des chaudières pour la production de vapeur: 80% (BTG-BTL)
- Contenu énergétique de la lignine: 21 MJ / kg
- Surface des serres: 320 m²
- Rendement de carbonisation (biochar): 28% m / m base sèche (Lambiotte)
- Température de la carbonisation: 550 ° C (Lambiotte)

- Rendement de l'activation du biochar en charbon activé : 33% (Norrit)
- Condition de vapeur pour l'activation (physique): 800 °C & 50 bar (Norrit)
- Bois pour la production de bois de construction : 60 000 m³/an [1]

Résultats des bilans de masse et d'énergie

Les figures suivantes les six procédés considérés dans l'étude ainsi que le détail des bilans de masse et d'énergie.

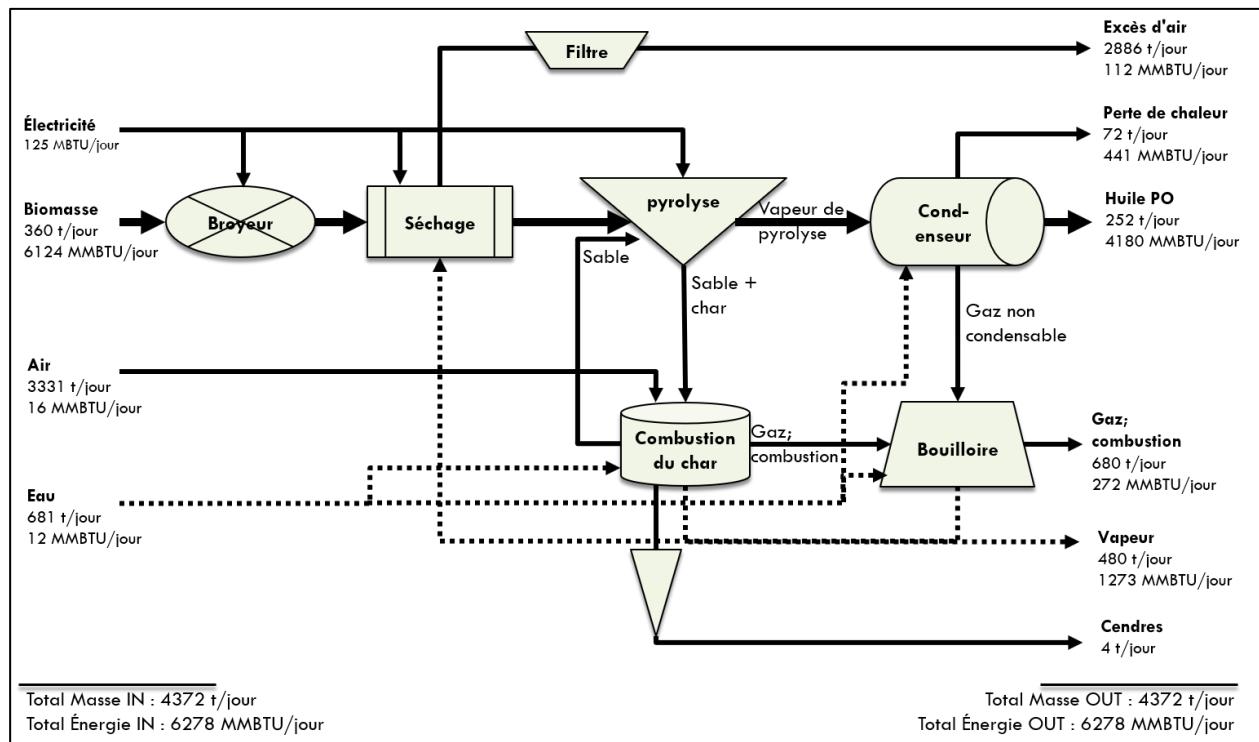


Figure : Bilan de masse et d'énergie pour : 0. Cas de base (FP-360)

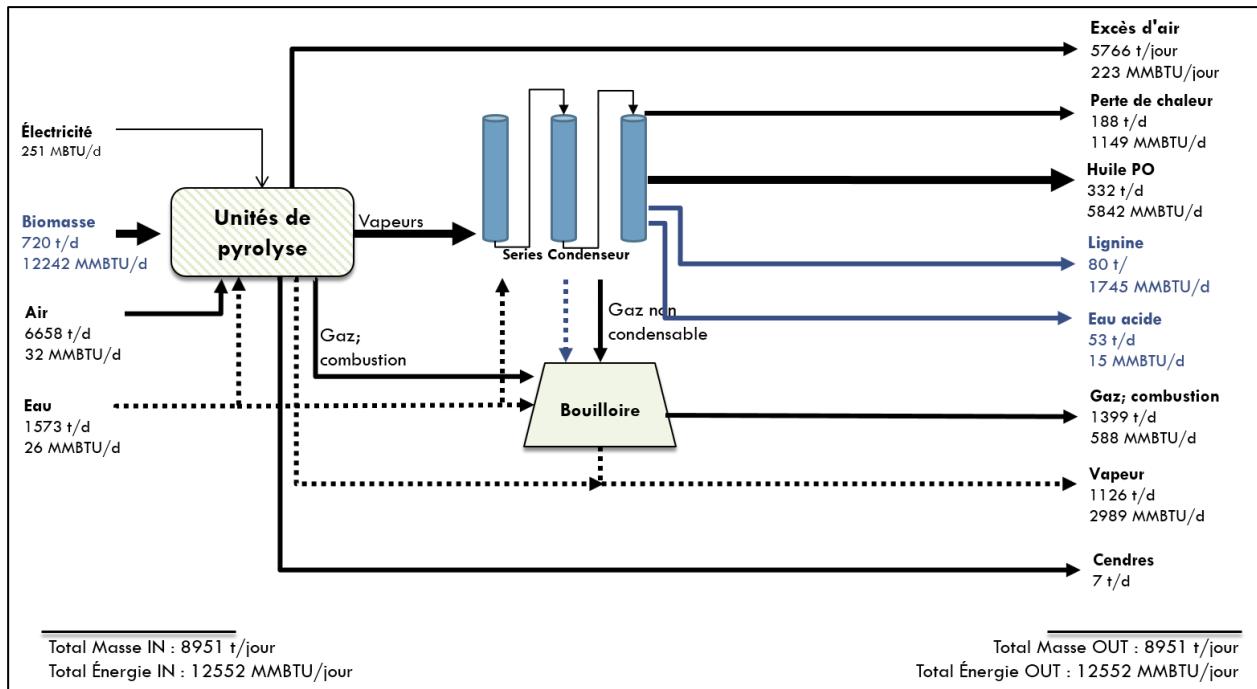


Figure : Bilan de masse et d'énergie pour : 1. Pyro+ Condensation (FP/CON-720)

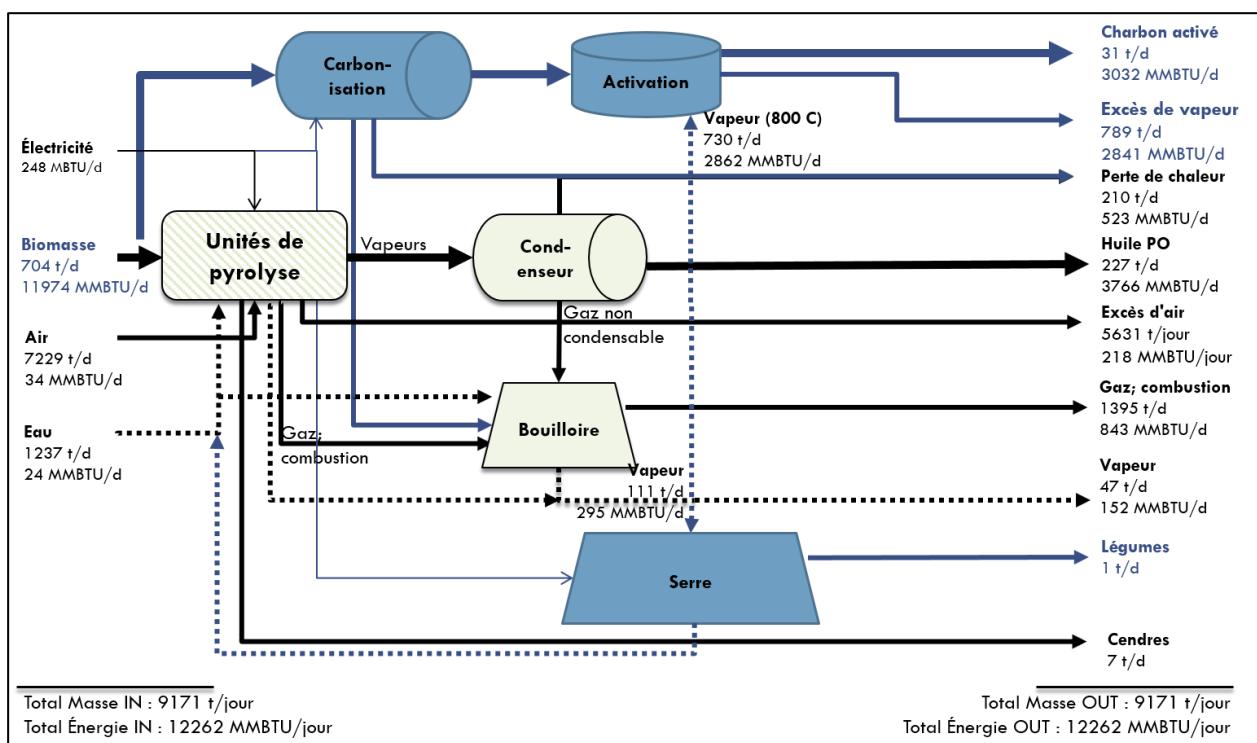


Figure : Bilan de masse et d'énergie pour : 2. Pyro, Serre, Carbonisation (FP/GH/CB-704)

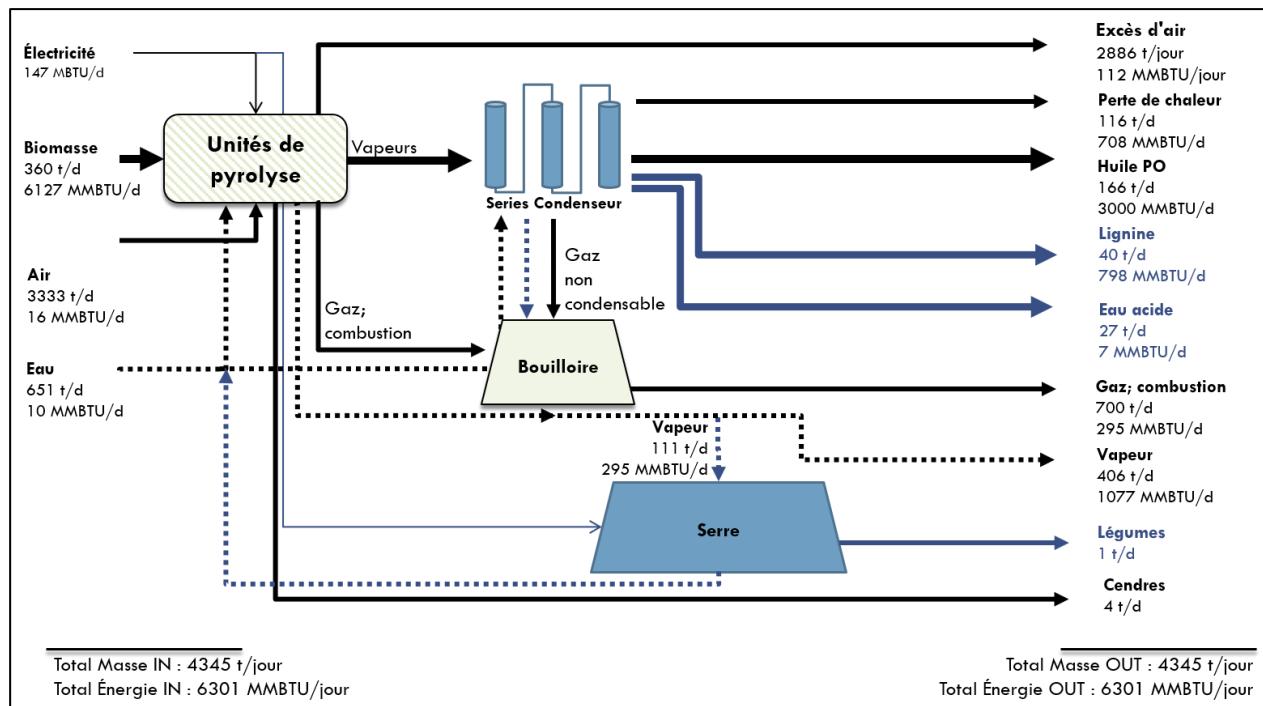


Figure : Bilan de masse et d'énergie pour : 3. Pyro, Serre, Condensation (FP/GH/CON-360)

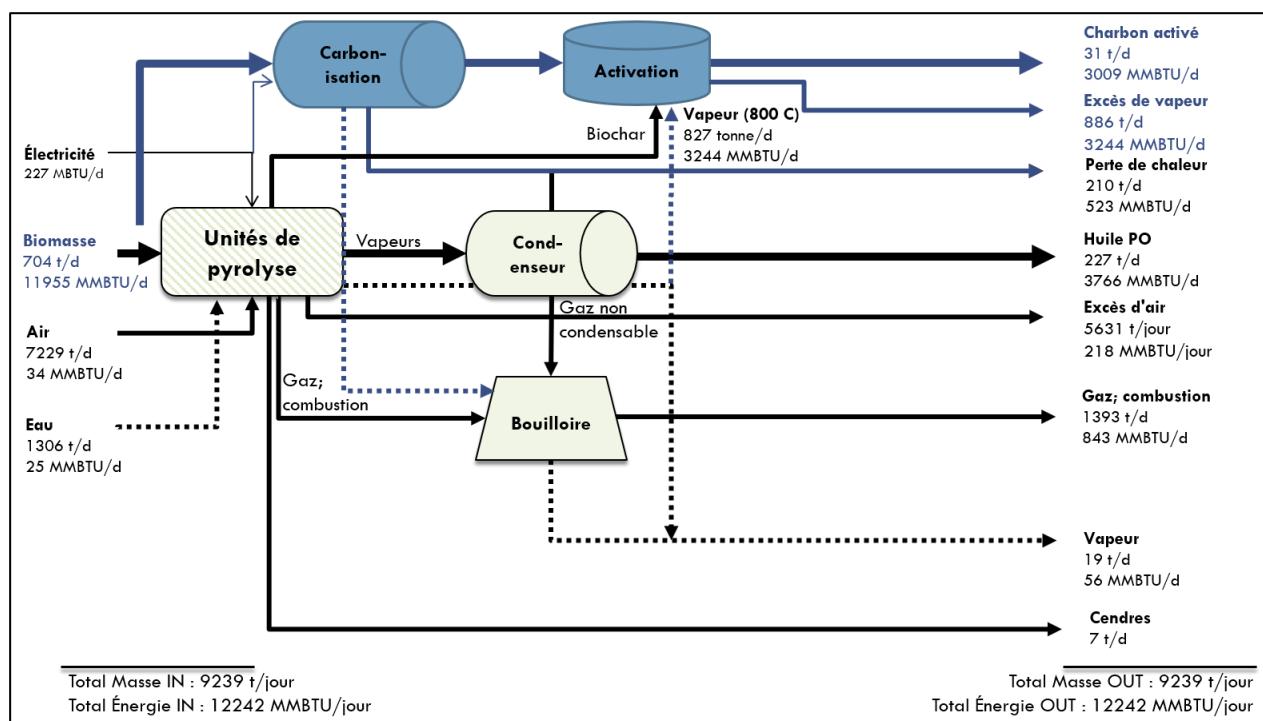


Figure : Bilan de masse et d'énergie pour : 4. Pyro, Activation, Carbonisation (FP/AC/CB-704)

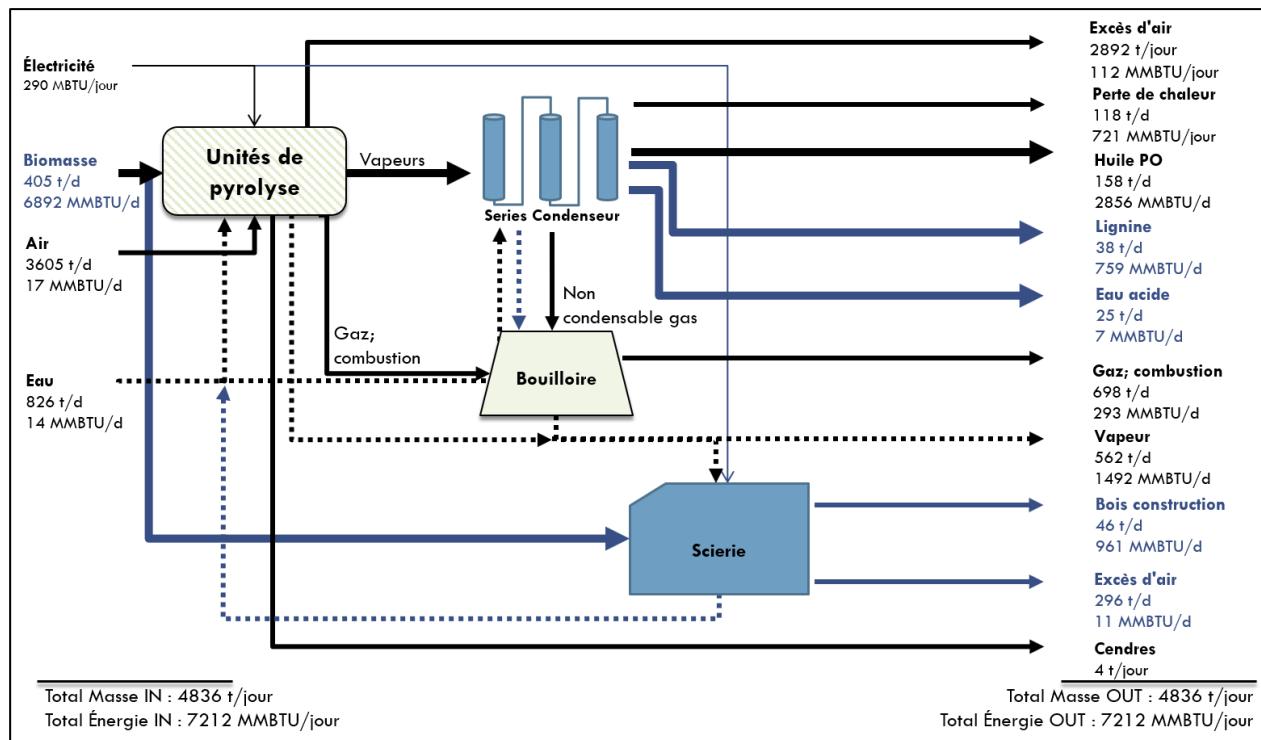


Figure : Bilan de masse et d'énergie pour : 5. Pyro, Scierie, Condensation (FP/SW/CON-406)

ANNEXE F – ANALYSE TECHNICO-ÉCONOMIQUE

Hypothèse et méthode de calcul

La durée de vie du projet de bioraffinage est de 20 ans (phase 3) et le niveau de précision est de $\pm 30\%$ (étude de type « large block ou préliminaire ») [2]. Pour l'évaluation des coûts d'équipement, la formule suivante est appliquée afin d'obtenir le coût des équipements fonction de la capacité de l'équipement de référence :

Équation 1

$$\text{Coût capacité } A = \text{Coût capacité } B * X^{0.6 \text{ ou autre}}$$

Où X est le ratio de capacité et l'exposant est fonction du type d'équipement

Par la suite, les coûts ont été actualisés à l'aide des indices économiques de l'année de l'obtention du prix de l'équipement original et de l'année en cours :

Équation 2

$$\text{Montant actualisé} = \text{Montant original} \times \frac{\text{Indice (Année en cours)}}{\text{Indice original (Année de référence)}}$$

Lorsque les flux monétaires ont été complétés, les critères de performances économiques du projet (Valeur actuelle nette (VAN) et taux de rendement interne (TRI)) ont été calculés.

Équation 3 : VAN

$$VAN = \sum_{t=0}^n \frac{\text{Flux Monétaire}}{(1 + TRAM)^n} = 0$$

Où n représente le nombre d'années

Équation 4 : TRI

$$Co = \sum_{t=0}^n \frac{FM_n}{(1 + TRI)^n}$$

Où Co représente l'investissement initial

Où FM représente les flux monétaires

Où n représente l'année

Une approche dynamique a été employée pour les études technico-économiques, permettant de capter l'augmentation du prix de vente des produits et des intrants (liés au pétrole). La figure suivante présente l'évolution du prix de l'huile pyrolytique ainsi que le mazout (prix d'achat du Labrador), et le pétrole brut.

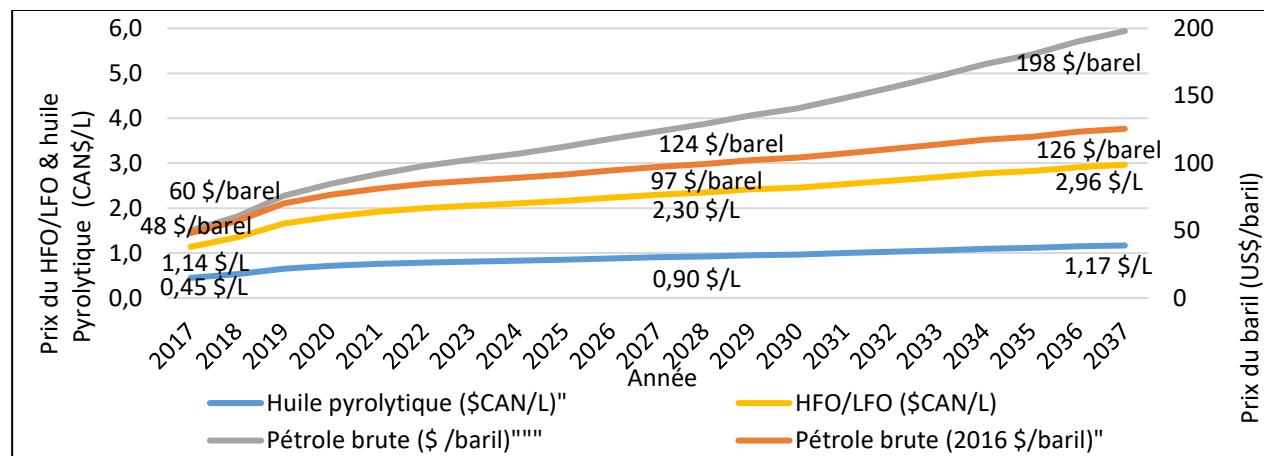


Figure : Croissance attendue de l'huile Pyrolytique (\$ CAN / L), HFO / LFO au Labrador (\$ CAN / L) et du pétrole brut (2016 \$ / baril) et (\$ Nominal / baril) Prix 2017 à 2037

Le tableau suivant présente le prix de vente des produits.

Prix de vente des produits	Valeur (2016\$ CAN) 2018	Valeur (2016\$ CAN) 2037	Croissance attendue	Justification
Huile PO (24% Eau)	0,53 \$/L	1,17 \$/L	Croissance du baril de pétrole	Prix payé par Nalcor pour le HFO/LFO avec 10% de rabais (pénétration de marché) et ajusté avec le facteur LHV (17,5MJ/kg; 24% & 19 MJ/kg ; 6% Eau)
Huile PO (16% Eau)	0,58 \$/L	1,27 \$/L		
Vapeur	28\$/klbs	42 \$/klbs	50% baril pétrole/ 50% coût de la vie (3%)	Vendue à la base militaire sur un contrat à long terme moins 10%
Lignine	1485 \$/MT	2374 \$/MT	Corrélation entre prix du polyol & baril pétrole (2005-2014)	Utilisation dans des résines (PU), remplacement du polyol moins 20% (GlobalData, Petrochemical eTrack, 2014)
Légumes (Tomates, laitue, herbes)	627 \$/m2	627 \$/m2	Coût de la vie (3%)	Rapport du Ministry of Agriculture Labrador NL, 2014 [3]; Coût incluant le transport
Charbon activé (745 m2/g)	4138 \$/MT	4138 \$/MT	Coût de la vie (3%)	Application dans le traitement Eau/ air basé sur le marché moins 20% (High value biochar product Report, 2014 [4])
Revenus scierie	21,2 M\$	21,2 M\$	Coût de la vie (3%)	Halifax Global Report 2006 [1]

Tableau: Prix de vente des produits

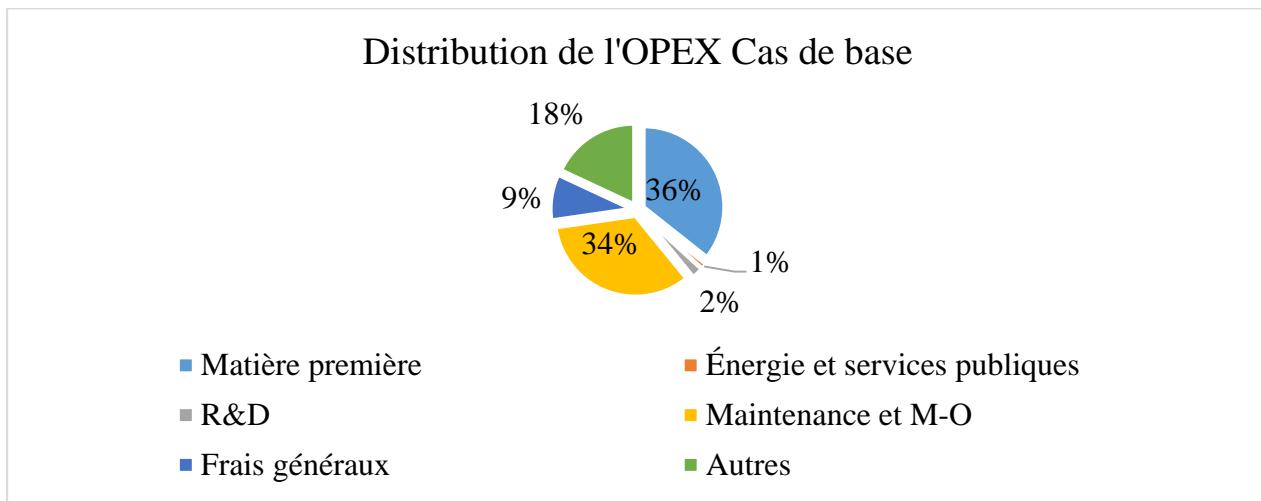
Résultats de l'analyse technico-économique

Le tableau suivant présente les résultats concernant les couts directs et indirects d'investissement, (CAPEX), pour les scénarios. Ceux-ci ont été déterminés à l'aide du coût des équipements et de la méthode présenté dans le livre Peters & Timmerhaus [5]. Les coûts d'ingénierie et supervision varient entre 12% pour un projet de type « Greenfield » et 15% pour un projet de type « retrofit » et les coûts directs inclus les équipements, l'instrumentation, la tuyauterie et le bâtiment.

Type de coût	0. Cas de base FP-360	1. Pyro+, Condensation FP/CON-720	2. Pyro, Serre, Carbonisation FP/GH/CB-704	3. Pyro, Serre, Condensation FP/GH/CON-360	4. Pyro, Activation, Carbonisation FP/AC/CB-704	5. Pyro, Scierie, Condensation FP/SW/CON-406
	70 \$	129 \$	98 \$	77 \$	96 \$	88 \$
Coût direct	Pyrolyse (70M\$) 3 lignes de pyrolyse	Pyrolyse (122M\$) 3 lignes de pyrolyse Condensation (7M\$) 3 Condenseurs, 2 précipitateurs électrostatiques	Pyrolyse (77M\$) 3 lignes de pyrolyse Serre (0,3M\$) 4 Serre Carbonisation (21M\$) 5 réacteurs de type Rotor	Pyrolyse (72M\$) 3 lignes de pyrolyse Serre (0,3M\$) 4 Serre Condensation (5M\$) 3 Condenseurs, 2 précipitateurs électrostatiques	Pyrolyse (76M\$) 3 lignes de pyrolyse Activation (2,5M\$) Réacteur de type FBR Carbonisation (18M\$) 5 réacteurs de type Rotor	Pyrolyse (70M\$) 3 lignes de pyrolyse Scierie (13M\$) Équipement de la scierie Condensation (5M\$) 3 Condenseurs, 2 précipitateurs électrostatiques
Coût indirect (Construction, entrepreneur, ingénierie, R&D)	43 \$	87 \$	62 \$	48 \$	61 \$	56 \$
CAPEX total	113 \$	216 \$	160 \$	125 \$	158 \$	144 \$
Fonds de roulement (2 mois d'inventaire)	12 \$	24 \$	12 \$	12 \$	13 \$	16 \$

Figure : Évaluation des coûts totaux d'investissement (CAPEX)

Les coûts d'opération (OPEX) sont aussi basés sur la méthode de Peters & Timmerhaus. Les valeurs typiques pour une usine chimique avec des courants solide/ liquide ont été employées. L'achat de matière première est le plus grand contributeur (biomasse) et la maintenance et la main d'œuvre sont les deuxièmes plus grands contributeurs. Finalement, la maintenance et les frais administratifs diminuent lorsque la capacité augmente. Le graphique suivant présente la distribution de l'OPEX pour le cas de base (FP-360).



Les flux monétaires pour le cas de base (FP-360) et le scénario à valeur ajoutée FP/CON-720 sont présentés dans la figure ci-dessous.

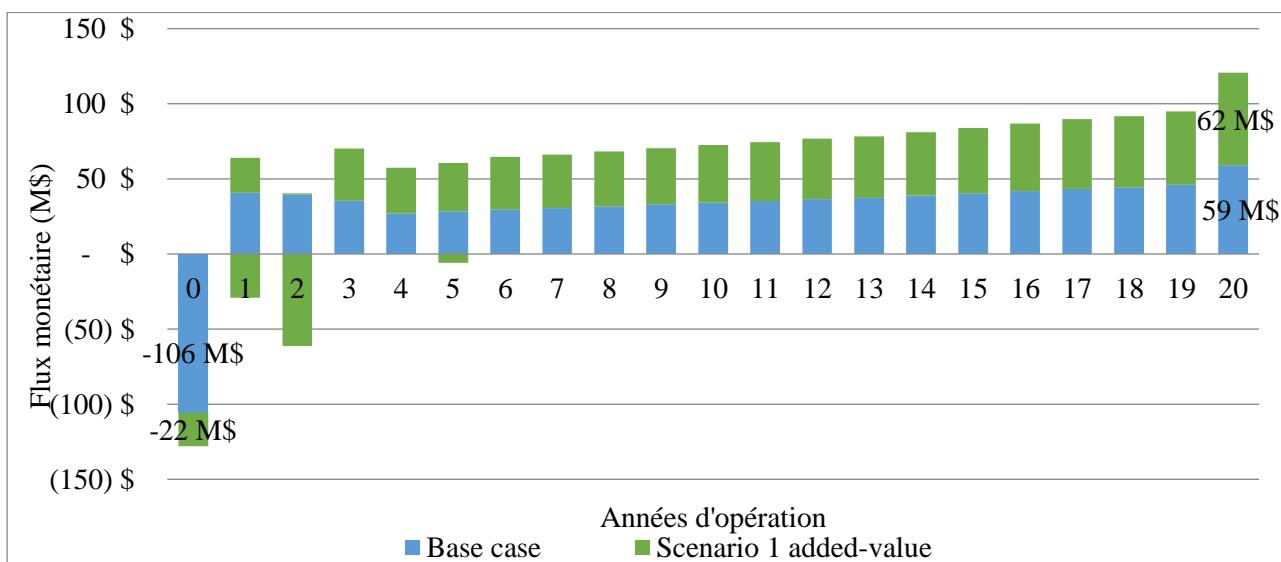


Figure : Flux monétaire pour le cas de base et le scénario FP/CON-720 en M\$ de 2016

ANNEXE G – ANALYSE DU CYCLE DE VIE (ACV)

Définition des paramètres de l'étude

L'objectif de l'analyse du cycle de vie était de « *Comparer et interpréter l'impact environnemental des différents scénarios de bioraffinage et leurs portefeuilles de produits associés, intégrant la mise en œuvre de la technologie de l'huile pyrolytique, et le remplacement de l'utilisation mazout brut traité au Labrador, au moyen d'une ACV conséquentielle*

La fonction de l'étude était de « *Remplacer un portefeuille de produits conventionnels avec un portefeuille équivalent bioproducts* » et l'unité fonctionnelle, de « *Remplacer un portefeuille de produits conventionnels par le portefeuille de bioproducts équivalent à partir d'un procédé de pyrolyse rapide, pendant 1 an en 2025, situé à Happy Valley-Goose Bay, au Labrador* »

Frontières du système et arbres de processus

Les frontières du système s'étendent de la barrière au tombeau. Cependant, il est à noter que pour tous les produits, à l'exception de l'huile pyrolytique, il est considéré que l'utilisation et la fin de vie sont la même pour le produit de la bioraffinerie ainsi que le produit remplacé, ainsi ces phases sont négligées pour l'étude.

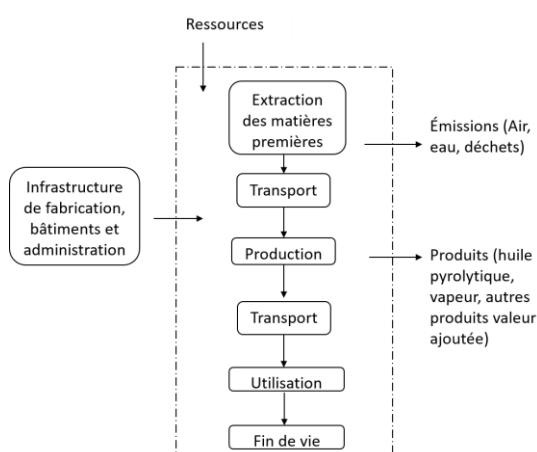


Figure : Frontières de l'ACV

Ci-dessous sont représentés les arbres de processus des différents procédés.

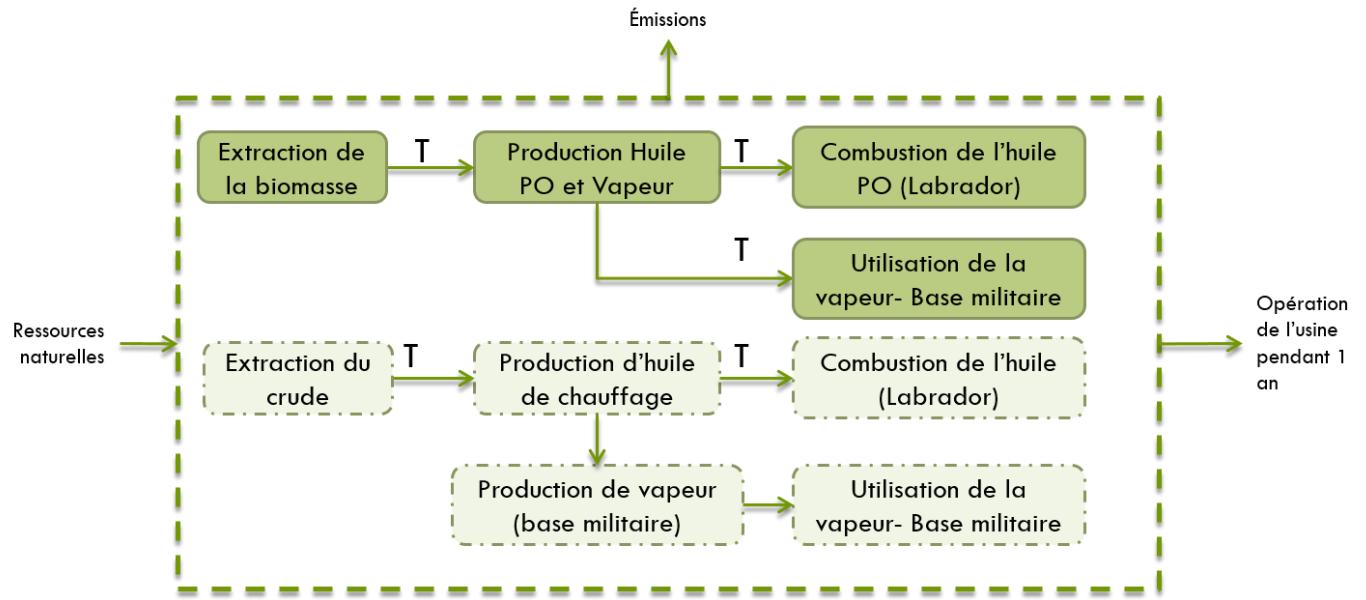


Figure : Frontière pour le système de 0. Cas de base (FP-360)

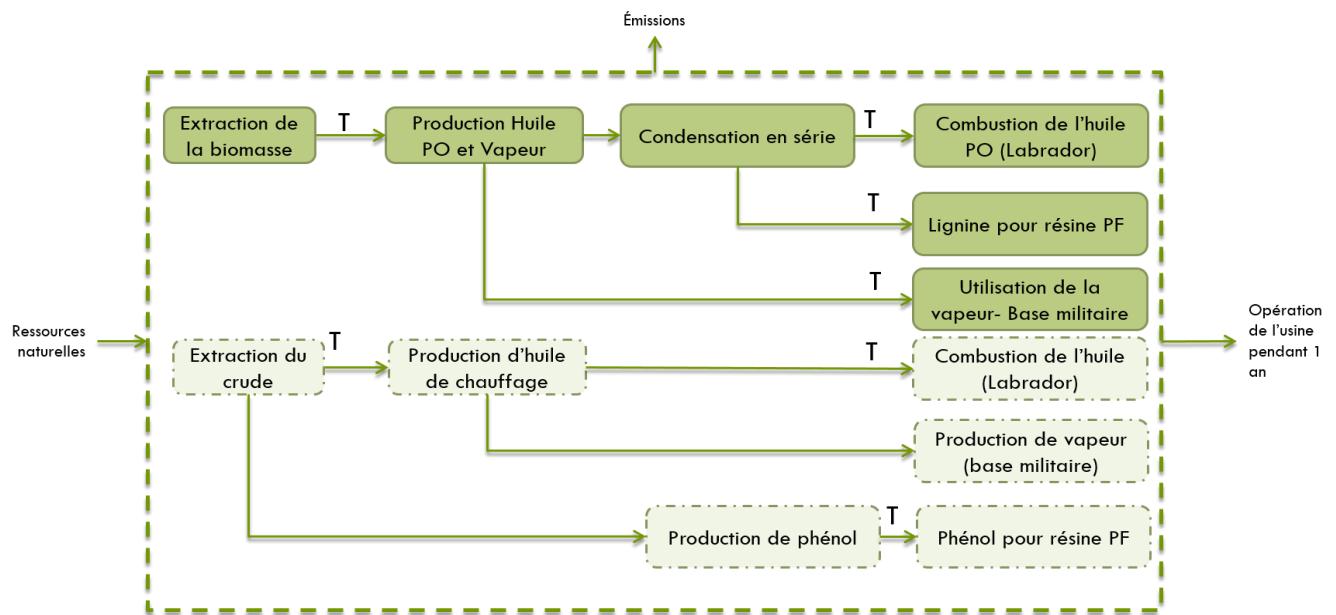


Figure : Frontière pour le système de 1. Pyro+ Condensation (FP/CON-720)

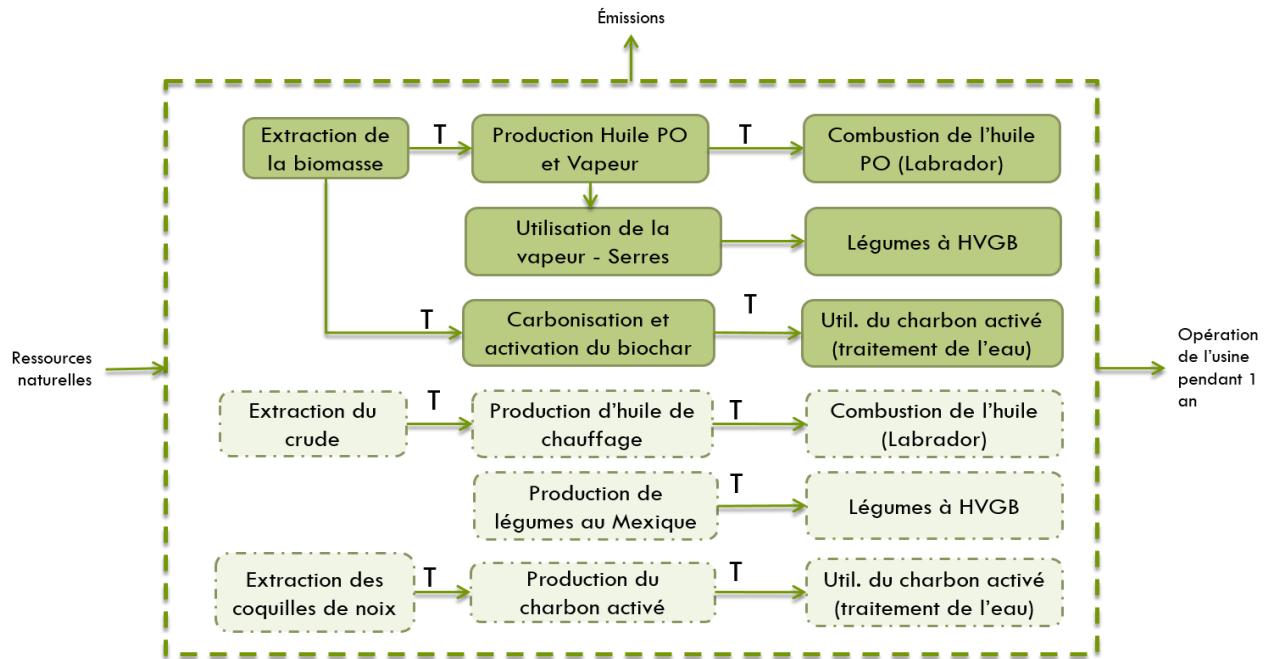


Figure : Frontière pour le système de 2. Pyro, Serre, Carbonisation (FP/GH/CB-704)

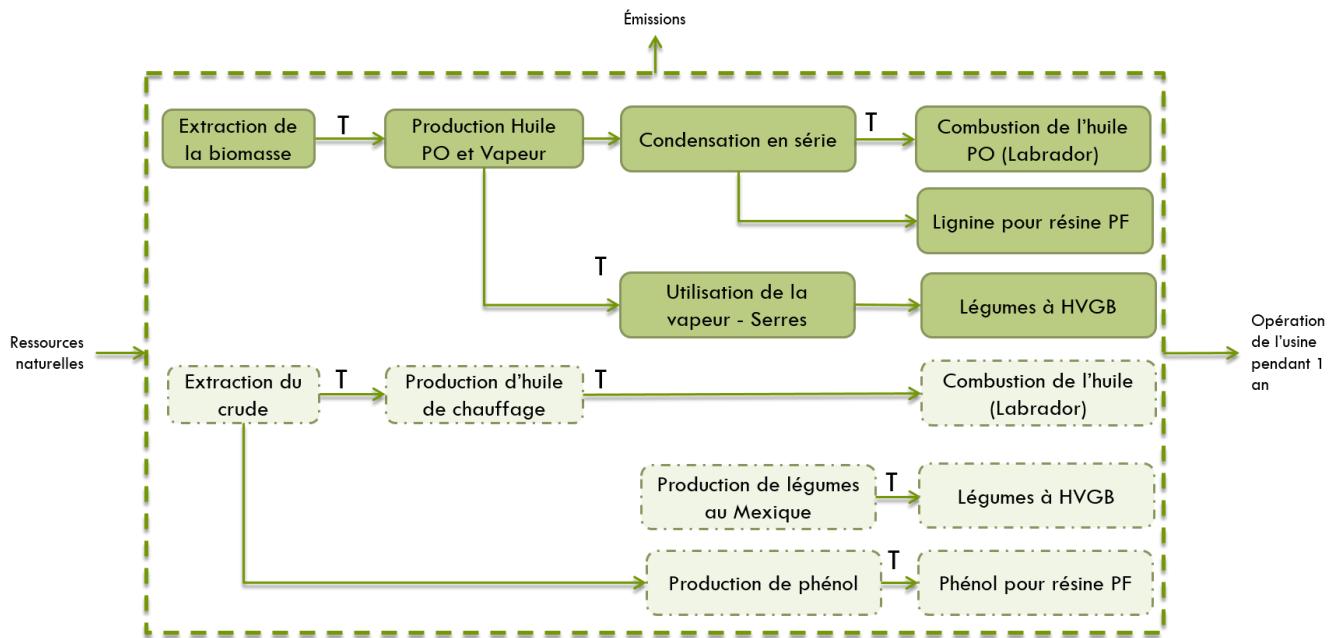


Figure : Frontière pour le système de 3. Pyro, Serre, Condensation (FP/GH/CON-360)

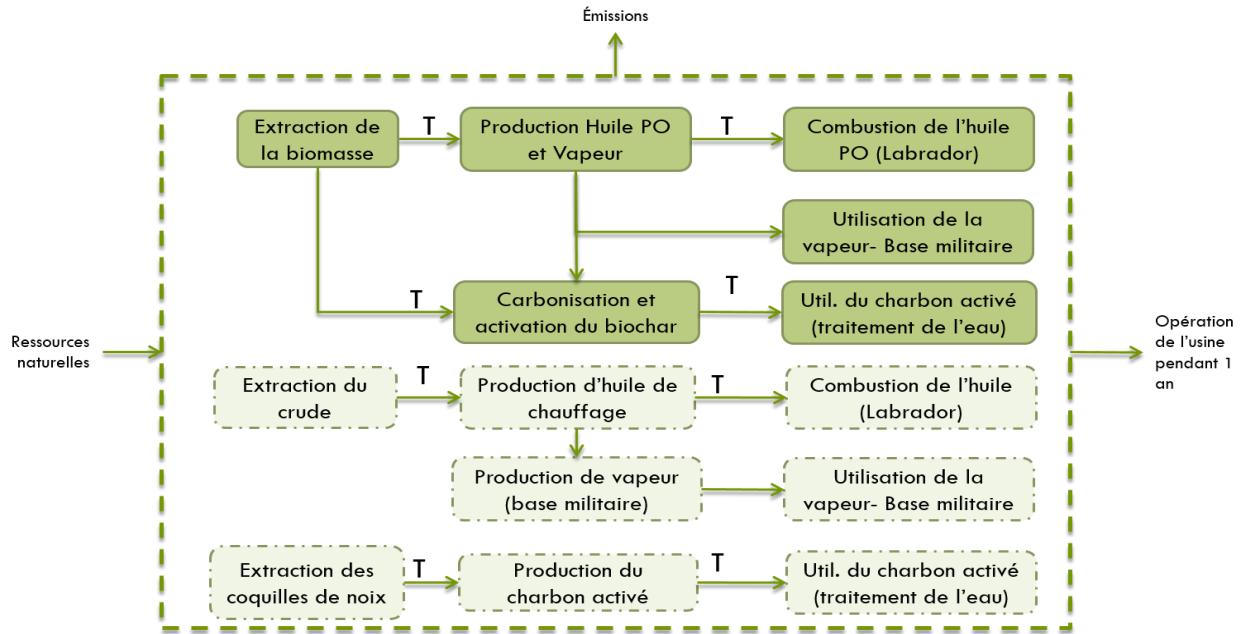


Figure : Frontière pour le système de 4. Pyro, Activation, Carbonisation (FP/AC/CB-704)

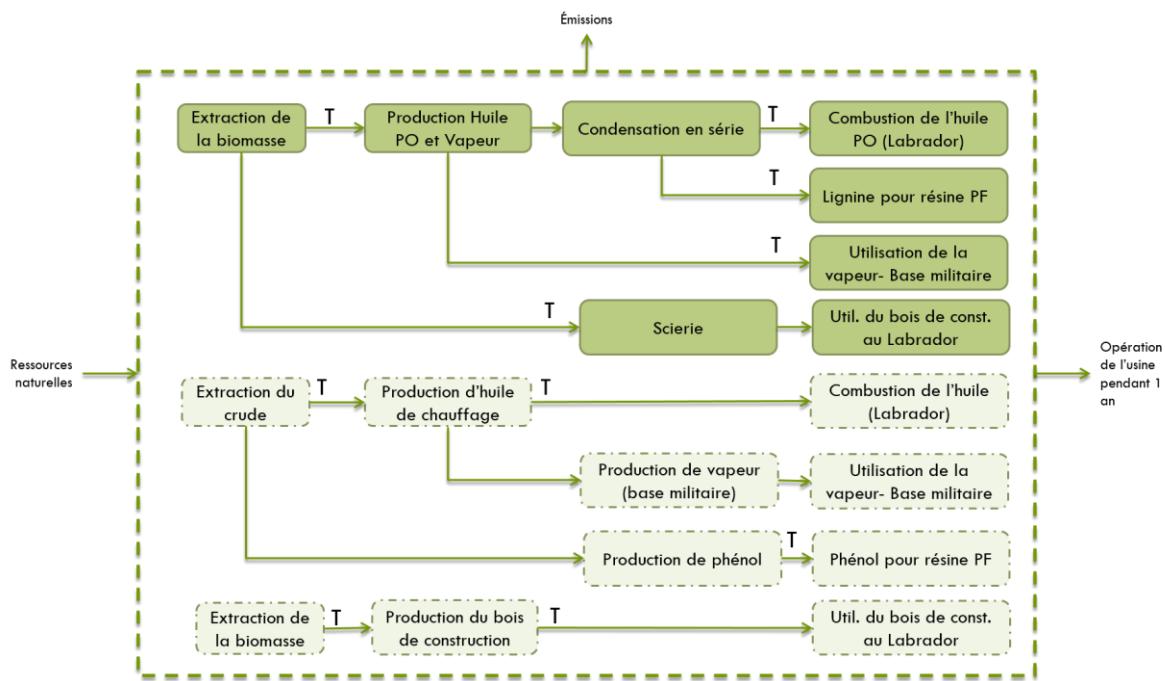


Figure : Frontière pour le système de 5. Pyro, Scierie, Condensation (FP/SW/CON-406)

Processus multifonctionnels

En ce qui a trait aux processus multifonctionnels, la norme ISO 14044 [6] indique que « l'étude doit identifier les processus partagés avec d'autres systèmes de produits et les traiter selon la

procédure par étapes présentée ci-après. » La première étape consiste à éviter l'affectation, ou allocation, autant que possible en proposant deux choix. Soit subdiviser les systèmes en plusieurs sous-systèmes comportant chacun une fonction propre soit étendre les frontières du système de produit de telle sorte à inclure les processus élémentaires évités. L'extension des frontières du système, en considérant tous les sous-produits transformés, est une méthode efficace permettant de considérer les multiproduits. Cette méthode est donc choisie pour cette étude et permet de tenir compte de la valeur fonctionnelle des produits issus de chacun des scénarios.

Modélisation dans Simapro

Puisque les scénarios comportent plusieurs procédés en communs (particulièrement les procédés touchants la biomasse ainsi que la pyrolyse), la modélisation dans Simapro a été effectuée à l'aide de « Module ». Ainsi, il est possible d'utiliser le même module pour tous les scénarios en changeant uniquement la valeur du flux de référence.

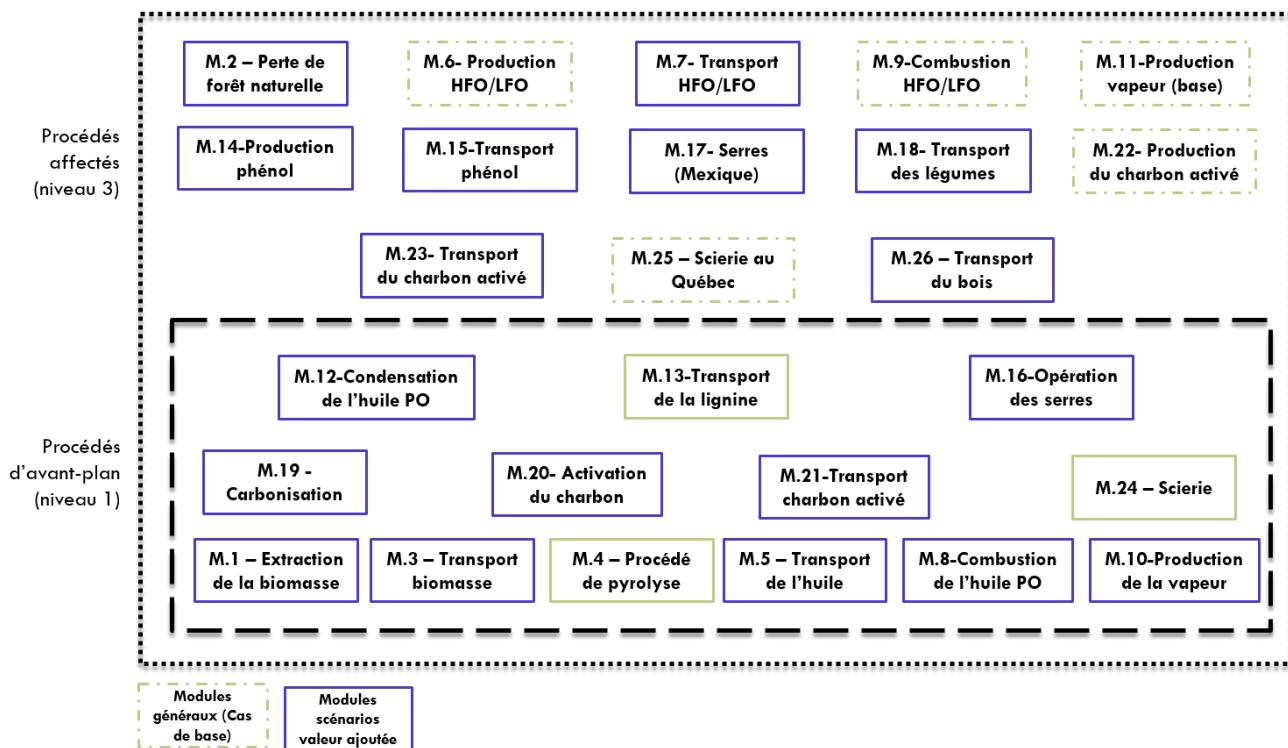
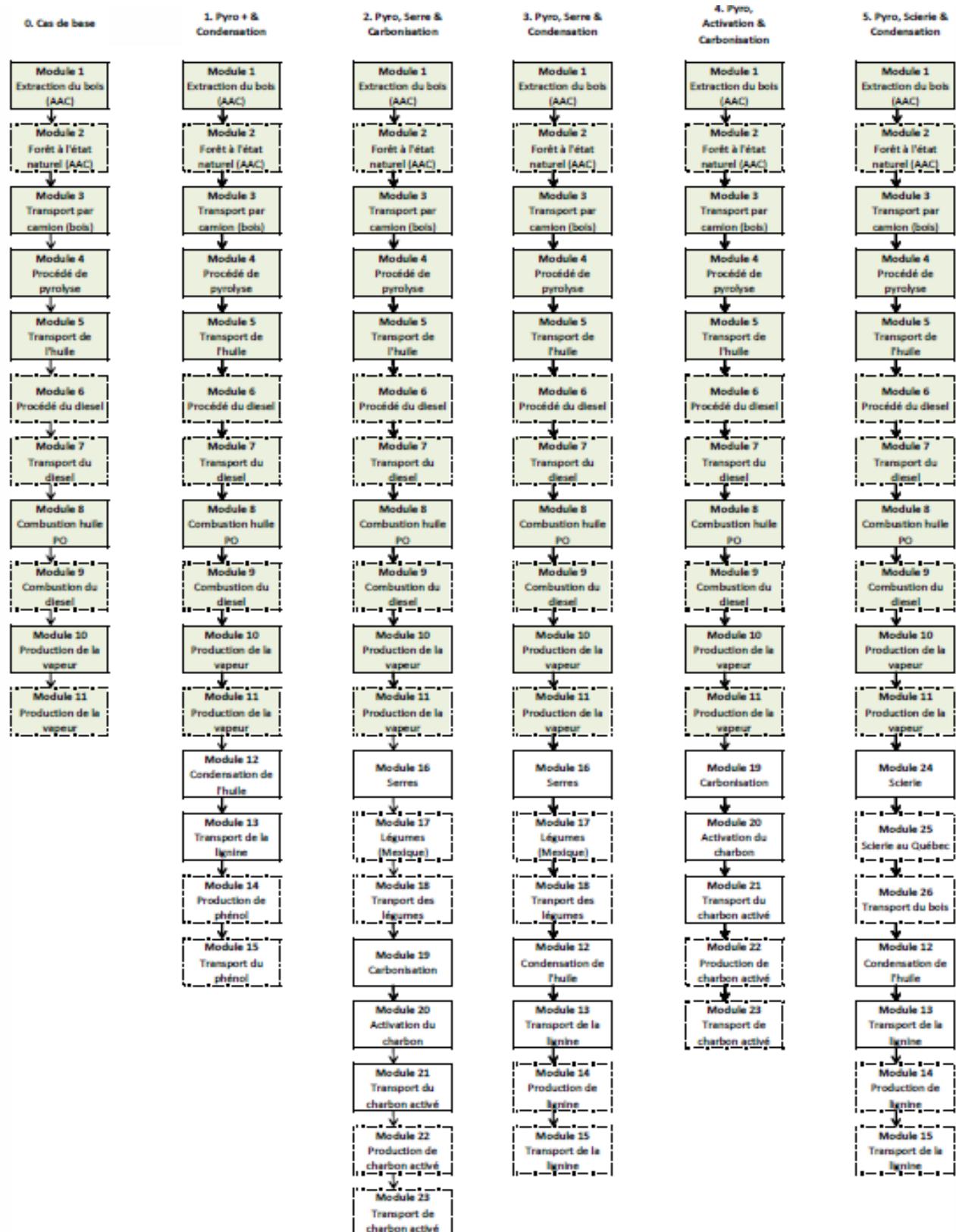


Figure : Modules d'avant-plan et affectés

La figure suivante présente la répartition des modules pour chaque scénario.



Le tableau suivant présente les processus choisis dans la base de données Ecoinvent pour la modélisation de l'ACV.

Modules	Flux de référence	Flux de la base de données Ecoinvent	
		Nom du processus ÉcoInvent	Type de flux
Module 1 Extraction du bois (AAC)	Biomasse à extraire par année	1. Wood, primary forest, standing et 2. Round wood, softwood, under bark, u=70% at forest road/RER U	Entrée de la technosphère
	Biomasse à extraire par année	Wood chopping, mobile chopper, in forest/RER U	Entrée de la technosphère
	Qté de bois laissé sur place	Wood waste	Flux de déchets finals
Module 2 Forêt à l'état naturel (AAC)	Biomasse à extraire par année	N/A	N/A
		N/A	N/A
Module 3 Transport par camion (bois)	Transport du bois	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
Module 4 Pyrolyse	<i>Produits</i>		
	Huile	Pyrolysis gasoline, at plant/kg/RNA (Modifié Steph - Module Pyrolyse)	Entrée de la technosphère
	<i>Intrants</i>		
	Eau de rivière	Water, process and cooling, unspecified natural origin	Entrée de la nature (ressource)
	Eau potable	Water, deionised, from tap water, at user GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
	Sable	Sand GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
	Air	Air	Entrée de la nature (ressource)
	Gaz naturel	Natural gas, high pressure RoW market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
	Ammoniac liquide	Ammonia, liquid RER market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère

	Biocide	Sodium hypochlorite, without water, in 15% solution state GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
	Inhibiteur de corrosion	Sodium tripolyphosphate GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
	Dispersant	Acrylic dispersion, without water, in 65% solution state GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
	Lubrifiant	Lubricating oil, at plant/RER U	Entrée de la technosphère
	<i>Effluents</i>		
	Cendres	Wood ashes	Flux de déchets finals
	CO2	Carbon dioxide, biogenic	Émissions vers l'air
	CO	Carbon monoxide, biogenic	Émissions vers l'air
	Benzène	Benzene	Émissions vers l'air
	Nitrogen Oxides	Nitrogen oxides	Émissions vers l'air
	Particules	Particulates, unspecified	Émissions vers l'air
	Sulfur Oxides	Sulfur oxides	Émissions vers l'air
	COV	VOC, volatile organic compounds	Émissions vers l'air
	H2O	Water	Émissions vers l'air
	Heat waste (Surplus vapeur)	Heat, waste	Émissions vers l'air
	Used air (Air chaud)	Used air	Émissions vers l'air
	Sable à traiter	Waste, final, inert	Flux de déchets finals
	<i>Énergie requise</i>		
	Hydro-Électricité	Electricity, medium voltage CA-NF market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
Module 5 Transport de l'huile	<i>Bateau</i>		
	Transport huile	Transport, freight, sea, transoceanic tanker GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
	<i>Camion</i>		
	Transport huile	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
Module 6 Procédé du diesel			
	Quantité de diesel évité	Heavy fuel oil, at refinery/RER U	Entrée de la technosphère

Module 7 Transport du diesel	Bateau		
	Transport HFO	Transport, freight, sea, transoceanic tanker GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
Module 8 Combustion huile PO	Émission de O2	Oxygen	Émissions vers l'air
	Émission de CO2	Carbon dioxide, biogenic	Émissions vers l'air
	Émission de CO	Carbon monoxide, biogenic	Émissions vers l'air
	Émission de particules	Particulates, > 10 um (process)	Émissions vers l'air
	Émission de NOx	Nitrogen oxides	Émissions vers l'air
Module 9 Combustion du diesel	Quantité d'huile brûlée	Heavy fuel oil, burned in refinery furnace/kg/RER U	Entrée de la technosphère
Module 10 Production de la vapeur	Hydroxyde de sodium	Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
	Cyclohexylamine	Cyclohexane GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
	Monoethanolamine	Monoethanolamine GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
	Methoxypropylamine	Methyl-3-methoxypropionate GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
	Pipe-Line		
	Transport vapeur	Transport, pipeline, onshore, long distance, natural gas GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
Module 11 Production de la vapeur	HFO utilisé pour vapeur	N/A	N/A
	Vapeur électrique évitée	District heat	Entrée de la technosphère
Module 12 Condensation de l'huile	Eau acide à traiter		
	Lignine	Waste water/m3	Émissions vers l'eau
Module 13 Transport de la lignine	Camion		
	Transport lignine	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
Module 14	Phénol	Phenol, at plant/RER U	Entrée de la technosphère

Production de phénol			
Module 15 Transport du phénol	<i>Camion</i>		
	Transport phénol	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
Module 16 Serres	Azote	Nitrogen fertiliser, as N GLO field application of compost Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
	Potassium	Potassium fertiliser, as K2O GLO field application of compost Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
	Calcium	Calcium nitrate RoW production Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
	Eau	Water, lake, CA	Entrée de la nature (ressource)
	<i>Énergie requise</i>		
	Hydro-Électricité	Electricity, medium voltage CA-NF market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
Module 17 Légumes (Mexique)	Tomates	Tomato GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
Module 18 Transport des légumes	<i>Bateau</i>		
	Transport légumes	Transport, freight, sea, transoceanic tanker GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
	<i>Camion</i>		
	Transport légumes	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
Module 19 Carbonisation	<i>Intrants</i>		
	Air	Air	Entrée de la nature (ressources)
	<i>Effluents</i>		
	biochar	Charcoal GLO production Alloc Def, U (Modifié Steph - Carbonisation)	Entrée de la technosphère
	Cendres	Wood ashes	Flux de déchets finals
	Flue gas exit CO2	Carbon dioxide, biogenic	Émissions vers l'air

	Flue gas exit h20	Water	Émissions vers l'air
	Flue gas exit n2	Nitrogen	Émissions vers l'air
	Acide acétique (eau)	Acetic acid	Émissions vers l'eau
	Phénol (eau)	Phenol	Émissions vers l'eau
	Énergie requise		
	Hydro-Électricité	Electricity, medium voltage CA-NF market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
Module 20 Activation du charbon	Vapeur impropre	Heat, waste	Émissions vers l'air
Module 21 Transport du charbon activé	<i>Camion</i>		
	Transport charbon activé	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
Module 22 Production de charbon activé	Charbon activé évité	Activated carbon, at plant/RER Mass	Entrée de la technosphère
Module 23 Transport de charbon activé	<i>Camion</i>		
	Transport charbon activé (avoid)	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère
Module 24 Scierie	Air chaud	Used air	Émissions vers l'air
	Installation (scierie)	Sawmill/RER/I U	Entrée de la technosphère
	Énergie requise		
	Hydro-Électricité	Electricity, medium voltage CA-NF market for Alloc Def, U	
Module 25 Scierie au Québec	Bois de construction	Sawn timber, softwood, raw, kiln dried, u=10%, at plant/RER U	Entrée de la technosphère
Module 26 Transport du bois	<i>Camion</i>		
	Transport des produits du bois	Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 GLO market for Alloc Def, U	Entrée de la technosphère

Tableau : Identification des processus choisis dans la base EcoInvent

Résultats complémentaires

Tel que démontré dans les résultats (section 4), la qualité des écosystèmes est grandement affectée par la récolte de la biomasse. Le graphique suivant présente l'analyse de contribution des catégories mid-point pour la qualité des écosystèmes.

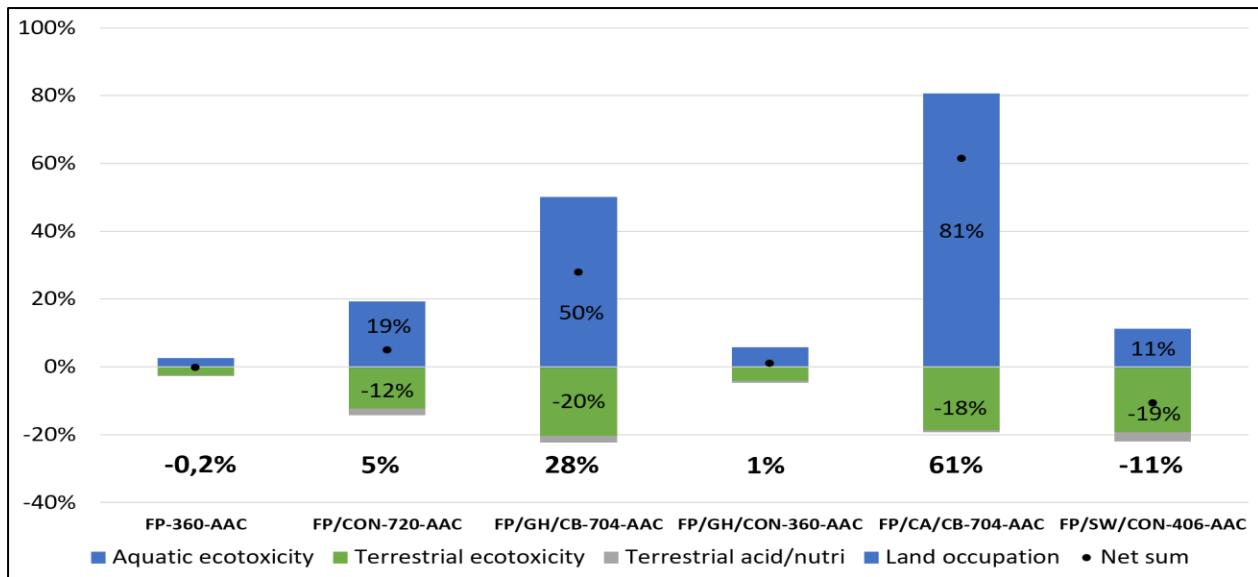


Figure : Analyse de contribution des catégories mid-point pour la qualité des écosystèmes

Finalement, une analyse de sensibilité a été réalisée sur le facteur de remplacement du mazout par l'huile pyrolytique pour le cas de base. Ceci affecte les résultats liés aux émissions évités par la production et la combustion du mazout (ou Heavy fuel oil (HFO)). Il a été observé que même en doublant le facteur de remplacement du mazout, les conclusions ne changent pas. En effet, les étapes de la combustion et de la production du mazout demeurent les deux modules responsables de la majorité des impacts, et ce, pour toutes les catégories end-point.

ANNEXE H – ANALYSES DÉCISIONNELLES MULTICRITÈRES (ADMC)

Critères de décision

Le tableau suivant résume, pour les critères non environnementaux, les définitions pratiques ainsi que le détail du calcul.

Nom du critère	Définition pratique	Métrique de calcul
(TRI) Taux de rendement du projet	Taux d'actualisation correspondant à une valeur actuelle nette du projet de 0\$	$VAN = \sum_{t=0}^n \frac{\text{Flux Monétaire}}{(1 + TRI)^n} = 0$
(RCER) Robustesse en condition économique restreinte	Ce critère mesure les bénéfices mensuels avant intérêts et impôts sous de mauvaises conditions de marché pendant 6 mois par rapport au coût total en capital investi, en phase 3 du projet	$\text{RCER} = \frac{\text{BAII mensuel sous de mauvaise conditions de marché} \times 6 \text{ mois}}{\text{Coût total en capital investi}} \times 100$
(ISEL) Impact socio-économique local	Ce critère permet de mesurer les emplois directs créés à HVGB	$\text{ISEL} = (\text{Emplois direct créés})$
(AUF) Acceptabilité de l'utilisation de la forêt	Ce critère représente la proportion des terres non utilisées durant toute la durée du projet par rapport à la superficie de forêt totale disponible pour la coupe dans le district 19	$\text{AUF} = \frac{\text{Superficie de la forêt non affectée durant le projet (20 ans)}}{\text{Superficie totale de la forêt disponible pour la coupe dans le District 19A}}$
(CIP) Capacité d'implantation de la phase 2&3	Ce critère représente le degré de risque pour chaque option de la technologie en termes de maturité, de l'évolutivité et la capacité de mise en œuvre	$\begin{aligned} \text{CIP} = & 60\% \times [(50\% \times \text{Facteur de mise à l'échelle à court terme}) + (50\% \text{ Risque opérationnel à court terme})] \\ & + 40\% \times [(50\% \times \text{Facteur de mise à l'échelle à long terme}) + (50\% \text{ Risque opérationnel à long terme})] \end{aligned}$
(DELD) Développement d'une économie locale durable	Ce critère permet de mesurer le potentiel de créer une économie locale durable en évaluant le potentiel d'attirer un ou des investisseurs, de créer de nouveaux flux de revenus et de pénétrer les marchés locaux	$\begin{aligned} \text{DELD} = & 60\% \times [((60\% \times \text{Attirer un investisseur à court terme}) + (40\% \times \text{Création de nouveau flux de revenus dans le marché local à court terme})) \\ & + 40\% \times [((40\% \times \text{Attirer un investisseur à long terme}) + (60\% \times \text{Création de nouveau flux de revenus dans les marchés locaux à long terme}))]] \end{aligned}$

Tableau : Définition pratique et métrique de calcul pour les critères non environnementaux

Exemple de calcul (Fonction utilité)

Tel que présenté au chapitre 3, le résultat pour un scénario donnée obtenu à la suite du panel de décision multicritères est présenté à l'équation suivante.

Équation : Calcul du résultat pour une scénario

$$Résultat_{Scénario_j} = \sum_{i=1}^N W_i \times U_i(X_j)$$

Où :

W: Poids du critère (i)

U: Valeur de l'utilité (Fonction du résultats (X) du scénario j

par rapport à la borne supérieure ou inférieure)

Les poids des critères sont obtenus à l'aide de la méthode de comparaison (MAUT) tandis que la valeur utilité obtenue pour chacun des scénarios est fonction du contexte des résultats et de la définition de la borne supérieure et inférieure. La figure suivante présente un exemple de résultat obtenu pour un critère donnée pour six différents scénarios.

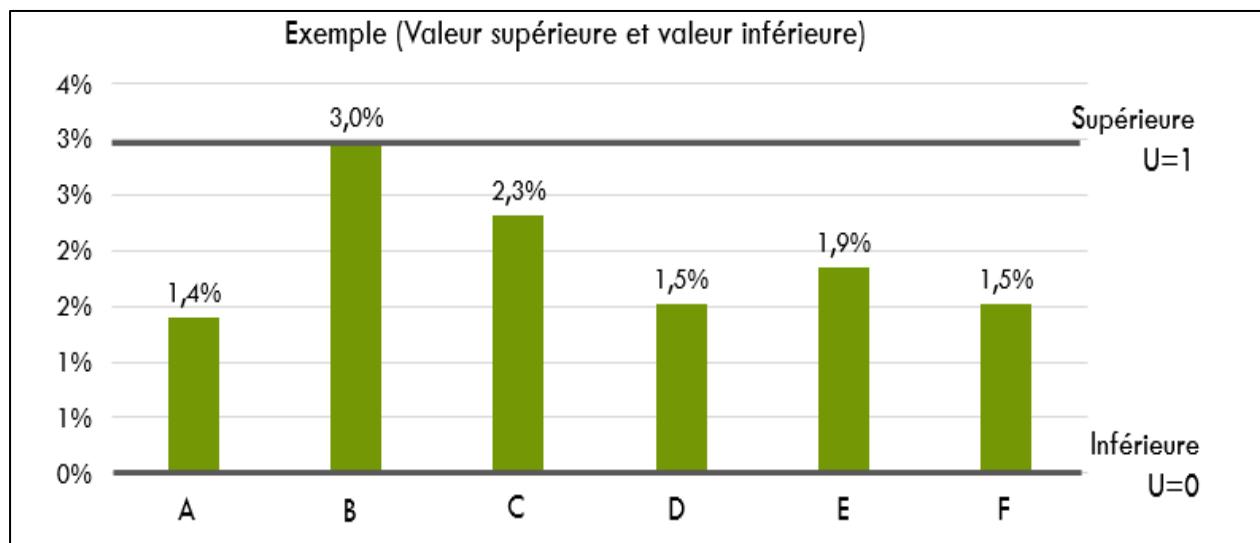


Figure : Résultat fictif obtenu pour six scénarios pour un critère décisionnel

Dans cet exemple précis, uniquement le scénarios B obtiendrait une valeur utilité de 1 car la borne supérieure correspond aussi à son résultat pour ce critère. Aucun scénario n'aurait une valeur utilité

de 0. Les autres scénarios (sauf B) obtiendrait une valeur entre 0 et 1 représentant leur résultat comparativement aux bornes inférieure et supérieure.

Résultats complémentaires

La figure suivante présente la classification des scénarios de bioraffinage obtenu avec la normalisation externe-améliorée.

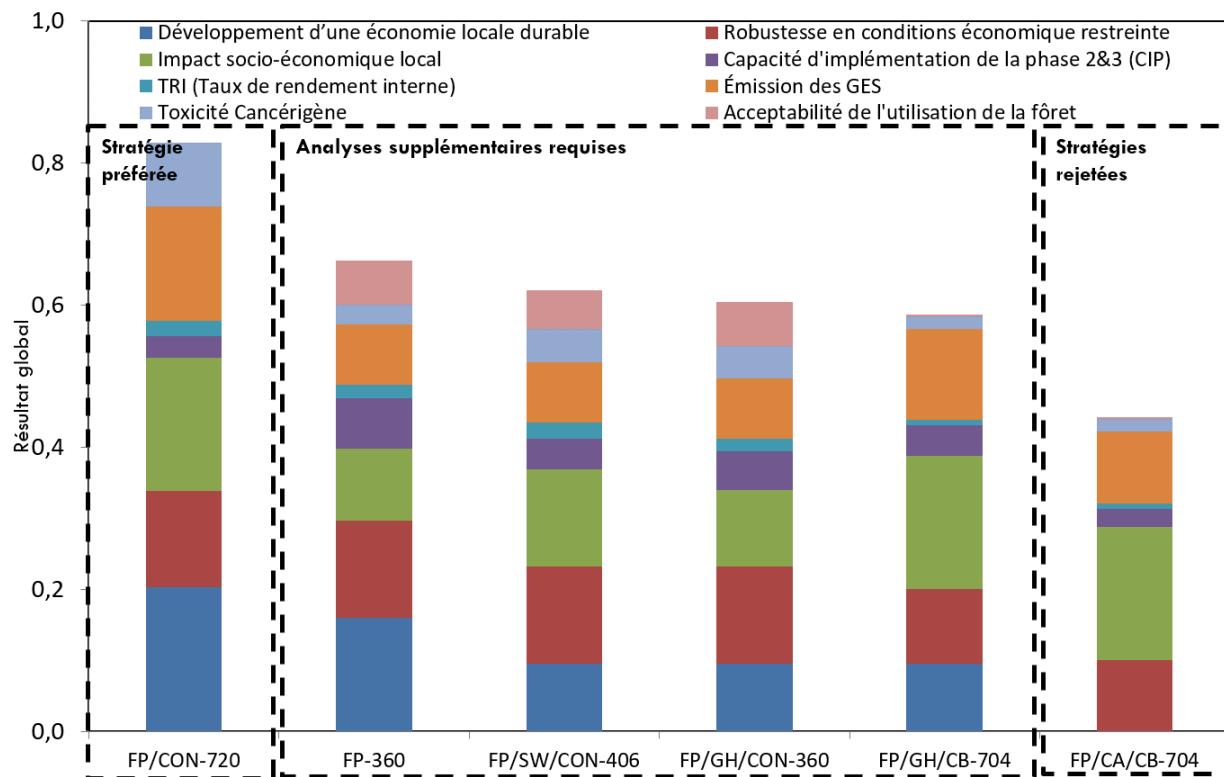


Figure : Résultats du panel de normalisation Externe-Améliorée

Il est possible de constater que le poids du critère de décision GES a eu un impact dans la modification de la classification des options, en avantageant grandement le scénario FP/CON-720.

ANNEXE I – COMPTABILISATION DU CO₂ ET INTÉGRATION ACV

Présentation de la région de l'étude de cas

La figure suivante représente la répartition des types de couverts pour le Labrador.

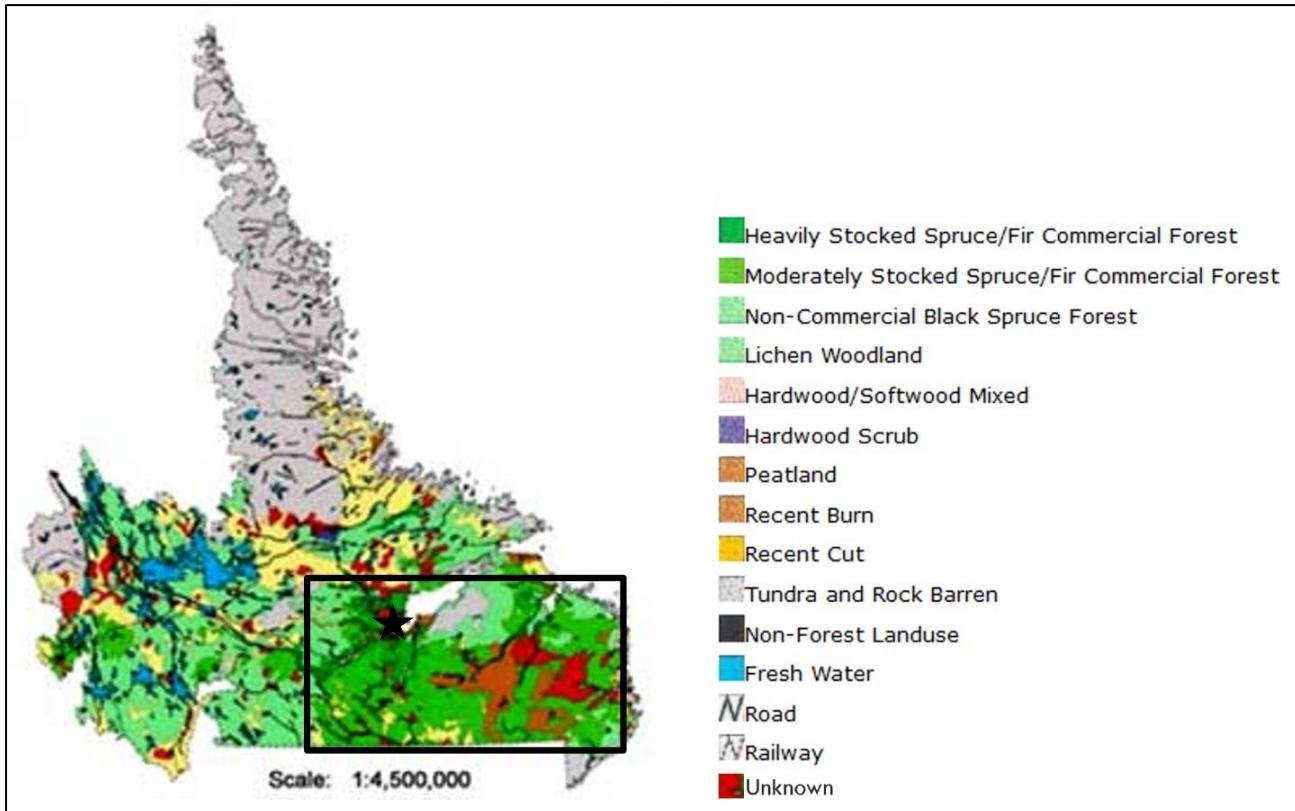


Figure : Types de couverts pour le Labrador

Happy Valley-Goose Bay est représentée par une étoile et le carré noir représente la zone d'étude considérée pour l'analyse de carbone forestier. La zone d'étude fait 400 km par 200 km. Il est possible de constater que tout le bois provenant de site commercial se trouve dans cette zone. La forêt commerciale représente 838 000 ha. La figure suivante présente les classes d'âge dans la forêt du Labrador.

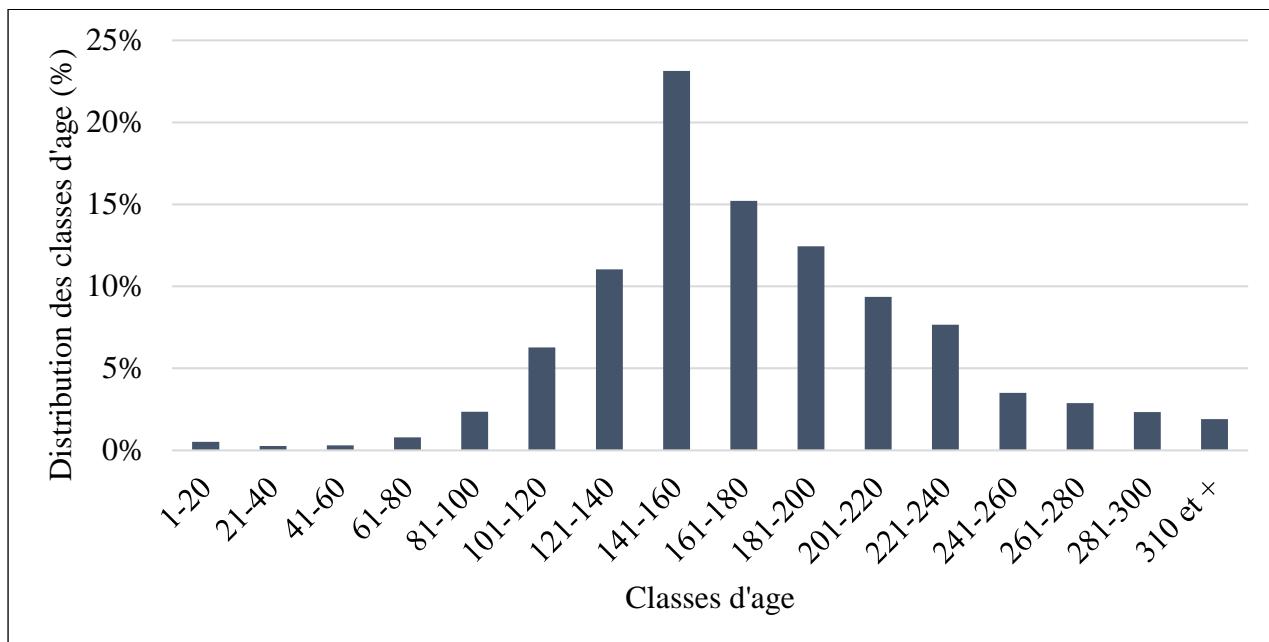


Figure : Répartition des classes d'âge au Labrador

La forêt est caractérisée par une vieille forêt, non récoltée depuis les années 1970. La figure suivante présente un agrandissement de la zone d'étude avec la répartition des districts.

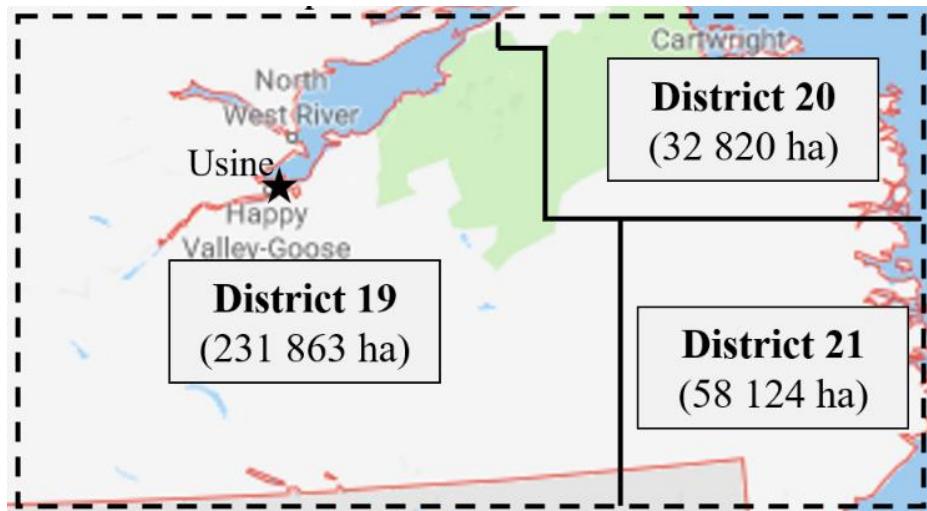
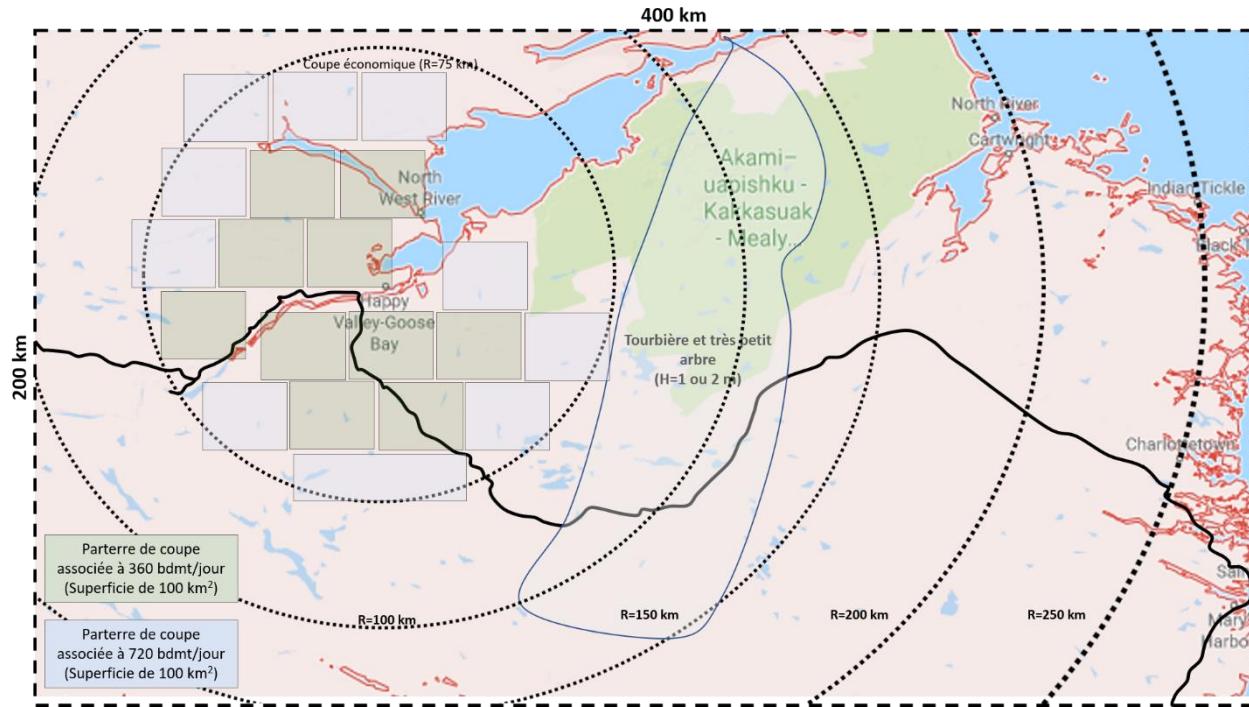


Figure : Zone forestière pour l'étude ainsi que la répartition des districts

Le district 19 contient la plus grande quantité de forêts commerciales avec 230 000 ha. De plus, la coupe annuelle permise est pour le district 19 uniquement. Ainsi, le parterre de coupe de l'usine se trouve dans ce district. La modélisation des districts 20 et 21 servira uniquement lors de l'utilisation du bois perturbé. La figure suivante présente le parterre de coupe pour une intensité de récolte de

360 et 720 bdmt/jour. Une période rotation de 80 ans est considérée et chaque « carrée » représente 100 km² représentant un approvisionnement de 4 et 8 ans pour les deux intensités de récolte (720 et 360 bdmt/jour respectivement).



Approvisionnement en bois

Concernant la quantité de bois pouvant être récoltés, celle-ci a été calculée à l'aide des rendements forestiers fournis par le Gouvernement de Terre-Neuve-Labrador.

Type de bois	Rendement en bdmt/ m ³ marchand
Épinette noire	0,41
Sapin baumier	0,11
Feuillus	0,05
Résidus forestiers	0,54
Écorce	0,12
Total	1,23

Tableau: Rendements forestiers (tonne sèche par m³ marchand) [7]

Les valeurs représentent le nombre de tonnes sèches provenant de la forêt pour 1 m³ marchand. La coupe annuelle permise, exprimée en m³ marchand, a été utilisée afin de déterminer la quantité de bois sèche totale disponible pour les scénarios de pyrolyse rapide.

Modèle de décomposition du bois de Muskrat Falls (barrage hydroélectrique)

La figure suivante présente la répartition de la masse du bois en décomposition en fonction du temps pour deux endroits : tropique et arctique.

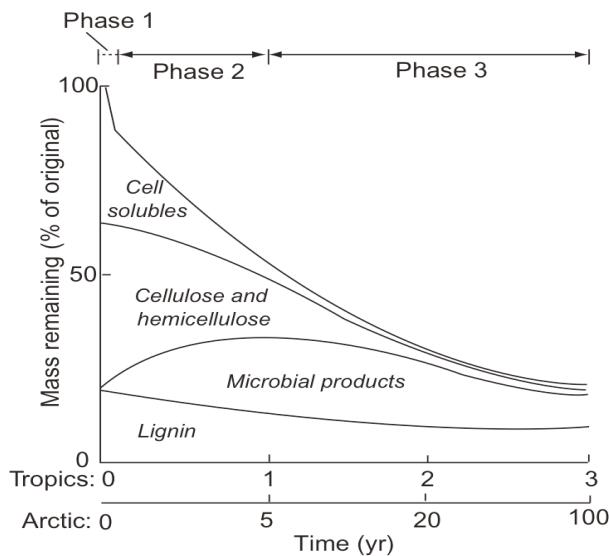


Figure : Représentation schématique de la masse restante (% de la masse initiale) en fonction du temps de décomposition (années) en climats tropical et arctique [8]

Il est possible de constater que la lignine est le composé le plus lent à se dégrader. Le modèle le plus utilisé pour estimer le taux de décomposition des arbres est celui d'Olson 1963 [8, 9]. Celui-ci décrit le processus de décomposition selon une loi exponentielle négative :

Équation

$$M(t) = \text{Masse de carbone initiale} \cdot e^{-kt}$$

M (t) correspond à la masse de carbone restante à l'année t et k représente le taux de décomposition annuel des bois résineux dans la forêt boréale située au nord, avec une valeur de 0,0031 année⁻¹ [10-12].

ANNEXE J – SCÉNARIOS DE CHANGEMENTS CLIMATIQUES

Dans son dernier rapport, le GIEC a prévu quatre scénarios principaux (RCP 2.6, RCP 4.5, RCP 6.0 et RCP 8.5) prédisant l'augmentation du CO₂ atmosphérique et donc, l'augmentation de la température d'ici 2100 [13]. Le graphique suivant présente les profils d'évolution des GES en CO₂-eq considérés dans les différents scénarios, d'ici 2100.

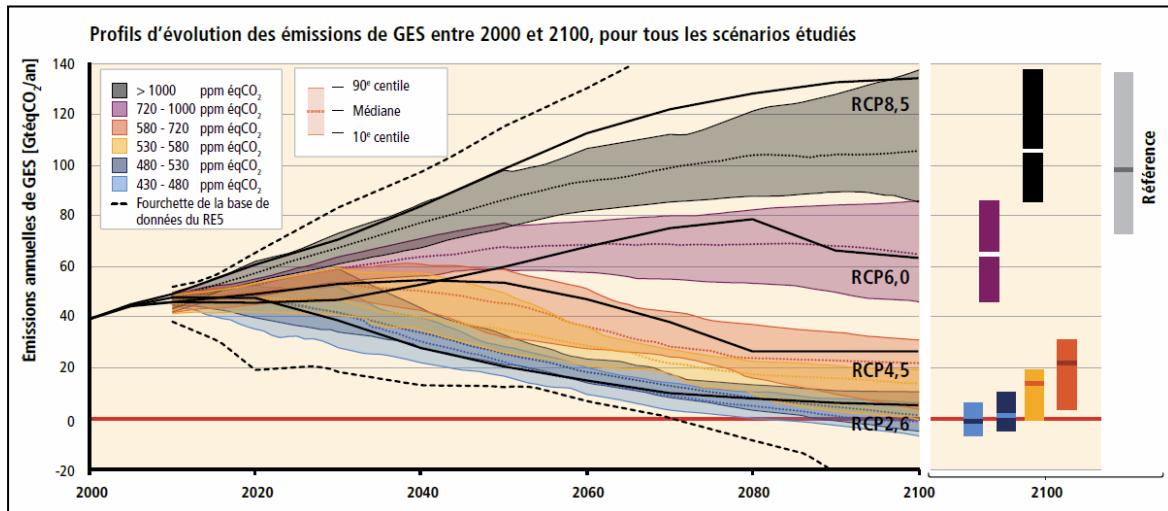


Figure : Profil d'évolution des émissions de GES entre 2000 et 2100 pour tous les scénarios étudiés

Le tableau suivant présente la plage probable d'augmentation pour les quatre scénarios d'ici 2081-2100.

	Scénario	2081-2100	
		moyenne	plage probable ^d
Évolution de la température moyenne à la surface du globe (°C) ^a	RCP2,6	1,0	0,3 à 1,7
	RCP4,5	1,8	1,1 à 2,6
	RCP6,0	2,2	1,4 à 3,1
	RCP8,5	3,7	2,6 à 4,8

Tableau: Évolution de la température moyenne à la surface du globe en 2081-2100 [13].

Basé sur l'analyse des scénarios du GIEC, il est probable que la hausse de température sera de plus de 1.5°C. En effet, afin de ne pas dépasser une augmentation de 2°C, le scénario RCP2.6 doit s'appliquer. De plus, afin d'atteindre des concentrations atmosphériques entre 450 et 650 ppm CO₂eq à l'équilibre en 2100 (soit le scénario RCP 2.6 et une partie du scénario RCP 4.5), il faudra

modifier profondément les systèmes énergétiques nationaux et mondiaux. De plus, la majorité de l'atténuation des émissions surviendra à l'extérieur des pays membres de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE) [13]. Basé sur cette analyse, le scénario 2.6 est peu probable. Ainsi, pour les fins de l'analyse, les scénarios RCP4.5; RCP6.0 et RCP8.5 du GIEC ont été utilisés. Finalement, la figure suivante présente l'évolution de la température moyenne en surface pour RCP 2.6 et 8.5.

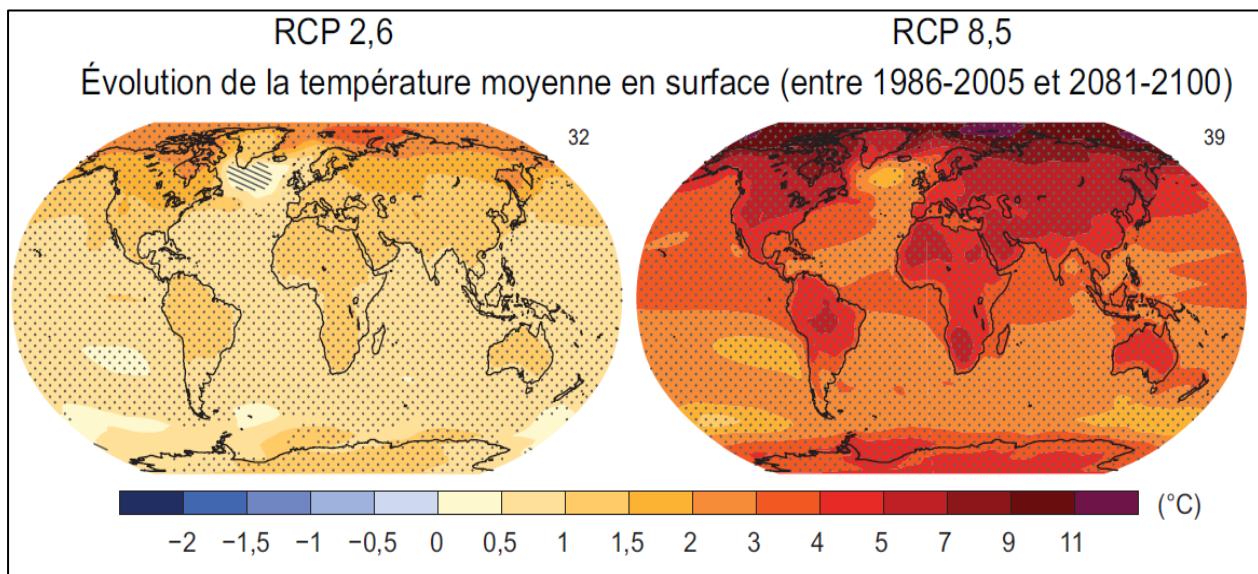


Figure : Évolution de la température moyenne en surface entre 1986-2005 et 2081-2100 pour deux scénarios (RCP 2.6 et 8.5) [13].

Il est possible de constater que les pays nordiques se réchaufferont davantage. Ainsi la plage haute d'augmentation des températures pour les scénarios RCP4.5; RCP6.0 et RCP8.5 du GIEC a été considérée pour l'étude de cas puisqu'Happy Valley-Goose Bay est une région nordique.

Sommaire des paramètres affectés par la température

Puisque les changements climatiques affectent plusieurs modèles employés dans cette étude, il apparait important de résumer les changements considérés pour les différents paramètres.

Paramètre	Scénarios de changements climatiques				Commentaire
	0°C	2.6°C	3.1°C	4.8°C	
Courbe de croissance	Modèle de Ung et al. 2009	Augmentation de 12% du volume marchand (m ³ /ha)	Augmentation de 13% du volume marchand (m ³ /ha)	Augmentation de 14% du volume marchand (m ³ /ha)	Utilisation du modèle de Ung et al. 2009 modifié avec le facteur R _{NPP}
Modèle de décomposition de la MOM	Température de référence: 0.03 C	Augmentation de la décomposition avec l'augmentation de la température			Modèle CBM-CFS3
Taille des feux	≈1 760 ha	≈3 270 ha	≈3 650 ha	≈4 935 ha	
Croissance après la tordeuse	Perte de croissance de 8%	Perte de croissance de 30%	Perte de croissance de 30%	Perte de croissance de 30%	Basé sur une conversation avec pr. Hubert Morin (UQAC)
Sévérité de la tordeuse	Sévérité faible (aucune mortalité) – Entre 16-25% de défoliation	Sévérité faible (aucune mortalité) – Entre 25-50% de défoliation			Basé sur le modèle pour la tordeuse (C.C.)
Sévérité du dendoctrone	Taux de mortalité 2%	Taux de mortalité 3%			Hypothèse: Taux de mortalité 1.5 fois plus élevé avec C.C.

Tableau : Résumé des paramètres affectés par les scénarios de changements climatiques

ANNEXE K – UTILISATION DU BOIS PERTURBÉ DANS LES SCÉNARIOS DE PYROLYSE RAPIDE

Cette section présente des informations supplémentaires en lien avec la section traitant du bois perturbé et de son utilisation dans les procédés de pyrolyse rapide.

Impact de la température sur le carbone forestier

Une augmentation du carbone marchand par hectare est à prévoir avec l'augmentation de la température. Le graphique suivant présente les changements dans la courbe de carbone marchand associé à l'augmentation de la température.

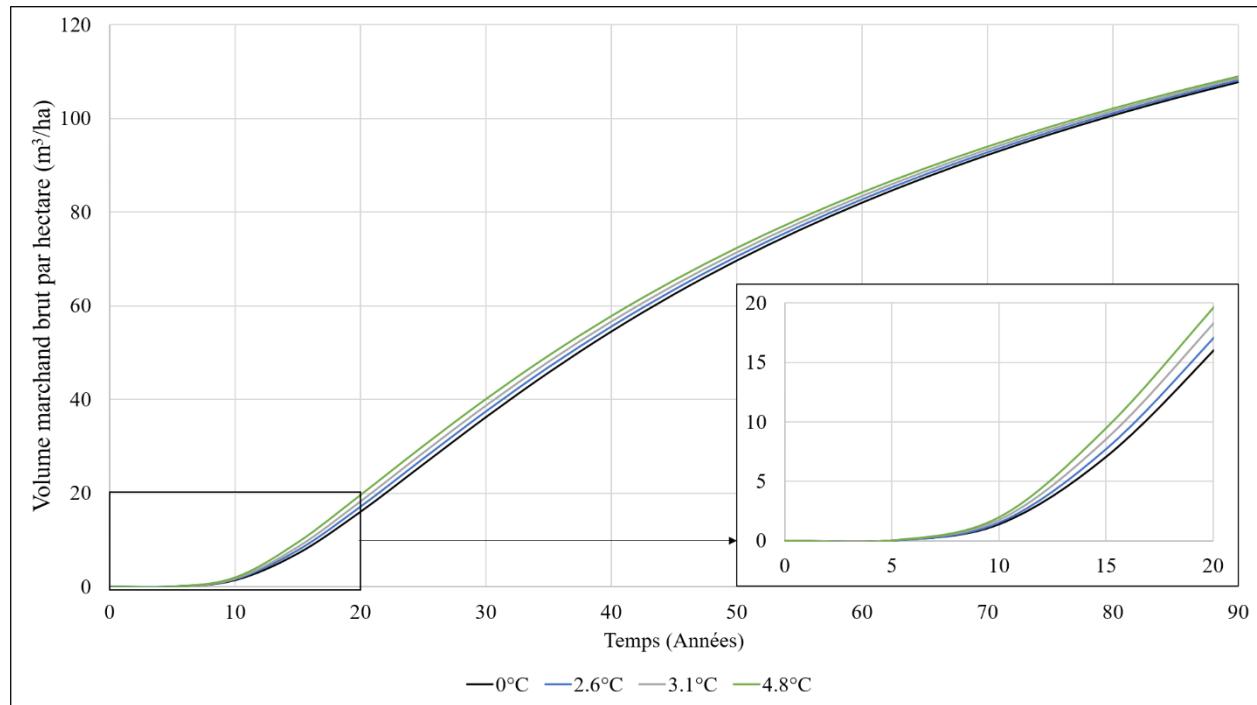


Figure : Impact de la température sur le volume marchand

Il est possible de remarquer qu'à long terme, la différence dans le volume marchand n'est pas significative, cependant à court terme la forêt devrait grandir plus rapidement.

Le graphique suivant présente l'impact d'un changement de température sur l'évolution du CO₂ entre la forêt et l'atmosphère pour la coupe de 360 bdmt/jour en continu pendant 250 ans. Le scénario à 0°C correspond en tout point aux résultats présentés à la section 4.3 pour la récolte du bois sain.

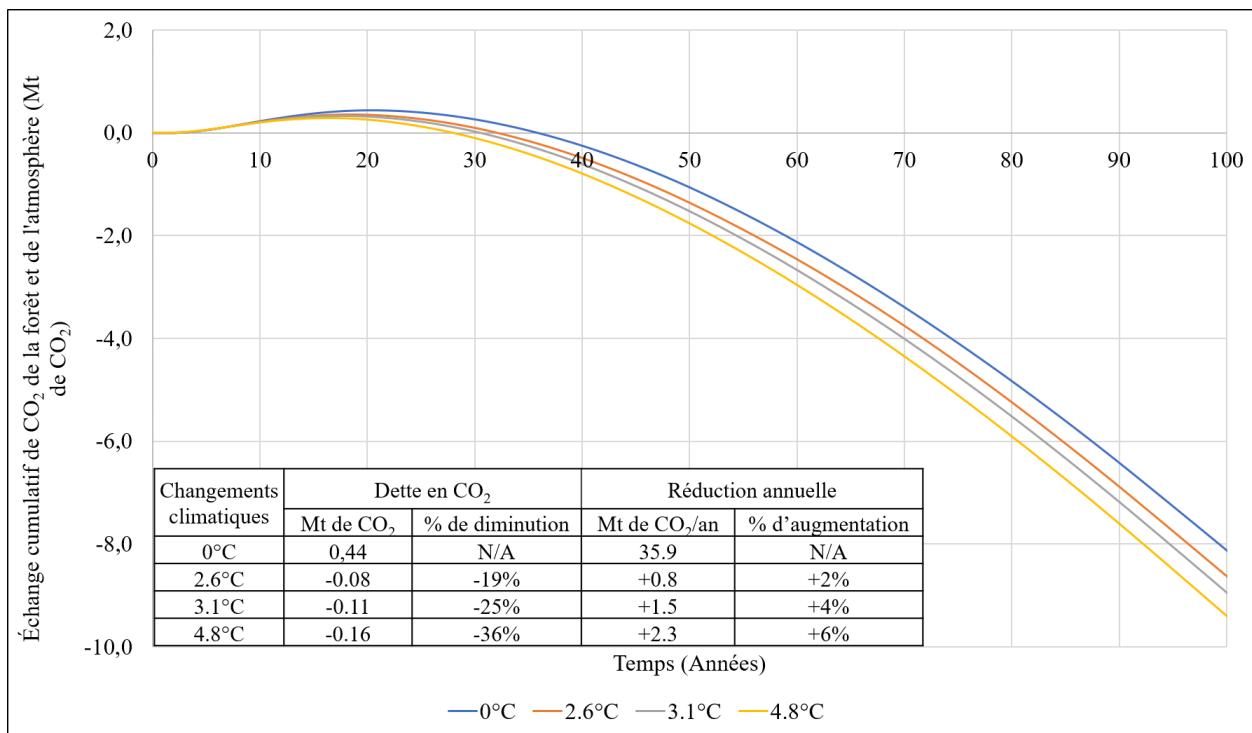


Figure : Impact de la température sur le flux de CO₂ entre la forêt et l'atmosphère (360 bdmt/jour)

Il est possible de remarquer qu'avec une augmentation de la température, la forêt captera plus de CO₂ de l'atmosphère. En effet, le bénéfice relié à la croissance est supérieur à la décomposition des matière organique morte qui sera augmentée avec le réchauffement climatique. Il est important de rappeler ici que le logiciel CBM-CFS3 n'a pas été développé dans le but d'effectuer de si grand changement de température et donc, une certaine incertitude est présente dans ces résultats.

Modélisation de la perte de croissance chez l'épinette noire

Le graphique suivant présente les courbes de croissance modifiées suivant un évènement de tordeuse pour l'épinette noire. La perte de croissance sera différente en fonction de l'âge, cependant à long terme les arbres auront sensiblement tous la même quantité de carbone marchand. Les résultats présentent les courbes pour les scénarios 0°C (considérant une perte de croissance à long terme de 8%) et 2.6°C (considérant une perte de croissance à long terme de 30%). Les courbes de croissances pour les scénarios 3.1 et 4.8°C sont pratiquement identiques à la courbe de 2.6°C puisque pour ces scénarios, une perte de croissance de 30 % est aussi observée.

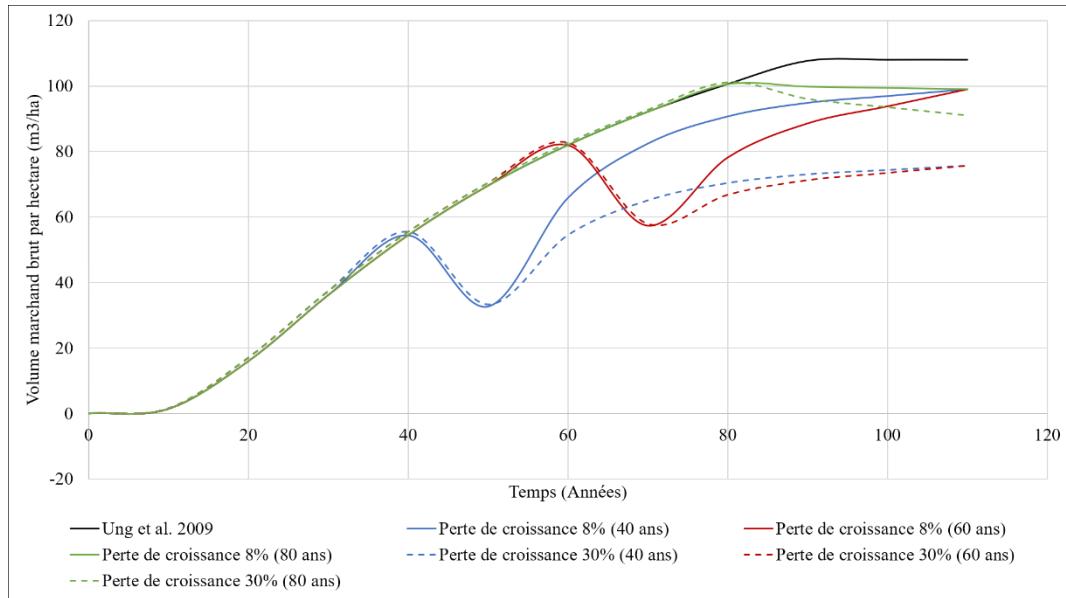


Figure : Courbes de croissance suivant un évènement de la tordeuse avec et sans réchauffement climatique

Il est possible de remarquer que pour les arbres atteints après 80 ans, la perte de croissance est plus faible, car les arbres ont atteint une grande quantité de carbone préalablement et ils sont très près du sommet de la courbe de volume marchand lors de l'infestation.

Détermination du bois perturbé disponible pour la coupe

La figure suivante présente la carte des probabilités, indiquant à l'aide de carré de couleurs, pour chacun des rayons, les endroits où la biomasse pouvant être récoltée est située. C'est à l'aide de cette carte que les probabilités d'approvisionnement du bois perturbé, en fonction de l'usine, sur le long terme ont été calculées.

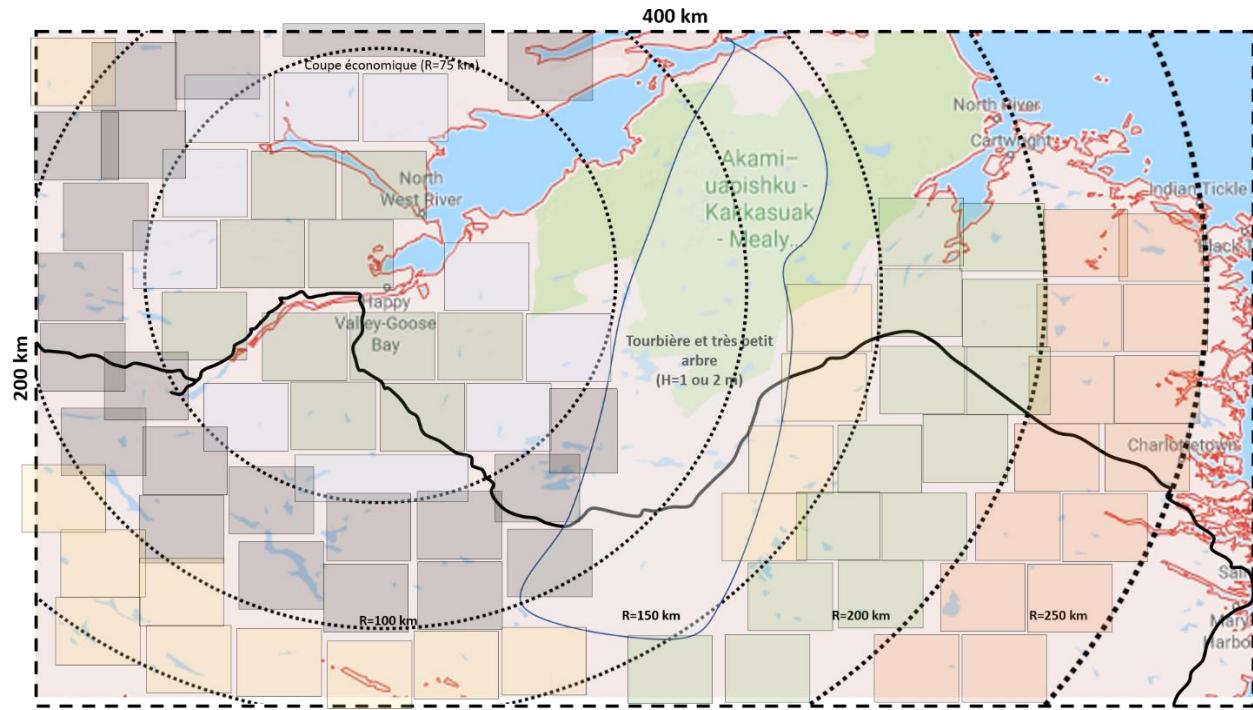


Figure : Approvisionnement possible pour le bois perturbé en fonction des rayons

Résultats supplémentaires

Impact d'un feu de forêt sur le flux de carbone forestier

Les figures suivantes présentent l'évolution des réservoirs de biomasse et de MOM en termes de flux instantané pour 1 hectare ayant été brûlé, affecté par la tordeuse ou le dendoctrone, avec et sans coupe de récupération, et sans délai de régénération pour le scénario 0°C. Les résultats sont présentés en flux instantané, comparativement à la forêt naturelle (donc l'impact des perturbations naturelles).

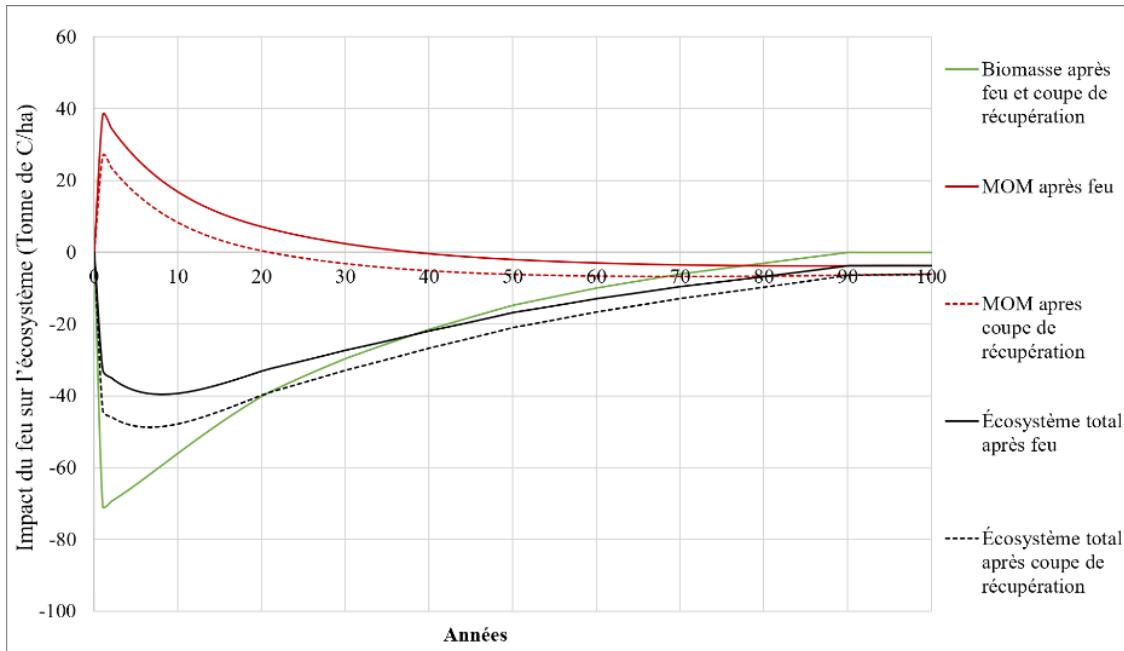


Figure : Évolution de l'écosystème forestier (tonne de C/ha) après un feu de forêt (0°C)

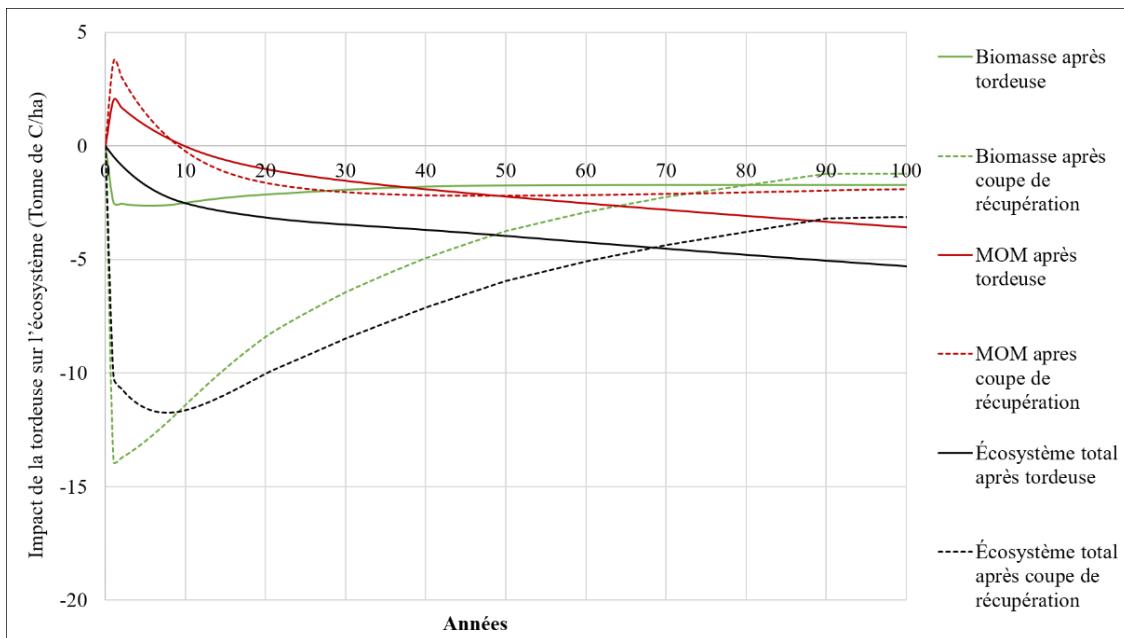


Figure : Évolution de l'écosystème forestier (tonne de C/ha) après la tordeuse (0°C)

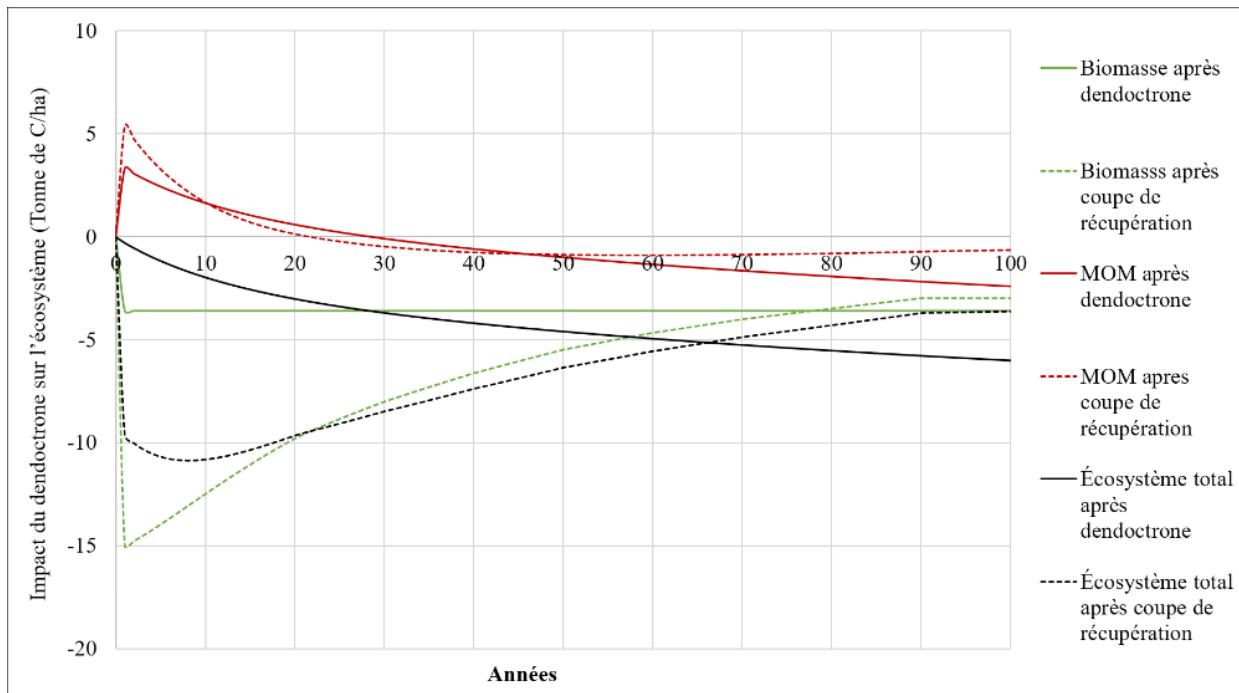


Figure : Évolution de l'écosystème forestier (tonne de C/ha) après le dendoctrone (0°C)

Il est possible de remarquer que l'évolution de la matière organique morte (MOM) et la biomasse est différente en fonction des types de perturbations naturelle. Dans le cas des feux de forêt, la biomasse est complètement transférée au puits de MOM ou brûlée, sous forme de CO_2 et autres types de GES. Par la suite la biomasse croît et la matière organique morte (les chicots de branches et tiges) se décompose. Concernant les infestations d'insecte, la quantité de biomasses vivante est plus faible que dans la forêt naturelle, mais après quelques années, se stabilise et continue de croître au même niveau que la forêt naturelle.

Utilisation du bois perturbé dans l'usine FP/CON-720

Le graphique suivant présente les émissions de CO_2/an supplémentaire évitée dans les scénarios FP-360 et FP/CON-720 pour les scénarios de subvention ayant des bénéfices dans le long terme.

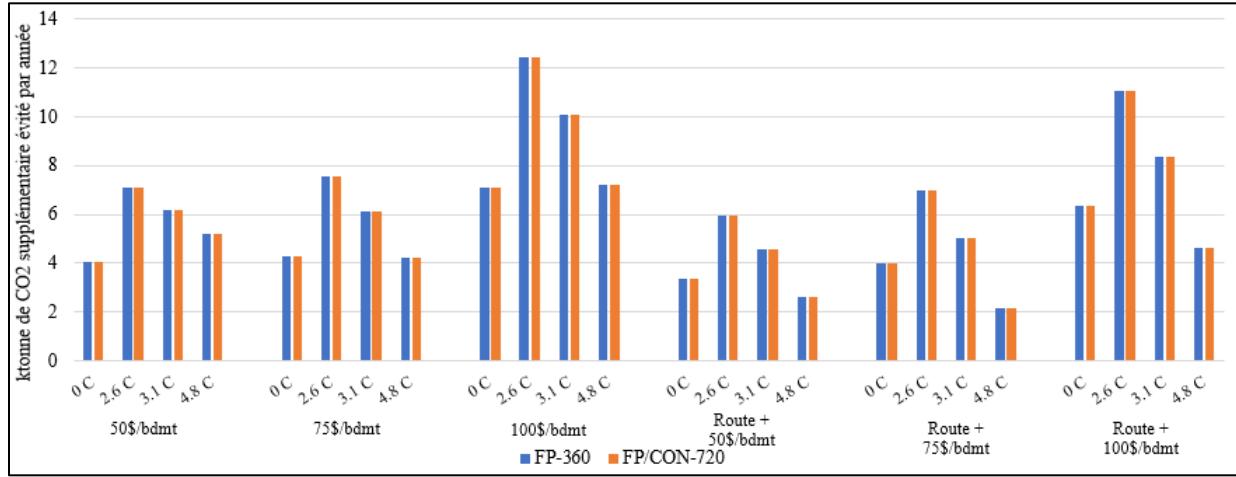


Figure : Émissions de CO₂ supplémentaires évitées dans les scénarios FP-360 et FP/CON-720

Il est possible de remarquer que des réductions identiques sont observées dans les deux scénarios, ce qui est logique puisque la même quantité de biomasses perturbée est récoltée, que ce soit dans l'usine de petite ou grande capacité. Concernant l'impact économique de l'utilisation du bois, celui-ci est amélioré pour tous les scénarios, tels que présentés dans le graphique suivant.

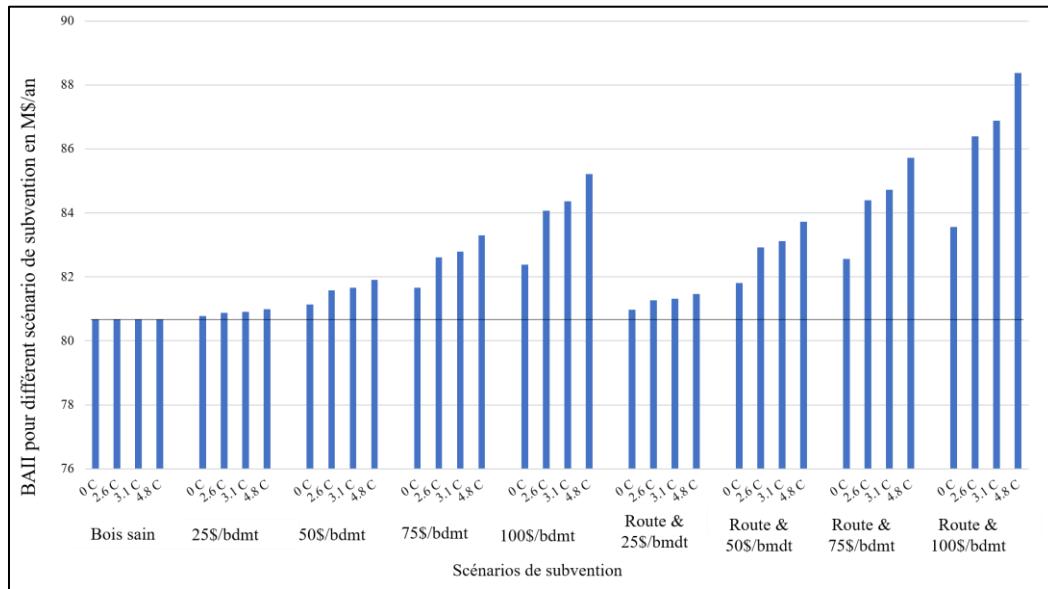


Figure : Impact sur le BAIIA dans l'usine FP/CON-720 pour différents scénarios de subvention

La figure suivante présente l'impact sur le BAIIA d'utiliser le bois perturbé, en fonction de la distance d'approvisionnement.

Liste de référence des Annexes E à K

- [1] Halifax Global, "Strategic plan to develop Labrador secondary manufacturing and value added wood products industry," 2006.
- [2] P. R. Stuart et M. M. El-Halwagi, *Integrated biorefineries: Design, analysis and optimization*. United States of America: CRC Press, 2013.
- [3] M. o. A. Newfoundland-Labrador, "Report of the Ministry of Agriculture," NL, 2014.
- [4] Ataullah Khan, "High value biochar products," communication présentée à ABI Biochar Workshop, 2014.
- [5] M. Peters, K. Timmerhaus et R. West, *Plant Design and Economics for Chemical Engineers*. New York: McGraw-Hill, 2002.
- [6] I. O. f. Standardization, *ISO 14044: Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines*: ISO, 2006.
- [7] G. d. Terre-Neuve-Labrador, "Rendements forestiers," éd, 2014.
- [8] A. Tardif, "Prédiction des taux de décomposition des litières végétales par les traits fonctionnels agrégés," dans *Thèse*, éd. Sherbrooke, Département d'écologie de l'Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Canada: Université de Sherbrooke, 2013.
- [9] J. S. Olson, "Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems," vol. 44, n°. 2, p. 322-331, 1963.
- [10] M. E. Harmon, O. N. Krankina et J. Sexton, "Decomposition vectors: a new approach to estimating woody detritus decomposition dynamics," vol. 30, p. 76-84, 2000.
- [11] Y. Melin, H. Petersson et T. Nordfjell, "Decomposition of stump and root systems of Norway spruce in Sweden—A modelling approach," vol. 257, n°. 5, p. 1445-1451, 2009.
- [12] M. Yatskov, M. E. Harmon et O. N. Krankina, "A chronosequence of wood decomposition in the boreal forests of Russia," vol. 33, n°. 7, p. 1211-1226, 2003.
- [13] Groupe d'expert intergouvernementale sur l'évolution du climat GIEC, "Changements climatiques 2013," Résumé à l'intention des décideurs, Résumé technique et Foire aux questions, 2013.