

L'économie circulaire dans la filière céréalière au Québec pour réduire les émissions de gaz à effet de serre selon une perspective cycle de vie : le cas du maïs-grain

Samson Dazogbo, Pablo Tirado-Seco, Dominique Maxime, Nathalie Berthélemy et Cécile Bulle 

Volume 32, numéro 3, 2023

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/1109396ar>
DOI : <https://doi.org/10.1522/revueot.v32n3.1677>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec à Chicoutimi

ISSN

1493-8871 (imprimé)
2564-2189 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Dazogbo, S., Tirado-Seco, P., Maxime, D., Berthélemy, N. & Bulle, C. (2023). L'économie circulaire dans la filière céréalière au Québec pour réduire les émissions de gaz à effet de serre selon une perspective cycle de vie : le cas du maïs-grain. *Revue Organisations & territoires*, 32(3), 71–103. <https://doi.org/10.1522/revueot.v32n3.1677>

Résumé de l'article

Cette étude présente une approche itérative de priorisation de stratégies d'économie circulaire (ÉC) pertinentes en matière de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) pour la production de grains dans Lanaudière, au Québec, à l'aide de l'analyse du cycle de vie (ACV). Après une revue de la littérature des stratégies d'ÉC généralement utilisées dans le domaine de l'agriculture, nous avons identifié les principaux contributeurs (points chauds) aux émissions de GES le long du cycle de vie de la production de grains. En partant du principe que les acteurs céréalières devraient concentrer leurs efforts sur ces principaux contributeurs pour réduire les émissions de GES de manière efficace, nous avons identifié des stratégies d'ÉC axées sur ces contributeurs. Les impacts et les bénéfices environnementaux de la mise en place de ces stratégies ont été quantifiés à l'aide d'une analyse du cycle de vie (ACV) qui a permis de mettre en lumière les conditions nécessaires pour que l'ÉC rime bien avec réduction d'impacts. Des recommandations concrètes ont ainsi pu être établies, puis des stratégies d'ÉC sur mesure pour chaque producteur dans son contexte territorial ont été proposées.

© Samson Dazogbo, Pablo Tirado-Seco, Dominique Maxime, Nathalie Berthélemy, Cécile Bulle, 2023



Ce document est protégé par la loi sur le droit d'auteur. L'utilisation des services d'Érudit (y compris la reproduction) est assujettie à sa politique d'utilisation que vous pouvez consulter en ligne.

<https://apropos.erudit.org/fr/usagers/politique-dutilisation/>

Érudit

Cet article est diffusé et préservé par Érudit.

Érudit est un consortium interuniversitaire sans but lucratif composé de l'Université de Montréal, l'Université Laval et l'Université du Québec à Montréal. Il a pour mission la promotion et la valorisation de la recherche.

<https://www.erudit.org/fr/>

Dossier spécial

L'économie circulaire dans la filière céréalière au Québec pour réduire les émissions de gaz à effet de serre selon une perspective cycle de vie : le cas du maïs-grain

Samson Dazogbo^a, Pablo Tirado-Seco^b, Dominique Maxime^c,
Nathalie Berthélemy^d, Cécile Bulle^e

DOI : <https://doi.org/10.1522/revueot.v32n3.1677>

RÉSUMÉ. Cette étude présente une approche itérative de priorisation de stratégies d'économie circulaire (ÉC) pertinentes en matière de réduction des émissions de gaz à effet de serre (GES) pour la production de grains dans Lanaudière, au Québec, à l'aide de l'analyse du cycle de vie (ACV). Après une revue de la littérature des stratégies d'ÉC généralement utilisées dans le domaine de l'agriculture, nous avons identifié les principaux contributeurs (points chauds) aux émissions de GES le long du cycle de vie de la production de grains. En partant du principe que les acteurs céréaliers devraient concentrer leurs efforts sur ces principaux contributeurs pour réduire les émissions de GES de manière efficace, nous avons identifié des stratégies d'ÉC axées sur ces contributeurs. Les impacts et les bénéfices environnementaux de la mise en place de ces stratégies ont été quantifiés à l'aide d'une analyse du cycle de vie (ACV) qui a permis de mettre en lumière les conditions nécessaires pour que l'ÉC rime bien avec réduction d'impacts. Des recommandations concrètes ont ainsi pu être établies, puis des stratégies d'ÉC sur mesure pour chaque producteur dans son contexte territorial ont été proposées.

Mots-clés : Secteur céréalier, analyse de cycle de vie, économie circulaire, valorisation des déchets, résidus

ABSTRACT. This study introduces an iterative approach for prioritizing circular economy (CE) strategies applicable to reducing greenhouse gas (GHG) emissions for grain production in the Lanaudière region of the province of Quebec, Canada, using life cycle analysis (LCA). After a literature review of CE strategies generally used in agriculture, we identified the main contributors (hotspots) to GHG emissions along the life cycle of grain production. Based on the principle that cereal producers should focus their efforts on these main contributors to reduce GHG emissions effectively, we have identified CE strategies focusing on these contributors. The environmental impacts and benefits of the implementation of these strategies were quantified using a life-cycle assessment (LCA), that enabled to highlight the conditions required for CE to rhyme well with impact reduction. It was thus possible to define concrete recommendations, and customized CE strategies were proposed for each producer in the respective territorial context.

Keywords: Cereal sector, life cycle analysis, circular economy, waste recovery, residues

^a CIRAIG, Étudiant, Institut des sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal

^b CIRAIG, Analyste, Polytechnique Montréal

^c CIRAIG, Analyste, Département de stratégie et RSE, ESG, Université du Québec à Montréal

^d CADET, Directrice générale, Centre d'accompagnement vers une durabilité économique territoriale

^e CIRAIG, Professeure, Institut des sciences de l'environnement et Département de stratégie et RSE, ESG, Université du Québec à Montréal

Introduction

Les grandes cultures de maïs, de soya, de blé, d'avoine, d'orge et de canola couvrent plus d'un million d'hectares, au Québec. Puisque l'agriculture dépend beaucoup des conditions climatiques, le secteur des productions céréalières fait face à une augmentation des risques liés à l'urgence climatique (sécheresse, inondations, fortes variations des températures), qui le fragilisent.

Par ailleurs, l'agriculture intensive est un contributeur non négligeable aux impacts environnementaux et aux émissions de GES. En 2017, le secteur agricole québécois, incluant la production céréalière, a rejeté 9,8 % des émissions nationales de GES, soit 7,7 Mt éq. CO₂ (MELCC, 2019), et ce, sans compter les émissions liées aux dépenses énergétiques des équipements et des bâtiments des producteurs.

Adopter des pratiques plus durables, notamment celles de l'économie circulaire (ÉC), peut contribuer à répondre à ces enjeux et rendre le secteur céréalier plus résilient. Au Québec, de façon générale, plusieurs stratégies d'ÉC sont déjà pratiquées par certains producteurs céréaliers, notamment celles basées sur l'utilisation des matières résiduelles fertilisantes (MRF) (voir section 1.1). Dans la région de Lanaudière, une étude récente du Centre de transfert de technologie en écologie industrielle (CITÉI, 2022) met en lumière que les MRF d'origine organique suivantes sont déjà utilisées par certains producteurs agricoles : les surplus alimentaires, les fruits et légumes laissés aux champs, la drêche, les boues de papetières et le lactosérum. Cependant, certaines de ces stratégies d'ÉC ont parfois des effets rebonds et peuvent accroître les émissions de GES ou avoir d'autres conséquences environnementales néfastes inattendues.

Pour adopter de telles pratiques, les producteurs doivent pouvoir en comprendre la pertinence tant d'un point de vue opérationnel qu'environnemental. Il existe cependant très peu d'études permettant d'identifier les opportunités d'ÉC pour le secteur de la production céréalière et d'en comprendre la performance environnementale.

Ce projet vise donc à déterminer dans quelle mesure l'adoption de stratégies d'utilisation circulaire des ressources disponibles pourrait contribuer à une réduction de l'empreinte carbone de la production céréalière dans Lanaudière et quels sont les écueils à éviter en matière de déplacement d'impacts.

La principale contribution de cette étude est d'apporter un éclairage quantitatif à la prise de décision en matière d'ÉC durable pour la production céréalière dans Lanaudière, puis de formuler des recommandations concrètes et contextualisées pour les producteurs agricoles.

Après une mise en contexte de l'ÉC dans le milieu agricole (et plus particulièrement dans Lanaudière) et de la pertinence de l'analyse du cycle de vie (ACV) pour accompagner la mise en œuvre de l'ÉC, l'objectif principal de l'étude et ses trois sous-objectifs spécifiques sont définis. Pour chacun de ces sous-objectifs, la méthodologie utilisée est décrite, puis les résultats sont présentés.

1. Mise en contexte

1.1 L'économie circulaire dans le secteur agricole

Plusieurs stratégies d'ÉC pour la production agricole sont mentionnées dans la littérature : l'irrigation, la fertilisation à l'aide des MRF, la valorisation des matières résiduelles agricoles par la bioéconomie et la réduction de l'utilisation des intrants par stratégie circulaire.

L'irrigation

L'agriculture représente 70 % de la consommation mondiale en eau douce (Alexandratos et Bruinsma, 2012). Dans de nombreuses régions du monde, la consommation d'eau pour l'irrigation agricole influence les débits des rivières ou la recharge des aquifères et des zones humides (Pedrero et collab., 2020). Il existe donc des opportunités importantes d'ÉC de l'eau pour la production agricole (Yang et collab., 2022). La récupération et le recyclage de l'eau, par exemple, sont des stratégies circulaires de gestion de la ressource en eau (Smol et collab. 2020). L'eau de pluie peut être collectée pour l'irrigation

afin de réduire la consommation d'eau de surface et d'eau souterraine (Yannopoulos et collab., 2019). Les eaux usées municipales, agricoles et industrielles peuvent être aussi utilisées pour l'irrigation agricole après avoir subi, au besoin, des étapes de filtration et de traitement pour les rendre non toxiques (Pedrero et collab., 2020). Par ailleurs, ces eaux usées traitées contiennent des nutriments, notamment de l'azote, du phosphore et du potassium, ce qui contribue à la fertilisation des terres agricoles et entraîne une réduction des quantités d'engrais chimiques à utiliser, donc a des effets environnementaux et économiques positifs additionnels (Chojnacka et collab., 2020; Rossi et collab., 2021).

La fertilisation à l'aide des MRF

Les MRF sont définies ainsi : «Matières ou objets périmés, rebutés ou autrement rejetés dont l'emploi est destiné à entretenir ou à améliorer, séparément ou simultanément, la nutrition des végétaux ainsi que les propriétés physiques et chimiques et l'activité biologique des sols» (MDDELCC, 2016, p. 1). Les MRF peuvent être une source de fertilisants ou d'amendement du sol. La Politique québécoise de gestion des matières résiduelles préconise le recyclage et la valorisation des résidus, et vise le bannissement de l'élimination des résidus organiques putrescibles par enfouissement ou par incinération depuis 2020.

La valorisation des matières résiduelles agricoles par la bioéconomie

La bioéconomie vise à convertir des déchets forestiers et agricoles en des produits chimiques précieux et en énergie (Pedrero et collab., 2020). Elle prône le recyclage, la réutilisation et la conversion des déchets biologiques destinés à l'élimination (Leong et collab. 2021). On pense ici notamment à l'exploitation des résidus agricoles comme option à des ressources non renouvelables ainsi qu'à la bioraffinerie, qui génère de la bioénergie (Kumar Sarangi et collab., 2022). Selon plusieurs sources, il est prévu que, d'ici 2030, le traitement des déchets solides générera un volume annuel de biogaz pouvant atteindre près de 9 millions de m³ (Al-Wahaibi et collab., 2020;

Rolewicz-Kalińska et collab., 2020; Sharma et collab., 2021; Yang et collab., 2022).

La réduction de l'utilisation des intrants par stratégie circulaire

Selon l'ONU, l'agriculture circulaire devrait se concentrer sur l'utilisation de quantités minimales d'intrants externes, de manière à régénérer les sols et à minimiser les impacts sur l'environnement (réduction de l'utilisation des terres, de l'utilisation d'engrais chimiques et de la production de déchets) (Ogle et collab., 2019). Dans toute activité encadrée par l'ÉC, la réutilisation et le recyclage des matériaux sur place font partie des choix recommandés. Ainsi, la mise en œuvre en agriculture de l'ÉC par le biais du recyclage, de la valorisation ou de la réutilisation à l'échelle de la ferme est une stratégie qui permet de réduire les intrants externes et de limiter l'ensemble des impacts associés à leur production ou à la gestion des matières résiduelles qui les remplacent.

1.2 Les matières résiduelles disponibles dans Lanaudière pour l'ÉC en agriculture

La récente étude de caractérisation de la filière bioalimentaire conduite dans la région de Lanaudière par le CTTÉI (2022) présente des données sur les gisements (intrants-extrants) recueillies auprès de 159 entreprises, tous secteurs confondus. Une synergie a été établie entre les deux projets et nous en avons eu le privilège de pouvoir prendre connaissance des résultats préliminaires de cette étude pour les valoriser dans nos travaux.

À la lumière de cette étude, les principaux gisements disponibles sont les suivants : les matières organiques (résidus verts, fruits et légumes, fumiers, carcasses, etc.) représentent 99,6 % des matières résiduelles générées par les entreprises sondées, soit 739 767 t/an. Ces matières organiques sont produites en majorité par le secteur de l'agriculture (730 594 t/an). Les résidus de végétaux, fruits et légumes ainsi que les produits non récoltés, invendus ou déclassés sont souvent compostés sur site (laissés au champ : 705 303 t/an). Le reste des matières organiques est généré par le secteur de la fabrication/transformation (6 905 t/an), les commerces (1 290 t/an), les restaurants (857 t/an) et

les institutions (120 t/an) qui, en majorité, les recyclent à l'externe (banques alimentaires, entreprises spécialisées), à l'interne ou encore l'enfouissent. Les boues organiques (1 205 t/an), qui correspondent à un échantillon très limité d'entreprises dans l'étude, sont traitées par biométhanisation (1 022 t/an) ou acheminées vers un système de traitement des eaux usées (réseau municipal, fosse septique). D'après les données compilées dans le cadre de cette étude, les matières organiques enfouies représentent 1 199 t/an pour l'échantillon d'entreprises sondées (CTTÉI, 2022).

En extrapolant ces données à l'ensemble de la région, il semble y avoir un potentiel intéressant de mise en œuvre de stratégies d'ÉC permettant de détourner ces matières de l'enfouissement.

1.3 L'analyse de cycle de vie pour éclairer la circularité dans le secteur agricole dans Lanaudière

La mise en œuvre de l'ÉC, si elle a une vocation vertueuse, n'aboutit pas de manière systématique à une réduction des impacts environnementaux (Janik et collab., 2020). Elle peut entraîner toute une série de conséquences indésirables, par exemple le déplacement d'impacts d'une étape du cycle à l'autre.

Approche systémique endossée notamment par le Programme des Nations unies pour l'environnement (UNEP) et par l'Union européenne, l'ACV permet l'évaluation normalisée du bilan environnemental du cycle de vie d'un produit, service, entreprise ou procédé (ISO 14044), c'est-à-dire depuis l'acquisition des matières premières jusqu'à la fin de vie, incluant la production, l'utilisation, etc. (du berceau au tombeau). L'ACV permet de quantifier la performance environnementale des stratégies d'ÉC (Peña et collab., 2021) et elle a été de plus en plus utilisée au cours des années récentes pour évaluer et comparer la durabilité environnementale des produits agricoles (Fantin et collab., 2017). Par exemple, les Producteurs de grains du Québec ont fait évaluer la performance environnementale des six principaux grains produits au Québec (CIRAIG et Groupe AGÉCO, 2015). Par ailleurs, l'ACV a déjà été utilisée pour évaluer la performance environnementale de stratégies d'ÉC (Janik et collab., 2020).

Elle pourrait donc être utilisée pour évaluer la performance environnementale des stratégies d'ÉC utilisées en agriculture au Québec, ce qui, à notre connaissance, n'a jamais été fait.

1.4 L'objectif principal

C'est dans ce contexte que s'inscrit ce projet, dont l'objectif principal est de développer une approche itérative pour prioriser les stratégies d'ÉC pertinentes en matière de réduction des émissions de GES pour la production de grains dans Lanaudière à l'aide de l'ACV. Cet objectif s'articule en trois sous-objectifs :

- 1) À la lumière des résultats du bilan environnemental de la production céréalière au Québec (CIRAIG et Groupe AGÉCO, 2015), des principaux contributeurs identifiés (points chauds) et en collaboration avec les producteurs partenaires du projet, identifier des stratégies d'ÉC influençant potentiellement ces points chauds;
- 2) Réaliser une ACV des stratégies identifiées et mettre en lumière les principaux déterminants des impacts de ces stratégies à l'aide d'analyses de sensibilité;
- 3) Comparer les nouveaux scénarios circulaires et leurs performances environnementales au statu quo, puis faire des recommandations aux producteurs et aux autres acteurs impliqués dans le système.

2. Méthodologie

2.1 Sous-objectif 1 : identification des stratégies pertinentes d'ÉC

2.1.1 Principaux contributeurs au changement climatique de la production céréalière dans Lanaudière

Afin de déterminer les stratégies d'ÉC potentiellement les plus pertinentes pour réduire l'empreinte carbone de la production de grains dans Lanaudière, nous avons, dans un premier temps, identifié les principaux contributeurs aux émissions de GES dans l'étude déjà réalisée sur la production de grains

dans Lanaudière (CIRAIG et Groupe AGÉCO, 2015). Nous avons choisi de restreindre notre analyse au cas du maïs-grain¹.

2.1.2 Stratégies d'ÉC potentiellement pertinentes pour réduire l'empreinte carbone de la production de grains

À la lumière, d'une part, des points chauds du cycle de vie de la production du maïs-grain identifiés lors de l'étape précédente et, d'autre part, des gisements de matières résiduelles identifiés dans l'étude du CTTÉI (2022) et des stratégies d'ÉC existantes identifiées dans la littérature pour l'agriculture, nous avons établi une série de stratégies potentielles d'ÉC qui nous semblent pertinentes pour réduire les impacts des points chauds, tout en tenant compte de la réalité de terrain en matière de disponibilité des ressources secondaires.

2.1.3 Stratégies les plus pertinentes pour les producteurs céréaliers partenaires du projet

Les stratégies d'ÉC élaborées à l'étape précédente ont servi de base à des échanges lors d'un des ateliers qui ont eu lieu les 15 et 16 décembre 2021 à Saint-Jacques, au Québec. Y ont participé l'équipe de recherche, trois membres de l'équipe du projet d'étude de caractérisation de la filière bioalimentaire conduite dans la région de Lanaudière pour le Conseil de développement bioalimentaire de Lanaudière (CDBL) (CTTÉI, 2022) et les producteurs céréaliers partenaires de terrain du projet, à savoir : 1) la Ferme N. J. Pagé inc., 2) les Entreprises Adam 2000 inc., 3) la Ferme Gross et fils inc., 4) la 9228-5063 Québec inc., et 5) la Ferme Théobald Brisson.

La série d'ateliers avait plusieurs objectifs, au-delà de ce projet de recherche : la restitution des résultats préliminaires de l'étude auprès des partenaires de terrain, la coconstruction de l'outil, la collecte de données, etc. Nous avons eu l'opportunité d'y présenter les résultats préliminaires du projet et l'ACV d'une des stratégies d'ÉC identifiées à la fin de ces deux étapes afin que le type de livrable du projet soit clair pour les producteurs.

À la suite de cette présentation, plusieurs discussions ont eu lieu avec chacun des producteurs pour échanger sur les enjeux liés à l'application des principes d'ÉC et pour valider que les stratégies d'ÉC identifiées pouvaient être réalistes et pertinentes pour eux en tenant compte de leur réalité de terrain.

2.2 Sous-objectif 2 : analyse de la performance environnementale des stratégies d'ÉC identifiées

2.2.1 Modélisation du cycle de vie des stratégies identifiées

Les stratégies d'ÉC identifiées à la suite du sous-objectif 1 seront analysées grâce à l'étude de cas déjà réalisée (CIRAIG et Groupe AGÉCO, 2015), dans laquelle des modifications seront apportées pour tenir compte des nouveaux scénarios proposés. Les seules modifications apportées à cette étude ont été celles requises pour intégrer les modules d'approvisionnement de stratégies circulaires retenues pour fin d'analyse.

Étant donné que les stratégies seront seulement identifiées dans la section Résultats, la méthodologie concernant ces scénarios sera détaillée dans cette section.

2.2.2 Fonction et unité fonctionnelle

En ACV, les produits sont évalués/comparés sur la base de leurs fonctions. La fonction à l'étude est de « produire des grains de maïs prêts à être commercialisés » à fin d'alimentation animale ou humaine, voire d'usage industriel. L'unité fonctionnelle (UF) est quant à elle une représentation quantitative de la fonction. En ACV, les émissions émises et les ressources consommées, à la source des impacts environnementaux, sont rapportées à cette UF. L'UF définie est « la production de 1 kg de maïs-grain commercial, séché, à la ferme québécoise située dans la région de Lanaudière, en 2021 ».

Bien que l'année de référence choisie soit 2021, les différents paramètres du système de base (représentatifs de 2010-2013) n'ont pas été modifiés.

2.2.3 Traitement des fonctions secondaires et règles d'imputation

Le principe de l'ACV est d'analyser des systèmes sur la base de leurs fonctions. Cependant, un système de produit peut posséder plusieurs fonctions qui ne sont pas nécessaires à l'PUF. Les systèmes ou processus multifonctionnels génèrent plus d'un produit ou participent au recyclage de produits intermédiaires. Ils doivent donc être considérés avec précaution.

Lorsqu'un processus génère plus d'un produit avec des fonctions différentes, soit ses impacts doivent être alloués entre les produits sortants, soit les frontières du système évalué doivent être étendues afin d'y inclure le cycle de vie de la/des fonction(s) supplémentaire(s). Les normes ISO stipulent que l'allocation devrait, dans la mesure du possible, être évitée soit en subdivisant le système afin de le rendre monofonctionnel (de préférence), soit en procédant à une extension des frontières (ISO, 2006b, article 4.3.4.2). Toutefois, cette dernière est une opération longue et complexe qui n'est pas toujours possible lorsque les données disponibles à cette fin et/ou les ressources du projet sont limitées. Une approche adéquate et rigoureuse est alors requise pour procéder à l'allocation des impacts.

Dans le cadre de cette étude, les fonctions secondaires identifiées sont les suivantes :

- 1) Certains bénéfices apportés pour la culture annuelle suivante dans un contexte de rotation des cultures (nutriments, services écosystémiques);
- 2) Le traitement de déchets associé à l'utilisation des matières organiques utilisées dans les stratégies de circularité.

Ces deux fonctions ne sont pas considérées dans les résultats de l'étude.

L'approche *cut-off* est utilisée. Elle considère que les matières recyclables (matières organiques utilisées dans les stratégies de circularité) sont disponibles sans contrainte pour les processus de recyclage, et que les matériaux secondaires (compost, fumier, biogaz) ne supportent que les

impacts des processus de recyclage (compostage, digestion anaérobie). Étant donné l'objectif de cette étude de se pencher sur les impacts des stratégies de circularité, cette approche est testée dans les analyses de sensibilité par l'inclusion du traitement évité par l'implantation des stratégies de circularité.

2.2.4 Frontières du système

Les frontières du système servent à identifier les étapes, processus et flux élémentaires en ACV. Elles incluent toutes les activités pertinentes à l'atteinte des objectifs de l'étude et, donc, nécessaires à la réalisation des fonctions étudiées. Les frontières du système générique considérées pour la production de maïs-grain incluent la production des entrants de matière (p. ex., fertilisants, pesticides, tracteurs et machinerie) et d'énergie (p. ex., diesel, propane pour le séchage), et toutes les étapes d'avant-plan ayant lieu sur la ferme (p. ex., opérations culturales) jusqu'à la sortie des grains séchés de la ferme.

Bien que l'unité fonctionnelle sélectionnée soit pour l'année 2021, l'étude sur laquelle elle se base constitue une ACV représentative du contexte québécois de la production de grains commerciaux sur la période 2010-2013. Il est estimé que la production n'a pas évolué significativement lors des dernières années.

De la même façon, la région de la Montérégie a été choisie dans l'étude d'origine pour faciliter la contextualisation géographique, car elle est la région où la culture de maïs est majoritairement localisée. Cependant, dans cette étude, nous avons choisi la région de Lanaudière. Pour cet aspect-là, il est estimé aussi que la production est similaire dans les deux régions.

Le système de référence, qui consiste en la production moyenne de maïs-grain séché tel qu'il est modélisé dans l'étude du CIRAIG et du Groupe AGÉCO (2015), est comparé avec des solutions de production qui adopteront des stratégies de circularité identifiées à l'étape 1.

Le système de référence se caractérise par un apport mixte d'engrais minéraux et organiques comme suit :

- *Apports* : mixtes d'engrais minéraux (84,4 % du N appliqué) et d'engrais organiques (15,6 % du N appliqué);
- *Engrais minéraux* : ammoniac anhydre (82-0-0), en N; DAP (18-46-0), en N; MAP (11-52-0), en N; nitrate d'ammonium (27,5-0-0), en N; solution azotée (32-0-0), en N; sulfate d'ammonium (21- 0-0), en N; urée (46-0-0), en N.
- *Engrais organiques* : lisier de bovin de boucherie, en N; fumier de bovin de boucherie, en N; lisier de bovin laitier, en N; fumier de bovin laitier, en N; lisier de porc, en N; lisier et fumier de volaille, en N.

Pour chaque stratégie, plusieurs scénarios d'approvisionnement et niveaux d'intensité sont testés en fonction de ce qui a été déterminé pour chaque stratégie d'ÉC.

2.2.5 Sources des données d'inventaire du cycle de vie

Le détail des sources de données peut être consulté dans l'étude originale (CIRAIG et Groupe AGÉCO, 2015). La base de données d'arrière-plan a été mise à jour par rapport à l'étude originale, étant donné que ecoinvent v3.8 est la base de données utilisée. Les principales hypothèses utilisées pour modéliser les différents systèmes sont : a) Le rendement n'est pas affecté par la modification de la source en azote, la dose appliquée restant la même; b) Les résidus utilisés dans les différentes stratégies de circularité sont considérés comme enfouis.

2.2.6 Évaluation des impacts environnementaux

La méthodologie d'évaluation des impacts du cycle de vie (ÉICV) IMPACT World+ 2.0 (Bulle et collab., 2019) sera utilisée pour cette étude en raison du caractère complet des catégories de problèmes incluses, de la mise à jour fréquente des facteurs de caractérisation et de l'agrégation des catégories de problèmes en aires de protection (ressources, qualité

des écosystèmes et santé humaine). Cette agrégation simplifie la compréhension des résultats par des non-initiés à l'ACV, en plus de permettre une évaluation rapide des principaux enjeux environnementaux potentiels associés aux systèmes à l'étude, et facilite la communication des résultats et la prise de décision.

Étant donné que c'est sur la base de cette catégorie d'impact que les stratégies d'ÉC ont été identifiées, l'indicateur de *midpoint Changement climatique*, qui est normalement inclus dans les aires de protection *Santé humaine* et *Qualité des écosystèmes*, est présenté séparément dans un second temps. À côté de ces résultats, les résultats pour les aires de protection sont présentés sans la contribution de cet indicateur.

2.2.7 Interprétation

Cette dernière phase de l'ACV permet de discuter les résultats obtenus à la suite de l'ÉICV et de les mettre en perspective. Les résultats présentés à la section 3 sont appuyés sur une analyse complète et approfondie des données d'inventaire et de l'ÉICV. Cela comprend notamment des analyses de la qualité des données d'inventaire, de cohérence et de complétude, ainsi que de sensibilité et de scénarios. La méthodologie employée pour l'analyse et l'interprétation des données est résumée dans les sous-sections qui suivent. Mais, d'abord, une précision est donnée quant à l'analyse de l'inventaire.

Analyse de l'inventaire

En accord avec la norme ISO 14044 Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Exigences et lignes directrices, l'ÉICV constitue une interprétation des résultats de l'inventaire du cycle de vie en ayant pour but de mieux en comprendre la portée environnementale. Une analyse de contribution permet également d'identifier les flux d'inventaire qui sont à la source des impacts prédominants.

Évaluation de la qualité des données d'inventaire

La fiabilité des résultats et des conclusions de l'ACV dépend de la qualité des données d'inventaire utilisées. Il est donc important de s'assurer que ces

données respectent certaines exigences spécifiées en accord avec l'objectif de l'étude. Selon la norme ISO, les exigences relatives à la qualité des données devraient au minimum en assurer la validité, ce qui est équivalent ici à leur représentativité quant à l'âge, à la provenance géographique et à la performance technologique. Ainsi, les données utilisées devraient être représentatives de la période définie par l'unité fonctionnelle (2021) et du contexte géographique dans lequel s'inscrivent les systèmes à l'étude (le Québec, plus précisément la région de Lanaudière).

La norme ISO 14044 stipule que les exigences relatives à la qualité des données doivent couvrir les éléments suivants : a) les facteurs temporels; b) la géographie; c) la technologie; d) la fidélité; e) la complétude; f) la représentativité; g) la cohérence; h) la reproductibilité; i) les sources et j) l'incertitude des informations.

Les éléments a), b), c), f) et i) sont couverts par les critères de fiabilité et de représentativité. Le critère relatif à la reproductibilité (h) est couvert par la transparence complète des choix effectués dans le cadre de l'étude. Les critères de fidélité (d) et d'incertitude (j) ont été traités par le biais des analyses d'incertitude. En ce qui a trait à la complétude (e), définie par la norme ISO (année) comme le « pourcentage des flux mesurés et estimés » (p. x), il est pratiquement impossible d'évaluer ce pourcentage puisque le nombre de flux totaux réels est inconnu. Finalement, pour le critère de cohérence (g), les méthodologies de construction/collecte des données employées dans le cas des données de la base ecoinvent peuvent être considérées comme cohérentes.

Analyse de sensibilité

Plusieurs paramètres utilisés lors de la modélisation des systèmes présentent une certaine incertitude, plus particulièrement liée aux hypothèses et aux modules de données génériques employés. Les résultats obtenus sont liés à ces paramètres et leur incertitude est transférée aux conclusions tirées. À partir des principaux processus/paramètres contributeurs identifiés par l'analyse de qualité des données, une analyse de sensibilité a été effectuée sur les paramètres suivants : la méthode d'ÉICV; la

distance d'approvisionnement des matières résiduelles impliquées dans les stratégies d'ÉC analysées; et l'inclusion du traitement évité par l'implantation des stratégies de circularité.

2.3 Sous-objectif 3 : recommandations

À la lumière des principaux contributeurs aux impacts identifiés, des résultats de l'ACV, de l'influence des différents paramètres qui émergent à la suite de l'ACV et de la réalité de terrain (situation géographique, distance des différentes sources de matières secondaires, etc.), des recommandations concrètes ont été énoncées pour assurer un transfert des connaissances aux producteurs parce que les résultats bruts de l'ACV ne sont pas facilement interprétables tels quels par un non-expert.

3. Résultats

3.1 Sous-objectif 1 : identification des stratégies pertinentes d'ÉC

3.1.1 Principaux contributeurs au changement climatique de la production céréalière dans Lanaudière

En ce qui concerne l'empreinte carbone du maïs-grain, les points chauds qui émergent de l'étude (CIRAIG et Groupe AGÉCO, 2015) sont les suivants (voir figure 1) : a) les opérations au champ (53 %); b) la production des entrants (22 %); et c) les opérations à la ferme (20 %).

Les opérations au champ sont dominées par les émissions d'oxyde nitreux (N₂O) issues de la décomposition des engrais minéraux. Ces émissions représentent à elles seules 42 % des impacts totaux. Elles incluent également l'utilisation de la machinerie (travail du sol, semis, fertilisation et traitement phytosanitaire) et les autres émissions découlant de l'application des engrais minéraux et organiques et des pesticides qui, ensemble, totalisent 11 % des impacts.

Concernant la production des entrants, la production d'engrais minéraux génère l'essentiel des impacts observés.

Enfin, les émissions de GES des opérations à la ferme sont principalement dues au séchage des grains et sont causées quasi uniquement par la combustion du gaz naturel utilisé pour le séchage.

Ces éléments pointent vers la nécessité de prioriser des stratégies innovantes pour la fertilisation et pour le séchage des grains.

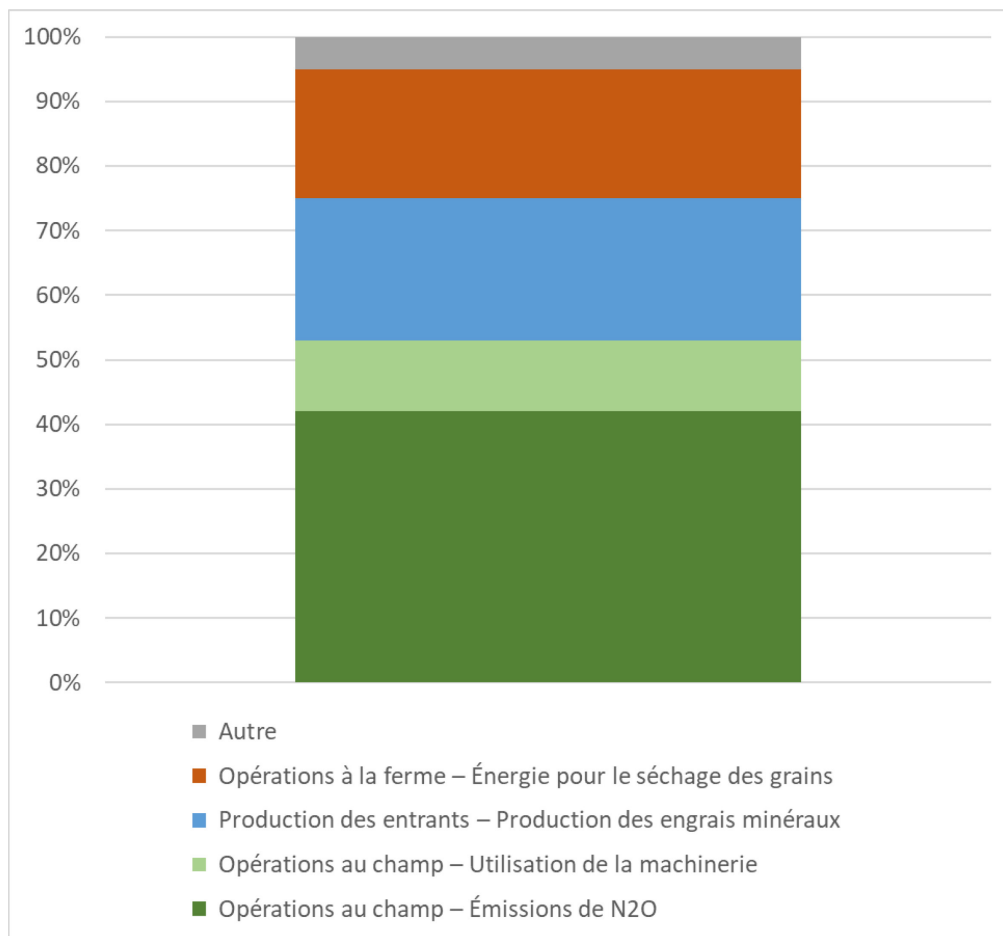


Figure 1 - Principaux contributeurs au changement climatique de la production de maïs au Québec
Source : adapté de CIRAIG et Groupe AGÉCO, 2015

3.1.2 Stratégies d'ÉC potentiellement pertinentes pour réduire l'empreinte carbone de la production de grains

À la lumière des stratégies existantes d'ÉC en agriculture et des données compilées dans le cadre de l'étude de caractérisation de la filière bioalimentaire dans Lanaudière réalisée par le CTTÉI (2022), les stratégies circulaires envisageables pour la fertilisation sont les suivantes : a) l'utilisation de fumiers et/ou lisiers d'animaux comme MRF; b) l'utilisation

de résidus de végétaux comme fertilisants; c) la fertilisation des terres avec les eaux usées traitées; d) l'utilisation des déchets alimentaires comme MRF; e) l'utilisation des boues de papeteries comme MRF; et f) l'utilisation du lactosérum pour fertilisation des champs.

Les stratégies circulaires possibles pour le séchage des grains sont les suivantes : a) la production de biogaz à partir de fumier et son utilisation pour le séchage des grains; b) la production de biogaz à

partir de boues de station d'épuration et son utilisation pour le séchage des grains ; et c) le recyclage et la réutilisation des surplus énergétiques à la ferme pour le séchage des grains.

3.1.3 Stratégies les plus pertinentes pour les producteurs céréaliers partenaires

D'une façon générale, les producteurs ayant participé aux consultations se méfient de certaines MRF : ils craignent de contaminer leur sol et leurs cultures. À titre d'exemple, un producteur a expérimenté l'utilisation des boues de papeteries comme MRF pendant plusieurs années et a relaté, pendant l'atelier, qu'au fur et à mesure, ses productions céréalières se desséchaient et que ses rendements étaient très réduits. Une analyse détaillée des organismes vivants dans son sol a mis en lumière que les champignons n'y étaient présents qu'à 20 %, contre 80 % pour les bactéries (un ratio de 50-50 étant observé les années précédentes). Le producteur a donc stoppé l'utilisation des boues de papeteries et tente depuis d'améliorer la santé de son sol.

Les producteurs sont très sensibles à de tels facteurs pouvant jouer sur la rentabilité de leurs cultures et sur la durabilité du système écologique, car leur santé financière en dépend : une mauvaise récolte a des répercussions très importantes.

D'autre part, ils nous ont fait part du fait qu'ils ne choisiront pas les mêmes pratiques selon que les céréales sont produites pour une alimentation humaine ou animale, et selon que leurs productions sont biologiques ou non. Ils ont donc chacun une « classification » des MRF en fonction de leur provenance, du secteur émetteur et du risque de contamination qu'ils estiment « a priori ». Certains producteurs ne veulent s'approvisionner qu'auprès d'autres producteurs agricoles (p. ex., avec les fumiers de poules). D'autres considèrent comme acceptable l'utilisation de compost issu de la filière résidentielle, voire industrielle, selon le type d'industrie. Les producteurs intéressés estiment que le compost étendu peut remplacer environ 10 % de fertilisants azotés et que son action est aussi bénéfique pour stabiliser le sol.

D'une façon générale, l'atelier a mis en lumière que de mauvaises expériences vécues par des producteurs avec l'utilisation de certaines MRF peuvent devenir un écueil à l'usage des autres MRF plus globalement. Il y a eu moins de préoccupations en ce qui concerne la source des matières secondaires dans le cas de la production de biogaz pour le séchage puisque la santé du sol n'est pas en jeu.

À la lumière des échanges au cours de l'atelier, nous avons priorisé les stratégies suivantes, perçues comme plus sécuritaires et acceptables par les producteurs céréaliers :

- *Stratégie 1* : Épandage de MRF d'origine agricole pour remplacer les fertilisants azotés;
- *Stratégie 2* : Utilisation de compost pour remplacer les fertilisants azotés;
- *Stratégie 3* : Utilisation de biogaz pour remplacer le gaz naturel lors du séchage des grains.

3.2 Sous-objectif 2 : analyse de la performance environnementale des stratégies d'ÉC identifiées

3.2.1 Définition des scénarios d'ACV correspondant aux 3 stratégies d'ÉC identifiées

Dans cette section, les scénarios d'ACV correspondant aux trois stratégies pertinentes retenues sont définis, puis analysés et comparés au statu quo.

Stratégie 1 : Plus forte part d'engrais organiques (MRF) dans les apports fertilisants

Dans le cas des stratégies 1 et 2, différents scénarios de fertilisation sont étudiés :

Scénario d'agriculture biologique [Sc. 1 bio (N)] :

- Seuls les apports en N sont contraints;
- 100 % de la charge fertilisante en N de référence est appliquée au moyen des seuls engrais organiques de l'étude de référence (fumiers et lisiers) et dans les mêmes proportions entre eux que dans le scénario de référence;

- La distance d’approvisionnement est considérée la même (10 km – cas de fermes avoisinantes).

Scénario d’agriculture très raisonnée [Sc. 2 très raisonnée (N)] :

- Seuls les apports en N sont contraints;
- 80 % de la charge fertilisante de référence est appliquée au moyen des seuls engrais organiques de l’étude de référence;
- Les proportions entre engrais organiques sont les mêmes que celles du scénario de référence;
- Le complément (20 %) est apporté par les mêmes engrais minéraux et dans les mêmes proportions entre eux que le scénario de référence.

Scénario d’agriculture raisonnée [Sc. 3 raisonnée (N)] :

- Seuls les apports en N sont contraints;
- 50 % de la charge fertilisante de référence est appliquée au moyen des seuls engrais organiques de l’étude de référence;
- Les proportions entre engrais organiques sont les mêmes que celles du scénario de référence;
- Le complément (50 %) est apporté par les mêmes engrais minéraux et dans les mêmes proportions entre eux que le scénario de référence.

Scénario d’agriculture intensive [Sc. 4 intensive (N)] :

- Seuls les apports en N sont contraints;
- 100 % de la charge fertilisante de référence est appliquée au moyen des seuls engrais minéraux de l’étude de référence, et dans les mêmes proportions entre eux que le scénario de référence.

En ce qui concerne les sources de données d’inventaire, les principales hypothèses utilisées pour modéliser les scénarios de la stratégie 1 sont les suivantes :

- La distance d’approvisionnement des MRF reste la même, quelle que soit la quantité appliquée²;
- La part d’azote des différentes MRF disponible la première année n’est pas affectée par la dose appliquée;

- Le rendement n’est pas affecté par la modification de la source en N, la dose appliquée restant la même.

Stratégie 2 : Utilisation de compost dans les apports fertilisants

En ce qui concerne les sources de données d’inventaire, les principales hypothèses utilisées pour modéliser les scénarios de la stratégie 2 sont les suivantes :

- La distance d’approvisionnement des MRF reste la même, quelle que soit la quantité appliquée²;
- La part d’azote des différentes MRF disponible la première année n’est pas affectée par la dose appliquée;
- Le rendement n’est pas affecté par la modification de la source en N, la dose appliquée restant la même;
- Le compostage de matières résiduelles est fait de façon industrielle. La composition en NPK du compost résultats est de 1-1-1 et reste constante pour tous les cas. La quantité maximale de compost appliquée est de 30 t/ha (matière humide), avec un taux de conversion de matières organiques en compost de 0,5 kg compost par kg de matières organiques compostées. Puisque cette quantité n’est pas suffisante pour combler les besoins des plantes en nutriments, le reste est compensé par des MRF ou par des fertilisants chimiques.

Stratégie 3 : Utilisation de biogaz pour le séchage des grains

Dans le cas de la stratégie 3, quatre matières résiduelles pour la production du biogaz sont étudiées comme scénarios : a) des huiles usées; b) des boues de station d’épuration d’eaux usées; c) du fumier; et d) un mélange de déchets organiques incluant des déchets de table, des déchets agricoles et/ou des résidus de jardins et parcs.

En ce qui concerne les sources de données d’inventaire, les principales hypothèses utilisées pour modéliser les scénarios de la stratégie 3 sont les suivantes :

- Le biogaz n'est utilisé que pour le séchage du grain. Il est produit à partir de déchets hors ferme;
- Pour toutes les options étudiées, on utilise l'approche cut-off, ce qui implique l'utilisation de déchets sans charge environnementale associée, mais la charge associée au processus de production du biogaz (digestion anaérobie) y est incluse;

Le digestat résultant de la production de biogaz est considéré comme enfoui.

3.2.2 Évaluation de la performance environnementale des stratégies identifiées

Voici les principales conclusions de l'analyse de la performance environnementale des trois stratégies identifiées (voir annexe 1 pour une analyse détaillée).

Stratégie 1

La figure 2 compare la performance environnementale des scénarios intégrant la stratégie 1 (remplacement des engrais par des MRF) avec celle du cas de référence.

L'indicateur *Changement climatique* considéré seul (voir figure 2.2) met en lumière une réduction d'impacts par rapport au scénario de référence de 2 % à 6 % pour les scénarios avec une utilisation accrue d'engrais organiques et de 6 % dans le cas où tout l'engrais appliqué est d'origine organique [Sc. 1 bio (N)]. Cette réduction est due essentiellement à la diminution des impacts de la production des engrais minéraux dans les scénarios où ils sont remplacés par des engrais organiques.

Cependant, quand on modélise les impacts de l'indicateur *Changement climatique* sur les dommages et qu'on l'intègre aux dommages sur la santé humaine et sur la qualité des écosystèmes (voir figure 2.1), cette performance intéressante de l'empreinte carbone est contrebalancée. D'une part, les émissions d'ammoniac augmentent – avec l'utilisation des MRF, ce qui contribue à la fois aux dommages sur la santé humaine (problèmes respiratoires) et sur la qualité des écosystèmes (acidification). D'autre part, le transport augmente. Bien que l'approvisionnement en MRF soit local, leur teneur en azote est plus faible que celle des engrais minéraux, donc le volume à transporter augmente. Il n'y a donc pas de réduction significative des dommages sur ces deux axes de protection.

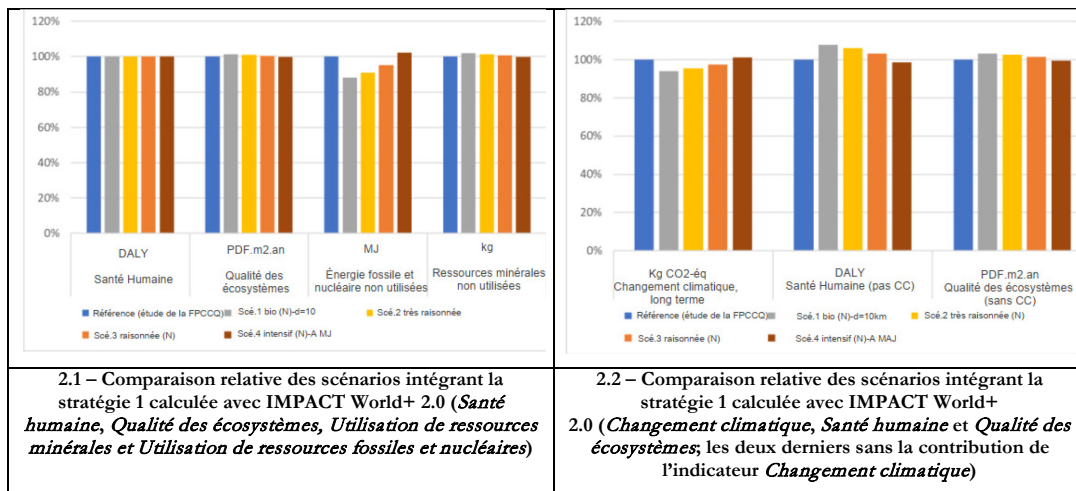


Figure 2 - Comparaison relative des scénarios intégrant la stratégie 1 calculée avec IMPACT World+ 2.0

Stratégie 2

La figure 3 compare la performance environnementale des scénarios intégrant la stratégie 2 (utilisation de compost) avec celle du cas de référence.

L'indicateur *Changement climatique* considéré seul met en lumière une augmentation de 52 % à 58 % des impacts par rapport au scénario de référence. L'augmentation est due à la fois au processus de compostage lui-même (qui émet du méthane) et au transport accru de matières organiques. (Le compost a une teneur encore plus faible en azote que les MRF, donc

deux transports sont à prévoir : un premier de la source vers le lieu de compostage, puis un second du lieu de compostage vers le champ.) La teneur en nutriments du compost étant très faible, les quantités d'engrais minéraux substituées (et la réduction des émissions de GES associées) sont très faibles et ne compensent pas les impacts générés par la production et par le transport du compost.

Cette augmentation des impacts pour la catégorie *Changement climatique* se répercute directement sur les dommages sur la *Santé humaine* et sur la *Qualité des écosystèmes*.

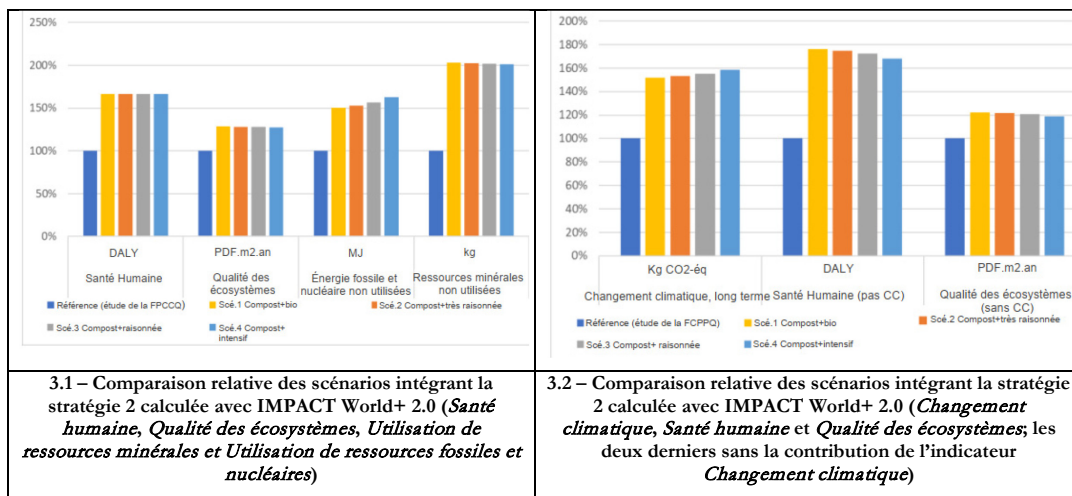


Figure 3 - Comparaison relative des scénarios intégrant la stratégie 2 calculée avec IMPACT World+ 2.0

Stratégie 3

La figure 4 compare la performance environnementale des scénarios intégrant la stratégie 3 (utilisation de biogaz pour le séchage des grains) avec celle du cas de référence. Les scénarios représentent différents déchets utilisés pour la production du biogaz : fumiers et lisiers, huiles usées, boues de station d'épuration d'eaux usées et déchets verts.

L'indicateur *Changement climatique* considéré seul met en lumière une réduction de 10 % à 13 % des impacts par rapport au scénario de référence, ce qui

est dû aux émissions de CO₂ biogénique à la place du CO₂ fossile. Les émissions de GES lors de la digestion anaérobie et la quantité de matières nécessaires pour la production du biogaz sont les paramètres différenciateurs entre les différents scénarios avec biogaz. Les boues de station d'épuration constituent la ressource avec le score d'impact le plus faible.

Cette diminution des impacts pour la catégorie *Changement climatique* se répercute directement sur les dommages sur la *Santé humaine* et sur la *Qualité des écosystèmes*.

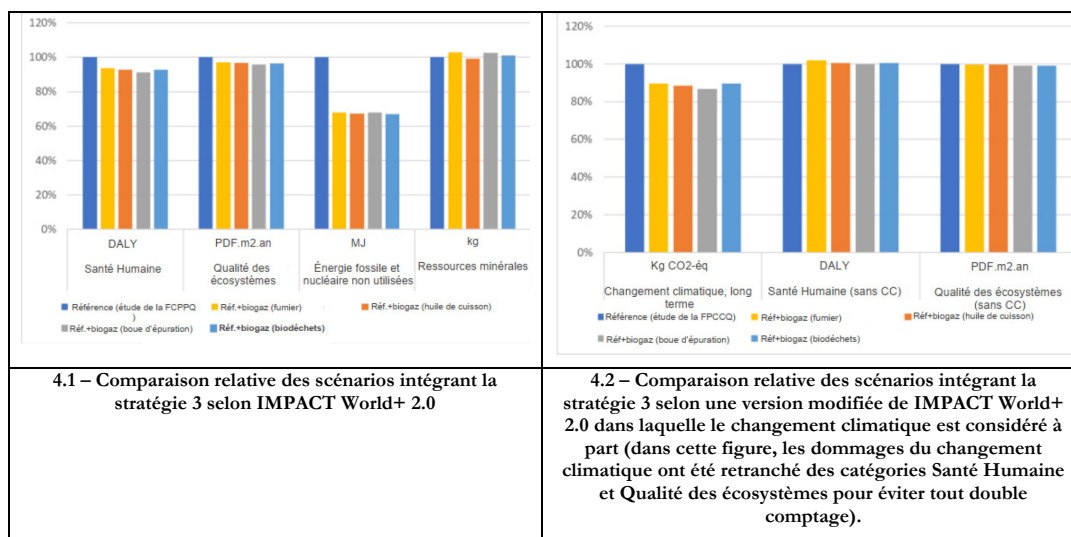


Figure 4 - Comparaison relative des scénarios intégrant la stratégie 3 calculée avec IMPACT World+ 2.0

3.2.3 Qualité des données d'inventaire

La qualité des données d'inventaire a été évaluée de façon qualitative en considérant deux critères : la fiabilité (niveau de confiance dans les quantités des flux de matière, d'énergie et d'émissions utilisés pour la modélisation des systèmes) et la représentativité (niveau de confiance dans les processus utilisés pour la modélisation). L'évaluation de chaque élément des systèmes étudiés a été comparée à la contribution aux impacts desdits éléments.

À partir de ces analyses, il a été possible de constater qu'advenant qu'une ACV détaillée soit effectuée, certaines données jugées comme étant de qualité moyenne ou faible ne devront pas faire l'objet d'effort supplémentaire de collecte puisque leur influence sur le système serait faible et que l'effort prodigué ne modifierait pas les résultats.

Les principales données à améliorer pour augmenter la robustesse des résultats sont liées aux processus/paramètres suivants :

- les processus de compostage et leurs émissions associées;
- la prise en compte des voies de gestion/valorisation déplacées pour les déchets utilisés dans les différentes stratégies.

Certains de ces processus, jugés particulièrement influents sur les résultats, ont été testés en analyse de sensibilité.

3.2.4 Analyses de sensibilité

Les limites de ces analyses sont essentiellement liées au caractère incomplet et plus ou moins valide de l'inventaire et des hypothèses liées aux frontières du système. En effet, certains processus initialement inclus dans le cycle de vie ont dû être estimés, principalement par manque d'informations primaires les concernant. L'inclusion et/ou l'augmentation de la validité de certains processus dans l'inventaire modifierait assurément les résultats de l'analyse. Il est donc important d'évaluer dans quelle mesure ces modifications pourraient inverser les conclusions obtenues, en particulier si les processus exclus ou estimés sont différents pour les options comparées et/ou concernent des éléments qui semblent avoir le plus d'influence sur les résultats. Aussi, lors de l'établissement des frontières et de l'inclusion de la multifonctionnalité, certains choix peuvent affecter les conclusions de l'étude.

Trois analyses de sensibilité ont été effectuées pour vérifier l'influence des hypothèses de modélisation sur les conclusions de l'étude. Nous résumons ici les principales conclusions de ces analyses (voir annexe 2 pour des analyses de sensibilité détaillées).

Analyse de sensibilité 1 : méthode d'évaluation des impacts de cycle de vie (méthode ReCiPe)

Les résultats obtenus par la méthode ReCiPe confirment généralement ceux obtenus avec IMPACT World+ 2.0 et attestent de leur robustesse.

Analyse de sensibilité 2 : distance d'approvisionnement des déchets (stratégies 1 et 3)

Deux des données clés lors de l'utilisation des MRF ainsi que de la production de compost et de biogaz sont l'origine des déchets et la distance parcourue jusqu'au lieu de transformation et du lieu de transformation jusqu'au champ. Afin de tester la sensibilité de ces paramètres sur les conclusions, plusieurs distances (30, 50 et 100 km, au lieu de 10 km) ont été testées pour les stratégies 1 et 3. (La stratégie 2 a été exclue puisque les conclusions ne changeront pas avec une augmentation de la distance.)

La figure 5.1 montre les résultats de l'analyse de sensibilité pour le scénario 1 (en se concentrant sur le scénario d'agriculture biologique, qui a la meilleure performance environnementale) quand la distance de transport augmente. À partir de 30 km, le score du scénario d'agriculture biologique égale celui du scénario de référence pour l'indicateur Changement climatique (qui était le seul – hormis l'indicateur Utilisation de ressources minérales et Utilisation de ressources fossiles et nucléaires – pour lequel le scénario 1 performait mieux que le scénario de référence). Pour la stratégie 3 (scénario avec biogaz à partir de boues de station d'épuration), la figure 5.2 montre qu'à partir de 100 km, le score égale celui du scénario de référence pour l'indicateur Changement climatique.

Cette analyse de sensibilité permet de montrer l'importance d'un approvisionnement le plus local possible.

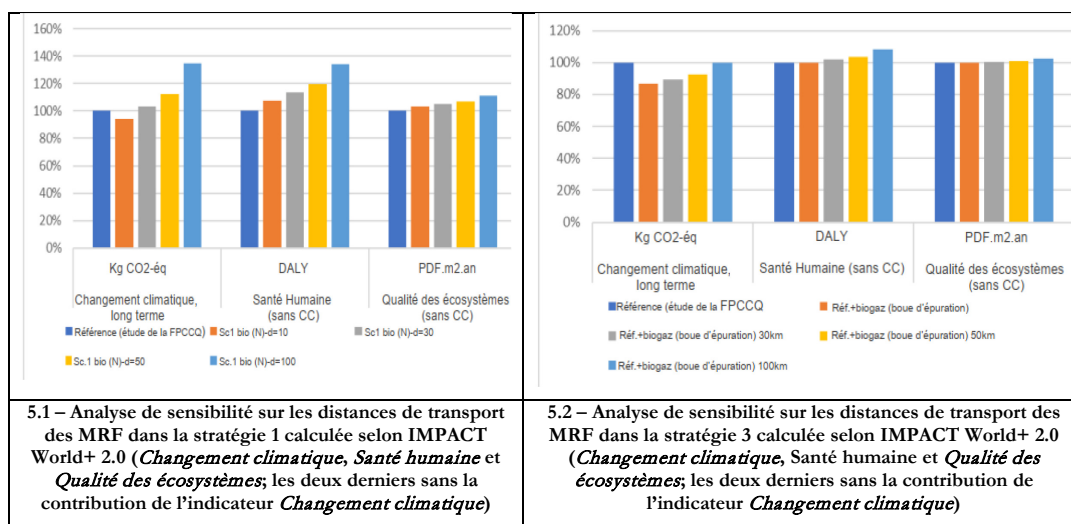


Figure 5 - Analyse de sensibilité sur les distances de transport des MRF dans les stratégies 1 et 3

Analyse de sensibilité 3 : inclusion du traitement évité par l'implantation des stratégies de circularité

Étant donné le contexte d'ÉC de cette étude, il faut considérer que les déchets qui entrent dans des boucles de circularité vont éviter d'être enfouis ou stockés. L'hypothèse initiale considère les déchets sans impacts et ne tient donc pas compte des impacts de traitement en fin de vie évités.

Dans cette analyse de sensibilité, nous incluons dans le système la fonction de traitement de déchets évités. (Par exemple, dans la stratégie 3, le scénario de référence n'inclut pas seulement la production de 1 kg de maïs, mais aussi la gestion des déchets utilisés dans la production de biogaz, gestion qui sera évitée grâce à la stratégie de circularité.)

Dans tous les cas, la pire situation est choisie pour modéliser la gestion des déchets, c'est-à-dire que les déchets sont considérés comme gérés en fin de vie sans valorisation (enfouis ou stockés). Dans le cas des MRF valorisées dans la stratégie 1, on considère que les fumiers et lisiers sont stockés par lagunage ou dans des puits secs. Les données utilisées pour la modélisation ainsi que les technologies utilisées proviennent de la World Food Database (Nemecek et collab., 2015). Celles utilisées pour la modélisation de la gestion des déchets organiques dans le cas du scénario 2 ainsi que les technologies utilisées proviennent de la base ecoinvent.

La figure 6 montre les résultats de l'analyse de sensibilité pour les trois scénarios. La prise en compte du

traitement des déchets évités grâce aux stratégies de circularité modifie complètement les conclusions de l'étude et rend l'ensemble des stratégies de circularité bien plus performantes, par rapport à ce qui a été présenté dans la section 3.2.2. Cette analyse illustre l'importance d'inclure la fonction secondaire de gestion de déchets lors de l'analyse des stratégies de circularité et de bien comprendre quel était le sort initial des déchets avant la mise en place de la stratégie. Par exemple, le bénéfice environnemental associé à l'utilisation d'un lisier qui aurait dû être stocké par lagunage aura une meilleure performance environnementale que s'il était destiné à être utilisé comme MRF dans un autre champ.

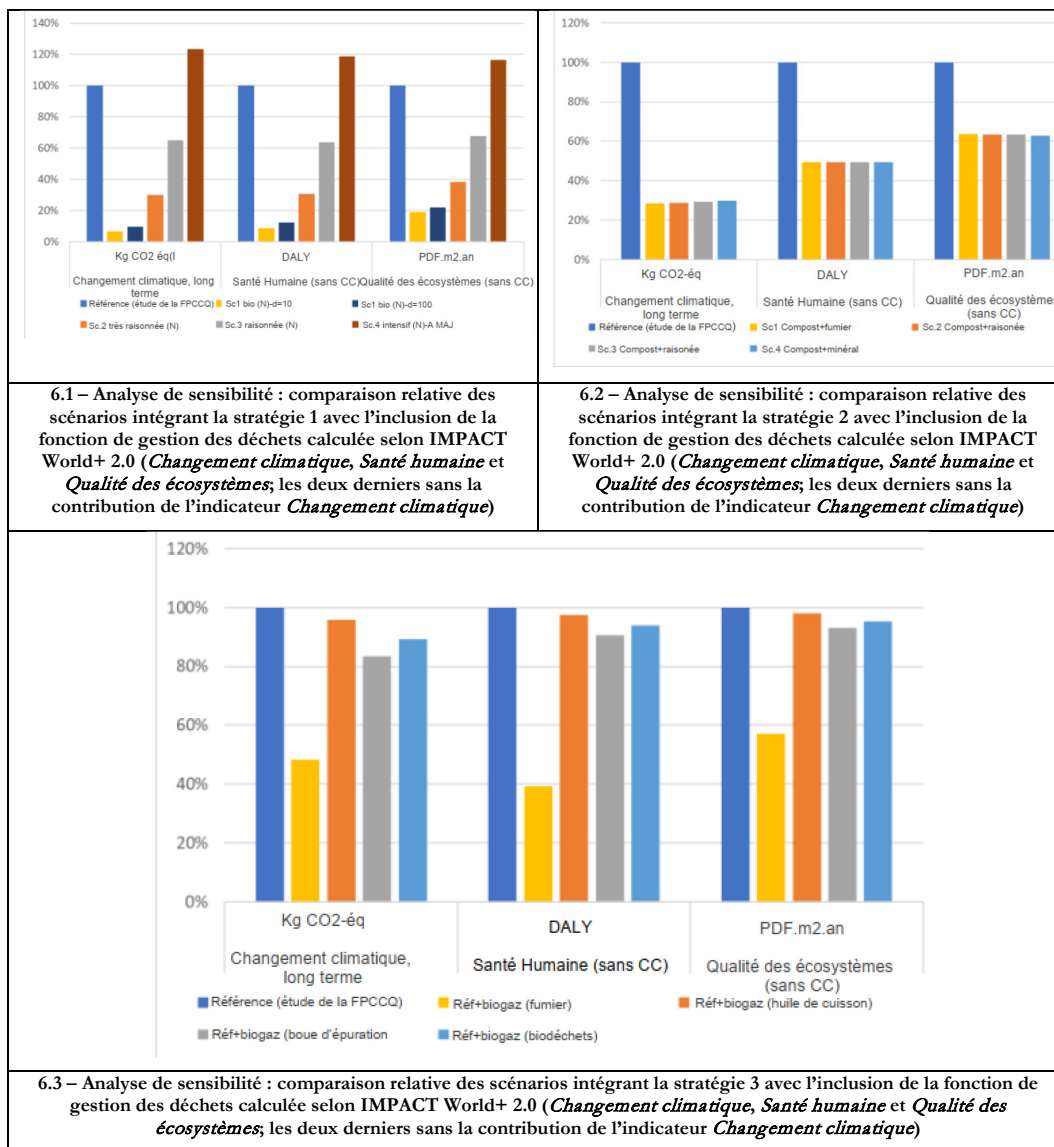


Figure 6 - Analyse de sensibilité : comparaison relative des scénarios intégrant les stratégies 1, 2 et 3 avec l'inclusion de la fonction de gestion des déchets

3.2.5 Analyses de sensibilité

Cette ACV vise à étudier les impacts de l'implantation de différentes stratégies de circularité dans la production de maïs-grain afin de pouvoir donner des recommandations à l'échelle régionale (Lanaudière). Toutes conclusions tirées de cette étude hors de son contexte original doivent être évitées.

Applications

Les résultats pourront être utilisés pour : a) cibler les forces et les faiblesses de chacune des stratégies et identifier les conditions pour lesquelles l'une semble préférable à l'autre; et/ou b) établir les paramètres clés de chaque stratégie.

Limites

Les principales limites pouvant être soulevées concernent :

- La validité des hypothèses relatives au cycle de vie des systèmes étudiés, notamment en ce qui concerne :
- les quantités et les ratios de compost utilisables comme option aux engrais minéraux;
- le traitement de la multifonctionnalité des stratégies de circularité;
- La complétude et la validité des données d'inventaire, en particulier :
- l'utilisation de données secondaires pour modéliser l'implantation des stratégies et la modélisation des moyens de gestion de fin de vie des déchets lors de l'analyse de sensibilité;
- l'exclusion de certaines émissions associées à l'utilisation de MRF et de compost, notamment de métaux et autres substances répandus dans le sol lors de l'épandage;
- la complétude et la validité de la méthode d'évaluation des impacts utilisée, entre autres parce qu'elle ne couvre pas toutes les substances inventoriées, ni tous les impacts environnementaux associés aux activités humaines. Notamment, l'interprétation des résultats de la caractérisation ne peut se baser que sur les résultats obtenus, c'est-à-dire sur les substances pour lesquelles il existe, dans la base de données des méthodes, des facteurs de caractérisation qui convertissent les flux élémentaires inventoriés en unités d'indicateurs d'impact et de dommage. Or, plusieurs flux élémentaires n'ont pu être convertis en scores d'impact puisqu'aucun facteur de caractérisation n'était disponible. Ils n'ont donc pas été considérés lors de la phase d'évaluation des impacts potentiels.

Contrairement à l'analyse de risque environnemental conduite dans un contexte réglementaire et qui utilise une approche basée sur le principe de précaution, l'ACV tente de fournir la meilleure estimation possible (Udo de Haes et collab., 2002). En effet, l'ÉICV tente de représenter le cas le plus probable, c'est-à-dire que les modèles utilisés, soit les modèles de transport et de devenir des contaminants dans l'environnement et d'effet toxique sur les récepteurs biologiques, ne tentent pas de maximiser l'exposition et le dommage environnemental (approche du scénario catastrophe), mais bien d'en représenter un cas moyen. Enfin, il convient de rappeler que les résul-

tats de l'ACV présentent des impacts environnementaux potentiels et non réels.

3.3 Sous-objectif 3 : recommandations pour les producteurs partenaires du projet

3.3.1 Éléments clés à prendre en compte dans la mise en œuvre des stratégies d'ÉC

Ce projet a permis d'identifier les principaux contributeurs aux émissions de GES du cycle de vie de la production des céréales : a) les opérations au champ (émissions de N₂O issues de la fertilisation : 53 %); b) la production des intrants (engrais minéraux : 22 %) ; et 3) les opérations à la ferme (énergie pour séchage : 20 %). Nous avons proposé des stratégies d'ÉC pour réduire ces émissions. Lors de l'analyse de ces stratégies, certaines conditions importantes ont été mises en lumière pour s'assurer qu'elles constituent une réelle diminution des émissions de GES et des autres impacts environnementaux.

Pour la stratégie 1 : épandage de MRF pour remplacer les fertilisants azotés

Un des déterminants les plus importants de la performance environnementale de cette stratégie de circularité est la distance sur laquelle il faut transporter les MRF. Au-delà d'une certaine distance (qui dépend du type d'engrais organique), tout le bénéfice environnemental de chacune de ces stratégies est perdu. Avec l'hypothèse d'une distance de 10 km, accroître la valorisation d'engrais organiques provenant de fermes environnantes comme matières fertilisantes au détriment des engrais minéraux de synthèse permet une diminution de l'empreinte carbone de 2 % à 6 %, selon le scénario, par rapport au scénario de référence. La réduction d'impacts la plus élevée est observée dans le cas où tout l'engrais appliqué est d'origine organique et provient d'un producteur biologique. A contrario, une production intensive basée sur des apports 100 % minéraux représente une augmentation de l'empreinte carbone de 1 % par rapport au scénario de référence (puisque,

dans la situation moyenne actuelle, il y a déjà une certaine proportion d'engrais organiques utilisés). Pour un engrais organique – celui qui a la meilleure performance environnementale –, la distance limite au-delà de laquelle le transport annule tous les bénéfices de l'utilisation de l'engrais organique est de 50 km. Cette distance diminue pour des fertilisants organiques de moindre performance environnementale. Si un producteur choisit cette stratégie, il sera important de choisir une source d'approvisionnement en MRF la plus proche possible de la ferme.

Pour la stratégie 2 : utilisation de compost pour remplacer les fertilisants azotés

Les résultats montrent que les scénarios de compostage présentent de manière générale un score d'impact plus élevé que le scénario de référence. Cela est dû, d'une part, aux émissions de méthane lors du compostage, mais également au fait qu'il faut une quantité très importante d'amendement pour remplacer une petite quantité d'engrais. Par contre, si on tient compte des impacts évités de la gestion des déchets compostés, la stratégie devient bénéfique pour l'environnement. Cependant, puisqu'il faut des quantités bien plus importantes de compost que d'engrais organiques pour remplacer la même quantité d'engrais synthétique, le transport du compost est un déterminant encore plus important ici. Si un producteur choisit d'adopter cette stratégie, il sera non seulement essentiel de s'approvisionner en compost le plus près possible de la ferme, mais de trouver un fournisseur qui assure la meilleure gestion possible de son procédé de compostage pour limiter les émissions de méthane.

Pour la stratégie 3 : utilisation de biogaz pour remplacer le gaz naturel lors du séchage des grains

L'utilisation des boues de station d'épuration ou de fumier et leur digestion anaérobie pour la récupération et l'utilisation du biogaz comme substitut du gaz naturel lors du séchage des grains et du digestat pour l'amendement agricole semblent une stratégie prometteuse afin de réduire l'empreinte carbone de la production de grains. Les résultats indiquent une réduction respective de 13 % et

10 % des GES pour ces deux scénarios. (Les boues de station d'épuration représentent le scénario le plus avantageux.) Dans ce cas-là également, la distance à parcourir entre le gisement et la ferme a une influence importante sur la performance environnementale de la stratégie de circularité, mais il faut parcourir une distance plus grande pour annuler le bénéfice environnemental de cette stratégie : plus de 100 km pour le scénario avec du biogaz produit à partir de fumier.

Remarque : Le choix par le producteur d'une stratégie ne l'empêche pas d'en adopter une autre en parallèle. Par exemple, un scénario combinant l'utilisation de fumier et de biogaz à partir de boues de station d'épuration obtenus tous deux dans un rayon de 10 km autour de la ferme réduirait l'empreinte carbone de la production de grains de 25 %.

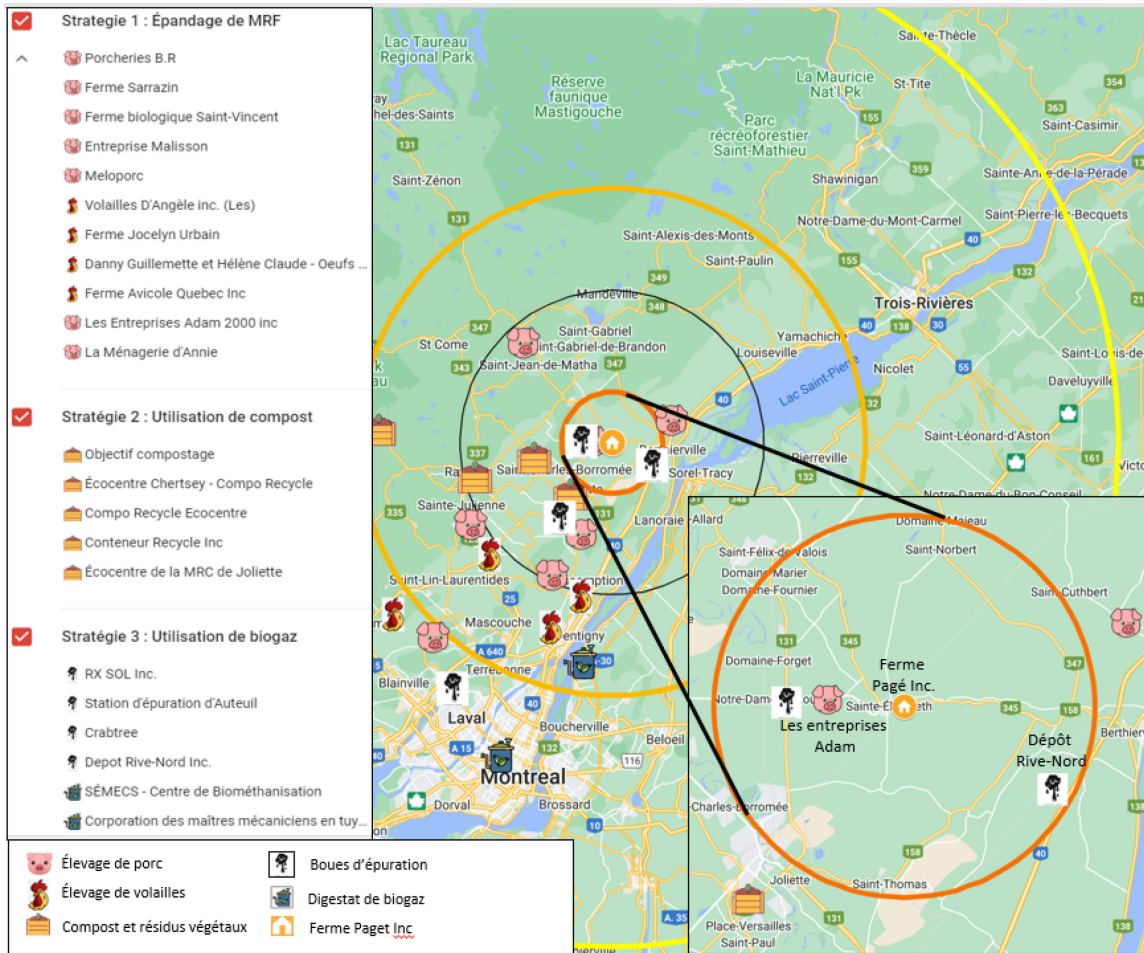
3.3.2 Un exemple : nos recommandations pour la ferme N. J. Pagé inc.

À la lumière de ces résultats, nous proposons en guise d'exemple quelques recommandations à la Ferme N. J. Pagé inc., un des partenaires du projet, en tenant compte de sa situation géographique et des gisements de matières résiduelles autour de la ferme.

Étant donné l'importance clé de la distance des gisements de matières résiduelles à la ferme, nous avons procédé dans un premier temps à l'identification de ces gisements et à leur positionnement sur une carte (voir figure 7 et carte interactive en suivant [ce lien](#)). Sur cette carte, nous avons positionné les sources potentielles de fumiers, de boues de station d'épuration, de résidus végétaux, de digestats et de matières organiques potentiellement enfouies. Selon l'étude du CTTÉI (2022), « les résidus non comestibles à l'humain d'origine mixte (principalement des restants de table et retailles de préparation de repas d'origine végétale et animale) représentent 92 % de toutes les matières organiques enfouies » (p. 49). Nous avons donc considéré les restaurants à proximité de la ferme comme des sources potentielles de matières organiques enfouies.

Remarque : Tous les gisements identifiés sur la figure 7 sont des gisements potentiels. Il faudrait vérifier auprès de chacun la disponibilité et la quantité de matières résiduelles. Par ailleurs, il serait important de connaître le sort actuel des

matières résiduelles identifiées pour pouvoir modéliser convenablement les impacts évités lorsque ces matières résiduelles sont détournées de leur traitement en fin de vie.



Note : Les cercles concentriques correspondent à des distances de 10 km, 30 km, 50 km et 100 km.

Figure 7 - Cartographie des gisements de matières résiduelles disponibles à proximité de la Ferme N. J. Pagé inc.

Par exemple, si la ferme N. J. Pagé décide de mettre en pratique l'ÉC avec l'idée de réduire les émissions de GES de sa production de maïs, on pourrait lui recommander de combiner : l'utilisation de MRF (fumier, etc.) provenant d'un voisin éleveur aussi proche que possible (stratégie 1); l'utilisation de compost provenant de sources de matières organiques qui seront ainsi détournées de l'enfouissement (stratégie 2); et l'utilisation de biogaz pour remplacer le gaz naturel lors du séchage des grains (stratégie 3) provenant de

sources les plus proches possibles de la ferme.

Les gisements les plus pertinents pour la Ferme N. J. Pagé sont :

- Sa voisine, les Entreprises Adam inc. : Située à 4 km, elle a un élevage de porc et serait donc une source potentielle de lisier à utiliser comme MRF;

- Les restaurants de Joliette : Il en existe deux proches : Bâton Rouge Grillhouse & Bar à 10,2 km et Restaurant Chez Henri à 10,4 km, qui sont une bonne source potentielle pour produire du compost, à condition que ceux-ci enfouissent leurs déchets de table et retailles de nourriture, et que cette stratégie permette de détourner ces matières organiques de l'enfouissement;
- L'écocentre Dépôt Rive-Nord : Situé à 9,5 km, ce grand dépôt et centre de transformation de boues et autres déchets de Lanaudière est un candidat potentiel pertinent pour la production de biogaz.

Avec ce scénario, étant donné que les sources de fumier, de compost et de biogaz sont respectivement situées à 4 km, à 10,2 km et à 9,5 km (soit ≤ 10 km de la ferme), la combinaison permettrait potentiellement à la Ferme N. J. Pagé de réduire significativement les émissions de GES de sa production de maïs (de l'ordre de 25 % et plus), à condition qu'elle arrive à obtenir de ces fournisseurs les quantités nécessaires et suffisantes de fumier, de compost (qui remplirait le pourcentage d'engrais minéral requis) et de boues (en quantité suffisante pour produire son biogaz).

Cependant, s'il n'y a pas suffisamment de lisier disponible chez la ferme voisine (les Entreprises Adam inc.), les bénéfices environnementaux s'amenuiseront, s'il faut aller en chercher auprès d'autres fermes plus éloignées (p. ex., la Ferme biologique Saint-Vincent à 12 km, Meloporc à 18,5 km ou la Ferme Sarrazin à 26 km). La ferme N. J. Pagé perdrait alors progressivement les bénéfices environnementaux de sa stratégie circulaire, mais les bénéfices dépasseraient encore les impacts environnementaux du transport, donc ces solutions demeureraient recommandables.

Par contre, l'ACV a montré qu'à partir de 30 km, le score du scénario d'agriculture biologique égalise celui du scénario de référence pour l'indicateur *Changement climatique*. (Les impacts du transport deviennent alors égaux aux bénéfices de la stratégie.) À cet effet, si la Ferme N. J. Pagé doit aller jusqu'aux Porcheries B. R. (30 km), à l'Entreprise Malisson (32 km) ou à La Ménagerie d'Annie (51 km) pour

s'approvisionner en MRF, ses impacts environnementaux et ses émissions de GES deviendront pires qu'avant la mise en œuvre de cette stratégie d'ÉC. Nous recommandons d'éviter d'aller aussi loin pour s'approvisionner en MRF.

Pour ce qui est de la production de biogaz, si la quantité de boues nécessaire n'est pas couverte par l'écocentre Dépôt Rive-Nord (situé à 9,5 km), la Ferme N. J. Pagé pourrait recourir à RX SOL inc., à Crabtree ou à la Station d'épuration d'Auteuil, situées respectivement à 6 km, à 17 km et à 57,5 km. Ces sources de boues sont toutes à l'intérieur d'un rayon de 100 km, rayon qui, selon l'ACV, permet de procurer des bénéfices environnementaux et climatiques.

Conclusion

La quantification de l'empreinte carbone de la production céréalière selon une perspective cycle de vie en amont de l'élaboration des stratégies d'ÉC a permis d'explorer certaines stratégies innovantes non identifiées dans la littérature concernant les stratégies de circularité traditionnellement appliquées dans le secteur agricole (p. ex., l'utilisation de biogaz pour le séchage des grains).

La quantification de l'empreinte environnementale du cycle de vie des trois stratégies sélectionnées a mis en lumière que l'ÉC ne rime pas toujours avec réduction d'impacts et qu'il est absolument essentiel de quantifier les potentiels bénéfices environnementaux (ou le potentiel déplacement d'impacts) quand on souhaite mettre en œuvre de telles stratégies d'ÉC. Les bénéfices environnementaux des trois stratégies analysées dans le cadre de cet article sont conditionnels principalement à la distance de transport des matières résiduelles et au sort original dont elles ont été détournées (procédé de traitement en fin de vie évité).

Les résultats de cette étude seront complétés par des études de cas similaires pour les autres céréales produites dans Lanaudière. Le tout sera intégré dans un outil d'aide à la décision pour les producteurs céréaliers de la région afin de les aider à identifier et à mieux choisir les gisements parmi ceux disponibles dans leur région.

REMERCIEMENTS

Ce projet s'inscrit dans le cadre d'un programme financé par le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ) intitulé *Outiller les producteurs céréaliers dans la prise de décision vers une économie circulaire (Projet LA120656)*, qui vise à créer un outil pour informer les producteurs céréaliers de la région de Lanaudière sur les stratégies circulaires les plus efficaces en performance environnementale. Nous remercions le MAPAQ pour le soutien financier de ce projet, les producteurs agricoles partenaires du projet (la Ferme N. J. Pagé inc., les Entreprises Adam 2000 inc., la Ferme Gross et fils inc., la 9228-5063 Québec inc. et la Ferme Théobald Brisson) pour leur participation très enrichissante à ce projet de recherche ainsi que le Conseil de développement bioalimentaire de Lanaudière pour un accès en primeur à son étude de caractérisation de la filière bioalimentaire dans Lanaudière. Nous remercions également Jolène Gadoury pour sa relecture et ses conseils.

NOTES

- 1 Une approche similaire sera appliquée par la suite pour les autres catégories d'impacts et pour les autres céréales, mais ce n'est pas l'objet du présent article.
- 2 Cette hypothèse est valable dans un contexte de gisement local en excès, mais une analyse de sensibilité sur ce paramètre est effectuée ultérieurement.

RÉFÉRENCES

- Alexandratos, N. et Bruinsma, J. (2012). *World agriculture towards 2030/2050: The 2012 revision* [Notes de recherche n° 12-03]. FAO. <https://www.fao.org/3/ap106e/ap106e.pdf>
- Al-Wahaibi, A., Osman, A. I., Al-Muhtaseb, A. H., Alqaisi, O., Baawain, M., Fawzy, S. et Rooney, D. W. (2020). Techno-economic evaluation of biogas production from food waste via anaerobic digestion. *Scientific Report*, 10, 15719. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-72897-5>
- Bulle, C., Margni, M., Patouillard, L., Boulay, A.-M., Bourgault, G., De Bruille, V., Cao, V., Hauschild, M., Henderson, A., Humbert, S., Kashef-Haghighi, S., Kounina, A., Laurent, A., Levasseur, A., Liard, G., Rosenbaum, R. K., Roy, P.-O., Shaked, S., Fantke, P. et Joliet, O. (2019). IMPACT World+: A globally regionalized life cycle impact assessment method. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24, 1653-1674. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0>
- Centre de transfert de technologie en écologie industrielle (CTTÉI). (2022). *Étude de caractérisation de la filière bioalimentaire de Lanaudière* [Rapport n° AT649]. Conseil de développement bioalimentaire de Lanaudière. https://cdbi.ca/wp-content/uploads/2022/10/RAPPORT-FINAL_ETUDE-CARACTERISATION_2022.pdf
- Chojnacka K., Witek-Krowiak, A., Moustakas, K., Skrzypczak, D., Mikula, K. et Loizidou, M. (2020). A transition from conventional irrigation to fertigation with reclaimed wastewater: Prospects and challenges. *Renewable and Sustain Energy Reviews*, 130, 109959. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109959>
- CIRAIG et Groupe AGÉCO. (2015). *Analyse du cycle de vie pour le secteur des grains du Québec* [Sommaire]. Producteurs de grains du Québec. https://www.pgq.ca/media/199413/depliant_acv_final.pdf
- Fantin, V., Righi, S., Rondini, I. et Masoni, P. (2017). Environmental assessment of wheat and maize production in an Italian farmers' cooperative. *Journal of Cleaner Production*, 40(2), 631-643. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.136>
- Goedkoop, M. J., Heijungs, R. et Huijbregts, M. A. (2008). *ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level*. Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, Pays-Bas. https://www.researchgate.net/publication/302559709_ReCiPE_2008_A_life_cycle_impact_assessment_method_which_comprises_harmonised_category_indicators_at_the_midpoint_and_the_endpoint_level
- ISO (2006b). ISO 14044: Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Exigences et lignes directrices, Organisation internationale de normalisation, 56 p.
- Janik, A., Ryszko, A. et Szafraniec, M. (2020). Greenhouse gases and circular economy issues in sustainability reports from the energy sector in the European Union. *Energies*, 13(22), 5993. <https://doi.org/10.3390/en13225993>
- Kumar Sarangi, P., Subudhi, S., Bhatia, L., Saha, K., Mudgil, D., Prasad Shadangi, K., Srivastava, R. K., Pattnaik, B. et Arya, R. K. (2022). Utilization of agricultural waste biomass and recycling toward circular bioeconomy. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(4), 8526-8539. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-20669-1>

- Leong, H. Y., Chang, C.-K., Khoo, K. S., Chew, K. W., Chia, S. R., Lim, J. W., Chang, J.-S. et Show, P. L. (2021). Waste biorefinery towards a sustainable circular bioeconomy: A solution to global issues. *Biotechnology for Biofuels and Bioproducts*, 14, 87. <https://doi.org/10.1186/s13068-021-01939-5>
- Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC). (2019). *Inventaire québécois des émissions de gaz à effet de serre en 2019 et leur évolution depuis 1990*. Gouvernement du Québec. <https://www.environnement.gouv.qc.ca/changements/gcs/2017/inventaire1990-2017.pdf>
- Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2016). *Bilan 2015 du recyclage des matières résiduelles fertilisantes*. Gouvernement du Québec. https://www.environnement.gouv.qc.ca/matieres/mat_res/fertilisantes/Bilan2015.pdf
- Nemecek, T., Bengoa, X., Lansche, J., Mouron, P., Riedener, E., Rossi, V. et Humbert, S. (2015). *World Food LCA Database. Methodological guidelines for the life cycle inventory of agricultural products* [Version 3.0]. WFLDB, Quantis, Agroscope et Swiss Confederation. https://quantis.com/wp-content/uploads/2017/02/wfldb_methodologicalguidelines_v3.0.pdf
- Ogle, S. M., Alsaker, C., Baldock, J., Bernoux, M., Breidt, F. J., McConkey, B., Regina, K. et Vazquez-Amabile, G. G. (2019). Climate and soil characteristics determine where no-till management can store carbon in soils and mitigate greenhouse gas emissions. *Scientific Reports*, 9, 11665. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47861-7>
- Organisation internationale de normalisation (ISO). (2006a). *ISO 14040 : Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Principes et cadre*. ISO. <https://www.iso.org/obp/ui/fr/#iso:std:iso:14040:ed-2:v1:fr>
- Pedrero, F., Grattan, S. R., Ben-Gal A. et Vivaldi, G. A. (2020). Opportunities for expanding the use of wastewaters for irrigation of olives. *Agricultural Water Management*, 241, 106333. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106333>
- Peña, C., Civit, B., Gallego-Schmid, A., Druckman, A., Caldeira-Pires, A., Weidema, B., Micras, E., Wang, F., Fava, J., Milà i Canals, L., Cordella, M., Arbuckle, P., Valdivia, S., Fallaha, S. et Motta, W. (2021). Using life cycle assessment to achieve a circular economy. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 26, 215-220. <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01856-z>
- Rolewicz-Kalińska, A., Lelcinska-Serafin, K. et Manczarski, P. (2020). The circular economy and organic fraction of municipal solid waste recycling strategies. *Energies*, 13(17), 4366. <https://doi.org/10.3390/en13174366>
- Rossi, G., Mainardis, M., Aneggi, E., Weavers L. K. et Goi D. (2021). Combined ultrasound-ozone treatment for reutilization of primary effluent: A preliminary study. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 700-710. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10467-y>
- Sharma, H. B., Vanapalli, K. R., Samal, B., Sankar Cheela, V. R., Dubey, B. K. et Bhattacharya, J. (2021). Circular economy approach in solid waste management system to achieve UN-SDGs: Solutions for post-COVID recovery. *Science of the Total Environment*, 800, 149605. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149605>
- Smol, M., Adam, C. et Preisner, M. (2020). Circular economy model framework in the European water and wastewater sector. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 22, 682-697. <https://doi.org/10.1007/s10163-019-00960-z>
- Udo de Haes, H. A., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E. G., Hofstetter, P., Jolliet, O., Klopffer, W., Krewitt, W., Lindeijer, E., Muller-Wenk, R., Olsen, S. I., Pennington, D. W., Potting, J. et Steen, B. (2002). *Life-cycle impact assessment: Striving towards best practice*. SETAC Press.
- Yang, M., Chen, L., Wang, J., Msigwa, G., Osman, A. I., Fawzy, S., Rooney, D. W. et Yap, P.-S. (2022). Circular economy strategies for combating climate change and other environmental issues. *Environmental Chemistry Letters*, 21, 55-80. <https://doi.org/10.1007/s10311-022-01499-6>
- Yannopoulos, S., Giannopoulou, I. et Kaiafa-Saropoulou, M. (2019). Investigation of the current situation and prospects for the development of rainwater harvesting as a tool to confront water scarcity worldwide. *Water*, 11(10), 2168. <https://doi.org/10.3390/w11102168>

ANNEXE 1

ANALYSE DÉTAILLÉE DE LA PERFORMANCE ENVIRONNEMENTALE DES 3 STRATÉGIES D'ÉC IDENTIFIÉES

Stratégie 1

La figure 8.1 montre la comparaison relative des scénarios intégrant la stratégie 1 avec le cas de référence pour les aires de protection *Santé humaine* et *Qualité des écosystèmes* et les indicateurs de *midpoint* touchant les ressources (*Ressources minérales* et *Ressources fossiles et nucléaires*). Les différences entre les scénarios sont très faibles pour les deux aires de protection et l'indicateur *Utilisation de ressources minérales* : moins de 3 % d'augmentation par rapport au scénario de référence. L'indicateur *Ressources fossiles et nucléaires* présente des réductions plus significatives : plus de 10 % dans le cas du scénario d'agriculture biologique.

Les principaux contributeurs restent la consommation d'énergie de séchage, les émissions liées à l'utilisation d'engrais ainsi que la production d'engrais pour l'aire de protection *Santé humaine* et les deux indicateurs de consommation de ressources (mais les émissions associées à l'utilisation d'engrais varient entre les scénarios). Dans le cas de l'aire de protection *Qualité des écosystèmes*, l'utilisation de terres pour la culture est le principal contributeur dans tous les scénarios. Les impacts de la production des engrais minéraux diminuent notablement dans les scénarios alternatifs, à part dans le scénario d'agriculture intensive, car moins d'engrais minéraux sont requis lorsqu'on recourt à des engrais organiques. La MRF appliquée comme engrais organique vient sans impacts en amont de sa collecte pour le transport à la ferme (impacts qui reviennent au cycle de vie précédent de la MRF). Cependant, la réduction d'impacts associée à cette absence de production de la matière première est compensée par une augmentation des impacts liés aux émissions d'acide azoxydrique (NH₃), qui augmentent avec l'utilisation de MRF, et à l'augmentation du transport de matières. En effet, bien que le transport des MRF soit local et sur une courte distance (10 km par défaut, mais ce paramètre est traité dans les analyses de sensibilité), la teneur en nutriment N des engrais organiques est plus faible que celle des engrais minéraux, donc le volume à transporter augmente avec la part des engrais organiques requis à la ferme.

La figure 8.2 montre la comparaison des scénarios intégrant la stratégie 1 avec le cas de référence pour l'indicateur *Changement climatique* et les aires de protection *Santé humaine* et *Qualité des écosystèmes* une fois la contribution de l'indicateur *Changement climatique* enlevée. La contribution de l'indicateur *Changement climatique* au score total des deux aires de protection varie selon le scénario : entre 44 % et 49 % pour la *Santé humaine* et entre 17 % et 19 % pour la *Qualité des écosystèmes*.

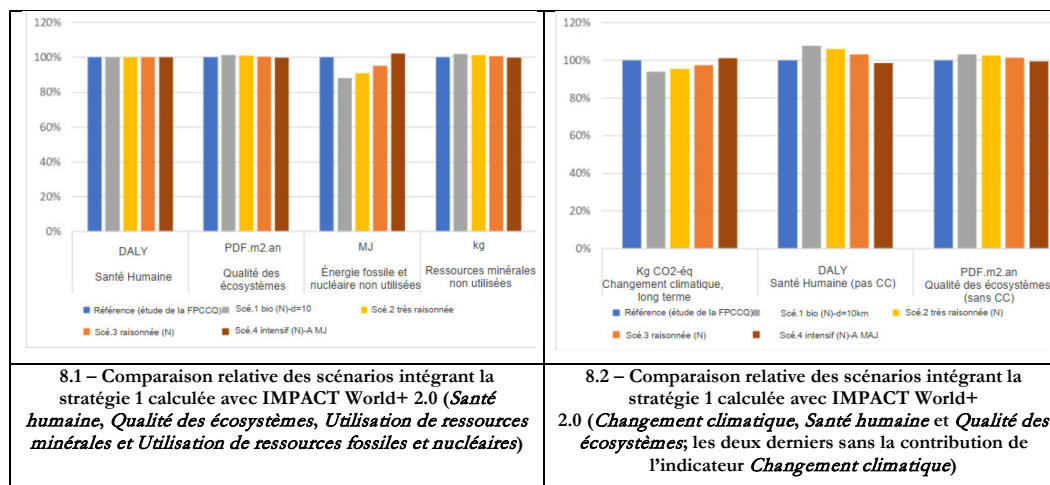


Figure 8 – Comparaison relative des scénarios intégrant la stratégie 1 calculée avec IMPACT World+ 2.0

L'indicateur *Changement climatique* considéré seul met en lumière des réductions d'impacts de 2 % à 6 % pour les scénarios avec une utilisation accrue d'engrais organiques, avec un maximum de réduction de 6 % dans le cas où tout l'engrais appliqué est d'origine organique [Sc. 1 bio (N)]. Dans le cas où les apports sont 100 % minéraux [Sc. 4 intensive (N)], on observe une augmentation du score de 1 % par rapport au scénario de référence. Le N₂O émis au champ par les engrais appliqués est seulement marginalement augmenté. Avec plus d'engrais organiques, moins d'urée est appliquée, donc moins de CO₂ est émis au champ à cause de cet engrais spécifique. Seul reste le CO₂ issu de l'application de chaux (non affectée par les engrais utilisés).

Pour l'indicateur *Santé humaine*, le principal contributeur aux scores est les émissions causant des problèmes respiratoires, notamment les émissions d'ammoniac. Ces émissions sont plus importantes dans les scénarios avec plus d'utilisation de MRF, ce qui explique les scores plus élevés pour cette aire de protection dans les scénarios d'agriculture biologique et d'agriculture très raisonnée.

Comme mentionné précédemment, le principal contributeur au score de l'indicateur *Qualité des écosystèmes* est l'utilisation de terres pour la production du maïs. Les différences entre scénarios proviennent des émissions d'ammoniac causant de l'acidification terrestre. Ces émissions sont plus importantes dans les scénarios avec plus d'utilisation de MRF, ce qui explique les scores plus élevés pour cette aire de protection dans le scénario bio et le scénario d'agriculture très raisonnée.

Stratégie 2

La figure 9.1 montre la comparaison relative des scénarios intégrant la stratégie 2 (utilisation de compost) avec le cas de référence pour les aires de protection *Santé humaine* et *Qualité des écosystèmes* et pour les indicateurs de *midpoint* touchant les ressources (*ressources minérales et ressources fossiles et nucléaires*). On observe une augmentation des scores pour tous les scénarios qui incluent l'utilisation de compost, et ce, pour tous les indicateurs étudiés. Les augmentations sont similaires pour tous les scénarios d'application pour les deux aires de protection et l'indicateur *Ressources minérales*, avec des augmentations par rapport au scénario de référence de 67 % pour *Santé humaine*, 28 % pour *Qualité des écosystèmes* et 100 % pour *Utilisation de ressources minérales*. L'indicateur *Utilisation de ressources fossiles et nucléaires* présente des augmentations progressives qui varient entre 50 % et 63 % par rapport au scénario de référence.

Les principaux contributeurs aux scores de l'aire de protection *Santé humaine* et des deux indicateurs de consommation de ressources pour scénarios incluant l'utilisation de compost sont la production du compost, avec des contributions entre 40 % et 45 % selon l'indicateur, la consommation d'énergie de séchage et les émissions liées à l'utilisation d'engrais. Ces contributeurs sont semblables pour les quatre scénarios, la principale différence étant la quantité d'engrais minéraux utilisée.

Dans le cas de l'aire de protection *Qualité des écosystèmes*, l'utilisation de terres pour la culture reste le principal contributeur (43 % du score total), suivie par la production de compost (22 %), l'énergie de séchage (11 %) et les émissions de NH₃ issues de l'utilisation de fertilisants (9 %). Le processus de compostage engendre des émissions de méthane, de N₂O et d'ammoniac, qui sont les principaux responsables de la contribution de cet élément au score total des scénarios. Un paramètre clé de cette contribution est la quantité de compost épandu par hectare. En effet, la teneur en nutriments du compost est très faible et la réduction des quantités d'engrais minéraux et de MRF substituées est très faible et ne compense pas les impacts générés par la production du compost. De plus, comme dans le cas des MRF, la contribution aux scores d'impact du transport augmente vite dû aux quantités de compost utilisées. (Dans cette stratégie, le transport est considéré aussi comme local et sur une courte distance.) Enfin, dans le cas du compost, deux transports sont à prévoir : un premier de la matière avant le compostage vers le lieu de compostage et un second du compost vers le champ.

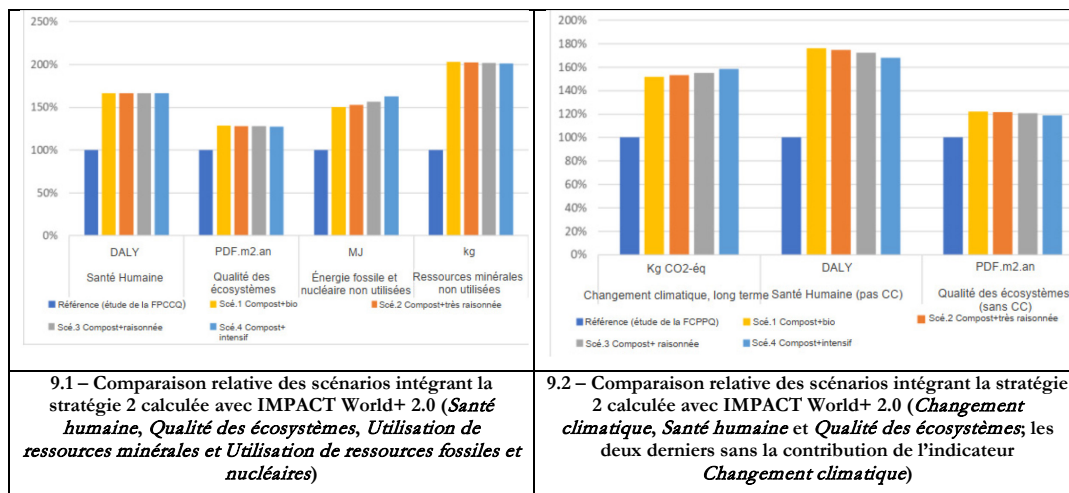


Figure 9 – Comparaison relative des scénarios intégrant la stratégie 2 calculée avec IMPACT World+ 2.0

La figure 9.2 montre la comparaison relative des scénarios intégrant la stratégie 2 avec le cas de référence pour l'indicateur *Changement climatique* et pour les aires de protection *Santé humaine* et *Qualité des écosystèmes* une fois la contribution de l'indicateur *Changement climatique* enlevée. La contribution de l'indicateur *Changement climatique* au score total des deux aires de protection varie selon le scénario : entre 48 % et 80 % pour la *Santé humaine* et entre 18 % et 30 % pour la *Qualité des écosystèmes*, donc les indicateurs présentés dans la figure ne montrent que 20-52 % et 70-82 % du score total respectivement.

L'indicateur *Changement climatique* isolé présente aussi des augmentations de score par rapport au scénario de référence, hausses qui varient entre 52 % et 58 % selon le scénario. Les principales observations concernant cet indicateur sont :

- Le transport de matières organiques et le processus de compostage contribuent à plus de 40 % du score total, dans le cas où tout l'engrais appliqué est d'origine organique [Sc. 1 bio (N)];
- Le N₂O émis au champ par les engrais appliqués est seulement marginalement modifié;
- Comme dans le cas de la stratégie 1, dans les scénarios avec plus d'engrais organiques, moins d'urée est appliquée, donc moins de CO₂ est émis au champ à cause de cet engrais spécifique. Seul reste le CO₂ issu de l'application de chaux (non affectée par les engrais utilisés).

Les principaux contributeurs au score pour l'indicateur *Santé humaine* sont les émissions d'ammoniac causant des problèmes respiratoires liées à la production de compost et, comme dans le cas de la stratégie 1, à l'utilisation de MRF.

Pour l'indicateur *Qualité des écosystèmes*, l'utilisation de terres pour la production du maïs reste le principal contributeur aux scores des différents scénarios. L'augmentation entre les scénarios intégrant la stratégie 2 et le scénario de référence proviennent des émissions d'ammoniac causant de l'acidification terrestre. La production de compost et l'utilisation de MRF sont encore une fois les sources principales de ces émissions.

Stratégie 3

La figure 10.2 montre la comparaison relative des scénarios intégrant la stratégie 3 (utilisation de biogaz pour le séchage des grains) avec le cas de référence pour les aires de protection *Santé humaine* et *Qualité des écosystèmes* et pour les indicateurs de *midpoint* touchant les ressources (*ressources minérales* et *ressources fossiles et nucléaires*). Les scénarios représentent différents déchets utilisés pour la production du biogaz : fumiers et lisiers, huiles usées, boues de station d'épuration d'eaux usées et déchets verts.

On observe une diminution des scores pour tous les scénarios qui incluent l'utilisation de biogaz pour les indicateurs *Santé humaine* (entre 6 % et 9 %) et *Utilisation de ressources fossiles et nucléaires* (32 %-33 %).

Pour l'indicateur *Qualité des écosystèmes*, le score pour les scénarios avec biogaz reste similaire à celui du scénario de référence (diminutions de 2 % à 3 % par rapport au scénario de référence). Également, l'indicateur *Utilisation de ressources minérales* présente des valeurs similaires pour tous les scénarios comparés, avec des variations de -1 % à +3 % par rapport au scénario de référence selon le scénario observé.

Les principaux contributeurs au score pour l'indicateur *Santé humaine* sont les émissions d'ammoniac causant des problèmes respiratoires liées à l'épandage d'engrais minéraux et organiques. Le changement de source de gaz pour le séchage n'a presque pas d'influence sur cet indicateur une fois la contribution des GES enlevée.

On trouve les mêmes tendances que dans les stratégies précédentes pour l'indicateur *Qualité des écosystèmes*, où l'utilisation de terres pour la production du maïs reste le principal contributeur aux scores des différents scénarios, mais la variation de source de gaz de séchage n'a pas d'influence sur le score final.

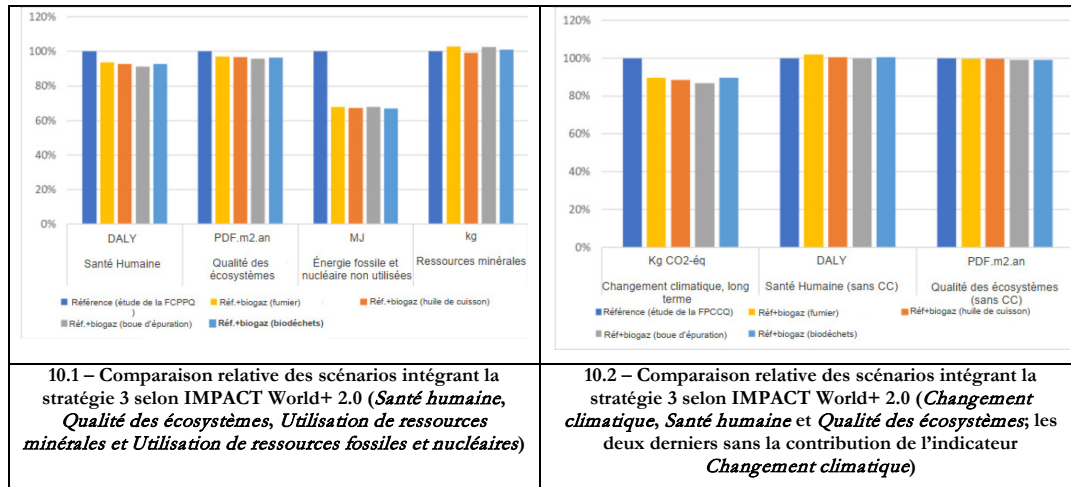


Figure 10 - Comparaison relative des scénarios intégrant la stratégie 3 selon IMPACT World+ 2.0

La figure 10.2 montre la comparaison relative des scénarios intégrant la stratégie 3 avec le cas de référence pour l'indicateur *Changement climatique* et pour les aires de protection *Santé humaine* et *Qualité des écosystèmes* une fois la contribution de l'indicateur *Changement climatique* enlevée.

La contribution de l'indicateur *Changement climatique* au score total des deux aires de protection varie selon le scénario, entre 52 % et 60 % pour la *Santé humaine* et entre 15 % et 18 % pour la *Qualité des écosystèmes*, donc les indicateurs présentés dans la figure ne montrent que 40-48 % et 82-85 % du score total respectivement.

L'indicateur *Changement climatique* isolé présente aussi des réductions de scores par rapport au scénario de référence qui varient entre 10 % et 13 % selon le scénario. Les principales observations concernant cet indicateur sont :

- L'utilisation de matières organiques et les émissions de CO2 biogénique font en sorte que les scénarios avec biogaz présentent un score plus faible que le scénario de référence;
- Les émissions de GES lors de la digestion anaérobie et la quantité de matière nécessaire pour la production du biogaz sont les paramètres différenciateurs entre les scénarios avec biogaz puisque les boues de station d'épuration de la ressource ont le score le plus faible.

ANNEXE 2 ANALYSES DE SENSIBILITÉ DÉTAILLÉES

Analyse de sensibilité 1 : méthode d'évaluation des impacts de cycle de vie (méthode ReCiPe)

L'ÉICV a été réalisée avec une seconde méthode, la méthode ReCiPe (Goedkoop et collab., 2008), afin de vérifier si la variabilité des modèles de caractérisation avait une influence significative sur les conclusions et, donc, de tester la robustesse des résultats obtenus à partir d'IMPACT World+ 2.0. En ce qui concerne les principaux contributeurs, les résultats obtenus par la méthode ReCiPe confirment généralement ceux obtenus avec la méthode IMPACT World+ 2.0, les tendances étant les mêmes pour les différents indicateurs évalués. Globalement, l'analyse de sensibilité avec la méthode d'ÉICV ReCiPe confirme les résultats de l'étude et atteste de leur robustesse.

Analyse de sensibilité 2 : distance d'approvisionnement des déchets (stratégies 1 et 3)

Deux des données clés lors de l'utilisation des MRF et de la production de compost et biogaz sont l'origine des déchets et la distance parcourue jusqu'au lieu de transformation et du lieu de transformation jusqu'au champ. L'hypothèse utilisée pour les trois stratégies est que l'approvisionnement se fait de façon locale, avec une distance par défaut de 10 km. Afin de tester la sensibilité de ce paramètre sur les conclusions, plusieurs distances ont été testées pour les stratégies 1 et 3. La stratégie 2 a été exclue puisque les conclusions ne changeront pas avec une augmentation de la distance.

Les résultats pour la stratégie 1 montrent une augmentation des scores avec l'augmentation de la distance de transport. En effet, la quantité de MRF étant très importante, la contribution aux scores du transport devient un des contributeurs principaux et compense rapidement les réductions de scores faites par la moindre utilisation d'engrais minéraux. La figure 11.1 montre les résultats de l'analyse de sensibilité pour le scénario d'agriculture biologique quand la distance de transport augmente à 30, 50 et 100 km. On observe qu'à partir de 30 km, le score du scénario d'agriculture biologique égalise celui du scénario de référence pour l'indicateur *Changement climatique*, qui était le seul, avec *Utilisation de ressources fossiles*, qui présentait une réduction de scores dans les résultats principaux de l'étude.

Les résultats pour la stratégie 3 montrent une augmentation des scores avec l'augmentation remarquable de la distance de transport principalement pour la catégorie *Changement climatique*. La figure 11.2 montre les résultats de l'analyse de sensibilité pour le scénario avec biogaz à partir de boues de station d'épuration quand la distance de transport augmente à 30, 50 et 100 km. On observe qu'à partir de 100 km, le score égalise celui du scénario de référence pour l'indicateur *Changement climatique* et devient 10 % plus haut pour l'indicateur *Santé humaine*.

Globalement, cette analyse de sensibilité permet de montrer l'importance du paramètre sur les avantages des différentes stratégies et d'un approvisionnement le plus local possible.

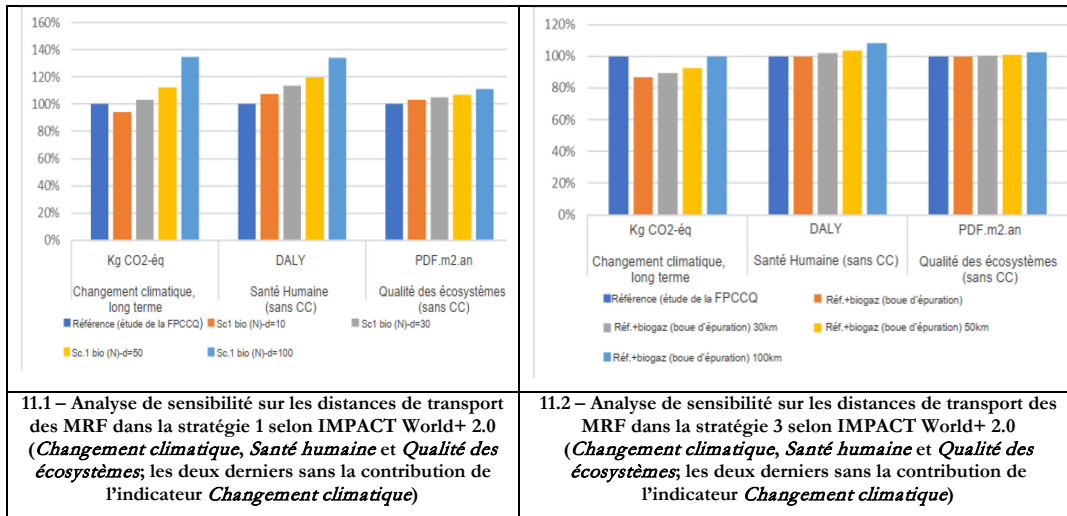


Figure 11 - Analyse de sensibilité sur les distances de transport des MRF dans les stratégies 1 et 3

Analyse de sensibilité 3 : inclusion du traitement évité par l'implantation des stratégies de circularité

Étant donné le contexte d'ÉC de cette étude, il faut considérer que les déchets qui entrent dans des boucles de circularité vont permettre d'éviter des pratiques moins circulaires (enfouissement, stockage, etc.). L'hypothèse initiale, qui considère les déchets sans impacts et ne tient pas compte de la fonction secondaire de traitement dans le système, est testée dans cette analyse de sensibilité. Pour ce faire, on inclut dans le système la fonction de traitement de déchets et, dans la stratégie 3, le scénario de référence n'inclut pas seulement la production de 1 kg de maïs, mais aussi la gestion des déchets utilisés dans la production de biogaz des scénarios intégrant la stratégie de circularité.

Dans tous les cas, la pire situation est choisie pour modéliser la gestion des déchets, c'est-à-dire que les déchets sont considérés comme gérés en fin de vie sans valorisation (enfouis ou stockés). Dans le cas des MRF valorisées dans la stratégie 1, on considère que les fumiers et lisiers sont stockés par lagunage ou dans des puits secs. Les données utilisées pour la modélisation ainsi que les technologies utilisées proviennent de la World Food Database (Nemecek et collab., 2015).

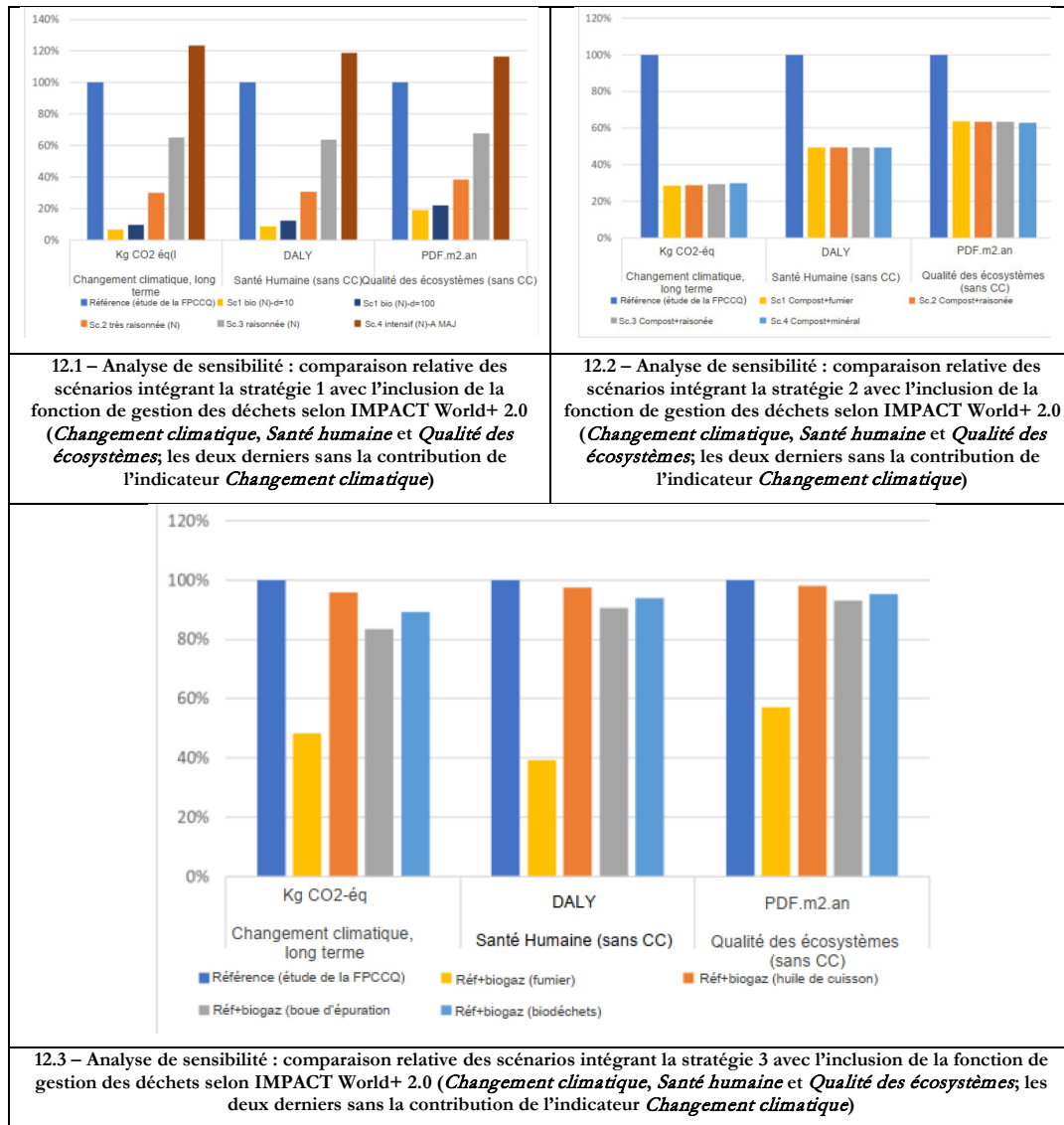


Figure 12 - Analyse de sensibilité : comparaison relative des scénarios intégrant les stratégies 1, 2 et 3 avec l'inclusion de la fonction de gestion des déchets

La figure 12.1 montre la comparaison relative des scénarios intégrant la stratégie 1 avec le cas de référence pour l'indicateur *Changement climatique* et pour les aires de protection *Santé humaine* et *Qualité des écosystèmes* une fois la contribution de l'indicateur *Changement climatique* enlevée. On observe que les scénarios intégrant la stratégie 1 présentent des scores plus faibles que le scénario de référence ou le scénario d'agriculture intensive (qui n'utilise que des engrais minéraux). En effet, les émissions liées à la gestion des quantités de MRF utilisées dans le scénario d'agriculture biologique font augmenter le score pour tous les autres scénarios. La figure inclut aussi un scénario d'agriculture biologique avec un approvisionnement en MRF à 100 km qui apparaît comme le deuxième score le plus bas.

Dans le cas de déchets organiques compostés dans la stratégie 2, on considère qu'ils sont enfouis. Les données utilisées pour la modélisation ainsi que les technologies utilisées proviennent d'ecoinvent. La figure 12.2 montre la comparaison relative des scénarios intégrant la stratégie 2 avec le cas de référence

pour l'indicateur *Changement climatique* et pour les aires de protection *Santé humaine* et *Qualité des écosystèmes* une fois la contribution de l'indicateur *Changement climatique* enlevée. Comme dans la stratégie 1, les scénarios intégrant la stratégie 2 présentent des scores plus faibles que le scénario de référence. En effet, les émissions liées à la gestion des quantités de déchets organiques utilisées pour produire le compost font augmenter le score pour tous les autres scénarios.

Pour la stratégie 3, les boues, les huiles usées et les déchets organiques sont considérés comme enfouis alors que le fumier est considéré comme stocké en lagunes de décantation ou en puits secs. Afin de faire tous les scénarios fonctionnellement équivalents, chaque scénario avec du biogaz gère aussi les matières utilisées pour la production de biogaz des autres scénarios. (Par exemple, le scénario qui utilise le fumier pour produire le biogaz gère par lagunage et par puits sec le fumier et lisier, et par enfouissement les huiles usées et les déchets organiques.) Les résultats montrent des tendances similaires aux deux autres stratégies, avec une diminution des scores par rapport au scénario de référence, et ce, pour tous les scénarios et indicateurs (figure 12.3). Dans ce cas, les différences avec le scénario de référence sont moins marquées en raison de l'inclusion de la gestion des autres déchets.

Cette analyse de sensibilité illustre l'importance d'inclure la fonction secondaire de gestion de déchets et montre que l'implantation de la stratégie de circularité et, donc, la diminution des modes de gestion avec perte de circularité diminuent les scores du système pour tous les indicateurs étudiés.

ANNEXE 3 :
DIAGRAMME RÉCAPITULATIF DE LA MÉTHODOLOGIE

