

Analyse du cycle de vie de la méthanisation du fumier de poules pondeuses: évaluation de la performance environnementale d'une unité de biogaz en Côte d'Ivoire

Marc Cyril Kouadio^{1,*}, Adjoumani Rodrigue Kouakou², Seka Ossey Clovis³,
Ingabiré Christa-Bella³, Nikiema Mahamadi⁴, Ouattara Adama³,
Abollé Abollé², Benjamin Yao³

¹Laboratoire de Biomasse Energie, Institut de Recherche sur les Energies Nouvelles, Université Nangui Abrogoua, Abidjan, 02 B.P.: 801, Abidjan 02, Côte d'Ivoire

²Laboratoire de Thermodynamique et de Physico-Chimie du Milieu (LTPCM), UFR Sciences Fondamentales Appliquées, Université Nangui ABROGOUA, Abidjan, B.P.: 801, Abidjan 02, Côte d'Ivoire

³Laboratoire des Procédés Industriels, de Synthèse de l'Environnement et des Énergies Nouvelles (LAPISEN), Centre d'Excellence Africain pour la Valorisation des Déchets en Produits à Haute Valeur Ajoutée (CEA-VALOPRO), Institut National Polytechnique Félix HOUPHOUËT-BOIGNY (INP-HB), B.P.: 1093 Yamoussoukro, Côte d'Ivoire

⁴Université Yembila Abdoulaye TOGUYENI, B.P.: 54 Fada N'Gourma, Burkina Faso

Reçu : 31 Janvier 2026 / Reçu sous sa forme révisée : 11 Avril 2026 / Accepté : 31 Mai 2026

Résumé :

La gestion des fumiers avicoles constitue un enjeu environnemental majeur en raison des émissions potentielles de gaz à effet de serre et des risques de transfert de nutriments vers les milieux. Cette étude évalue, par analyse du cycle de vie (ACV), les impacts environnementaux du procédé de méthanisation du fumier de poules pondeuses mis en œuvre à la ferme Fondation BRIN, à Bondoukou (Côte d'Ivoire). L'ACV est conduite avec des frontières « berceau-sortie du site » et une unité fonctionnelle définie comme le traitement et la valorisation d'une tonne de fumier avicole brut. Les impacts sont calculés avec la méthode ReCiPe 2016 Midpoint (H) sous openLCA. La multifonctionnalité liée à la coproduction de biogaz et de digestat est traitée, dans une logique conséquentielle, par substitution à la sortie du site. Trois scénarios sont comparés : méthanisation brute sans valorisation effective du biogaz, méthanisation optimisée avec valorisation énergétique du biogaz et orientation agronomique du digestat, et compostage. Les résultats montrent que la configuration réelle du système reste dominée par le réchauffement climatique, avec un score de 179,459 kg CO₂-éq t⁻¹ UF. La comparaison des scénarios met en évidence des émissions nettement plus élevées pour la méthanisation brute que pour la méthanisation optimisée et le compostage. L'analyse de sensibilité confirme que la réduction de la fraction de biogaz non valorisée constitue le principal levier d'amélioration. Ces résultats montrent que la performance environnementale du système dépend principalement de la valorisation effective du biogaz et de la maîtrise des pertes de CH₄.

Mots-clés : Analyse du cycle de vie; Méthanisation; Fumier avicole; Digestat; Réchauffement climatique.

*Auteur correspondant:

Adresse e-mail : kouadiomarcycril@yahoo.fr (M.C. Kouadio)
<https://doi.org/10.70974/mat10126160>

Cette œuvre est sous licence Creative Commons Attribution 4.0. International.



Abstract :

Poultry manure management constitutes a major environmental issue, owing to its potential contribution to greenhouse gas emissions, nutrient losses, and pollution risks. This study evaluates the environmental performance of anaerobic digestion of laying-hen manure implemented on the Fondation BRIN farm in Bondoukou, Côte d'Ivoire, using the Life Cycle Assessment (LCA) methodology. The system boundary was defined as cradle-to-farm-gate, and the functional unit (FU) was defined as the treatment and recovery of 1 t of raw poultry manure. Environmental impacts were quantified using the ReCiPe 2016 Midpoint (H) method implemented in openLCA, with background processes sourced from the ecoinvent 3.12 database. The multifunctionality arising from biogas and digestate co-production was addressed through system expansion and substitution. Three scenarios were compared : (i) raw anaerobic digestion without effective biogas recovery ; (ii) optimized anaerobic digestion combining energy recovery with agronomic valorization of the digestate ; and (iii) composting. The results indicate that the current configuration is predominantly driven by climate change-related impacts, amounting to 179.459 kg CO₂-eq t⁻¹ FU. Raw anaerobic digestion exhibited the highest climate impact, at 226.297 kg CO₂-eq t⁻¹ FU, whereas composting reached 24.290 kg CO₂-eq t⁻¹ FU. The optimized anaerobic digestion scenario yielded a net favourable score of -111.220 kg CO₂-eq t⁻¹ FU, corresponding to a net reduction of 337.517 kg CO₂-eq t⁻¹ FU relative to raw anaerobic digestion. The sensitivity analysis confirmed that reducing the fraction of unrecovered biogas constitutes the main lever for improvement. Overall, the environmental performance of poultry manure anaerobic digestion depends primarily on effective biogas recovery, control of methane losses, and agronomically sound digestate management.

Keywords : Life cycle assessment ; Anaerobic digestion ; Poultry manure ; Digestate ; Climate change.

1. Introduction

La lutte contre le changement climatique impose une réduction rapide des émissions de gaz à effet de serre. Le GIEC confirme l'origine anthropique du réchauffement et souligne l'augmentation des risques lorsque les trajectoires d'émissions restent élevées [1]. Parallèlement, les émissions énergétiques mondiales de CO₂ demeurent à un niveau record : en 2023, elles ont encore augmenté à l'échelle mondiale [2].

Dans ce contexte, la gestion des effluents organiques constitue donc un levier prioritaire, car elle influence les émissions de CH₄ et de N₂O [3] et conditionne également la qualité des sols et des eaux [4]. Pour y répondre, la méthanisation offre une réponse intégrée : elle transforme une fraction de la matière organique en biogaz, lequel peut remplacer des combustibles fossiles [5]. Le procédé produit également un digestat, qui peut être valorisé comme amendement et fertilisant [6]. Néanmoins, la performance réelle de ce procédé dépend fortement de sa conception et de sa gestion : des pertes, des fuites de gaz ou une mauvaise valorisation du digestat peuvent réduire, voire inverser, les bénéfices environnementaux attendus [5, 7].

Les fientes et fumiers avicoles, en particulier, sont des substrats abondants des systèmes agricoles. Toutefois, leur stockage et leur traitement peuvent générer des émissions significatives (NH₃, CH₄, N₂O) et favoriser des transferts de polluants vers les milieux aquatiques et terrestres [3, 7]. De plus, la composition des fientes peut compliquer la digestion en raison d'une possible accumulation d'ammoniac et d'effets inhibiteurs sur la biomasse méthanogène, ce qui peut réduire la stabilité du procédé [8]. Des stratégies d'optimisation et de co-traitement sont alors nécessaires [8]. En Côte d'Ivoire, la filière avicole se structure et progresse [9], et

les enjeux de gestion durable des coproduits deviennent plus visibles [9, 10]. Des études locales rapportent des risques de contamination liés à certaines pratiques de gestion des fientes en zone urbaine et périurbaine, ce qui renforce l'intérêt des solutions de valorisation contrôlée [4].

Une évaluation crédible doit dépasser la seule quantité d'énergie produite : elle doit couvrir l'ensemble des flux et intégrer à la fois les impacts directs et les impacts évités, quand ceux-ci sont démontrables. L'analyse du cycle de vie (ACV) répond à cet objectif : elle est encadrée par les normes ISO 14040 et ISO 14044 [11, 12], permet d'identifier les étapes les plus contributives, et guide les options d'amélioration. Des méthodes comme ReCiPe 2016 facilitent la conversion des inventaires en catégories d'impact robustes [13].

Dans ce contexte, la présente étude a pour objectif général d'évaluer, par ACV, les impacts environnementaux du procédé de méthanisation du fumier de poules pondeuses à la ferme Fondation BRIN (Bondoukou). Pour atteindre cet objectif, il s'agira plus spécifiquement de : modéliser le système réel de méthanisation du fumier ; quantifier les impacts environnementaux ; et proposer des pistes d'amélioration. L'étude vise ainsi à soutenir un déploiement plus durable des filières de valorisation organique en contexte ivoirien [11–13].

Au-delà de l'application d'une méthodologie ACV standard, cette étude apporte une contribution empirique sur un système réel de méthanisation avicole en contexte ivoirien. Elle combine des données physico-chimiques de terrain, la modélisation ACV et la comparaison de trois scénarios de gestion du fumier avicole, à savoir la méthanisation sans valorisation effective du biogaz (S1), la méthanisation avec valorisation énergétique du biogaz et valorisation agronomique du digestat

(S2), et le compostage (S3). Elle vise ainsi à préciser les conditions techniques qui déterminent réellement la performance environnementale de la méthanisation, notamment la valorisation effective du biogaz et la maîtrise des pertes de CH_4 .

2. Matériel et méthodes

2.1. Système étudié et frontières

L'étude porte sur l'unité de méthanisation de la ferme Fondation BRIN (Bondoukou, Côte d'Ivoire). Le fumier de poules pondeuses y est valorisé par digestion anaérobie. Le biogaz produit est valorisé énergétiquement sur le site sous forme d'électricité. Le digestat est destiné à un usage agronomique.

L'analyse du cycle de vie (ACV) est conduite avec des frontières « berceau à la sortie du site ». Le périmètre inclut la collecte interne, la préparation du mélange, la digestion, les consommations d'eau et d'électricité, ainsi que les émissions directes et fugitives. Les sorties « biogaz » et « digestat » sont intégrées. La construction des infrastructures, la fabrication des équipements, le transport externe et l'usage final du digestat au champ ne sont, en revanche, pas comptabilisés.

Bien que l'usage final du digestat au champ (épannage, émissions agronomiques) ne soit pas inclus dans les frontières « berceau–sortie du site », la multifonctionnalité du système liée à la production conjointe de biogaz et de digestat est traitée par substitution à la sortie du site [12]. Dans cette étude, les impacts évités représentent uniquement la production en amont des produits substitués (énergie conventionnelle et/ou engrais minéraux), sans modéliser les émissions aval liées à l'application du digestat au champ.

Les exclusions retenues résultent d'un choix de frontières cohérent avec l'objectif de l'étude, qui est de comparer les performances environnementales des scénarios à l'échelle de l'unité de traitement, dans le périmètre « berceau–sortie du site » retenu. Dans ce périmètre, l'analyse vise prioritairement l'identification des postes dominants en phase d'exploitation. Les étapes relatives à l'usage agronomique final du digestat, aux transports externes et aux infrastructures relèvent d'un périmètre plus large, pertinent pour une évaluation exhaustive de la filière, mais distinct de la question traitée ici.

2.2. Type d'ACV, unité fonctionnelle et scénarios

L'étude est conduite comme une analyse du cycle de vie conséquentielle, conformément aux principes généraux des normes ISO 14040 et ISO 14044, en cohérence avec le système modèle ecoinvent « Substitution, consequential, long-term » [14–16]. Dans ce cadre, la multifonctionnalité liée à la coproduction de biogaz et de digestat est traitée par extension de système et substitution, et non par allocation, conformément à la logique des charges évitées utilisée dans les approches conséquentielles [14–16]. Le biogaz est supposé remplacer une énergie conventionnelle, tandis que le digestat est supposé remplacer partiellement des engrais minéraux.

Ce choix méthodologique est explicitement posé afin d'éviter toute ambiguïté d'interprétation. En effet, la littérature méthodologique indique que l'allocation constitue la pratique la plus couramment associée à l'ACV attributionnelle pour les systèmes multifonctionnels, tandis que la substitution, également utilisée dans la pratique ACV, demeure un point sensible selon les contextes d'application. Dans le présent travail, les résultats associés au biogaz et au digestat doivent donc être interprétés comme dépendants d'hypothèses explicites de substitution, et non comme une répartition attributionnelle intrinsèque des charges entre coproduits [14, 15].

Plus précisément, le digestat est considéré comme un coproduit susceptible de substituer une fraction d'engrais minéraux à la sortie du site. Cette substitution doit toutefois être comprise comme une hypothèse de modélisation fondée sur la fonction fertilisante attendue du digestat et sur la littérature, et non comme une démonstration agronomique complète réalisée dans le présent travail [17–19]. Cette hypothèse concerne principalement le scénario S2, dans lequel la valorisation agronomique du digestat est explicitement prise en compte.

Les scores nets négatifs éventuellement obtenus doivent donc être interprétés comme des impacts évités nets dépendant des hypothèses de substitution retenues, et non comme des bénéfices environnementaux absolus ou des émissions négatives directement mesurées. Ils ne traduisent pas une répartition attributionnelle des charges entre le biogaz, le digestat et le fumier traité, mais résultent d'une logique conséquentielle d'extension de système et de substitution.

L'unité fonctionnelle (UF) est définie comme le traitement et la valorisation d'une tonne de fumier avicole brut, ramenée à l'échelle annuelle du système.

Trois scénarios sont modélisés. Le scénario S1 décrit une méthanisation « brute », sans valorisation énergétique effective du biogaz. Le scénario S2 décrit une méthanisation « optimisée », avec valorisation du biogaz en électricité et orientation agronomique du digestat. Le scénario S3 représente une filière alternative par compostage. Pour S3, la filière compostage est représentée dans openLCA par le processus d'arrière-plan générique ecoinvent v3.12 « treatment of biowaste, industrial composting, RoW », utilisé comme proxy comparatif standardisé d'un compostage aérobie géré [16]. La localisation « RoW » correspond à la géographie générique « Rest of the World » dans la nomenclature ecoinvent. Ce jeu de données n'a pas été recalibré spécifiquement pour le contexte ivoirien, ni pour la composition locale du fumier avicole étudié; il doit donc être interprété comme une référence comparative standardisée, et non comme la modélisation détaillée d'une installation locale. Afin d'éviter tout double comptage, aucune émission ni consommation énergétique supplémentaire n'est ajoutée manuellement au scénario S3.

Les flux d'inventaire sont rapportés à l'unité fonctionnelle au moyen d'un flux de référence, en mettant à l'échelle l'ensemble des consommations, émissions

et produits observés sur site à 1 t de fumier traité. Les deux régimes d'alimentation (phase poussins puis phase suivante) sont annualisés afin de représenter la contribution relative de chaque période aux flux d'inventaire. La fraction de fumier non traitée/valorisée dans S1 est comptabilisée dans le scénario correspondant (non-valorisation dans S1 ou filière alternative S3), ce qui permet d'interpréter directement la part « non récupérée » dans le bilan environnemental [12].

2.3. Données d'inventaire (ICV)

Les données d'activité proviennent des observations du site et d'enregistrements d'exploitation. Deux régimes d'alimentation sont distingués. Durant la phase de chauffage des poussins (21 jours), les apports en fumier sont de 400–500 kg j⁻¹ ; ils diminuent ensuite à 50–100 kg j⁻¹. La consommation annuelle d'eau de dilution est estimée à 9 m³ an⁻¹. La consommation annuelle d'électricité est estimée à 35 kWh an⁻¹.

Les émissions indirectes associées aux consommations sont estimées à partir de facteurs d'émission documentés. Les consommations d'électricité ne sont pas modélisées à partir d'un simple facteur d'émission directe de combustion, mais à partir d'un processus d'arrière-plan ecoinvent v3.5 représentant l'approvisionnement en électricité avec ses impacts de cycle de vie complets. Le jeu de données d'électricité retenu dans openLCA est *market for electricity, low voltage*, de localisation RoW, dans le système modèle *substitution, consequential, long-term*. Ce choix permet d'intégrer, de manière cohérente avec l'ACV, les contributions amont associées à la production, aux infrastructures et aux transformations du système électrique.

Le facteur associé à l'eau correspond à une donnée d'arrière-plan cohérente avec le jeu de données utilisé dans openLCA/ecoinvent pour l'eau du réseau. Il ne s'agit donc pas d'un facteur national mesuré spécifiquement pour la Côte d'Ivoire, mais d'une donnée secondaire retenue afin d'assurer la cohérence méthodologique de l'inventaire.

La modélisation est réalisée dans openLCA 2.6 [20]. Les processus d'arrière-plan proviennent d'ecoinvent 3.12 [16]. La méthode d'évaluation d'impact retenue est ReCiPe 2016 Midpoint (H) [13].

2.4. Estimation du biogaz, de l'énergie et des émissions

Le volume annuel de méthane, noté Bp_m (m³ an⁻¹), est estimé à partir de la production annuelle de fumier et de paramètres de conversion :

$$Bp_m = M \times VS \times C_d \times R_b \quad (1)$$

où M est la masse annuelle de fumier (kg an⁻¹), VS la teneur en solides volatils (kg VS kg⁻¹ de fumier), C_d le coefficient de disponibilité (sans dimension), et R_b le rendement spécifique en méthane (m³ CH₄ kg⁻¹ VS). Les valeurs retenues sont $C_d = 0,99$ et $R_b = 0,30$ m³ CH₄ kg⁻¹ VS [21].

Le rendement spécifique en méthane retenu ($R_b = 0,30$ m³ CH₄ kg⁻¹ VS) a été utilisé comme valeur de modélisation pour le système étudié. Il ne doit pas

être interprété comme une constante universelle, mais comme un paramètre de littérature cohérent avec les ordres de grandeur rapportés pour le fumier de volaille en digestion anaérobie [21].

L'énergie électrique potentielle, notée Q_E (kWh an⁻¹), est calculée à partir du potentiel biogaz et du contenu en méthane (Équation 2) :

$$Q_E = \text{PCI}(\text{CH}_4) \times x(\text{CH}_4) \times Bp \times \eta \quad (2)$$

où $\text{PCI}(\text{CH}_4)$ est le pouvoir calorifique inférieur du méthane (kWh m⁻³), $x(\text{CH}_4)$ la fraction volumique de CH₄ dans le biogaz (sans dimension), et η l'efficacité globale de conversion (sans dimension). Les valeurs retenues sont $\text{PCI}(\text{CH}_4) = 9,94$ kWh m⁻³ ($\approx 35,8$ MJ m⁻³), $x(\text{CH}_4) = 0,51$ et $\eta = 0,30$, rendement de conversion électrique du biogaz [22,23].

La fraction méthane retenue dans le biogaz, $x(\text{CH}_4) = 0,51$, se situe dans la partie basse, mais reste cohérente avec les plages généralement rapportées dans la littérature pour les biogaz issus de la digestion anaérobie de matières organiques, souvent de l'ordre de 50 à 70 % de CH₄ selon la nature du substrat et les conditions opératoires. Cette valeur n'a donc pas été considérée comme atypique, mais comme compatible avec un biogaz de qualité énergétique modérée dans le contexte étudié.

Les pertes fugitives de méthane sont intégrées par un taux de fuite appliqué au biogaz produit (Équation 3) :

$$E(\text{CH}_{4,\text{fuite}}) = T_{\text{fuite}} \times Bp \times x(\text{CH}_4) \times \rho(\text{CH}_4) \quad (3)$$

où $E(\text{CH}_{4,\text{fuite}})$ est l'émission (kg CH₄ an⁻¹), T_{fuite} le taux de fuite (sans dimension), $x(\text{CH}_4)$ la fraction volumique de CH₄ dans le biogaz (sans dimension), et $\rho(\text{CH}_4)$ la masse volumique du CH₄ (kg m⁻³). Les valeurs retenues sont $T_{\text{fuite}} = 0,05$, $x(\text{CH}_4) = 0,51$ et $\rho(\text{CH}_4) = 0,717$ kg m⁻³ [24,25].

Le taux de fuite de CH₄ de 5 % a été retenu comme une hypothèse prudente de modélisation, et non comme une mesure directe réalisée sur site. Ce choix reste cohérent avec la littérature, qui montre une forte variabilité des pertes fugitives selon les types d'installations, les équipements et les conditions d'exploitation [25]. Il doit donc être interprété comme un paramètre sensible du modèle, et non comme une valeur universelle applicable à toutes les unités de méthanisation.

Comme Bp représente le volume de biogaz, l'émission de CH₄ par fuite est calculée en tenant compte de la fraction volumique $x(\text{CH}_4)$. Cette formulation évite d'assimiler le biogaz à du méthane pur et limite le risque de surestimation des émissions fugitives.

Les émissions de CO₂ liées à la conversion énergétique sont estimées à partir de l'énergie délivrée (Équation 4) :

$$E(\text{CO}_{2,\text{comb}}) = (Bp \times x(\text{CH}_4) \times \rho(\text{CH}_4)) \times \frac{44}{16} \quad (4)$$

où le facteur 44/16 correspond au rapport des masses molaires CO₂/CH₄. La prise en compte (ou non) de ce CO₂ dans l'indicateur climat dépend ensuite de la convention retenue (CO₂ biogénique ou fossile) dans le

cadre méthodologique de l'ACV.

Les émissions de CH_4 ont été distinguées selon les scénarios afin d'éviter toute confusion entre les émissions liées au fumier non valorisé, le méthane contenu dans le biogaz non valorisé, et les émissions résiduelles du système optimisé.

Dans le scénario S1, correspondant à une méthanisation brute sans valorisation énergétique effective du biogaz, deux contributions de CH_4 sont comptabilisées :

- (i) les émissions liées à la gestion du fumier non valorisé, estimées à partir du potentiel méthano-gène de la matière organique du substrat, selon l'équation :

$$ES_{\text{CH}_4} = 0,670 \times B_0 \times C(\text{OM}) \times EF_{\text{CH}_4} \times P_1 \quad (5)$$

où ES_{CH_4} représente les émissions de méthane exprimées en $\text{kg CH}_4 \text{ t}^{-1}$ de fumier humide, 0,670 correspond au facteur de conversion volumique-massique du CH_4 , B_0 est le potentiel maximal de production de méthane du substrat exprimé en $\text{m}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1}$ de matière organique, $C(\text{OM})$ est la teneur moyenne en matière organique du substrat exprimée en kg OM t^{-1} de fumier humide, EF_{CH_4} est le facteur d'émission du méthane lié au mode de gestion du fumier, et P_1 la fraction de substrat concernée. Dans cette étude, les valeurs retenues sont $B_0 = 0,345 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{ OM}$, $C(\text{OM}) = 65 \text{ kg OM t}^{-1}$, $EF_{\text{CH}_4} = 0,05$ et $P_1 = 1$.

- (ii) le méthane contenu dans le biogaz produit mais non valorisé, converti en masse selon :

$$E_{\text{CH}_4, \text{biogaz non valorisé}} = V_{\text{CH}_4, \text{biogaz non valorisé}} \times \rho(\text{CH}_4) \quad (6)$$

où $V_{\text{CH}_4, \text{biogaz non valorisé}}$ est le volume de méthane contenu dans le biogaz non valorisé et $\rho(\text{CH}_4)$ la masse volumique du méthane.

L'émission totale de CH_4 du scénario S1 est donc calculée selon :

$$E_{\text{CH}_4, \text{S1}} = ES_{\text{CH}_4} + E_{\text{CH}_4, \text{biogaz non valorisé}}$$

Dans le scénario S2, correspondant à la méthanisation optimisée avec valorisation énergétique du biogaz, le méthane contenu dans le biogaz n'est pas comptabilisé comme émission directe, puisqu'il est supposé valorisé. Seules les émissions résiduelles de CH_4 du système optimisé sont intégrées dans l'inventaire du scénario S2.

Les impacts évités sont traités par substitution à la sortie du site. Le principe de calcul retenu distingue le score net du modèle ACV et l'impact évité net. L'impact évité net correspond à la différence entre l'impact du produit conventionnel supposé remplacé et l'impact associé à la voie de valorisation considérée :

$$\begin{aligned} \text{impact évité net} &= \text{impact du produit conventionnel supposé} \\ &\quad \text{remplacé} - \text{impact associé à la voie de} \\ &\quad \text{valorisation considérée.} \end{aligned}$$

Le score net exprime le même bilan avec la convention de signe inverse :

$$\begin{aligned} \text{score net} &= \text{impact associé à la voie de valorisation} \\ &\quad \text{considérée} - \text{impact du produit conventionnel} \\ &\quad \text{supposé remplacé.} \end{aligned}$$

Ainsi, pour une même fonction, une même catégorie d'impact et les mêmes frontières du système, un impact évité net positif correspond à un score net négatif ; à l'inverse, un impact évité net négatif correspond à un score net positif. Les scores négatifs issus du modèle doivent donc être interprétés comme des impacts évités nets, et non comme des émissions négatives directement mesurées. Les résultats obtenus dépendent directement des produits supposés remplacés, des processus substitués retenus et des taux de substitution appliqués [14–16].

La substitution partielle des engrais minéraux par le digestat a été représentée dans openLCA par des flux négatifs d'intrants évités correspondant aux quantités d'azote et de phosphore minéraux supposées remplacées. Cette approche traduit les productions conventionnelles d'engrais évitées à la sortie du site, conformément à la logique d'extension de système et de substitution du modèle conséquentiel ecoinvent, dans lequel les co-produits substituables peuvent être introduits comme intrants négatifs afin de créditer le système producteur.

Pour l'azote, la quantité substituée est calculée à partir des formes minérales mesurées dans le digestat, soit NH_4^+ , NO_2^- et NO_3^- . Après conversion en azote élémentaire, ces formes correspondent à $28,859 \text{ kg N t}^{-1} \text{ UF}$, renseignés dans openLCA comme flux négatif d'engrais azoté minéral évité. Pour le phosphore, l'orthophosphate mesuré correspond à $0,555 \text{ kg P t}^{-1} \text{ UF}$; lorsque le flux phosphaté openLCA est exprimé en équivalent P_2O_5 , cette valeur est convertie selon $\text{P}_2\text{O}_5 = \text{P} \times 2,291$, soit $1,272 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ t}^{-1} \text{ UF}$, renseignés comme flux négatif d'engrais phosphaté minéral évité.

Dans le cas du digestat, ce calcul ne couvre que la substitution amont d'une fraction d'engrais minéraux : il n'intègre ni les émissions de NH_3 , ni celles de N_2O , ni les pertes potentielles par lessivage liées à l'application au champ.

Afin de renforcer la transparence de l'inventaire, les principaux paramètres mobilisés dans les équations de calcul (rendement en biogaz, fraction de CH_4 , rendement de conversion, taux de fuite, facteurs d'émission de l'électricité et de l'eau) sont récapitulés dans le [tableau 1](#) avec leurs valeurs, leurs sources et leur statut méthodologique. Cette présentation permet de distinguer les données primaires issues du site, les données secondaires issues de la littérature ou des bases d'arrière-plan, ainsi que les hypothèses techniques retenues pour la modélisation.

Tableau 1

Paramètres clés de l'inventaire, valeurs retenues, sources et justification.

Paramètre	Symbole	Valeur	Unité	Type de données	Source	Commentaires
Coefficient de disponibilité du fumier	C_d	0,99	–	Hypothèse	–	Valeur proche de l'unité retenue afin de représenter une mobilisation quasi totale du fumier collecté sur le site.
Rendement spécifique en biogaz	R_b	0,30	$\text{m}^3 \text{CH}_4 \text{ kg}^{-1} \text{VS}$	Calcul / littérature / site	[21]	Utilisé pour estimer le potentiel annuel de biogaz à partir de la matière sèche.
Fraction volumique de CH_4	$x(\text{CH}_4)$	0,51	–	Donnée secondaire contextualisée	[23]	Valeur cohérente avec les plages généralement rapportées pour les biogaz issus de substrats organiques.
PCI du CH_4	$\text{PCI}(\text{CH}_4)$	9,94	kWh m^{-3}	Donnée physico-chimique standard	[22]	Conversion du volume de méthane en énergie.
Rendement de conversion électrique	η	0,30	–	Hypothèse technique	[23]	Valeur représentative d'une unité de petite puissance.
Taux de fuite de CH_4	T_{fuite}	0,05	–	Hypothèse prudente	[25]	Paramètre sensible intégré explicitement à l'analyse de sensibilité.
Densité du CH_4	$\rho(\text{CH}_4)$	0,717	kg m^{-3}	Donnée physico-chimique standard	[24]	Conversion entre volume et masse.
Facteur d'émission de l'eau du réseau	FE_{eau}	0,329	$\text{kg CO}_2\text{-}\text{eq m}^{-3}$	Donnée d'arrière-plan	Ecoinvent [16]	Jeu de données cohérent avec le fond de base utilisé dans OpenLCA.

2.5. Analyses physico-chimiques et espèces suivies

Les analyses portent sur le fumier (intrait) et le digestat (extrait). Le pH et la conductivité sont mesurés après mise en solution du fumier (2 g dans 50 mL d'eau distillée), agitation pendant 20 min à 25 °C, puis mesure. Le digestat est mesuré directement sur un prélèvement de 50 mL.

Les ions sont dosés par spectrophotométrie UV-visible après dilution : le fumier est dilué au 1 :50, le digestat au 1 :200. La concentration finale est corrigée par le facteur de dilution (Équation 7) :

$$C_{\text{réelle}} = C_{\text{mesurée}} \times F_d \quad (7)$$

Les espèces suivies sont rapportées avec leurs formules. Le biogaz est décrit par CH_4 et CO_2 . Les espèces azotées et phosphatées sont $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$, NO_3^- , NO_2^- et PO_4^{3-} . L'ammoniac/ammonium est déterminé selon les Standard Methods (série 4500- NH_3) [26]. Les autres ions sont déterminés par des méthodes spectrophotométriques.

Pour renforcer la reproductibilité, chaque série analytique comprend un blanc de réactifs, une courbe d'étalonnage, et au moins deux lectures par échantillon.

2.6. Évaluation des impacts environnementaux (LCIA)

Les impacts environnementaux sont évalués conformément aux normes ISO 14040 et ISO 14044 [11, 12] via la phase d'évaluation des impacts (*Life Cycle Impact Assessment*, LCIA). La caractérisation est réalisée dans openLCA 2.5 [20] en mobilisant la méthode ReCiPe 2016 Midpoint (H) [13], retenue pour sa compatibilité avec les objectifs de l'étude (comparaison de filières de gestion du fumier et identification des points chauds).

La conversion des résultats d'inventaire (LCI) en indicateurs d'impact (*midpoints*) repose sur l'agrégation des contributions de chaque flux élémentaire, selon l'Équation 8 :

$$\text{Impact total (Catégorie } X) = \sum_{j=1}^n (Q_j \times CF_j) \quad (8)$$

avec : Q_j , la quantité du flux élémentaire (émission ou extraction) issue de l'inventaire (LCI), en unité physique (kg, m³, ...); CF_j , le facteur de caractérisation du flux pour la catégorie d'impact choisie, fourni par la méthode ReCiPe 2016 Midpoint; et n , le nombre total de flux élémentaires pris en compte dans la catégorie.

Dans cette étude, quatre catégories d'impact au niveau « midpoint » ont été sélectionnées, en cohérence avec le cadre conceptuel reliant flux d'inventaire, indicateurs midpoint et dommages endpoint, comme illustré dans la figure 1 (adaptée de Joliet *et al.* [27]).

2.7. Qualité des données et analyse de sensibilité

La qualité des données est évaluée à l'aide de la matrice de Weidema et Wesnæs (1996) [28], en documentant la représentativité géographique et la cohérence technologique. Les données physico-chimiques (fumier, digestat, biogaz) proviennent des mesures réalisées sur site, tandis que les paramètres non mesurés sont issus de sources bibliographiques.

Une analyse de sensibilité a été conduite afin d'identifier les variables les plus influentes sur les résultats ACV. Dans la présente étude, cette analyse porte sur trois paramètres opérationnels directement documentés à l'échelle du site : la valorisation utile du biogaz, la consommation d'électricité et les fuites de CH₄. Trois paramètres sont testés autour de leur valeur centrale : rendement/valorisation du biogaz (± 30 %), consommation d'électricité (± 20 %) et fuites de CH₄ (± 25 %). Ces variations permettent d'apprécier la stabilité des conclusions vis-à-vis des paramètres les mieux renseignés dans le système étudié, et de hiérarchiser les priorités d'amélioration environnementale.

Ce choix est cohérent avec la littérature ACV sur les systèmes de méthanisation, qui identifie l'usage effectif du biogaz, les pertes fugitives de CH₄ et les consommations énergétiques auxiliaires comme des déterminants

majeurs des performances environnementales, notamment pour le changement climatique [29,30].

Cette analyse doit toutefois être interprétée comme une analyse de sensibilité ciblée, et non comme une analyse d'incertitude exhaustive. En effet, la littérature montre que d'autres hypothèses peuvent également influencer les résultats, en particulier le taux de substitution des engrais minéraux par le digestat, les émissions d'ammoniac et les modalités de gestion du digestat [17, 19, 29, 31, 32]. Afin de répondre à la limite liée à l'exclusion de l'épandage du digestat, une analyse de sensibilité complémentaire a été conduite sur les émissions aval potentielles de NH₃ et de N₂O. Cette analyse ne modifie pas les frontières principales de l'étude, qui restent définies selon un périmètre « berceau-sortie du site »; elle teste uniquement l'effet potentiel d'un élargissement partiel du système par ajout hypothétique d'émissions liées à l'usage agronomique du digestat.

Les engrais minéraux évités sont déjà intégrés dans le modèle principal par substitution; ils ne sont pas recalculés dans l'analyse de sensibilité, qui teste uniquement l'effet de l'ajout d'émissions aval NH₃/N₂O.

Dans cette analyse, EF désigne le facteur d'émission. Le facteur EF1 est utilisé pour estimer les émissions directes de N₂O des sols à partir de l'azote appliqué, tandis que le facteur EF4 est utilisé pour estimer les émissions indirectes de N₂O liées à la redéposition de l'azote volatilisé sous forme NH₃-N et NO_x-N. Ces facteurs sont exprimés en kg N₂O-N par kg N considéré.

Les calculs sont fondés sur les formes minérales azotées mesurées dans le digestat et exprimées sous forme ionique. L'azote minéral mesuré, calculé à partir de NH₄⁺, NO₂⁻ et NO₃⁻, est de 28,859 kg N par tonne de fumier traité. Cette valeur sert de base de calcul pour tester quantitativement l'influence des émissions potentielles de N₂O associées à l'usage agronomique du digestat.

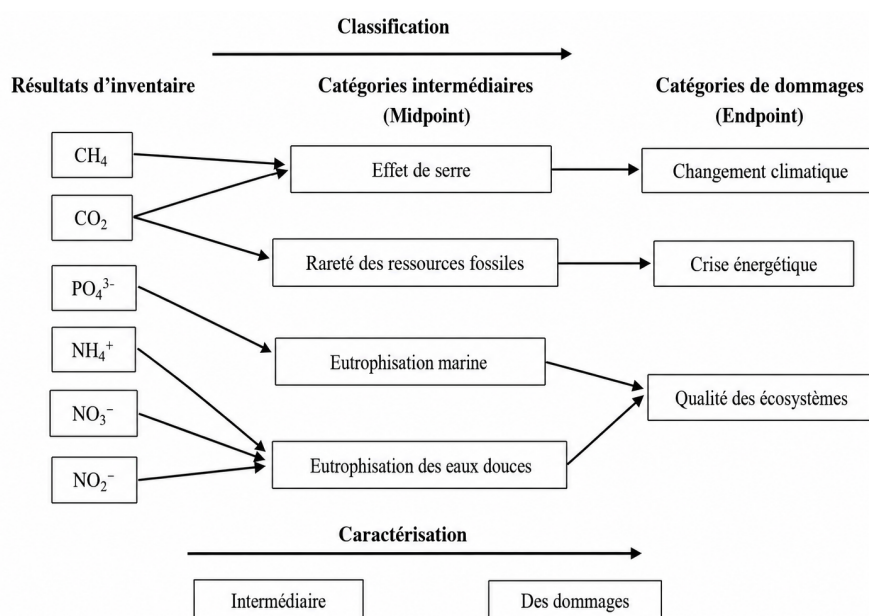


Fig. 1. Schéma de classification des flux d'inventaire vers les catégories midpoint et endpoint [27].

Les émissions potentielles de NH_3 sont estimées à partir de l'azote ammoniacal mesuré, en appliquant trois fractions de volatilisation de $\text{NH}_3\text{-N}$: 0 %, 19,7 % et 29,5 %, correspondant respectivement aux scénarios bas, central et haut. Les émissions directes potentielles de N_2O sont estimées à partir de la base minimale d'azote minéral mesuré, avec trois facteurs d'émission : 0,2 %, 1,0 % et 1,8 % de $\text{N}_2\text{O-N}$ par kg d'azote appliqué. Les émissions indirectes de N_2O liées à la redépôtion de l'azote volatilisé sont également prises en compte, en appliquant les facteurs 0,2 %, 1,0 % et 1,8 % à l'azote volatilisé sous forme $\text{NH}_3\text{-N}$ plus $\text{NO}_x\text{-N}$. Ces facteurs sont cohérents avec les lignes directrices du GIEC pour l'estimation des émissions directes et indirectes de N_2O des sols gérés. Les conversions massiques sont réalisées selon les relations suivantes :

$$\text{NH}_3 \text{ émis} = \text{NH}_3\text{-N émis} \times \frac{17,0305}{14,0067},$$

$$\text{N}_2\text{O émis} = \text{N}_2\text{O-N émis} \times \frac{44,0128}{28,0134}.$$

Cette analyse constitue donc un test de sensibilité minimal et non une modélisation agronomique complète de l'épandage, car elle ne prend pas en compte l'azote organique total éventuellement minéralisable, les pertes par lessivage, le type de sol, la culture, le mode d'application, le délai d'incorporation et les conditions climatiques locales. Elle permet toutefois de quantifier l'ordre de grandeur de l'effet potentiel des émissions aval de NH_3 et de N_2O sur les résultats associés au digestat.

Les paramètres retenus sont présentés dans le ta-

bleau 2. Le GIEC 2019 fournit les facteurs EF1 pour les émissions directes de N_2O , EF4 pour les émissions indirectes liées à la redépôtion de l'azote volatilisé, ainsi que les fractions de volatilisation sous forme $\text{NH}_3\text{-N}$ et $\text{NH}_3\text{-N}$ plus $\text{NO}_x\text{-N}$ utilisées pour les apports organiques aux sols.

3. Résultats et discussion

3.1. Caractérisation du fumier avicole (intrant) et du digestat (extrant)

3.1.1. Paramètres physiques

La figure 2 présente les principaux paramètres physiques mesurés sur le fumier avicole brut et sur le digestat issu de la digestion anaérobie. Globalement, les résultats traduisent une transformation marquée de la matrice au cours du procédé. Le pH diminue de 10 à 8, indiquant une acidification modérée compatible avec l'évolution des équilibres acido-basiques et de l'azote sous forme ammoniacale/ammonium en milieu méthanogène. La matière sèche chute fortement, passant de 35,07 % (fumier) à 10,97 % (digestat). Cette diminution s'explique par la dilution du mélange, la solubilisation d'une fraction des composés organiques et la conversion d'une partie de la matière organique en biogaz. La conséquence directe est une humidité élevée du digestat (89,03 %) contre 64,93 % pour le fumier. D'un point de vue opérationnel, cette forte teneur en eau facilite la manipulation et l'épandage sous forme liquide, mais elle implique aussi des précautions de gestion afin de limiter les risques de ruissellement et de transfert de nutriments vers les eaux de surface.

Tableau 2

Paramètres et flux retenus pour l'analyse de sensibilité des émissions aval du digestat.

Scénario	Fraction $\text{NH}_3\text{-N}$ / $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (%)	Fraction ($\text{NH}_3\text{-N}$ + $\text{NO}_x\text{-N}$) / base azotée minimale (%)	EF1 direct N_2O (%)	EF4 indirect N_2O (%)
Bas	0	0	0,2	0,2
Central	19,7	21,2	1,0	1,0
Haut	29,5	31,2	1,8	1,8

Note : EF1 correspond au facteur d'émission des émissions directes de N_2O provenant des apports d'azote au sol, tandis que EF4 représente le facteur d'émission associé aux émissions indirectes de N_2O résultant des pertes d'azote par volatilisation de NH_3 et NO_x suivies d'un dépôt atmosphérique, conformément aux lignes directrices du GIEC (IPCC).

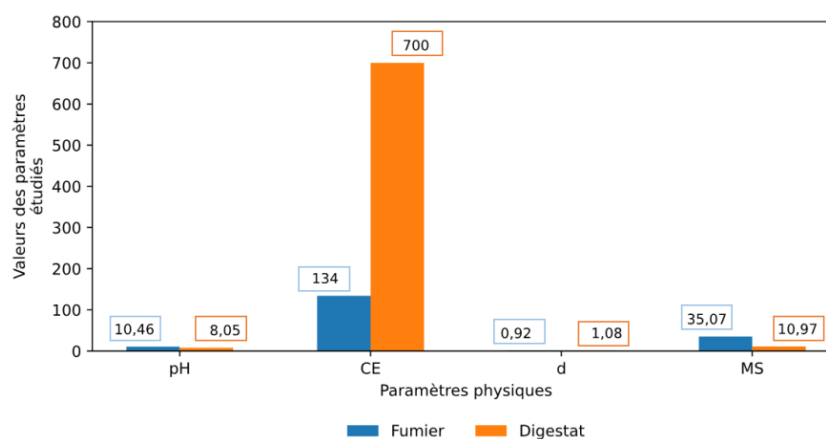


Fig. 2. Caractéristiques physiques du fumier avicole et du digestat.

CE en $\mu\text{S cm}^{-1}$, MS en %, d et pH sont sans unité.

3.1.2. Paramètres chimiques (espèces azotées et phosphatées)

La [figure 3](#) met en évidence des variations ioniques importantes entre l'intrant et l'extrant. L'ion ammonium (NH_4^+) passe de 25,667 mg L⁻¹ dans le fumier à 11 066,667 mg L⁻¹ dans le digestat (augmentation d'un facteur > 430). Ce résultat est typique des digestats : la digestion anaérobie favorise la minéralisation d'une partie de l'azote organique en azote ammoniacal, forme rapidement disponible pour les cultures mais aussi plus susceptible d'être perdue sous forme d'ammoniac (NH_3) si les pratiques de stockage/épandage ne sont pas maîtrisées [\[18, 31\]](#).

Dans le même temps, les formes oxydées de l'azote diminuent : NO_2^- passe de 79,867 à 49,333 mg L⁻¹ et NO_3^- de 354,608 à 219,040 mg L⁻¹. Cette baisse traduit une stabilisation relative du digestat vis-à-vis des espèces les plus mobiles/oxydées et réduit, à court terme, le risque de transfert des nitrates par lessivage. À l'inverse, l'orthophosphate (PO_4^{3-}) augmente fortement, de 20,333 à 510,667 mg L⁻¹ ($\times 25$). Cette concentration élevée contribue à la valeur fertilisante du digestat, mais elle appelle une gestion rigoureuse des doses et des périodes d'application pour éviter des apports excessifs en phosphore.

Au total, la signature chimique du digestat confirme un potentiel agronomique élevé (azote ammoniacal et

phosphore disponible), tout en soulignant les enjeux de maîtrise des pertes. Ceci est directement pertinent pour l'interprétation ACV : les bénéfices environnementaux attendus via la substitution partielle d'engrais minéraux dépendent de l'effectivité de la valorisation agronomique et d'une gestion limitant les émissions et transferts indésirables [\[18, 31\]](#).

Dans le cadre du modèle ACV retenu, cette richesse en NH_4^+ n'est pas traitée comme une émission directe caractérisée, mais comme un élément soutenant l'hypothèse de substitution partielle d'engrais azotés à la sortie du site. Le score net associé au digestat est donc lié aux impacts évités de l'engrais minéral supposé substitué, et non à une caractérisation directe du NH_4^+ contenu dans le digestat.

3.2. Inventaire du cycle de vie (ICV) ramené à l'unité fonctionnelle et flux structurants

Les flux d'inventaire retenus dans le modèle, ramenés à l'unité fonctionnelle « 1 t de fumier brut traité », sont synthétisés dans le [tableau 3](#) (intrants de l'ICV) et le [tableau 4](#) (extrants de l'ICV). À l'UF, les intrants incluent notamment la consommation d'eau (2,000 m³ t⁻¹). L'énergie mobilisée est représentée par un mix d'électricité/énergie en arrière-plan, distinguant une part fossile (gaz naturel : 2,809 kWh t⁻¹) et une part renouvelable (hydraulique : 0,888 kWh t⁻¹ ; solaire : 0,007 kWh t⁻¹).

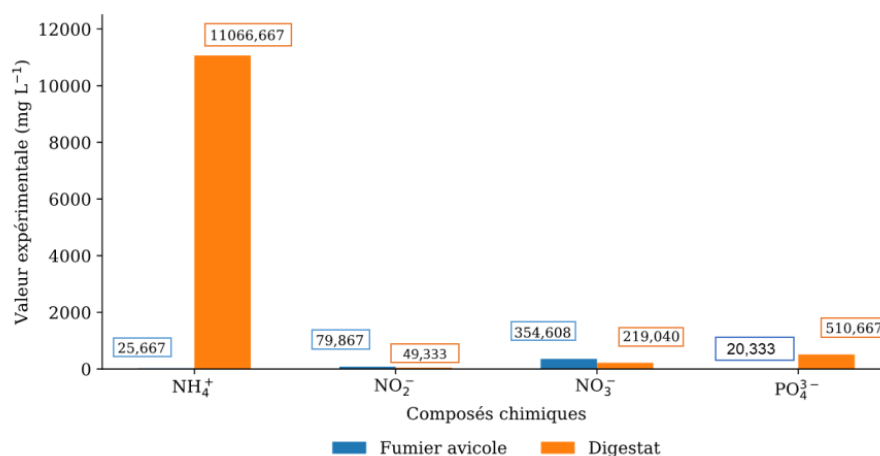


Fig. 3. Caractérisation chimique du fumier avicole et du digestat.

Tableau 3

Intrants de l'inventaire du cycle de vie (ICV).

Catégorie	Élément (formule)	Quantité	Unité
Fumier avicole	Ion ammonium (NH_4^+)	25,667	g t ⁻¹ UF
	Ion nitrite (NO_2^-)	79,867	g t ⁻¹ UF
	Ion nitrate (NO_3^-)	354,608	g t ⁻¹ UF
	Ion orthophosphate (PO_4^{3-})	20,333	g t ⁻¹ UF
Consommation d'eau	Eau (H_2O)	2,000	m ³ t ⁻¹ UF
Énergie fossile	Gaz naturel	2,809	kWh t ⁻¹ UF
	Hydraulique	0,888	kWh t ⁻¹ UF
	Solaire	0,007	kWh t ⁻¹ UF

Tableau 4

Extrants de l'inventaire du cycle de vie (ICV).

Extrant	Élément (formule)	Quantité	Unité
Biogaz (S1)	Méthane – méthanisation (CH ₄)	7,980	m ³ t ⁻¹ UF
	Émission fumier (CH ₄)	0,751	kg t ⁻¹ UF
	Dioxyde de carbone (CO ₂)	7,197	m ³ t ⁻¹ UF (= 14,23 kg t ⁻¹ UF)
Digestat	Ion ammonium (NH ₄ ⁺)	36,889	kg t ⁻¹ UF
	Ion nitrite (NO ₂ ⁻)	0,164	kg t ⁻¹ UF
	Ion nitrate (NO ₃ ⁻)	0,730	kg t ⁻¹ UF
	Ion orthophosphate (PO ₄ ³⁻)	1,702	kg t ⁻¹ UF
Énergie produite	Électricité	5,047	kWh t ⁻¹ UF
Émissions directes de CH ₄ (S2)	Méthane (CH ₄)	0,286	kg t ⁻¹ UF
Émissions de cogénération (S2)	Dioxyde de carbone (CO ₂)	0,262	kg t ⁻¹ UF
Émissions liées à l'eau	Dioxyde de carbone (CO ₂)	0,658	kg t ⁻¹ UF
Émissions électriques	Dioxyde de carbone (CO ₂)	1,954	kg t ⁻¹ UF

En sortie, le biogaz est représenté par 7,980 m³ CH₄ t⁻¹ et 7,197 m³ CO₂ t⁻¹, avec une énergie produite de 5,047 kWh t⁻¹. Les flux de CH₄ doivent être interprétés en fonction du scénario considéré. Dans le scénario S2 de méthanisation optimisée, l'inventaire retient une émission directe résiduelle de 0,286 kg CH₄ t⁻¹ UF, associée au fonctionnement du système optimisé, ainsi que 0,262 kg CO₂ t⁻¹ UF liées à la cogénération. En revanche, dans le scénario S1 de méthanisation brute sans valorisation effective du biogaz, le méthane contenu dans le biogaz non valorisé est comptabilisé comme une émission additionnelle.

L'émission totale de CH₄ (en kg CH₄ t⁻¹) retenue pour le scénario S1 est donc :

$$E_{\text{CH}_4, \text{S1}} = 0,751 + 5,722 = 6,473 \text{ kg CH}_4 \text{ t}^{-1}.$$

Des émissions indirectes associées aux consommations (eau, électricité) sont également comptabilisées. Enfin, le digestat est tracé au travers de flux de nutriments ramenés à l'UF (NH₄⁺ : 36,889 kg t⁻¹; NO₂⁻ : 0,164 kg t⁻¹; NO₃⁻ : 0,730 kg t⁻¹; PO₄³⁻ : 1,702 kg t⁻¹).

Ces éléments structurent mécaniquement les résultats d'impact. D'une part, le méthane émis – même à des niveaux massiques faibles – pilote le bilan climat en raison de son pouvoir de réchauffement global élevé. D'autre part, le niveau d'énergie effectivement valorisée conditionne les impacts évités nets à la substitution énergétique. La littérature sur les filières de traitement des déjections avicoles montre ainsi que les bénéfices potentiels de la méthanisation dépendent fortement (i) de la valorisation effective du biogaz et (ii) de la maîtrise des émissions fugitives [6, 29].

3.3. Résultats d'impacts (ReCiPe 2016 Midpoint H) et interprétation par catégorie

Avant l'interprétation détaillée des catégories d'impact, il convient de rappeler que les scores nets favorables associés à la valorisation du biogaz et du digestat reposent sur une hypothèse de substitution explicite.

Les valeurs positives correspondent à des scores nets d'impact, c'est-à-dire à des situations où les charges environnementales comptabilisées restent supérieures aux impacts évités par substitution. Les valeurs négatives correspondent à des scores nets favorables, c'est-à-dire à des situations où les impacts évités nets dépassent les charges comptabilisées. Ces valeurs négatives ne doivent donc pas être interprétées comme des émissions négatives directement mesurées, ni comme des bénéfices intrinsèques aux coproduits, mais comme des résultats dépendant des produits conventionnels supposés remplacés, des processus substitués retenus et des taux de substitution appliqués. Cette précision est particulièrement importante pour les catégories d'eutrophisation, car les émissions agronomiques associées à l'épandage du digestat ne sont pas incluses dans le périmètre « berceau-sortie du site » retenu ici.

Sur le plan de la modélisation, ces scores nets négatifs conditionnels ne proviennent pas d'une caractérisation directe des espèces NH₄⁺ ou PO₄³⁻ mesurées dans le digestat comme émissions environnementales, mais de l'extension de système appliquée au coproduit digestat. Le digestat est supposé substituer une fraction d'engrais minéraux, de sorte que le bénéfice ACV calculé correspond à des impacts évités en amont. Cette distinction est importante, car le choix du principe de substitution des engrais minéraux influence fortement l'ampleur des bénéfices environnementaux attribués aux voies de circularité nutritive.

La figure 4 (impacts environnementaux absolus) et la figure 5 (impacts environnementaux relatifs) présentent le profil d'impact obtenu avec ReCiPe 2016 Midpoint (H) pour la configuration réelle de référence S0, modélisée selon la relation $S0 = 0,76 \times S1 + 0,24 \times S2$, où S1 représente la méthanisation sans valorisation et S2 la méthanisation optimisée avec valorisation effective du biogaz. Quatre catégories d'impact ressortent du modèle : (i) réchauffement climatique, (ii) eutrophisation marine, (iii) eutrophisation des eaux douces, et (iv) rareté des ressources fossiles.

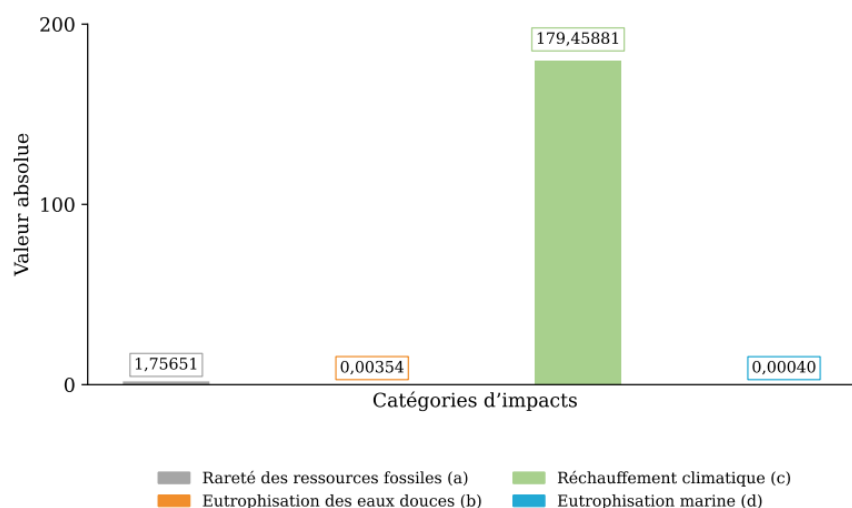


Fig. 4. Impacts environnementaux absolus de la configuration réelle de référence S0.

(a) : kg pétrole-éq t^{-1} ; (b) : kg P-éq t^{-1} ; (c) : kg CO_2 -éq t^{-1} ; (d) : kg N-éq t^{-1} .

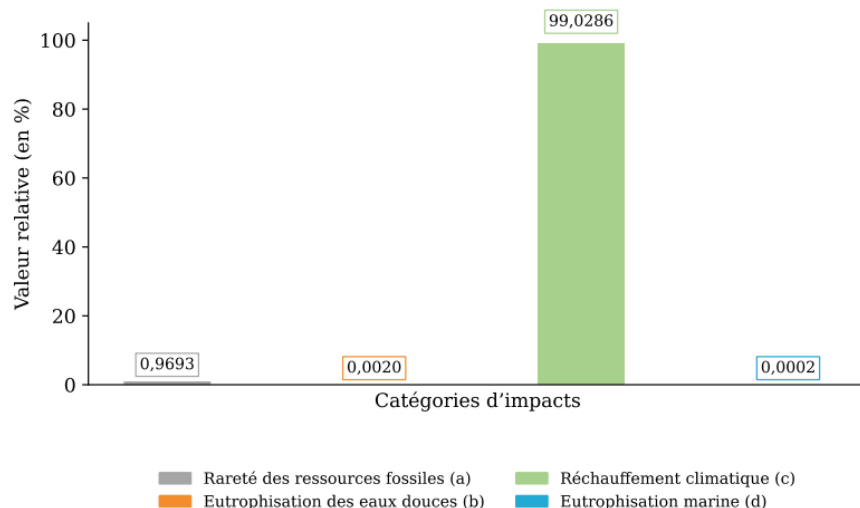


Fig. 5. Impacts environnementaux relatifs de la configuration réelle de référence S0.

Réchauffement climatique (GWP100). Le potentiel de réchauffement climatique du système atteint 179,459 kg CO_2 -éq t^{-1} UF. Ce résultat est cohérent avec le fait que, dans le modèle, la valorisation énergétique du biogaz demeure limitée, avec 76 % du biogaz non récupéré, ce qui réduit fortement les impacts évités amont potentiels de substitution attendus. Dans ce contexte, le signal « climat » est mécaniquement dominé par (i) la part de biogaz effectivement valorisée et (ii) les émissions associées au CH_4 (fuites/émissions directes), dont l'influence est élevée dans les bilans ACV des filières fumier-biogaz. Les analyses comparatives sur le fumier avicole montrent en effet que la méthanisation n'est favorable qu'en conditions de bonne gestion, et que les fuites de CH_4 (digesteur, unité de valorisation) peuvent devenir un poste déterminant du bilan climatique [7].

Cette interprétation est cohérente avec les ordres de grandeur rapportés dans la littérature, mais la comparaison doit être lue avec prudence en raison des différences de frontières du système, d'unité fonctionnelle et de règles de substitution entre études ACV

[12]. Ainsi, Boakye-Yiadom et al. rapportent, pour un scénario de digestion anaérobie appliqué à 1 t de fumier avicole à 40 % de matière sèche, un impact climatique de -161 kg CO_2 -éq t^{-1} [33], tandis que Kreidenweis et al., sur le fumier de poulets de chair, montrent que le scénario biogaz peut varier d'environ -500 kg CO_2 -éq t^{-1} de valeurs proches de zéro selon les hypothèses de gestion [7]. Par comparaison, le score obtenu ici, soit 179,459 kg CO_2 -éq t^{-1} UF, est positif, ce qui indique que, dans le périmètre retenu, les charges climatiques du système demeurent supérieures aux impacts évités amont potentiels associés à la valorisation. Cette différence de signe s'explique de manière cohérente par les conditions de fonctionnement de l'installation étudiée, en particulier la faible récupération énergétique du biogaz (76 % de biogaz non récupéré), qui limite fortement les bénéfices de substitution et laisse un poids élevé aux émissions associées au CH_4 .

Plus largement, une revue systématique récente des ACV de méthanisation d'effluents d'élevage met en évidence une variabilité très élevée des résultats « climat » (valeurs positives et négatives), liée notamment

aux différences de frontières, de multifonctionnalité, de données d'inventaire et de performance de valorisation énergétique. Ce constat confirme qu'un score positif de l'ordre de quelques centaines de kg CO₂-ék t⁻¹ reste plausible lorsque l'énergie produite est insuffisamment récupérée et/ou lorsque les pertes de CH₄ ne sont pas strictement maîtrisées [28].

En termes de leviers, les résultats de sensibilité convergent vers une priorité claire : augmenter la valorisation utile du biogaz au-delà de la production d'électricité, afin de réduire la fraction non valorisée (et donc les émissions associées à la non-utilisation) et d'augmenter les impacts évités par substitution énergétique. Cette action est généralement plus structurante pour le climat qu'une optimisation marginale des consommations auxiliaires, dès lors que les pertes de CH₄ sont maintenues au plus bas [29].

Eutrophisation marine et eutrophisation des eaux douces. Les scores obtenus pour S0 sont faibles et positifs, avec 0,000402 kg N-ék t⁻¹ UF pour l'eutrophisation marine et 0,003545 kg P-ék t⁻¹ UF pour l'eutrophisation des eaux douces. Ces valeurs indiquent que, dans le périmètre « berceau-sortie du site » retenu pour S0, les contributions à l'eutrophisation restent très limitées par rapport au réchauffement climatique, qui constitue la catégorie d'impact dominante.

Cette faible contribution s'explique par la structure du modèle S0, défini comme une configuration réelle partiellement valorisée, sans intégration complète de la substitution agronomique du digestat et sans prise en compte de l'épandage au champ. Ainsi, les émissions directes liées à l'usage agricole du digestat, notamment les émissions de NH₃ et de N₂O, les pertes azotées, les pertes phosphorées et les transferts potentiels vers les sols et les eaux, ne sont pas intégrées dans le modèle principal.

Par conséquent, les valeurs d'eutrophisation obtenues pour S0 ne doivent pas être interprétées comme un bilan complet de la filière jusqu'à l'usage final du digestat au champ. Elles traduisent uniquement le profil d'impact de la configuration réelle modélisée dans les frontières « berceau-sortie du site ». Les scores négatifs éventuellement observés dans les scénarios intégrant une substitution explicite du digestat doivent être discutés séparément comme des scores nets dépendant des hypothèses de substitution, et non comme des bénéfices environnementaux absolus [3, 18, 19, 31].

L'analyse de sensibilité intégrant des émissions aval

hypothétiques liées à l'usage agronomique du digestat confirme cette prudence d'interprétation. L'ajout de flux d'émissions de NH₃ et de N₂O représenterait des charges environnementales additionnelles. Après caractérisation, ces charges augmenteraient les scores nets des catégories concernées. Ainsi, lorsque les scores initiaux sont négatifs, leur prise en compte les rendrait moins négatifs, c'est-à-dire qu'elle réduirait l'ampleur des impacts évités nets associés à la substitution du digestat. Si les charges aval ajoutées dépassaient les impacts évités par substitution, les scores pourraient être annulés ou devenir positifs [3, 13].

Ces résultats ne remettent donc pas en cause l'intérêt potentiel du digestat comme substitut partiel aux engrais minéraux, mais ils montrent que cet intérêt reste conditionné à la substitution réellement obtenue et à la maîtrise des émissions lors du stockage, du post-traitement et de l'épandage. Les scores d'eutrophisation doivent ainsi être présentés comme des résultats conditionnels du périmètre étudié, et non comme une preuve de bénéfice environnemental net complet [17–19, 31].

Les flux calculés pour les trois niveaux de sensibilité sont présentés dans le [tableau 5](#). Ils correspondent à des émissions hypothétiques ajoutées au modèle principal afin de tester l'effet potentiel des pertes azotées aval sur les catégories réchauffement climatique A (kg CO₂-ék), épuisement des ressources B (kg pétrole-ék), eutrophisation des eaux douces C (kg P-ék) et eutrophisation marine D (kg N-ék).

Dans le scénario central, l'ajout hypothétique des émissions aval estimées sur la base minimale d'azote minéral mesuré correspond à 6,861 kg NH₃ et 0,550 kg N₂O par tonne de fumier traité. Dans le scénario haut, ces émissions atteignent 10,274 kg NH₃ et 1,071 kg N₂O par tonne de fumier traité. Ces flux contribueraient principalement à augmenter les scores de réchauffement climatique.

Le digestat peut générer des émissions de gaz à effet de serre et des pertes azotées après épandage, notamment sous forme de NH₃ et de N₂O ; toutefois, lorsqu'il se substitue effectivement à une partie des engrais minéraux, il peut également éviter une partie des impacts liés à leur fabrication et à leur utilisation. Cette double logique explique pourquoi les résultats associés au digestat doivent être interprétés comme un bilan net conditionnel, dépendant à la fois des hypothèses de substitution et du niveau réel des émissions aval.

Tableau 5

Flux d'émissions aval calculés dans l'analyse de sensibilité.

Scénario	NH ₃ émis (kg)	N ₂ O direct (kg)	N ₂ O indirect (kg)	N ₂ O total (kg)	A	B	C	D
Bas	0,000	0,091	0,000	0,091	206,5	1,76	0,0035	0,0004
Central	6,861	0,453	0,096	0,550	343,4	1,76	0,0035	0,0004
Haut	10,274	0,816	0,255	1,071	498,6	1,76	0,0035	0,0004

Note : Les paramètres A, B, C et D correspondent aux facteurs ou indicateurs considérés dans l'analyse de sensibilité des émissions aval du digestat. Leur définition détaillée est fournie dans la section méthodologique associée.

Rareté des ressources fossiles. La rareté des ressources fossiles est de 1,7565 kg pétrole-équ t^{-1} UF. Dans l'architecture du modèle, ce résultat reflète principalement l'équilibre entre (i) les consommations énergétiques auxiliaires du procédé (électricité et énergie amont associée) et (ii) les impacts évités de substitution liés à l'énergie réellement valorisée. Autrement dit, lorsque la valorisation du biogaz est discontinuée ou insuffisante, l'empreinte fossile associée aux intrants énergétiques est moins compensée, ce qui maintient un score positif dans cette catégorie [30].

Cette lecture est cohérente avec les analyses énergétiques de filières biogaz : l'exploitation de l'unité (pompage, agitation, auxiliaires) est fréquemment la fraction la plus énergivore du système et peut représenter 40–80 % de l'énergie d'entrée du procédé, ce qui rend la performance très sensible à l'optimisation des consommations et, surtout, à la valorisation utile de l'énergie produite [30]. Enfin, la littérature montre que, dans des chaînes de valorisation bien conçues, la déplétion fossile peut devenir faible, voire négative, lorsque les substitutions énergétiques sont élevées, alors que des étapes plus énergivores peuvent réduire ces bénéfices [29].

Au-delà des scores obtenus par catégorie d'impact, les résultats doivent être replacés dans un cadre plus large de gestion des déchets agricoles. En effet, la méthanisation du fumier avicole ne constitue pas uniquement une filière de production d'énergie, mais aussi une voie de traitement d'un résidu organique agricole, combinant réduction des nuisances liées au stockage ou à l'épandage brut, récupération d'énergie sous forme de biogaz et recyclage d'une partie des nutriments via le digestat [34–36]. Dans le cas étudié ici, cette logique intégrée n'est encore que partiellement réalisée : le système actuel présente un impact climatique de 179,459 kg CO_2 -équ t^{-1} UF, mais il permet néanmoins d'éviter 46,838 kg CO_2 -équ, soit une réduction d'environ 20,70 % par rapport à une méthanisation brute sans valorisation effective du biogaz. Le scénario optimisé étudié dans ce travail conduit quant à lui à une réduction beaucoup plus marquée, les émissions passant de 226,297 à 28,917 kg CO_2 -équ, soit une baisse d'environ 87,22 % par rapport au scénario brut.

Cette hiérarchie est cohérente avec la littérature sur les déchets avicoles. Ainsi, *Hassanein et al.* ont montré, sur un digesteur agricole de litière de volaille avec capture de nutriments, qu'un scénario amélioré combinant une augmentation de la charge traitée et une meilleure utilisation du biogaz en cogénération permettait de réduire l'impact climatique de 722 % et le potentiel d'eutrophisation de 510 % par rapport à un scénario de référence fondé sur le transport et l'épandage de litière non traitée [34]. De même, *Beausang et al.*, dans une ACV conséquentielle de la digestion anaérobie de litière de volaille, concluent que le détournement de cette litière vers la digestion anaérobie peut réduire les impacts de réchauffement climatique, d'acidification terrestre et de formation de particules fines, les bénéfices dépendant principalement des substitutions énergétiques effectivement réalisées et de l'évitement

de l'épandage direct [35]. Enfin, *Preuss et al.*, dans une analyse comparative de plusieurs voies de gestion du fumier avicole, montrent que l'évaluation environnementale de ces filières dépend fortement des frontières du système retenues et que le choix technologique doit être discuté en fonction des objectifs environnementaux visés dans une logique d'économie circulaire [36].

Dans ce contexte, le cas étudié ici confirme que la méthanisation peut déjà constituer une option pertinente de gestion des déchets agricoles, mais que son bénéfice environnemental reste fortement limité par la faible récupération du biogaz. Les résultats montrent donc que l'amélioration de la valorisation énergétique du biogaz et l'encadrement agronomique du digestat représentent les deux leviers majeurs pour rapprocher le système étudié des performances les plus favorables rapportées dans la littérature [34–36].

3.4. Analyse de sensibilité

La figure 6 (analyse comparative des émissions en CO_2 -équ.) et la figure 7 (analyse comparative de l'augmentation des émissions en CO_2 -équ.) synthétisent les tests de sensibilité appliqués aux paramètres opérationnels.

Les résultats montrent que le levier le plus efficace pour réduire les émissions consiste à diminuer la fraction de biogaz non valorisée : une réduction de 30 % du biogaz non valorisé fait passer les émissions de 26,99 % à 19,66 %, soit une baisse absolue de 7,33 %. À l'inverse, la diminution de 20 % de la consommation électrique n'entraîne qu'une variation très faible (−0,04 %), tandis que la réduction de 25 % des fuites de CH_4 se traduit par une baisse plus limitée (−0,58 %). Du côté des variations « défavorables », la sensibilité met en évidence qu'une augmentation de 30 % de la production de biogaz accroît les émissions de +6,13 %, ce qui souligne que produire davantage de biogaz n'est pas suffisant si sa valorisation n'est pas assurée en parallèle.

La hausse de 25 % des fuites de CH_4 augmente les émissions de +0,51 %, confirmant l'importance de l'étanchéité et du contrôle des pertes. Enfin, l'augmentation de 20 % de la consommation électrique n'affecte presque pas le résultat (+0,03 %).

En somme, l'analyse de sensibilité renforce l'interprétation : les priorités d'amélioration se situent d'abord sur la valorisation effective du biogaz et la réduction des pertes de CH_4 , plutôt que sur des optimisations marginales de la consommation électrique.

Ces résultats doivent toutefois être interprétés à la lumière du périmètre de sensibilité retenu. En effet, l'analyse présentée ici explore uniquement les paramètres opérationnels les mieux documentés à l'échelle du site ; elle ne propage pas quantitativement les incertitudes liées à la substitution du digestat, aux émissions azotées réactives, ni aux scénarios alternatifs de gestion du digestat. Or, la littérature montre que ces hypothèses peuvent modifier sensiblement les conclusions ACV, en particulier pour l'acidification et l'eutrophisation [19, 37, 38]. Ainsi, les résultats obtenus confirment la prépondérance de la valorisation du biogaz et des pertes de CH_4 dans le système étudié, tout en indi-

quant que l'interprétation complète de la performance environnementale de la filière dépend également d'hypothèses complémentaires non testées dans la présente version du modèle.

3.5. Comparaison des scénarios (S1–S3) et impacts évités

La comparaison des scénarios de gestion des déjections avicoles est résumée dans le [tableau 6](#) (émissions en CO₂-éq. par procédé avicole). Dans le scénario S2, les crédits d'engrais évités ont été corrigés par des coefficients de remplacement de 78 % pour N et 60 % pour P₂O₅, afin d'éviter une surestimation de la substitution fertilisante du digestat [39, 40].

Les résultats montrent une hiérarchie claire entre les scénarios étudiés. La méthanisation brute (S1),

sans valorisation effective du biogaz, présente le score climatique le plus défavorable, avec 226,297 kg CO₂-éq t⁻¹ UF. Le compostage (S3) présente un score positif mais nettement plus faible, soit 24,290 kg CO₂-éq t⁻¹ UF, correspondant à une réduction de 202,007 kg CO₂-éq t⁻¹ UF, soit 89,27 % par rapport à S1. La méthanisation optimisée (S2) présente quant à elle un score net négatif de -111,220 kg CO₂-éq t⁻¹ UF. Ce résultat traduit un bilan favorable dans le périmètre retenu, les impacts évités par la valorisation du biogaz et la substitution partielle d'intrants via le digestat dépassant les charges environnementales comptabilisées.

Le gain net associé au scénario S2 par rapport à la méthanisation brute est donc de :

$$226,297 - (-111,220) = 337,517 \text{ kg CO}_2\text{-éq t}^{-1} \text{ UF.}$$

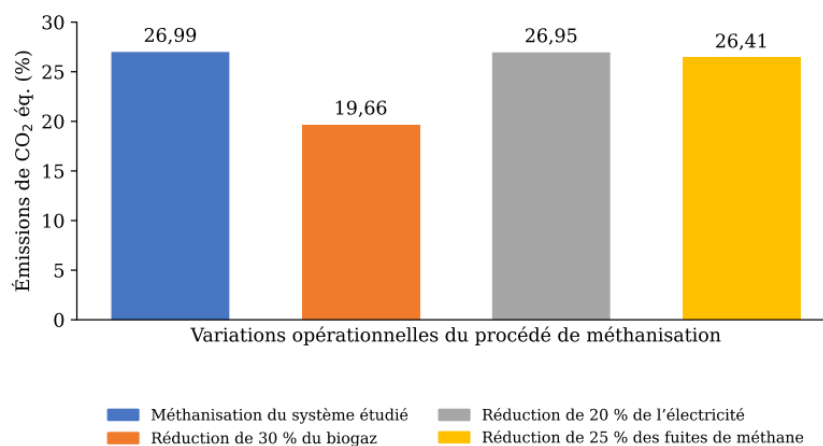


Fig. 6. Analyse comparative des émissions en CO₂-éq.

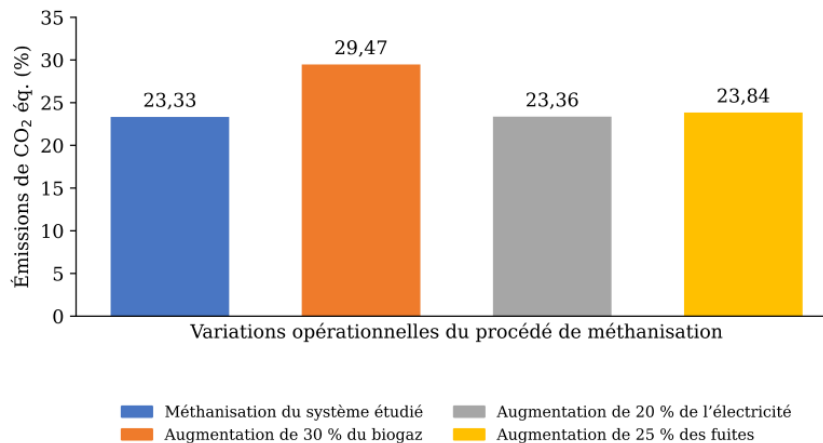


Fig. 7. Analyse comparative de l'augmentation des émissions en CO₂-éq.

Tableau 6

Émissions en CO₂-éq. par procédé avicole.

Procédé	Émissions (kg CO ₂ -éq.)	Gain net par rapport à S1 (kg CO ₂ -éq. évités)	Variation du score par rapport à S1
Méthanisation brute (S1)	226,297	–	Référence
Méthanisation optimisée (S2)	–111,220	337,517	–149,15 %
Compostage (S3)	24,290	202,007	–89,27 %

Ce gain correspond à une amélioration relative du score climatique de 149,15 % par rapport à S1. Cette valeur ne doit toutefois pas être interprétée comme une réduction physique d'émissions supérieure à 100 %, mais comme le résultat d'un score net ACV intégrant des crédits de substitution. Autrement dit, le scénario S2 ne produit pas d'« émissions négatives » directement mesurées ; il présente un bilan net favorable parce que les impacts évités supposés dépassent les impacts générés dans le périmètre modélisé.

Enfin, l'interprétation du scénario S3 doit rester prudente, dans la mesure où il repose sur un jeu de données écoinvent générique, et non sur un inventaire primaire local recalibré au contexte ivoirien. Les évaluations techniques disponibles sur les unités de traitement des biodéchets mettent en évidence cette variabilité, qui peut modifier substantiellement l'ordre de grandeur des émissions et des nuisances associées [41].

De plus, contrairement à S2, aucune substitution fertilisante additionnelle du compost n'a été explicitement ajoutée manuellement. La comparaison entre S2 et S3 doit donc être lue en tenant compte de cette différence méthodologique. Pris ensemble, les résultats confirment que la méthanisation du fumier avicole n'est pas automatiquement favorable sur le plan environnemental : elle le devient lorsque le biogaz est effectivement valorisé, que les pertes de CH₄ sont maîtrisées, et que les hypothèses de substitution du digestat sont techniquement justifiées.

4. Conclusion

Cette étude a évalué, conformément aux normes ISO 14040 et ISO 14044, les impacts environnementaux du procédé de méthanisation du fumier de poules pondeuses à la ferme Fondation BRIN. La multifonctionnalité liée au biogaz et au digestat a été traitée dans une logique conséquentielle, par substitution à la sortie du site. Les résultats montrent que la configuration réelle du système reste dominée par le réchauffement climatique, avec un score de 179,459 kg CO₂-équ t⁻¹ UF. Ce résultat s'explique principalement par la valorisation encore partielle du biogaz et par le poids des émissions de CH₄ dans le bilan climatique. Les catégories d'eutrophisation présentent, dans la configuration réelle, des scores faibles et positifs, soit 0,000402 kg N-équ t⁻¹ UF pour l'eutrophisation marine et 0,003545 kg P-équ t⁻¹ UF pour l'eutrophisation des eaux douces. Ces résultats doivent être interprétés dans le périmètre méthodologique retenu, qui n'inclut pas l'épandage du digestat ni les émissions agronomiques associées.

La comparaison des scénarios confirme que la méthanisation brute constitue l'option la plus défavorable, avec 226,297 kg CO₂-équ t⁻¹ UF, tandis que le compostage présente un score plus faible, soit 24,290 kg CO₂-équ t⁻¹ UF. La méthanisation optimisée affiche quant à elle un score net favorable de -111,220 kg CO₂-équ t⁻¹ UF, traduisant un bilan ACV positif lorsque les impacts évités par la valorisation du biogaz et la substitution partielle d'engrais minéraux par le digestat dépassent les charges environnementales comptabilisées.

L'apport principal de ce travail est donc de montrer que la méthanisation du fumier avicole n'est pas automatiquement bénéfique sur le plan environnemental. Elle ne devient réellement performante que si le biogaz est effectivement valorisé, si les pertes fugitives de CH₄ sont maîtrisées, et si le digestat est utilisé dans des conditions agronomiques contrôlées. Le principal levier d'amélioration identifié est ainsi la réduction de la fraction de biogaz non valorisée, suivie du renforcement de l'étanchéité de l'unité et de l'encadrement de l'usage du digestat.

En perspective, l'intégration de l'épandage du digestat et des émissions agronomiques associées, la conduite d'une analyse d'incertitude plus complète, ainsi que la comparaison de différents traitements de la multifonctionnalité, permettraient de consolider les résultats et de renforcer encore la robustesse méthodologique de l'évaluation.

Références

- [1] IPCC, Climate Change 2023 : Synthesis Report (AR6 SYR), Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva, Switzerland (2023).
<https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/>
- [2] International Energy Agency (IEA), CO₂ Emissions in 2023, IEA, Paris, France (2024).
<https://www.iea.org/reports/co2-emissions-in-2023>
- [3] IPCC, 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories : Volume 4 (AFOLU), IPCC, Geneva, Switzerland (2019).
<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/vol4.html>
- [4] S.K. Akpo, M. Kamagate, L.S. Coulibaly, C.D. Atsin, G.M. Eba, L. Coulibaly, *Évaluation des risques de contamination de l'environnement par les fientes d'aviculture semi-industrielle dans le district autonome d'Abidjan (Côte d'Ivoire)*, Afrique Science 19(4) (2021) 118–130.
https://www.afriquescience.net/wp-content/uploads/2021/11/13_AKPO-Samy-Kossi_et_al.pdf
- [5] J.B. Holm-Nielsen, T. Al Seadi, P. Oleskowicz-Popiel, *The future of anaerobic digestion and biogas utilization*, Bioresour. Technol. 100(22) (2009) 5478–5484.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.046>
- [6] P. Weiland, *Biogas production : current state and perspectives*, Appl. Microbiol. Biotechnol. 85(4) (2010) 849–860.
<https://doi.org/10.1007/s00253-009-2246-7>
- [7] U. Kreidenweis, J. Breier, C. Herrmann, J. Libra, A. Prochnow, *Greenhouse gas emissions from broiler manure treatment options are lowest in well-managed biogas production*, J. Clean. Prod. 280 (2021) 124969.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124969>
- [8] W. Fuchs, X. Wang, I. Gabauer, S. Ortner, M. Li, *Tackling ammonia inhibition for efficient biogas*

- production from chicken manure : status and technical trends in Europe and China*, Renew. Sustain. Energy Rev. 97 (2018) 186-199.
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.08.038>
- [9] R.C. Kipré, B.G. Goualie, M.A. Ainyakou-Sanga, D.K. Kra, G.A. Karou, *The assessment of contamination level of multidrug resistant bacteria and antibiotic residue in chicken manure*, Afr. J. Microbiol. Res. 17(12) (2023) 285-290.
<https://doi.org/10.5897/AJMR2023.9717>
- [10] République de Côte d'Ivoire, Politique nationale de développement de l'élevage / Stratégie de développement des productions animales, FAOLEX (document officiel).
<https://www.fao.org/faolex/results/details/fr/c/LEX-FAOC191968/>
- [11] ISO, ISO 14040 :2006 Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland (2006).
<https://www.iso.org/standard/37456.html>
- [12] ISO, ISO 14044 :2006 Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines, International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland (2006).
<https://www.iso.org/standard/38498.html>
- [13] M.A.J. Huijbregts, Z.J.N. Steinmann, P.M.F. Elshout, et al., *ReCiPe2016 : a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and end-point level*, Int. J. Life Cycle Assess. 22 (2017) 138-147.
<https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>
- [14] M. Brander, C. Wylie, *The use of substitution in attributional life cycle assessment*, Greenhouse Gas Meas. Manage. 1(3-4) (2011) 161-166.
<https://doi.org/10.1080/20430779.2011.637670>
- [15] European Commission, Joint Research Centre, ILCD Handbook : General Guide for Life Cycle Assessment – Detailed Guidance, Luxembourg (2010).
<https://doi.org/10.2788/38479>
- [16] ecoinvent Association, ecoinvent database v3.5, Zurich (2018).
<https://support.ecoinvent.org/ecoinvent-version-3.12>
- [17] C. Miao, V. Zeller, L. Schebek, *Nutrient substitution for secondary fertilizer : is current practice comprehensive enough ? A review to reveal the LCA methodological challenges*, Int. J. Life Cycle Assess. 29(4) (2024) 578-596.
<https://doi.org/10.1007/s11367-023-02248-9>
- [18] M. Zilio, A. Pigoli, B. Rizzi, A. Goglio, F. Tambone, A. Giordano, L. Maretto, A. Squartini, P. Stevanato, E. Meers, O. Schoumans, F. Adani, *Nitrogen dynamics in soils fertilized with digestate and mineral fertilizers : a full field approach*, Sci. Total Environ. 868 (2023) 161500.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161500>
- [19] E. Angouria-Tsorochidou, M. Seghetta, A. Trémier, M. Thomsen, *Life cycle assessment of digestate post-treatment and utilization*, Sci. Total Environ. 815 (2022) 152764.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152764>
- [20] GreenDelta, openLCA v2.5.0 software update release (2025).
<https://www.openlca.org/openlca-v2-6-has-been-released/>
- [21] A. Bayrakdar, R.Ö. Sürmeli, B. Çalli, *Dry anaerobic digestion of chicken manure coupled with membrane separation of ammonia*, Bioresour. Technol. 244 (2017) 816-823.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.047>
- [22] Delft University of Technology, Energy Supply Systems for Buildings : Summary Table with Heating Values and CO₂ Emissions, TU Delft OpenCourseWare.
https://ocw.tudelft.nl/wp-content/uploads/Summary_table_with_heating_values_and_CO2_emissions.pdf
- [23] J. Ciula, A. Generowicz, K. Gaska, A. Gronba-Chyla, *Efficiency analysis of the generation of energy in a biogas CHP system and its management in a waste landfill – case study*, J. Ecol. Eng. 23(7) (2022) 143-156.
<https://doi.org/10.12911/22998993/149609>
- [24] UNFCCC, Tool to Determine Project Emissions from Flaring Gases Containing Methane, CDM methodological tool, version 1, (2006).
<https://cdm.unfccc.int/methodologies/PAmethodologies/tools/am-tool-06-v1.pdf>
- [25] S. Bakkaloglu, D. Lowry, R. Fisher, et al., *Quantification of methane emissions from UK biogas plants*, Waste Manag. 124 (2021) 82-93.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.01.011>
- [26] Standard Methods Committee, 4500-NH₃ Nitrogen (Ammonia), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.
<https://www.standardmethods.org/doi/10.2105/SMWW.2882.087>
- [27] O. Jolliet, M. Margni, R. Charles, S. Humbert, J. Payet, G. Rebitzer, R. Rosenbaum, *IMPACT 2002+ : a new life cycle impact assessment methodology*, Int. J. Life Cycle Assess. 8(6) (2003) 324-330.
<https://doi.org/10.1007/BF02978505>
- [28] B.P. Weidema, M.S. Wesnaes, *Data quality management for life cycle inventories – an example of using data quality indicators*, J. Clean. Prod. 4(3-4) (1996) 167-174.
[https://doi.org/10.1016/S0959-6526\(96\)00043-1](https://doi.org/10.1016/S0959-6526(96)00043-1)
- [29] X. Wang, J. Wang, C. Duan, X. Wang, D. Liang, *Systematic review on the life cycle assessment of manure-based anaerobic digestion system*, Sustainability 17(19) (2025) 8926.
<https://doi.org/10.3390/su17198926>

- [30] M. Berglund, P. Börjesson, *Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production*, Biomass Bioenergy 30(3) (2006) 254-266.
<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.11.011>
- [31] J. Pedersen, S.D. Hafner, *Ammonia emissions after field application of anaerobically digested animal slurry : literature review and perspectives*, Agric. Ecosyst. Environ. 357 (2023) 108697.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108697>
- [32] C.-Y. Hung, B.C. Liang, D.E. Pelster, B. Grant, W.A. Smith, A. VanderZaag, *Review of research studies on nitrous oxide emissions from manure-amended soils in Canada from 1990 to 2023*, Can. J. Soil Sci. (2025).
<https://doi.org/10.1139/cjss-2024-0062>
- [33] K.A. Boakye-Yiadom, A. Ilari, V. Bisinella, D. Duca, *Environmental impact of poultry manure gasification technology for energy and ash valorization*, Sustainability 16(22) (2024) 9941.
<https://doi.org/10.3390/su16229941>
- [34] A. Hassanein, A. Moss, N. Cloyd, S. Lansing, *Evaluation and life cycle assessment of a poultry litter anaerobic digester with nutrient capture*, Bioresour. Technol. Rep. 19 (2022) 101186.
<https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101186>
- [35] C. Beausang, K. McDonnell, F. Murphy, *Anaerobic digestion of poultry litter – a consequential life cycle assessment*, Sci. Total Environ. 735 (2020) 139494.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139494>
- [36] N.B. Preuss, F. You, *Comparative life cycle analysis of poultry manure management technologies*, Chem. Eng. Trans. 103 (2023) 97-102.
<https://doi.org/10.3303/CET23103017>
- [37] D. Styles, P. Adams, G. Thelin, C. Vaneekhaute, D. Chadwick, P.J.A. Withers, *Life cycle assessment of biofertilizer production and use compared with conventional liquid digestate management*, Environ. Sci. Technol. 52(13) (2018) 7468-7476.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01619>
- [38] O.S. Hanserud, F. Cherubini, A.F. Øgaard, D.B. Müller, H. Brattebø, *Choice of mineral fertilizer substitution principle strongly influences LCA environmental benefits of nutrient cycling in the agri-food system*, Sci. Total Environ. 615 (2018) 219-227.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.215>
- [39] M.F. Smit, W.J. Vonk, R. Hijbeek, *A variable residue : meta-analysis on the nitrogen fertilizer replacement value of anaerobic digestate*, Eur. J. Agron. 172 (2026) 127845.
<https://doi.org/10.1016/j.eja.2025.127845>
- [40] AHDB, Nutrient Management Guide (RB209), Section 2 : Organic Materials, Agriculture and Horticulture Development Board (2022).
https://projectblue.blob.core.windows.net/media/Default/Imported%20Publication%20Docs/RB209%202022/RB209_Section2_2022_2022_4_WEB.pdf.pdf
- [41] E.R. Oviedo-Ocaña, C. Abendroth, I.C. Domínguez, A. Sánchez, C. Dornack, *Life cycle assessment of biowaste and green waste composting systems : a review of applications and implementation challenges*, Waste Manag. 171 (2023) 350-364.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.09.004>