



Rapport Scientifique final

QUANTIFIER L'IMPACT DE L'UTILISATION OPTIMALE DE DEUX BIOTECHNOLOGIES SUR LES ÉMISSIONS DE GAZ EN PRODUCTION

Date : 03 mars 2025

Responsable scientifique : Stéphane Godbout, ing., agr., Ph.D.

Ce rapport a été produit à l'attention de :

Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ)

Programme d'appui à la lutte contre les changements climatiques dans le secteur bioalimentaire



À l'IRDA, on **collabore**, on se **questionne**, on **explore** et on **progressé** ensemble dans la même direction : celle d'une agriculture saine, dynamique et performante.

Nous sommes des **scientifiques**, mais aussi des **gens de terrain** qui **collaborent** avec l'ensemble du milieu agricole.

Notre mission consiste à innover en agroenvironnement pour créer ensemble la production agricole de demain. Consulter le www.irda.qc.ca pour en connaître davantage sur l'Institut et ses activités.

Question ou commentaire

Stéphane Godbout, ing., agr., Ph.D.
Chercheur
Responsable scientifique et auteur principal
T : 418 643-2380 p.600
stephane.godbout@irda.qc.ca

Auteurs du rapport

Stéphane Godbout, ing., agr., Ph.D. IRDA
Erika Yukari Nakanishi, Ph.D., IRDA
Félix Gobeil, agr.
Joahnn Palacios, ing., M.Sc., IRDA
Patrick Brassard, ing., Ph.D., IRDA

Collaborateurs

Sébastien Fournel, ing. Ph.D, Université Laval

Merci à notre partenaire financier

Ce projet a été réalisé grâce au soutien financier du gouvernement du Québec dans le cadre du programme d'appui à la lutte contre les changements climatiques dans le secteur bioalimentaire, qui découle du Plan pour une économie verte 2030. Des remerciements s'adressent également à l'IRDA et ses partenaires la Faculté des Sciences de l'Agriculture et de l'Alimentation de l'Université Laval, les Aliment duBréton et le programme MITACS qui ont fourni une contribution importante dans le cadre de cette étude. Les auteurs remercient également l'éleveur participant au projet, Charles Barnabe. Les auteurs reconnaissent également l'appui technique et professionnel fourni par le personnel de recherche de l'IRDA, notamment Cédric Morin, Jérémie Tremblay-Gravel, Laura Mila, David Matte et Gaetan Girard.

Plan pour une
**économie
verte 2030**



Québec



UNIVERSITÉ
LAVAL

Faculté des sciences de l'agriculture
et de l'alimentation

Mitacs

duBreton

Ce rapport peut être cité comme suit :

Godbout, S., E.Y. Nakanishi, F. Gobeil, J.H. Palacios, P. Brassard. 2025. Quantifier l'impact de l'utilisation optimale de deux biotechnologies sur les émissions de gaz en production. Rapport final. IRDA et partenaires. 50 pages.

© Institut de recherche et de développement en agroenvironnement inc. (IRDA)

Résumé

La production porcine est devenue un secteur agricole hautement spécialisé et constitue aujourd'hui l'un des piliers de l'industrie agroalimentaire au Canada et au Québec. Cependant, elle fait face à de nombreux défis environnementaux, notamment l'augmentation du potentiel de réchauffement climatique liée aux émissions de gaz à effet de serre (GES). Depuis la fin des années 1990, plusieurs stratégies innovantes ont été développées pour atténuer les émissions de GES et d'ammoniac (NH_3), notamment l'utilisation de biotechnologies et de biochar. Au Québec, l'adoption de ces solutions en est encore à ses débuts. Certains producteurs, principalement en régie biologique et en régie conventionnelle sur litière, commencent à les intégrer et à les adapter. Cependant, les recherches scientifiques sur l'élevage porcin sur litière et les stratégies de réduction des émissions associées à ce mode de gestion restent limitées.

Il est donc essentiel d'évaluer l'efficacité de ces biotechnologies dans le contexte québécois à l'aide de méthodes scientifiques rigoureuses, afin de fournir des données probantes aux conseillers et aux producteurs. Ainsi, ce projet vise à fournir aux acteurs du secteur porcin des informations essentielles pour une utilisation éclairée de deux biotechnologies basées sur l'application de micro-organismes efficaces (ME) et de micro-organismes indigènes (MOI), dans le but de réduire les émissions de GES et d'ammoniac issues de la gestion des déjections en production conventionnelle sur litière.

Tout d'abord, ce projet a permis d'évaluer les doses optimales des inocula microbiens, avec ou sans ajout de biochar, afin de réduire significativement les émissions de GES. Il a été déterminé que l'inoculant ME était plus efficace à une dose de 1:100, tandis que l'inoculant MOI montrait une tendance à la réduction des émissions à une dose de 1:20. Il a également été établi que la combinaison du biochar et inoculant amplifiait de manière significative les émissions de GES.

Ensuite, une évaluation in vivo à l'échelle pilote a été réalisée afin de mesurer l'impact de l'application quotidienne des inoculants ME et MOI sur la litière en matière de réduction des émissions de GES et d'ammoniac. Les résultats ont montré une réduction de 16 % des émissions de CO_2 , de 21 % des émissions de CH_4 et de 29 % des émissions de NH_3 avec l'application du MOI par rapport au traitement témoin. Une légère diminution des émissions de méthane a également été observée avec le traitement ME, bien que cette différence ne soit pas statistiquement significative.

L'application de MOI a également montré une tendance à réduire les bioaérosols, les particules en suspension et l'intensité perçue des odeurs. Par ailleurs, ce traitement semble favoriser une plus grande accumulation d'azote dans la litière, ce qui expliquerait la réduction des émissions de NH_3 observée.

Au cours de l'étude exploratoire, l'inoculant MOI a également été testé sans la présence d'animaux dans d'autres types de déjections, notamment dans le lisier de porc à l'engraissement en régie conventionnelle et sur le fumier de poules pondeuses âgées de 31 semaines. Pour le lisier de porc, les résultats ont révélé une réduction significative des émissions d'ammoniac de 16,21 % avec l'application de l'inoculant MOI, ainsi qu'une diminution numérique des émissions de CO_2 , CH_4 et N_2O de 20,6 %, 17,2 % et 15,7 %, respectivement. En revanche, pour le fumier de poules, les valeurs sont restées similaires entre les traitements, probablement en raison des limitations techniques liées à la méthodologie utilisée.

Enfin, afin d'évaluer le potentiel de réduction des émissions de GES par l'application de biotechnologies en production porcine sur litière, deux scénarios ont été élaborés. Il a été estimé qu'une ferme de finition type en régie biologique, comptant en moyenne 1 500 porcs, pourrait réduire ses émissions de 160,26 tonnes de CO_2e par an grâce à l'application de l'inoculant, soit l'équivalent des émissions de 58 voitures parcourant 15 000 km par an avec une consommation de 8 L/100 km.

En résumé, ces résultats suggèrent que l'adoption de pratiques biotechnologiques, telles que l'application de microorganismes sur la litière, pourrait avoir des impacts environnementaux positifs en réduisant les émissions de GES et d'ammoniac. Au Québec, l'essor des pratiques biologiques dans la production porcine souligne le fort potentiel de cette approche à l'échelle provinciale. De plus, cette biotechnologie ne se limite pas à la production porcine biologique : les résultats issus de l'étude exploratoire indiquent qu'elle pourrait également être appliquée avec succès à d'autres types d'élevage, notamment la production porcine en gestion liquide.

TABLE DES MATIERES

1	Introduction	3
1.1.	L'élevage sur litière	5
1.2.	Facteurs influençant la production de GES et NH ₃ en production sur litière	6
1.3.	Stratégies de réduction des émissions de GES et NH ₃ en production porcine sur litière	7
1.3.1.	Le biochar	7
1.3.2.	Biotechnologie.....	8
2.	Objectif.....	9
3.	Méthodologie.....	10
3.1.	Étape 1 - Essais préliminaires à l'échelle laboratoire pour déterminer les doses réduisant significativement les émissions ¹⁰	
3.1.1.	Matériel	10
3.1.2.	Dispositif expérimental	10
3.1.3.	Traitements.....	11
3.1.4.	Paramètres mesurés.....	11
3.1.5.	Analyse statistique.....	12
3.2.	Étape 2 - Essai in vivo à l'échelle pilote	12
3.2.1.	Dispositif expérimental	12
3.2.2.	Évaluation de la qualité d'air	14
3.2.3.	Caractérisation de la litière	15
3.2.4.	Analyse statistique.....	15
3.3.	Étape 3 - Essai exploratoire pour autres types d'élevage.	16
3.3.1.	Dispositif expérimental	16
3.3.2.	Paramètres mesurés.....	16
3.3.3.	Analyse statistique.....	16
3.4.	Étape 4 - Estimation du potentiel de réduction des émissions de gaz à effet de serre	16
3.4.1.	Description des scénarios.....	16
4.	Résultats et Discussion.....	17
4.1.	Étape 1 - Essais préliminaires à l'échelle laboratoire pour déterminer les doses réduisant significativement les émissions ¹⁷	
4.1.1.	Évaluation des émissions des gaz en utilisant le microorganisme efficaces (ME).....	17
4.1.2.	Évaluation des émissions des gaz en utilisant le microorganisme indigène (MOI).....	18
4.1.3.	Analyses physico-chimiques	20
4.2.	Étape 2 - Essai in vivo à l'échelle pilote	22
4.2.1.	Conditions ambiant dans les salles	22
4.2.2.	Données Zootechniques.....	22
4.2.3.	Concentration de gaz.....	23
4.2.4.	Émissions de gaz.....	24
4.2.5.	Bioaérosol.....	25
4.2.6.	Particules fines en suspension dans l'air	26
4.2.7.	Intensité d'odeur	27
4.2.7.	Analyse physico-chimique	28
4.3.	Étape 3 - Essai exploratoire pour autres types d'élevage.	30
4.3.1.	Essai avec le fumier de poule	30
4.3.2.	Essai avec le lisier de porc	31
4.4.	Étape 4 – Estimation du potentiel de réduction des émissions de gaz À effet de serre	32
5.	Discussion.....	34
5.1.	L'effet de l'utilisation de biotechnologie sur les émissions de GES.....	34

5.1.1.	Dioxyde de carbone.....	34
5.1.2.	Méthane.....	34
5.1.2.	Protoxyde d'azote.....	35
5.2.	L'effet de l'utilisation des biotechnologies sur les émissions de NH ₃	35
5.3.	L'EFFET DE L'UTILISATION Du biochar SUR LES ÉMISSIONS DE GES.....	36
5.4.	L'EFFET DE L'UTILISATION Du biochar SUR LES ÉMISSIONS DE NH ₃	38
5.5.	Analyse physico-chimique.....	39
6.	Conclusion.....	41
7.	Références.....	43

Liste des tableaux

Tableau 1.	Émissions de GES et NH ₃ des bâtiments d'élevage en production porcine sur planché latté et litière (g/porc/jour).....	4
Tableau 2.	Analyse physico-chimique du lisier.....	20
Tableau 3.	Analyse physico-chimique de la litière de chaque traitement.....	21
Tableau 4.	Paramètres zootechniques.....	23
Tableau 5.	Valeurs moyenne du pH, de la matière sèche, de la densité, de cendres, de la matière organique et du ratio C/N de la litière de chaque traitement.....	28
Tableau 6.	Composition en Azote.....	29
Tableau 7.	Composition en phosphore.....	29
Tableau 8.	Valeurs moyennes des éléments totaux obtenus à partir de la digestion sulfurique.....	29
Tableau 9.	Caractérisation physico-chimique du fumier de poule.....	30
Tableau 10.	Valeurs moyennes et intervalle de confiance des émissions de CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, NH ₃ de l'essai avec fumier de poule.....	31
Tableau 11.	Caractérisation physico-chimique du lisier de porc.....	31
Tableau 12.	Valeurs moyennes et intervalle de confiance des émissions de CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, NH ₃ de l'essai avec lisier de porc.....	32
Tableau 13.	Émissions de GES et d'ammoniac dans le scénario de référence et alternatif sur une base annuelle par porc.....	32
Tableau 14.	Émission de GES totales en tonnes de CO ₂ e sur une base annuelle.....	33
Tableau 15.	Potentiel de réduction des émissions de GES sur un base annuelle.....	33

Liste des figures

Figure 1.	Schéma du fonctionnement d'une litière (Tirée de Boulestreau et al., 2012).....	5
Figure 2.	Illustrations des inocula microbiens, biochar, lisier et la paille de seigle.....	10
Figure 3.	Dispositif expérimental.....	11
Figure 4.	A) Illustration du laboratoire BABE; B) Illustration de l'intérieur de la salle expérimentale, aménagé pour l'élevage sur litière; C) Application de l'inoculum sur la paille.....	13
Figure 5.	Test intensité d'odeur; A) les sacs Tedlar; b) échantillons référence de n-butanol à différentes concentrations; c et d) analyse d'intensité.....	15
Figure 6.	Valeurs moyennes et intervalle de confiance des émissions de CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O et NH ₃ des traitements avec les microorganismes efficace (ME). * différence significative au seuil de 0,05.....	18
Figure 7.	Valeurs moyennes et intervalle de confiance des émissions de CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O et NH ₃ des traitements avec les microorganismes indigènes (MOI). * différence significative au seuil de 0,05.....	19
Figure 8.	Variation des paramètres de température (°C), d'humidité (%), de débit (m ³ .min ⁻¹) et de pression de vapeur (PV) (Pa) dans les salles tout au long de l'essai.....	22

Figure 9. Variation de la concentration de gaz à l'entrée (en gris) et à la sortie de chaque salle en fonction des traitements	23
Figure 10. Concentrations de gaz au cours de la journée tout au long de l'essai	24
Figure 11. Les estimations des émissions de gaz de chaque traitement selon la simulation avec les modèles statistiques. * Différence significative au seuil de 0,05.....	25
Figure 12. Quantification des bactéries totales, de Penicillium/Aspergillus, des archées et d'Escherichia coli.	26
Figure 13. Valeurs moyennes et intervalle de confiance de particules fines en suspension dans l'air	27
Figure 14. Analyse d'intensité. Valeur moyenne géométrique et intervalle de confiance de concentration de n-butanol.	28

1 INTRODUCTION

La production porcine est devenue un secteur agricole hautement spécialisé et représente maintenant l'un des plus importants secteurs d'activité agroalimentaires au Canada et au Québec. Le Canada se positionne aujourd'hui comme l'un des principaux acteurs sur le marché mondial du porc. En 2023, il était le septième plus grand producteur mondial de porc, avec une production d'environ 2,03 millions de tonnes métriques, représentant environ 1,8% de la production mondiale (USDA, 2023). Le Québec est la première province productrice et exportatrice de porc au Canada, avec des recettes qui ont atteint plus de 1,28 milliard de dollars en 2023, soit 26% des exportations de viande de porc canadienne. (Statistique Canada, Les Éleveurs de porcs du Québec).

Le secteur porcin est confronté à plusieurs défis d'ordre social et environnemental. Sur le plan social, le bien-être animal occupe une place de plus en plus importante dans l'ensemble des productions animales. Les consommateurs expriment une demande croissante pour des pratiques d'élevage éthiques et respectueuses de l'environnement. Par ailleurs, la cohabitation entre les communautés rurales et les producteurs de porc demeure difficile, engendrant de nombreux conflits. Le modèle de production actuel génère des odeurs fortes, affectant négativement la qualité de vie des populations vivant à proximité des bâtiments d'élevage (Brisson et al., 2009).

Du point de vue environnemental, la pression exercée par la production porcine s'est intensifiée depuis les années 1960. Cette production contribue à plusieurs problématiques environnementales, notamment l'augmentation du potentiel de réchauffement climatique avec les émissions des gaz d'effet serre (GES), l'acidification des sols, l'eutrophisation des eaux, l'utilisation d'énergies non renouvelables et l'exploitation intensive des ressources naturelles. Ces impacts se manifestent à toutes les étapes de la chaîne de production, incluant la culture et la transformation des aliments, l'élevage, la gestion des déjections, ainsi que la transformation des produits alimentaires (Mackenzie et al., 2015).

Les GES comprennent principalement le dioxyde de carbone (CO₂), le méthane (CH₄), le protoxyde d'azote (N₂O) et les gaz fluorés (US EPA, 2024). Au Canada, en 2021, les émissions de GES ont atteint 670 mégatonnes d'équivalent dioxyde de carbone (Mt CO₂ eq). Le secteur agricole est responsable d'environ 7 % des émissions totales de gaz à effet de serre (GES) par année de 1990 à 2020, puis cette proportion a augmenté à 8 % en 2021. Plus spécifiquement, en 2021, la gestion du fumier du secteur porcin a généré 1,7 million de tonnes de CO₂ eq, représentant ainsi 3,2 % des émissions du secteur agricole (Environnement Canada, 2023).

Bien que le NH₃ (ammoniac) ne soit pas un gaz à effet de serre, il suscite un intérêt particulier de la part des gouvernements, de la communauté scientifique et du public, en raison de ses effets négatifs sur les écosystèmes et la santé humaine (Carew, 2010 ; Ni et al., 1999). Les émissions atmosphériques de NH₃ contribuent à l'acidification et à l'eutrophisation des milieux naturels, entraînant des changements dans la composition des communautés d'espèces (García-Gómez et al., 2014). L'intensification des pratiques agricoles, en particulier dans l'élevage porcin, a entraîné une augmentation des émissions de NH₃ et, par conséquent, une exposition accrue aux particules fines (PM_{2.5}) au cours des 50 dernières années. Cette exposition est étroitement liée à diverses maladies respiratoires, telles que le cancer du poumon et la maladie pulmonaire obstructive chronique (MPOC) (Wyer et al., 2022). En 2002, 65 % des émissions nationales de NH₃ provenaient de l'industrie de l'élevage (Carew, 2010). Les principales sources d'émissions de NH₃ en agriculture sont associées à l'élevage et à la production animale, à la gestion et à la conservation du fumier, aux installations d'hébergement du bétail, ainsi qu'à l'épandage de fumier, de lisier et d'engrais chimiques sur les sols (Wyer et al., 2022).

La production porcine biologique est la production animale qui connaît actuellement la plus grande croissance, répondant à la demande croissante de produits respectueux du bien-être animal. Le nombre de ferme en production porcine biologique est passé de 19 à 51 entre 2016 et 2021, soit une augmentation de 168%. Le Québec est le leader national en termes de production biologique avec 44% des exploitations du Canada (MAPAQ., 2022).

L'adoption de systèmes d'élevage sur litière permet non seulement de réduire significativement les émissions d'odeurs, mais il offre des bénéfices environnementaux notables, par exemple, l'application de fumier solide comme engrais améliore la structure des sols, stimule l'activité biologique et augmente la teneur en carbone (Wang et al., 2011; Nimmermark, 2007; Comin et al., 2013). Cependant, l'amélioration du bien-être animal ne va pas nécessairement avec la réduction de l'impact

sur l'environnement des élevages, il est tout de même pertinent de souligner que, les quelques études visant à comparer l'impact environnemental entre les systèmes sur litière et sur planché latté suggèrent que l'élevage sur litière polluerait plus (Nicks et al., 2004,2005, Cabaraux et al., 2009 et Philippe et al., 2011).

Tableau 1 permet d'illustrer la variabilité des émissions de GES et NH₃ tant en élevage sur litière qu'en élevage sur plancher latté et permet de mieux comparer l'impact environnemental de ces deux types de gestion. Les émissions de GES et NH₃ à l'intérieur des bâtiments varient énormément tant pour les systèmes d'élevage de porc sur plancher latté que sur litière. L'élevage de porcs en engraissement sur plancher latté génère des émissions de NH₃ allant de 3,6 à 20 g/porc/jour et de CH₄ de 2,73 à 45,47 g/porc/jour. En comparaison, l'élevage sur litière génère des émissions de NH₃ de 2,04 à 14,56 g/porc/jour et des émissions de CH₄ de 4,96 à 16,03 g/porc/jour. Pour les émissions de N₂O, on observe une plage de valeurs plus grandes pour la gestion sur litière allant de 0,53 à 2,09 g/porc/jour comparativement à 0,12 à 0,55 g/porc/jours pour les planchers lattés. L'intervalle d'émissions de CO₂ est plus grand en gestion sur plancher latté allant de 1150 à 3004,32, comparativement à 1300 à 1974 g/porc/jours en gestion sur litière.

Tableau 1. Émissions de GES et NH₃ des bâtiments d'élevage en production porcine sur planché latté et litière (g/porc/jour)

Pays	Stade de production ¹	Litière				Plancher latté				Références		
		Détail	NH ₃	N ₂ O	CH ₄	CO ₂	Détail	NH ₃	N ₂ O		CH ₄	CO ₂
Belgique	PS	Sciure	0,67	1,01	0,52	430,00	N/A	0,41	0,16	0,89	320,00	Cabaraux et al. (2009)
		Paille	0,74	0,09	0,75	330,00						
Belgique	PS	Paille	0,74	0,05	0,75	334,00	N/A	0,38	0,00	0,91	595,00	Nicks et al. (2004b)
Italie	PS						N/A	N/A	0,10-1,15	1,03-3,24	149-252	Costa et al. (2013)
Pays-Bas	PS						Partiel	0,74-1,20	N/A	N/A	N/A	Aarnink et al. (1995)
Belgique	PS	Paille	1,21	0,36	1,58	463						Nicks et al. (2003)
		Sciure	0,46	1,39	0,77	481						
Belgique	G	Paille	9,64	0,96	17,20	3000	N/A	12,77	0,47	10,12	2410	Philippe et al. (2011)
Belgique	G	Paille	5,37	2,48	15,21	2410						Philippe et al. (2009)
Belgique	E						ouverture 15%	12,74	0,47	10,15	2410	Philippe et al. (2016)
							ouverture 2,5%	15,78	0,52	11,91	2660	
Chine ²	G						N/A	x	0,375	4,8	2960	Dong et al. (2007)
Belgique	E	Paille	13,1	1,11	16,03	1970	N/A	6,22	0,52	16,32	1740	Philippe et al. (2007)
Chine	E	Paille, sciure, son (fermenté)	2,1-2,3	N/A	N/A	N/A	50%	3,6-17,7	N/A	N/A	N/A	Wang et al. (2011)
Belgique	E	Paille	14,56	0,53	15,35	1974	N/A	8,06	0,35	18,00	1927	Nicks et al. (2005)
Allemagne	E						100%	14-20		6-9	1600-2800	Gallman et al. (2003)
Italy ³	E						100%	7,48	0,12	45,47	3004,32	Guarino et al. (2003)
Belgique	E	Paille	13,61	0,03	7,39	1300						Nicks et al. (2004a)
		Sciure	12,16	2,09	4,96	1320						
Corée ⁴	E	Paille	2,04				100%	7,68				Kim et al. (2008)
							100%	7,16				
Danemark ⁵	E						Partielle + litière	12,7	0,55	13,9	N/A	Blanes-Vidal et al. (2008)
France	E						100%	9,09	0,41	2,73	N/A	Lagadec et al. (2013)
Belgique ⁶	E						N/A	6,03	0,42	28,5	1150,8	Van Ransbeek et al. (2013)
Chine ⁷	E						100%	x	0,43	16,05	6692	Dong et al. (2007)

1. Stade de production : PS-Porcelet sevré, E- Engraissement, G- Gestation

2. Conversion des émissions de GES de g/UA/jour en g/porc/jour, utilisant 1 UA = 500 kg et poids moyen des truies à 250 kg. La formule est : g/porc/jour = g/UA/jour × 0,5, avec le facteur 0,5 dérivé de 250 kg/truie divisés par 500 kg/UA.

3. Conversion des émissions de GES et NH₃ de g/UA/heure en g/porc/jour, utilisant 1 UA = 500 kg et un poids moyen de porc de 120 kg. La conversion suit : g/porc/jour = g/UA/heure × 5,76, dérivée de 24 (heures/jour) × 0,24 (120 kg/porc ÷ 500 kg/UA).

4. Conversion des émissions de GES et NH₃ de mg/porc/heure en g/porc/jour avec la formule: g/porc/jour = mg/porc/heure × 0,024, calculée en multipliant par 24 (heures/jour) et divisant par 1000 (mg/g).

5. Conversion des émissions de GES et NH₃ de g/UA/heure en g/porc/jour, utilisant 1 UA = 500 kg et un poids moyen de porc de 120 kg. La conversion suit : g/porc/jour = g/UA/heure × 5, dérivée de 24 (heures/jour) × 0,21 (104,25 kg/porc ÷ 500 kg/UA).

6. Conversion des émissions de GES et NH₃ de kg/porc/année en g/porc/jour avec la formule: g/porc/jour = kg/porc/année × 2,74, dérivé de la conversion 1000 mg/g divisés par 365 jours/année.

7. Conversion des émissions de GES de g/UA/jour en g/porc/jour avec 1 UA = 500 kg. Pour un porc moyen de 200 kg, le facteur est 0,4, calculé par 200 kg/porc divisés par 500 kg/UA.

Pour l'élevage de truies gestantes, les émissions de CH₄ et de CO₂ présentent des plages similaires entre les deux modes de gestion. L'élevage de truies gestantes sur litière semble généré des émissions de NH₃ inférieures et des émissions de N₂O supérieures que l'élevage sur planché latté. Les études ont démontré des tendances similaires pour l'élevage de porcelets sevré sauf pour les émissions de NH₃ qui semblent similaires pour les deux modes de gestion.

Plusieurs méthodes de mitigation des émissions de gaz à effet de serre (GES) et d'ammoniac (NH₃) innovantes ont été développées depuis la fin des années 1990, mais leur implantation reste difficile dans les entreprises porcines. Comme par exemple, l'utilisation de biotechnologie et biochar afin de réduire les émissions de GES et de NH₃. Au Québec, l'implémentation de biotechnologie est à ses premiers balbutiements. Certains producteurs ont commencé à l'adopter et à l'adapter, notamment en régie biologique et en régie conventionnelle sur litière. Toutefois, il manque de recherches scientifiques concernant l'élevage de porcs sur litière et les stratégies de mitigation des émissions de gaz à effet de serre (GES) et d'ammoniac (NH₃) associées à ce type de gestion. Également, il est nécessaire de mesurer l'efficacité de ces biotechnologies en contexte québécois par des méthodes scientifiques robustes pouvant déceler et mettre en lumière de l'information éclairée aux conseillers et producteurs. Par conséquent, ce projet a eu comme but de fournir aux acteurs du secteur porcin les informations pertinentes pour une utilisation judicieuse de deux biotechnologies à base de micro-organismes efficaces et de micro-organismes indigènes, afin de réduire les émissions de gaz à effet de serre et d'ammoniac issues de la gestion des déjections en production conventionnelle sur litière.

1.1. L'ÉLEVAGE SUR LITIÈRE

L'élevage sur litière connaît un regain depuis quelques années, ce type de gestion est associé avec une augmentation du bien-être animale, à une meilleure gestion des odeurs et procure une meilleure image auprès des consommateurs. Dans les systèmes d'élevage sur litière, les animaux sont élevés sur une litière composée de divers substrats carbonés dans laquelle les déjections animales sont transformées et stabilisées par divers processus de dégradation microbienne. On tente de recréer le processus de dégradation qu'on observe dans nos forêts, où les fèces, l'urine, les branches et les feuilles sont transformées en humus riche dans un système fermé et autonome. L'évolution de l'environnement litière est influencée par de nombreux paramètres tels que l'humidité, la porosité, l'activité microbienne, la densité animale et le fouissage réalisé par les porcs. La Figure 1, illustre bien comment l'équilibre entre la quantité de déjections animales et de substrat disponible, ainsi que l'humidité et l'oxygène, influence la transformation microbienne et les pertes d'azote sous forme gazeuse. L'élevage sur litière nécessite plus d'espace que l'élevage sur plancher latté, soit environ 1,03 à 1,2 m² de surface par porc (Pouliot et al., 2006).

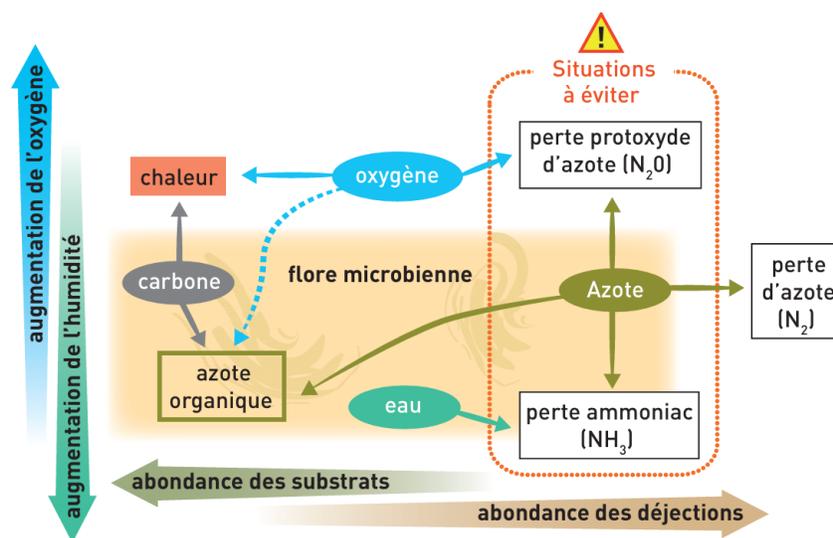


Figure 1. Schéma du fonctionnement d'une litière (Tirée de Boulestreau et al., 2012)

Il existe différents types de système d'élevage de porc sur litière, cette section traitera des systèmes les plus utilisés actuellement soit la litière mince, la litière profonde et la litière accumulée (Pouliot et al., 2006). Ces différents types de gestion ainsi que le type de litière utilisé ont un impact sur les émissions de GES et NH₃ dans les bâtiments d'élevages.

Le système d'élevage sur litière mince est le système le plus populaire au Québec (Pouliot., 2006). Il requiert une épaisseur de litière variant de 25 à 40 cm. Très peu de litière est ajoutée en cours d'élevage et la litière est sortie des bâtiments entre chaque bande d'élevage. Un projet de recherche réalisé au Québec en 2001 sur l'élevage de porc sur litière mince a relevé des concentrations de NH₃ variant de 13,4 à 38,6 ppm (Pigeon., 2001). L'apport de litière en cours d'élevage peut grandement diminuer les émissions de NH₃ et limiter les zones souillées.

Dans un système d'élevage sur litière profonde, les animaux sont élevés sur une litière d'une épaisseur minimale de 70cm, composé de sciure de bois, de paille, de copeaux de bois ou autres résidus végétaux (Pouliot et al., 2006). Les principaux avantages de ce type de gestion sont la diminution de la charge de travail, la décomposition in situ des effluents et l'augmentation du confort des animaux (Groenestein et Faasen., 1996). L'élevage sur litière profonde permet de réaliser 4-5 bandes d'élevage consécutives avant de changer la litière. Le brassage de la litière peut être réalisé afin de maintenir des conditions aérobies, mais cette pratique semble générer des émissions de NH₃ plus élevées (Thelosen et al., 1993).

Ce modèle de gestion consiste à démarrer l'élevage sur une litière d'une profondeur de 20 à 30cm d'épaisseur et d'ajouter de la litière fraîche tout au long de la croissance pour maintenir une litière propre (Pouliot et al., 2006). Dans ce type de système, la litière est évacuée entre chaque bande d'élevage. Ce type de système est peu utilisé en production porcine, mais il est de plus en plus adopté en production laitière (Pouliot et al., 2006).

1.2. FACTEURS INFLUENÇANT LA PRODUCTION DE GES ET NH₃ EN PRODUCTION SUR LITIÈRE

Le type de litière utilisé est l'un des facteurs pouvant influencer les émissions de gaz. Nicks et al. (2004a) ont réalisé une étude visant à mesurer les émissions de GES et NH₃ provenant de deux groupes de porc à l'engraissement élevé sur une litière de paille et une litière de sciure. Les émissions de N₂O ont présenté les seules différences significatives entre les deux types de litière avec une production de 2,09 g/porc/jour pour la litière sciure et 0,03g/porc/jour pour la litière de paille (Nicks et al. 2004a). Les auteurs sont également arrivés à la conclusion qu'environ 50% des pertes d'azote sous forme gazeuse avaient été émises sous forme d'azote atmosphérique (N₂).

Dans une étude ultérieure, Nicks et al. (2004b) ont évalué les émissions de GES et NH₃ dans des élevages de porcelets sur litière profonde de sciure et de paille. Les mesures, réalisées sur cinq lots consécutifs, ont montré que l'élevage sur litière de sciure générait 2,6 fois moins de NH₃, 2,1 fois moins de méthane (CH₄), mais 3,9 fois plus de N₂O et 4 % de CO₂ en plus par rapport à la litière de paille. Selon les auteurs, environ 58 % de l'azote excrété par les porcelets était converti en gaz, dont 79 % sous forme de N₂. Ces travaux mettent en évidence que l'élevage sur litière et sur sciure présentait chacun des avantages au niveau de la production de GES et NH₃ en fonction du stade de croissance de l'animal.

Une autre étude effectuée en Chine par Zhang et al. (2016) visait à mesurer les émissions de NH₃ et GES d'un élevage de porc sur litière composée de différents types de litière : (a) 60% substrat de champignon + 40% de paille de riz ; (b) 60% sciure de bois + 40% paille de riz; (c) 60% vinasse + 40% paille de riz. Les résultats ont démontré des différences significatives au niveau des modèles et quantités d'émissions de NH₃ et CH₄ entre chacun des traitements. Le traitement (b) présentant les meilleurs résultats avec une diminution de CO₂ eq de 28% et 86% comparativement aux traitements (a) et (c). Le type de litière utilisé semble avoir un impact sur les émissions de GES et NH₃, mais les résultats varient en fonction du stade de croissance des animaux.

Il n'existe pas de norme quant à la quantité de litière qui doit être utilisée dans un système d'élevage de porcs sur litière. Tout dépend du type de système de gestion que le producteur utilise et des volumes de litière disponibles pour l'entreprise. La quantité de litière ajoutée a une très grande influence sur le rapport carbone : azote, l'activité biologique et la production de gaz. Une étude réalisée par Guingand et Rugani (2012) en France avait pour objectif de mesurer l'impact d'une réduction de 33% du volume de paille utilisé pour l'élevage de porc sur les émissions de GES et NH₃. Dans le traitement de référence, 90 kg de paille par animal ont été utilisés, tandis que pour le traitement alternatif, la quantité était de 60 kg par animal. La

paille était ajoutée toutes les deux semaines. Les résultats ont démontré une augmentation des émissions de NH_3 de 13% et une diminution des émissions de CH_4 de 40% pour de 60 kg de paille. Sommer et Moller, (2000) ont mené une étude au Danemark évaluant l'effet de l'ajout de paille à des taux quotidiens de 0,67; 1,21; 1,32, et 1,87 kg par kilogramme de gain de poids vif sur les émissions de GES et NH_3 pour une période d'engraissement de 125 jours en moyenne. Les émissions d'azote pour chaque traitement ont représenté respectivement 24%, 9%, 6% et 12% des pertes d'azote totales. Le traitement de 0,67kg est celui qui a généré la plus grande perte d'azote, indiquant que le ratio carbone : azote joue un rôle crucial dans la stabilisation de l'azote. Thelosen et al. (1993) ont réalisé une étude sur l'élevage de porcs utilisant une litière de sciure. Ils ont démontré que 70% de l'azote excrété par les porcs était perdu sous forme de gaz, soit 50% sous forme de diazote (N_2), 16% sous forme de NH_3 et 5% sous forme de N_2O . Les pertes d'azote évaluées dans l'étude de Moller et al. (2000) sont beaucoup plus basses que dans l'étude de Thelosen et al. (1993) dans laquelle la litière était brassée régulièrement. Le brassage de la litière semble favoriser la dénitrification et la transformation de l'ammonium et de l'azote organique en différentes formes gazeuses.

En production sur litière, les émissions sont influencées par le type de gestion (litière mince, litière accumulée, litière profonde), la quantité de litière utilisée, la nature de la litière (paille, sciure, son) et le brassage. (Pouliot et al., 2006, Nicks et al., 2003, 2004b, Zhang et al., 2016, Guingand et Rugani.,2012, Moller et al., 2000 et Theolosen et al.,1993) Dans l'ensemble des études visant à mesurer l'impact de la quantité de litière utilisé sur les émissions de GES et NH_3 , nous pouvons établir un lien direct entre la quantité de litière utilisée et les émissions de NH_3 . L'augmentation du ratio carbone : azote (C : N) de la litière permet de stabiliser l'azote et de diminuer significativement les pertes sous forme de NH_3 (Guingand et Rugani.,2012 et Moller et al., 2000). Donc plus on utilise de litière, plus on limite les pertes émissions de NH_3 .

Le type de litière utilisé (paille, sciure, son) influence également la production de GES et NH_3 dans une gestion sur litière. Les études présentent des résultats très variés pour l'ensemble des gaz, selon le stade de production (Nicks et al., 2004ab, Zhang et al.,2016 et Cabaroux et al., 2009). Il est difficile d'établir une corrélation directe entre le type de litière utilisée et les émissions de GES et NH_3 . Le type de litière utilisé ne semble pas être un facteur permettant de prédire les émissions.

1.3. STRATÉGIES DE RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE GES ET NH_3 EN PRODUCTION PORCINE SUR LITIÈRE

Il manque de recherches scientifiques concernant l'élevage de porcs sur litière et les stratégies de mitigation des émissions de gaz à effet de serre (GES) et d'ammoniac (NH_3) associées à ce type de gestion. Trois additifs ayant le potentiel de réduire les émissions de GES et de NH_3 en production porcine sur litière : le biochar, les microorganismes efficaces, et les microorganismes indigènes, présentent le potentiel pour la réduction des émissions.

1.3.1. Le biochar

Le biochar est un amendement solide obtenu par la pyrolyse de biomasse végétale, un processus de décomposition thermo-chimique qui se déroule à haute température en l'absence d'oxygène (Brassard et al., 2019). Cette technique permet de stabiliser jusqu'à 50 % du carbone initialement fixé par la photosynthèse des plantes, facilitant ainsi la séquestration de ce carbone dans le sol pour des périodes s'étendant de plusieurs centaines à des milliers d'années (Bruun et al., 2016). Le biochar est caractérisé par une haute teneur en carbone organique constitué principalement de composés aromatiques. Ces composés aromatiques sont formés d'anneaux comprenant 6 atomes de carbone lié entre eux et c'est ce qui rend le biochar hautement stable dans l'environnement. Les microorganismes ne peuvent minéraliser le carbone et les autres éléments emprisonnés dans la matrice du biochar comme ils le font avec toute autre matière organique. En agriculture, le biochar peut être utilisé comme amendement de sol, comme additif au fumier/compost et comme additif alimentaire (Kalus et al., 2019).

Le biochar peut être produit avec plusieurs types de biomasses carbonées comme le copeau de bois, la paille, les fumiers ou tous autres résidus de cultures. Les propriétés des différents biochars varient en fonctions du type de biomasse utilisé, de la température de pyrolyse et du temps de pyrolyse. En règle générale, l'augmentation de la température de pyrolyse mène à une concentration de carbone plus élevé, une augmentation de la porosité et de la surface spécifique et une diminution de la densité apparente (Kalus et al., 2019).

Le biochar présente une capacité exceptionnelle de rétention d'eau, pouvant absorber jusqu'à cinq fois son poids en eau. Il est également très efficace pour adsorber des composés organiques tels que les acides aminés, les acides gras, les protéines et l'urée, ainsi que des composés inorganiques comme l'ammonium, l'ammoniac et les nitrates. Selon Gerlach et Schmidt (2014), l'utilisation du biochar comme additif dans la litière est associée à plusieurs bénéfices, notamment la réduction des émissions d'ammoniac, l'amélioration de la qualité de l'air, la diminution des maladies des pattes et l'augmentation de la qualité du fumier. Généralement, le biochar est appliqué à des taux de 5 à 10% du volume de la litière et est humidifié avant son application pour réduire la formation de particules dans l'air.

LinHoss et al. (2019) ont mené une étude sur l'utilisation de biochar de sciure de pins dans l'élevage de poulets de chair, montrant que l'application de biochar, à des taux de 10 et 20%, augmentait la capacité de rétention d'eau de la litière de respectivement 21,6 % et 32,2 %, sans affecter négativement les performances et la santé des animaux. Une recherche similaire chez les dindons, avec un taux d'application de biochar de 20% dans la litière, a montré une amélioration des performances et de la santé des animaux (Flores et al., 2021).

En acidifiant le biochar à l'acide sulfurique jusqu'à un pH de 2, Ritz et al. (2011) ont observé une réduction linéaire des émissions de NH_3 avec l'utilisation de biochar acidifié d'une exploitation commerciale de poulets de chair, contrairement au biochar non acidifié qui n'a montré aucune réduction des émissions. Cette réduction des émissions est attribuée à la baisse du pH de la litière, ce qui favorise la protonation de NH_3 en NH_4^+ , un ion non volatil.

1.3.2. Biotechnologie

Le consortium microbien est une culture mixte d'organismes naturels bénéfiques qui peuvent être utilisés comme inoculant pour accroître la diversité microbienne d'un écosystème (Higa et Parr., 1994). Ils contiennent des espèces sélectionnées de micro-organismes, notamment des populations prédominantes de bactéries lactiques, de levures, de bactéries photosynthétiques et d'autres types d'organismes mutuellement compatibles entre eux et pouvant coexister en culture liquide. Le raisonnement qui sous-tend l'intérêt des biotechnologies est que l'inoculation d'un milieu avec des cultures mixtes de micro-organismes bénéfiques peut créer un environnement plus favorable pour les micro-organismes ou organismes vivants déjà présents.

Les microorganismes efficaces regroupent plusieurs catégories de microorganismes, chacune ayant des fonctions spécifiques adaptées à l'environnement dans lequel ils sont intégrés. Les fonctions principales que ces microorganismes peuvent exercer incluent la fixation de l'azote atmosphérique, la décomposition de la matière organique, l'élimination des pathogènes, le cyclage et l'augmentation de la biodisponibilité des éléments nutritifs, la dégradation de substances toxiques (telles que les antibiotiques et les pesticides), la production de composés antibiotiques et bioactifs, la synthèse de molécules organiques simples, la formation de complexes avec les métaux lourds, la solubilisation de substances peu solubles, et la production de polysaccharides qui contribuent à améliorer la structure des sols (Hidalgo et al., 2022).

Il existe deux types de concept de consortium microbien, les microorganismes efficaces (ME) et les microorganismes indigènes (MOI). Les microorganismes efficaces (ME), sont un inoculant microbien produit en laboratoire par Dr Higa, professeur d'horticulture à l'Université de Ryukyu, à Okinawa au Japon dans les années 80. Tandis que, les micro-organismes indigènes (MOI) ne consistent pas en une seule culture isolée de micro-organismes bénéfiques, mais plutôt en un consortium de différents micro-organismes bénéfiques, qui coexistent en harmonie avec le reste de la nature. Le terme "micro-organismes indigènes" désigne un groupe de microorganismes qui sont originaires d'une région donnée, d'où le qualificatif d'« indigène » (c'est-à-dire existant localement ou non importé). La technologie basée sur les MOI a été développée et introduite par le Dr Chou Hankyu dans les années 60 (Kumar et Gopal.,2015). La différence principale entre ces deux types d'inoculum réside dans leur origine : les micro-organismes indigènes proviennent de sources naturelles, tandis que les micro-organismes efficaces ont été développés par Dr Higa, au Japon, dans les années 80.

Dans une étude réalisée par Bastami et al. (2016), une solution de 10% (v/v) de ME dans un substrat riche en glucose a été ajouté à du lisier de porc, entraînant une réduction du pH du lisier à <5,0, par "auto-acidification" causée par la production d'acide lactique. Les émissions de CH_4 ont été significativement réduites de 87 et 99 % dans les environnements froids et chauds, respectivement. Cette étude a également démontré une diminution des émissions de CH_4 de 17 et 27% avec

l'utilisation des ME sans ajout de glucose. Une autre étude réalisée par Joung-Soo et al. (2015) a démontré des efficacités d'élimination de 55,9 à 86,7 % des émissions de NH₃ du lisier brut après l'ajout de certains des mélanges de ME. Plusieurs études ont été réalisées sur l'utilisation des ME en production avicole pour le contrôle des odeurs et des émissions d'ammoniac. Les résultats démontrent que l'application de ME sur la litière des animaux et que l'ajout des EM dans l'eau d'abreuvement peut mener à des diminutions des concentrations de NH₃ de 17% à 70% (Nuengjamnong et Luangtongkum., 2016 et Ni.,2000)

Duponte et Fisher (2012) ainsi que Yadav et al. (2020) décrivent l'utilisation des microorganismes indigènes dans les systèmes d'élevages sur litière profonde fermentée. La technologie basée sur les MOI aide accélère le processus de compostage, où les déchets organiques sont hydrolysés par l'activité des microorganismes en composés plus simples et bio disponibles. Il s'agit d'un processus de décomposition qui implique la succession de différentes populations microbiennes pour décomposer la matière organique et l'utiliser comme source d'énergie. De nos jours, l'élimination des excréments de porcherie est devenue un problème majeur en termes de disposition, car la plupart des agriculteurs les rejettent dans l'environnement sans aucun traitement. Les MOI peuvent être utilisés pour la décomposition aérobie/anaérobie des excréments afin de produire un compost d'une grande valeur agronomique. Les MOI peuvent être utilisés dans les porcheries où la litière peut être inoculée pour éliminer les odeurs et accélérer la transformation microbienne du fumier (Kumar et Gopal 2015). Les MOI occupent l'espace et les ressources des organismes pathogènes dans la litière de manière à réduire les mauvaises odeurs et la présence de pathogènes (Kumar et Gopal 2015). Malgré le fait que les MOI semblent présenter de nombreux avantages en production porcine, très peu d'études scientifiques font l'analyse de cette technologie en production porcine.

L'ajout de ME directement au fumier permet d'établir des populations de micro-organismes bénéfiques tout en empêchant la prolifération d'autres micro-organismes nuisibles par la fermentation de la matière organique. Des études récentes ont démontré que l'ajout d'une culture de ME à une concentration de 1% pouvait inhiber la croissance de *Staphylococcus aureus*, *Escherichia coli*, *Candida albicans*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Aspergillus flavus*, *Aspergillus niger*, *Bacillus subtilis*, et *Neisseria gonorrhoeae* (Hamad et al., 2020; Safwat et al., 2018; Rahman et al., 1998). Ces microorganismes nuisibles se distinguent par leurs effets néfastes sur la santé humaine et animale, ainsi que par leur résistance aux traitements antibiotiques. Les ME compétitionnent avec les organismes pathogènes pour les ressources nutritives et produisent des composés antimicrobiens et antifongiques puissants, tels que l'acide lactique.

2. OBJECTIF

Ce projet a comme objectif de fournir aux acteurs du secteur porcin les informations pertinentes pour une utilisation judicieuse de deux biotechnologies à base de micro-organismes efficaces et de micro-organismes indigènes, afin de réduire les émissions de gaz à effet de serre et d'ammoniac issues de la gestion des déjections en production sur litière. Les objectifs spécifiques étaient:

- Déterminer les doses pouvant amener à une réduction significative des émissions;
- Comparer, à l'échelle pilote, le pouvoir de réduction des émissions de GES et d'ammoniac des fumiers traités à l'aide des deux inocula microbiens en utilisant les doses déterminées précédemment;
- Évaluer, de façon préliminaire, l'efficacité des deux biotechnologies dans d'autres types de productions animales.
- Diffuser les résultats de recherche dans le secteur de la production porcine du Québec;

3. MÉTHODOLOGIE

3.1. ÉTAPE 1 - ESSAIS PRÉLIMINAIRES À L'ÉCHELLE LABORATOIRE POUR DÉTERMINER LES DOSES RÉDUISANT SIGNIFICATIVEMENT LES ÉMISSIONS

3.1.1. Matériel

Deux inocula microbiens ont été évalués : microorganismes indigènes (MOI) et microorganismes efficaces (ME) (Figure 1-b). La culture de MOI a été préparée par le groupe. Leur préparation a été initiée par la collecte de litière forestière, mélangée ensuite avec du son de céréales, de la mélasse verte et de l'eau. Ce mélange a fermenté pendant 30 jours dans des conditions contrôlées. Après cette première fermentation, une portion de la litière fermentée a été diluée dans de l'eau avec une nouvelle quantité de mélasse et laissée à fermenter pendant 15 jours supplémentaires à 20 °C. Le processus de fermentation était considéré comme complet lorsque le pH de la solution atteignait un niveau inférieur à 4, indiquant l'acidification réussie du milieu.

La culture de ME, un produit commercial fourni par Teraganix, a été obtenue prête à l'emploi et activée conformément aux instructions du fournisseur. Le processus d'activation impliquait le mélange de la culture EM avec de la mélasse verte et de l'eau, puis une fermentation de 7 jours à 20 °C jusqu'à ce que le pH de la solution soit également inférieur à 4. Cette étape d'acidification signalait la fin de la fermentation et la préparation de la culture pour l'utilisation.

La solution activée de MOI et ME a été diluée à 1:20 et 1:100 avec de l'eau non chlorée pour l'application dans les différents traitements.

Un mélange standard de litière-lisier a été composé de paille de seigle et de lisier de porc à l'engraisement, avec un ration litière : lisier de 1 : 3 (30g de paille de seigle et 90g de lisier de porc).

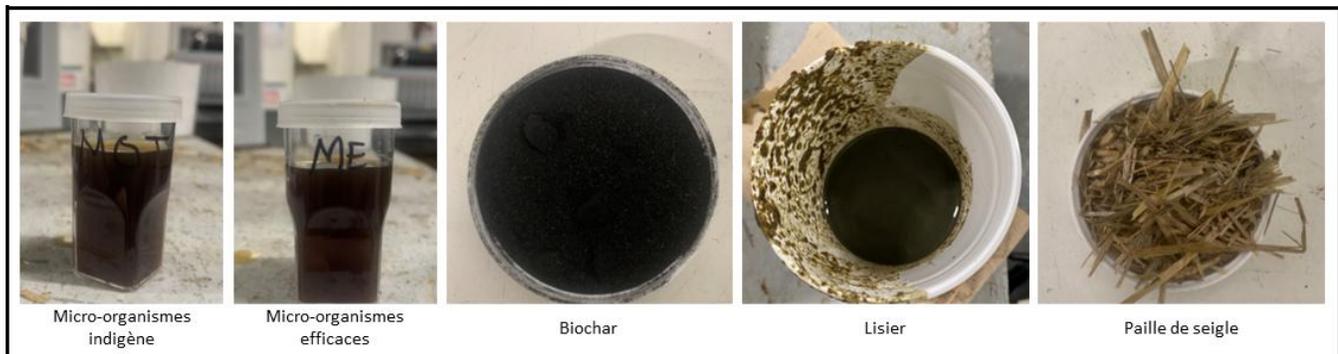


Figure 2. Illustrations des inocula microbiens, biochar, lisier et la paille de seigle

3.1.2. Dispositif expérimental

Cette étape a été réalisée à petite échelle, en se basant sur la technique de chambre ouverte (Hassouna et al., 2015). Le dispositif a été conçu et construit au laboratoire BABE de l'IRDA, situé à Deschambault. Ce dispositif comprenant 30 boîtes en plastique de 15 L connectées à deux valves multi-positions et à des analyseurs permettant des analyses de gaz en continu séquentiellement boîte par boîte, en plus de l'air ambiant (Figure 3). Les boîtes étaient ventilées avec un débit d'air constant de 2 L/min. De plus, une sonde a enregistré en continu la température et l'humidité de l'air entrant dans le dispositif.

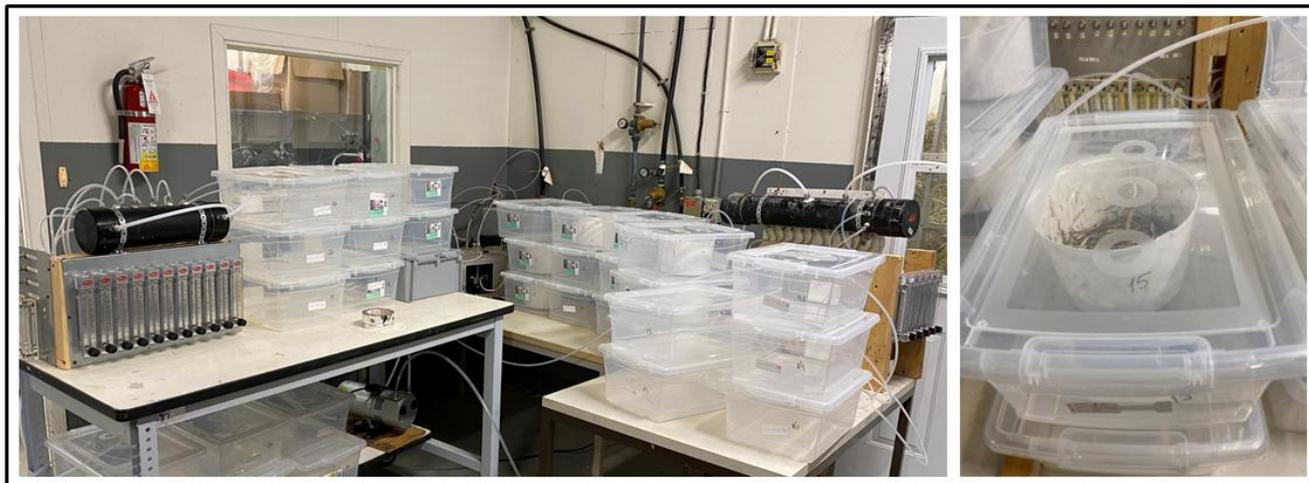


Figure 3. Dispositif expérimental

3.1.3. Traitements

Dans cette étape trois doses ont été testés pour chaque inoculum (0, 1:20, 1:100), avec ou sans biochar. Au total de 10 traitements ont été évalués :

- Témoin : mélange standard sans additif, compacté et humidifié avec 14ml d'eau pour simuler les conditions d'humidité ambiante;
- Biochar : ajout de 1,5g de biochar (5% de la masse de la paille) au mélange standard, visant à évaluer son effet sur l'absorption et la rétention d'azote;
- T-MOI-1:20 : application de cultures MOI diluées à 1:20;
- T-MOI-1:100 : application de cultures MOI diluées à 1:100;
- T-ME-1:20 : application de cultures ME diluées à 1:20;
- T-ME-1:100 : application de cultures ME diluées à 1:100;
- TB-MOI-1:20 : application de biochar avec de cultures MOI diluées à 1:20;
- TB-MOI-1:100 : application de biochar avec cultures MOI diluées à 1:100;
- TB-ME-1:20 : application de biochar avec cultures ME diluées à 1:20;
- TB-ME-1:100 : application de biochar avec cultures ME diluées à 1:100.

Les cultures sont pulvérisées sur le mélange à hauteur de 14ml, représentant environ 1% de la masse totale du mélange. Hebdomadairement, une nouvelle couche de litière de 120 g, ainsi que l'application des inocula et du biochar ont été ajoutés selon chaque traitement expérimental, afin de créer une accumulation de litière pour une période de quatre semaines. Trois répétitions ont été réalisées pour chaque traitement dans un dispositif complètement aléatoire. Pour simuler l'effet de piétinement par les porcs sur la litière, un poids est appliqué sur le mélange paille-lisier.

3.1.4. Paramètres mesurés

3.1.4.1. Concentrations et émissions

Les concentrations de gaz (CO_2 , N_2O , CH_4 et NH_3) ont été analysés en continu pendant 10 min pour chaque boîte. Les concentrations de NH_3 ont été analysées à l'aide d'un analyseur utilisant la spectroscopie non dispersive dans l'infrarouge (NDIR, Siemens, modèle Ultramat 6E, Munich, Allemagne). Les concentrations de CO_2 , CH_4 et N_2O ont été mesurées à l'aide de l'analyseur spectroscopique infrarouge à transformé de Fourier ou FTIR (Fourier Transform InfraRed spectroscopy) (DX4000, Gaset).

Les émissions ont été calculé en multipliant la différence des concentrations à l'entrée et à la sortie par la masse de gaz par volume d'air (Godbout et al 2012) (Équation 1). Dans cette équation, le volume spécifique de l'air ($v = (P_{atm} - P_v)/(287 \times T)$) était utilisé pour obtenir le débit massique d'air à partir du débit volumétrique.

$$E_{gaz} = (C_{sortie} - C_{entrée}) \times Q \times \frac{P_{atm} - P_v}{287 \times T} \times \frac{M_{gaz}}{M_{air}} \times 1440 \quad \text{Équation 1}$$

Où,

E_{gaz} = émissions de gaz par unité expérimentale ($\text{mg} \cdot \text{j}^{-1} \cdot \text{kg}^{-1}$);

C_{sortie} = concentration des gaz dans chacune des unités expérimentales (ppmv);

$C_{entrée}$: concentration de gaz de l'air ambiant (ppmv);

Q = Débit (m^3/min);

P_{atm} = Pression atmosphérique (101325 Pa);

P_v = Pression de vapeur (Pa);

287 est la constante thermodynamique de l'air ($\text{J} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$);

T = température (K);

M_{gaz} = Masse molaire du gaz : CO_2 ($44 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$), CH_4 ($16 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$), N_2O ($44 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$) et NH_3 ($17 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$);

M_{air} = Masse molaire de l'air ($29 \text{ g} \cdot \text{mol}^{-1}$);

La valeur 1440 est un facteur de conversion (minute en jour).

3.1.4.2. Analyse Physico-chimique

Les caractéristiques physico-chimiques, notamment la densité, le ratio C/N, les teneurs en azote, en phosphore, en calcium, en magnésium, en sodium, en potassium et autres éléments mineurs ainsi que la teneur en matière sèche, en cendres et en matière organique ont été mesurées pour le lisier utilisé, ainsi que dans les échantillons prélevés pour chaque traitement à la fin de l'essai.

3.1.5. Analyse statistique

Un plan complètement aléatoire (PCA) a été réalisé pour évaluer les émissions de GES et d'ammoniaque selon le type de traitement. Pour chaque type d'inoculant microbien (MOI et ME), un schéma factoriel 2×3 a été réalisé, correspondant à Biochar (avec et sans) et Dose (0, 1:20 et 1:100). Une analyse de variance (ANOVA) a été effectuée et en cas de différence statistiquement significative entre les traitements, une comparaison des moyennes a été réalisée avec le test de Tukey au niveau de signification de 5%.

3.2. ÉTAPE 2 - ESSAI IN VIVO À L'ÉCHELLE PILOTE

3.2.1. Dispositif expérimental

La phase pilote a été réalisé au laboratoire BABE de l'IRDA à Deschambault, dans le bâtiment D-137. Le laboratoire est composé de locaux permettant de mener à bien des expérimentations à échelle réduite avec des animaux. Il comprend douze chambres expérimentales complètement indépendantes les unes des autres et de dimension similaire (1,20 m de

largeur, 2,44 m de profondeur et 2,44 m de hauteur) et instrumentées pour le suivi en continu des émissions et des conditions d'élevage (température et d'humidité relative ainsi que de la différence de pression statique) (Figure 4). Chaque chambre est ventilée, chauffée et éclairée séparément.

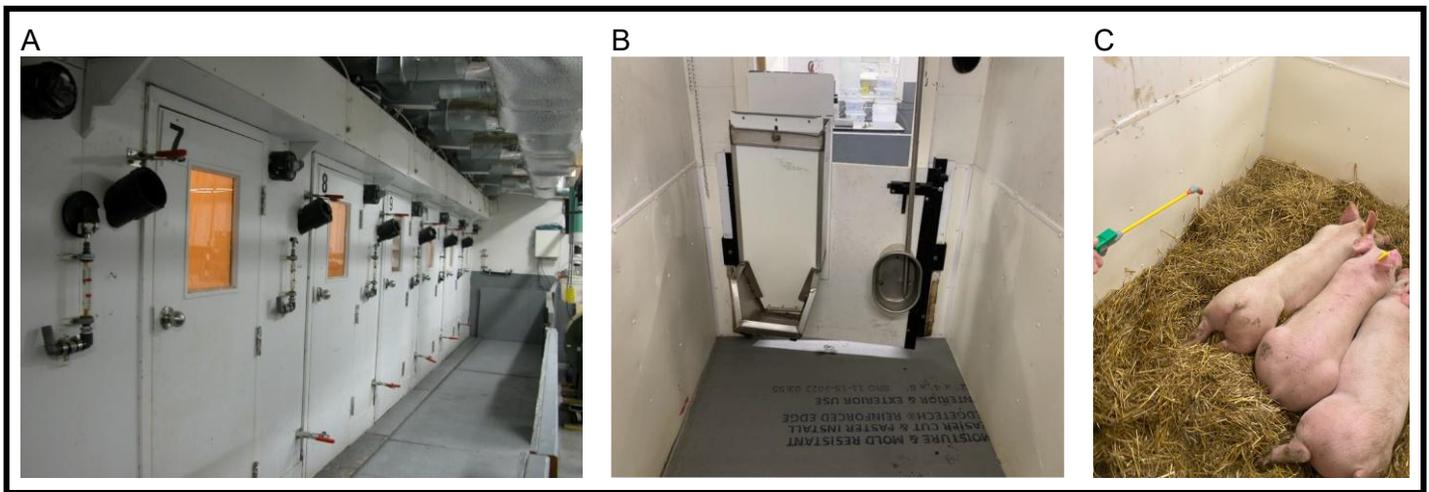


Figure 4. A) Illustration du laboratoire BABE; B) Illustration de l'intérieur de la salle expérimentale, aménagé pour l'élevage sur litière; C) Application de l'inoculum sur la paille

Le revêtement intérieur des chambres est fait de contreplaqué peint qui est recouvert d'une feuille de polyéthylène sur la demie inférieure du mur afin de protéger les surfaces du fumier. Les salles ont été adaptées pour réaliser l'élevage de porc sur litière. Une feuille de fibrociment a été installée par-dessus les lattes de béton pour permettre l'accumulation de litière tout au long de l'élevage. Les mangeoires sont installées sur une feuille de contreplaqués peinturés blancs et des trous à différentes hauteurs ont été faits dans les portes, de manière à pouvoir surélever les mangeoires tout au long de l'élevage, en fonction de l'accumulation de litière. Les mangeoires et abreuvoirs ont été surélevés de 6 pouces pour l'entrée des animaux. Avant l'introduction des animaux, chaque salle a été équipée d'une litière initiale composée de 20 kg de paille, répartis sur une épaisseur de 20 cm (8 pouces), afin de créer un environnement propice à l'inoculation avec des inoculum.

Un élevage expérimental de cinq semaines a été réalisé dans douze salles indépendantes, chacune abritant trois porcs à l'engraissement, d'un poids initial moyen de 40 kg. Ces salles ont été spécialement aménagées pour l'élevage sur litière. La gestion et la composition de la litière ont été adaptées pour reproduire les pratiques courantes des élevages commerciaux.

Le dispositif expérimental comprenait trois traitements attribués aléatoirement à chacune des salles : Témoin (traitement de référence où aucune application d'inoculum n'a été effectuée), T-MOI (traitement avec microorganismes indigènes à 1 :20) et T-ME (traitement avec microorganismes efficaces à 1 :100), chacun répété trois fois. Une application journalière de 500 ml de cultures MOI et ME a été réalisée directement sur la litière, à la concentration déterminée lors de la première phase. Les inocula étaient appliqués à l'aide d'un pulvérisateur manuel de 5 L.

Un apport hebdomadaire de paille a été effectué en fonction des conditions environnementales et de l'état de la litière, notamment son niveau de souillure. La quantité ajoutée était déterminée à partir des observations sur le terrain et des concentrations d'ammoniac mesurées pour chaque traitement.

La ration alimentaire, identique pour tous les traitements, était fournie par Aliment DuBreton. Les animaux ont été pesés et identifiés à leur entrée dans l'expérimentation. Une pesée intermédiaire a été réalisée à la troisième semaine d'élevage, suivie d'une pesée finale à leur sortie.

3.2.2. Évaluation de la qualité d'air

3.2.2.1. Concentration des gaz

Les mesures de concentrations de gaz (NH_3 , CO_2 , CH_4 , N_2O et H_2S) au laboratoire BABE ont été effectuées à l'aide de quatre analyseurs soient un Ultramat 6 (NH_3), un Ultramat 23 (CO_2), un Ultramat 23 (CH_4), un Teledyne GFC-7002T (N_2O) et Teledyne T-101 (H_2S). Des tubes en téflon ont été utilisés pour acheminer les échantillons d'air de chaque salle vers les analyseurs. Ils ont été placés à l'intérieur du bâtiment à proximité du ventilateur d'extraction de chaque salle. Un filtre en fibre de cellulose a également été placé à l'extrémité des tubes pour éviter que des particules de poussière ne s'infiltrent dans les analyseurs. Les tubes ont été reliés à une valve multipositions permettant l'analyse des douze points d'échantillonnage avec les mêmes analyseurs. Ces derniers ont relevé la concentration de l'échantillon à toutes les minutes. À chaque point d'échantillonnage, des échantillons d'air ont été prélevés séquentiellement pendant 15 minutes à l'entrée et aux sorties. Un système d'acquisition (datalogger- Campbell 5000) a enregistré les données de concentration en continu. Le débit d'air de chaque chambre et l'humidité relative ont été mesurés en continu. Les débits des ventilations mesurées ont permis de calculer les émissions. Les émissions ont été calculées selon l'Équation 1. Les valeurs ont été exprimées par kg de porc par jour.

3.2.2.2. Bioaérosols

Les échantillons de bioaérosols de chaque salle ont été prélevés par filtration sur des membranes électrostatiques (SASS®3100 Dry Air Sampler, 300 L/min) pendant une durée de 5 minutes. Les analyses ont été effectuées à la fin des trois dernières semaines. La détection et la quantification des bactéries totales (Bach et al. 2002), de *Penicillium/Aspergillus* (moisissures), des archées (indicateur fécal) (Baker et al. 2003; Reysenbach, et al. 1995) et d'*Escherichia coli* (bactérie à Gram négatif, indicateur fécal) (Walker et al. 2017) ont été effectuées par qPCR à partir de l'ADN extrait (DNeasy PowerLyzer PowerSoil Kit, QIAGEN) des échantillons de bioaérosols. Les concentrations ont été exprimées en nombre de copies par mètre cube d'air (copies/m³).

3.2.2.3. Particules en suspension dans l'air

Les concentrations de particule en suspension dans l'air ont été mesurées dans chaque salle une fois par semaine pendant 10 minutes chacun à l'aide DustTrak™ DRX Aerosol Monitor (Modèle 8534, TSI, Shoreview, MN, USA, 3L/min). Les valeurs de de particule en suspension (PM, particulate matter) inférieur aux diamètres de 1, 2,5 et 10 µm ont été enregistré.

3.2.2.4. Intensité d'odeur

Afin de réaliser des analyses d'intensité d'odeurs (Figure 4), des échantillons d'air ont été récoltés tout près des ventilateurs d'extraction à l'aide de sacs Tedlar® de 17 L à partir de la troisième semaine, une fois par semaine. Les sacs Tedlar® ont été remplis de façon indirecte en utilisant un poumon d'échantillonnage à pression négative pour éviter la contamination de l'échantillon par la pompe. Le protocole qui a été utilisé visait à quantifier l'intensité de l'odeur des échantillons par rapport à une substance de référence (le n-butanol) en solution à différentes concentrations (240, 480, 960, 1940, 3880, 7750 et 15550 ppm). Les échantillons ont été analysés par flaira par les panélistes dans une période maximale de 24 heures après l'échantillonnage (Figure 4c). Le flaira a été effectué par 7 panélistes. La moyenne géométrique de tous les panélistes a été calculée pour obtenir l'intensité moyenne. L'intensité a donc été exprimée en concentration équivalente de n-butanol. Cette approche est décrite dans la norme ASTM- E544 – Standard Practices for Referencing Suprathreshold Odor Intensity (ASTM- E544, 2018).

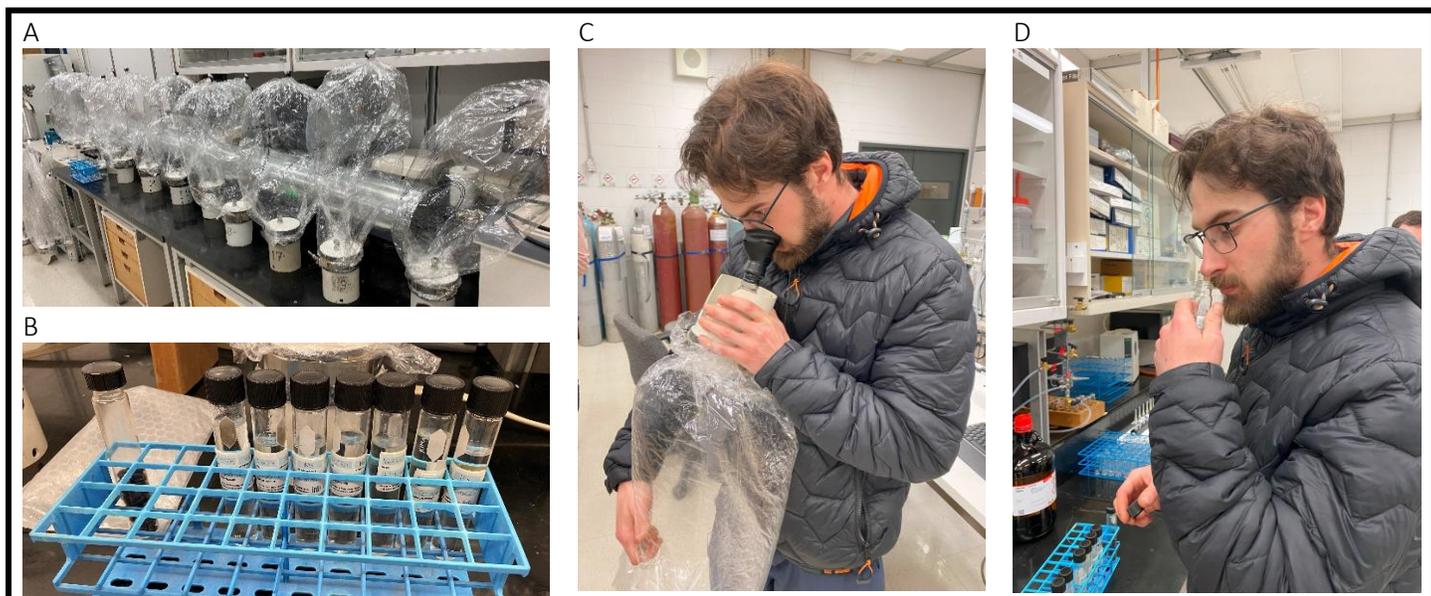


Figure 5. Test intensité d'odeur; A) les sacs Tedlar; b) échantillons référence de *n*-butanol à différentes concentrations; c et d) analyse d'intensité

3.2.3. Caractérisation de la litière

Les caractéristiques physico-chimiques de la litière, notamment la densité, le ratio C/N, les teneurs en azote, en phosphore, en calcium, en magnésium, en sodium, en potassium et autres éléments mineurs ainsi que la teneur en matière sèche, en cendres et en matière organique ont été mesurées pour chaque traitement. Un échantillon composite de chaque traitement a été prélevé à la fin de l'essai

3.2.4. Analyse statistique

Pour les mesures de gaz, les séries temporelles de concentration ont été filtrées à l'aide d'un modèle additif généralisé (GAM; Wood, 2017) afin d'estimer les concentrations sur l'ensemble de la période expérimentale, ainsi que le degré d'incertitude associé à ces estimations. Ce degré d'incertitude a été utilisé pour pondérer les observations lors des calculs des émissions. Un modèle statistique axé sur les variations temporelles, sans modélisation explicite des processus (inconnus) influençant les concentrations de gaz à l'extérieur, a été appliqué pour le traitement des concentrations à l'entrée d'air.

Concernant les concentrations à la sortie des salles, une attention particulière a été portée aux cycles hebdomadaires et journaliers, respectivement associés aux activités d'entretien et aux comportements des animaux. Notamment, les émissions de NH_3 sont clairement liées au renouvellement hebdomadaire de la paille, qui accumule l'urine. Le traitement a été inclus comme effet fixe, tandis que la salle a été considérée comme un effet aléatoire.

L'implémentation des GAM a été réalisée à l'aide de la librairie *mgcv* sous R (Wood, 2011). Par ailleurs, pour modéliser le schéma temporel principal durant l'expérience, un lissage par spline (smoothing spline) correspondant à une marche aléatoire, et intégrant ainsi une autocorrélation temporelle, a été utilisé. Une distribution Gamma a été choisie pour tenir compte de l'asymétrie des concentrations, avec un lissage supplémentaire pour corriger toute hétérogénéité de la variance.

Afin de comparer les estimations d'émissions entre les traitements, une approche de simulation basée sur les modèles statistiques a été utilisée (Simpson, 2018). À partir des modèles statistiques déjà calibrés, de nouvelles séries temporelles de concentrations à l'entrée et à la sortie de chaque salle ont été simulées. Les émissions ont été calculées à chaque point dans le temps, ainsi que la moyenne des séries temporelles correspondantes. Ce processus de simulation a été répété 5000 fois afin d'obtenir une distribution des émissions par gaz et par traitement, permettant ainsi d'estimer les valeurs moyennes et leur degré d'incertitude (intervalle de confiance à 95 %).

À partir de ces simulations, les différences d'émissions entre les traitements ont également été estimées, accompagnées de leurs intervalles de confiance à 95 %. Le degré de certitude qu'un traitement présente des émissions plus élevées ou plus faibles qu'un autre a été évalué. Par exemple, si dans 4800 simulations sur 5000, le traitement IMO présente des émissions plus faibles que le témoin, on peut conclure avec une certitude de 96 % (4800/5000) que le traitement IMO réduit les émissions.

Pour comparer les concentrations de bioaérosol de chaque traitement, une analyse de variance (ANOVA) a été effectuée et en cas de différence statistiquement significative entre les traitements, une comparaison des moyennes a été réalisée avec le test de Tukey au niveau de signification de 5%.

3.3. ÉTAPE 3 - ESSAI EXPLORATOIRE POUR AUTRES TYPES D'ÉLEVAGE.

3.3.1. Dispositif expérimental

La technique de chambre ouverte (Hassouna et al., 2015) décrit dans l'étape 1 a été utilisé pour évaluer le potentiel de la biotechnologie dans le lisier de porc à l'engraissement en régie conventionnel et du fumier de poules pondeuses d'un élevage de 31 semaines. L'inoculum MOI a été choisi selon les résultats de l'étape 2. Le test a duré quatre semaines, également à l'étape 1, une nouvelle couche de matériel et l'application de l'inocula a été fait hebdomadaire.

Pour le fumier de poules pondeuses le MOI diluée à 1:20 a été pulvériser sur le fumier d'environ 1% de la masse totale ajouté (60 g), suivant les mêmes paramètres de l'étape précédents. De plus, le microorganisme indigène fourni par le producteur (InoFer) a été utilisé de manière comparative, dilué à 1:20, comme le MOI. Au total, trois traitements ont été comparés : T-Control (sans inoculant), T-MOI (avec l'inoculant MOI à 1:20) et T-InoFer (avec l'inoculant InoFer). Afin d'assurer un taux d'humidité identique, la même proportion d'eau distillée (1 % de la masse totale ajoutée) a été pulvérisée sur le T-Control.

Pour l'essai avec le lisier de porc, l'inoculum a été ajouté à une proportion de 1:1000, sans dilution (Turbi et al 2024), afin d'éviter d'ajouter plus d'eau à gérer dans la gestion de fumier. À chaque semaine, 90 g de lisier ajouté.

3.3.2. Paramètres mesurés

Les concentrations de gaz (CO₂, N₂O, CH₄ et NH₃) ont été analysés en continu pendant 10 min pour chaque boîte à l'aide de l'analyseur spectroscopique infrarouge a transformé de Fourier (DX5000, Gasmeter). Les émissions ont été calculé selon l'Équation 1.

Également des analyses physico-chimiques ont été mesurées pour le fumier de poules pondeuses, ainsi que dans les échantillons composites prélevés pour chaque traitement à la fin de l'essai.

3.3.3. Analyse statistique

Pour évaluer le potentiel de la biotechnologie dans le traitement du lisier de porcs à l'engraissement en régie conventionnelle et du fumier de poules pondeuses, avec ou sans inoculant, une comparaison des moyennes a été réalisée à l'aide du test de Tukey, avec un seuil de signification de 5 %.

3.4. ÉTAPE 4 - ESTIMATION DU POTENTIEL DE RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE GAZ À EFFET DE SERRE

3.4.1. Description des scénarios

Deux scénarios d'élevage sur litière ont été comparés pour une ferme de finition type en régie biologique, avec une capacité moyenne de 1500 porcs par bâtiment (FABQBIO, n.d.). Chaque cycle d'élevage dure 16 semaines, avec une rotation de 2,8 cycles par an. Deux approches ont été évaluées : (1) un scénario de référence sans application de biotechnologie et (2) un scénario alternatif intégrant une application quotidienne de cultures de micro-organismes sur la litière.

Le bilan des émissions de gaz à effet de serre (GES, exprimées en CO₂e) est limité aux frontières du bâtiment d'élevage et considère seulement les émissions du fumier. Il a été considéré que 1,4 % du N-NH₃ est converti en N₂O, représentant une émission indirecte de N₂O (Environnement et Changement climatique Canada, 2024). Il faut d'abord convertir le NH₃ en N-NH₃ (portion de l'azote dans l'ammoniac) en multipliant par (14/17) (Équation 2).

$$N_2O_{indirecte} = NH_3 \times \frac{M_N}{M_{NH_3}} \times \frac{1,4}{100} \times \frac{M_{N_2O}}{M_{N_2}} \quad \text{Équation 2}$$

Donc, M_N est la masse molaire de N (14 g.mol⁻¹), M_{NH₃} est la masse molaire de NH₃ (17 g.mol⁻¹), M_{N₂O} est la masse molaire de N₂O (44 g.mol⁻¹) et M_{N₂} est la masse molaire de l'azote (28 g.mol⁻¹).

4. RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1. ÉTAPE 1 - ESSAIS PRÉLIMINAIRES À L'ÉCHELLE LABORATOIRE POUR DÉTERMINER LES DOSES RÉDUISANT SIGNIFICATIVEMENT LES ÉMISSIONS

4.1.1. Évaluation des émissions des gaz en utilisant le microorganisme efficaces (ME)

La Figure 6 illustre les émissions moyennes de gaz à effet de serre (GES) et d'ammoniac des traitements avec des micro-organismes efficaces (ME) à différentes doses, avec et sans l'ajout de biochar. Les résultats ont montré que les émissions de CO₂ a mis en évidence une augmentation significative sous l'effet des ME, particulièrement en combinaison avec le biochar. Sans biochar, le traitement T-ME-1:20 a entraîné une augmentation significative de 26,2 % des émissions de CO₂ par rapport au témoin sans biochar et une augmentation de 44 % comparativement au traitement T-ME-1:100. En revanche, la différence entre le traitement T-ME-1:100 et le témoin sans biochar est demeurée non significative, avec une diminution de 12,8 % des émissions.

L'application du traitement TB-ME-1:20 a provoqué une augmentation de 133,5 % des émissions de CO₂ par rapport au témoin avec biochar, tandis que le traitement TB-ME-1:100 a entraîné une hausse de 122,8 % par rapport au même témoin. Tout comme pour le NH₃, la combinaison des TB-ME-1:20 et TB-ME-1:100 avec le biochar a généré une augmentation synergique des émissions de gaz par rapport aux traitements sans biochar.

Ces résultats suggèrent que l'interaction entre les ME et le biochar stimule l'activité microbienne, ce qui intensifie la minéralisation de la matière organique et la libération du CO₂. Cette synergie pourrait s'expliquer par une meilleure disponibilité du carbone labile en présence du biochar et des ME, qui favorise la respiration microbienne.

Il a été observé que l'ajout de ME a provoqué une augmentation significative des émissions de NH₃ en fonction des traitements appliqués. Le traitement T-ME-1:20 sans biochar a entraîné une augmentation de 12,08 % des émissions de NH₃ par rapport au témoin sans biochar, tandis que ce même traitement a généré 23 % d'émissions supplémentaires par rapport au traitement T-ME-1:100. L'ajout de biochar a exacerbé cette tendance, avec une augmentation de 87,4 % et 109 % des émissions de NH₃ respectivement pour les traitements TB-ME-1:20 et TB-ME-1:100 avec biochar, en comparaison avec le traitement biochar seul, sans inoculation. Ces résultats suggèrent que l'utilisation des ME, particulièrement en combinaison avec le biochar, influence considérablement la volatilisation de l'ammoniac. Une investigation approfondie des interactions entre les micro-organismes, le biochar et la dynamique de l'azote serait nécessaire pour expliquer ces effets.

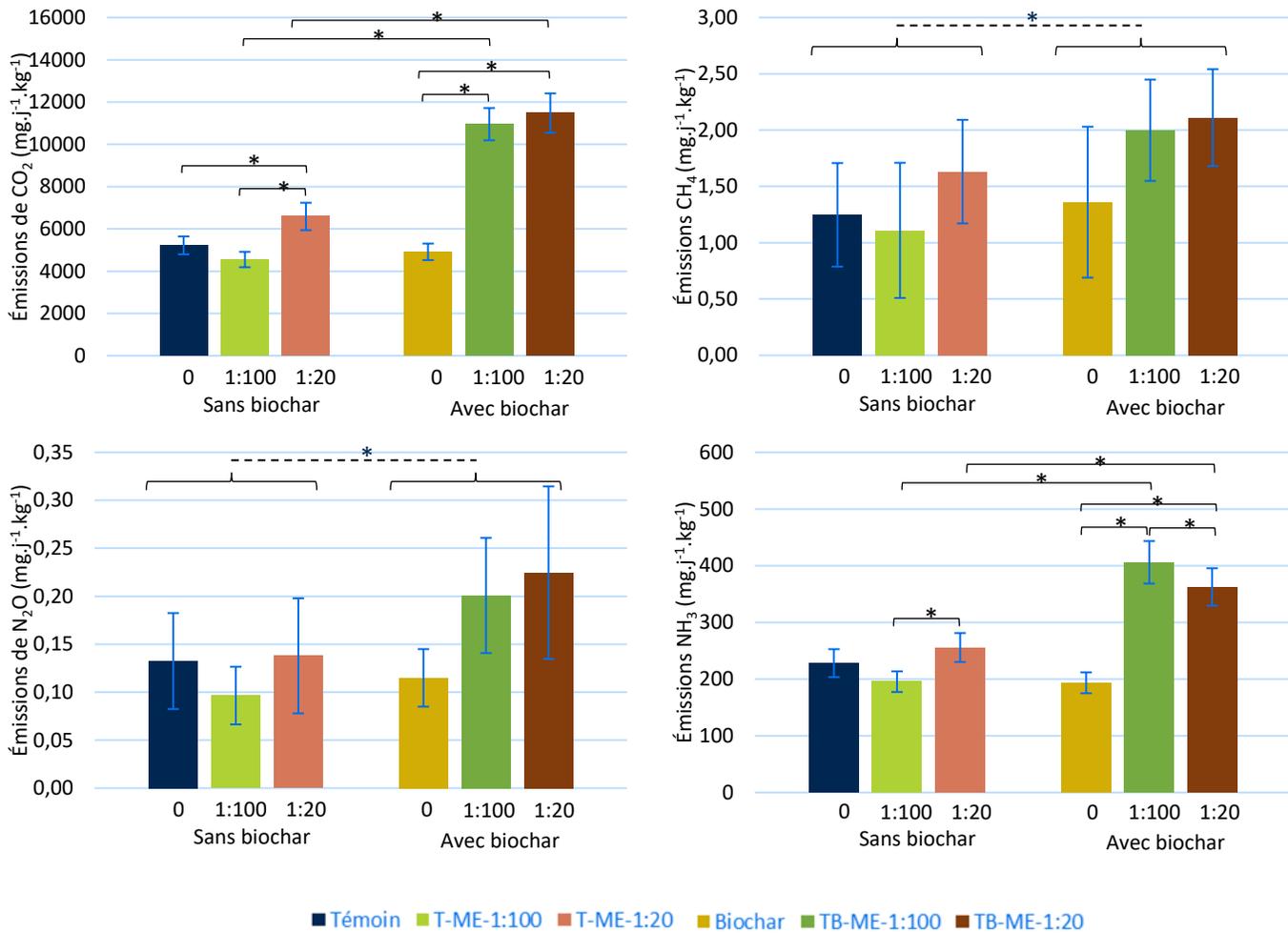


Figure 6. Valeurs moyennes et intervalle de confiance des émissions de CO_2 , CH_4 , N_2O et NH_3 des traitements avec les microorganismes efficace (ME). * différence significative au seuil de 0,05.

Les propriétés physiques et chimiques du biochar jouent un rôle clé dans la régulation des émissions de NH_3 . Sha et al. (2019) ont montré que l'effet du biochar sur la volatilisation de l'ammoniac dépendait principalement du pH du sol et du biochar. En particulier, l'application d'un biochar à pH élevé en sol acide favorise la volatilisation de NH_3 , tandis que l'utilisation d'un biochar acidifié ou combiné à de l'urée ou un fertilisant organique permettrait de réduire ces émissions. Dans notre étude, le biochar utilisé présentait une granulométrie très fine et un pH alcalin, ce qui a probablement favorisé la transformation de l'azote organique et ammoniacal sous forme volatilisable, expliquant ainsi l'augmentation des émissions observée dans les traitements combinant ME et biochar.

Concernant les émissions de CH_4 et N_2O , les différentes doses de ME n'ont pas eu d'effet significatif sur les émissions de ces deux gaz. Cependant, l'ajout de biochar a entraîné une augmentation significative des émissions de CH_4 et N_2O . L'application de biochar en milieu anoxique pourrait favoriser l'augmentation de l'activité des méthanotrophes en permettant le développement de communautés microbiennes à l'intérieur de la structure poreuse du biochar. En conditions aérobies, des études montrent que le biochar peut augmenter les émissions de CH_4 en fournissant un substrat aux organismes méthanogènes (Gupta et al., 2020). Finalement, le traitement T-ME1:00 sans biochar a montré une tendance à la réduction par rapport aux autres traitements. L'application de biochar, en revanche, a eu un effet opposé à celui attendu, augmentant les émissions.

4.1.2. Évaluation des émissions des gaz en utilisant le microorganisme indigène (MOI)

La Figure 7 présente les émissions de CO_2 , CH_4 , NH_3 et N_2O en réponse à l'application de l'inoculant MOI, avec et sans biochar, à deux concentrations (1:20 et 1:100). Pour les traitements sans biochar, les émissions de CO_2 sont restées relativement similaires entre les traitements et le témoin, avec une légère réduction observée pour T-MOI-1:20, bien que

celle-ci ne soit pas significative ($p > 0,05$). En revanche, l'ajout de biochar a entraîné une augmentation significative des émissions de CO_2 ($p < 0,05$), particulièrement pour le traitement TB-MOI-1:20, qui a provoqué une hausse de 132 % par rapport au traitement Biochar seul et de 118 % par rapport au témoin. De même, le traitement TB-MOI-1:100 a entraîné une augmentation significative de 31 % comparativement au traitement Biochar seul ($p < 0,05$). Lorsqu'on compare les traitements avec et sans biochar, TB-MOI-1:20 a généré une augmentation de 58 % des émissions de CO_2 par rapport à T-MOI-1:20 ($p < 0,05$), tandis que TB-MOI-1:100 a montré une hausse de 128 % en comparaison avec T-MOI-1:100 ($p < 0,05$). Ces résultats confirment que la combinaison du biochar avec l'inoculant MOI amplifie de manière significative la production de CO_2 .

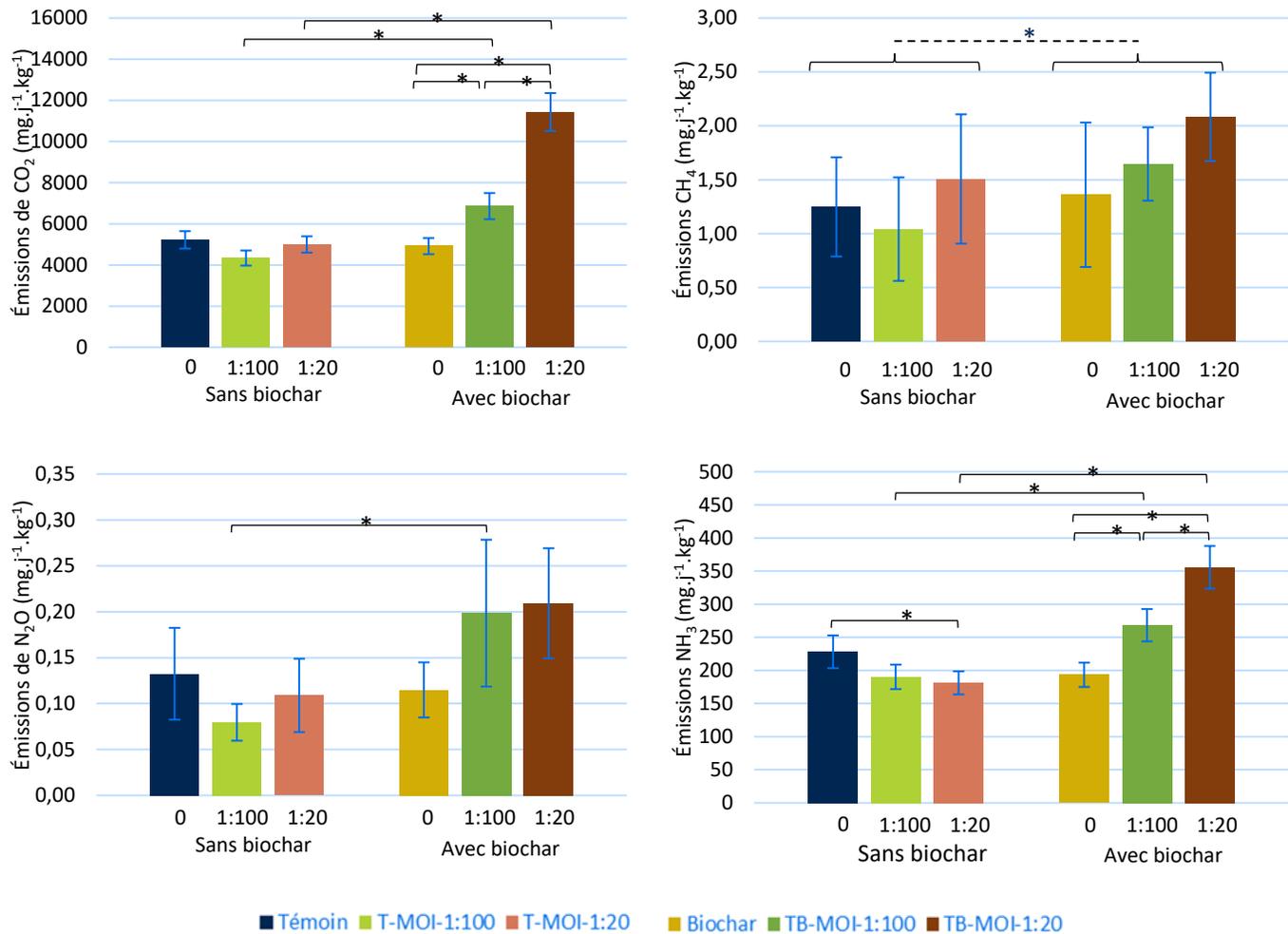


Figure 7. Valeurs moyennes et intervalle de confiance des émissions de CO_2 , CH_4 , N_2O et NH_3 des traitements avec les microorganismes indigènes (MOI). * différence significative au seuil de 0,05

Une augmentation significative ($p < 0,05$) des émissions de CH_4 à l'ajout de biochar. Il a été observée pour T-MOI-1:20, avec une hausse de 21 % comparativement au témoin sans biochar. En revanche, le traitement T-MOI-1:100 n'a pas entraîné de différence significative par rapport au témoin. L'augmentation des émissions de CH_4 a été encore plus marquée en présence de biochar, le traitement TB-MOI-1:20 générant les plus fortes émissions. Plus précisément, TB-MOI-1:20 a entraîné une augmentation de 53 % par rapport au traitement Biochar seul. Ce qui confirme que l'augmentation des émissions de CH_4 est principalement attribuable à l'application de biochar.

La Figure 7 montre que sans biochar, le traitement T-MOI-1:20 a entraîné une réduction significative de 21 % des émissions de NH_3 ($p < 0,05$) par rapport au témoin, tandis que T-MOI-1:100 n'a pas eu d'effet significatif. En revanche, avec biochar, une augmentation marquée et significative des émissions de NH_3 a été observée. Le traitement TB-MOI-1:20 a généré les émissions les plus élevées, dépassant significativement celles des autres groupes. De même, TB-MOI-1:100 a entraîné une augmentation de 41 % des émissions de NH_3 comparativement à T-MOI-1:100 ($p < 0,05$). Enfin, l'ajout de biochar à T-MOI-

1:20 a amplifié l'effet de l'inoculant, avec une augmentation significative de 96 % des émissions de NH₃ pour TB-MOI-1:20 par rapport à T-MOI-1:20 (p < 0,05).

Lorsqu'il a été comparé les traitements avec biochar, TB-MOI-1:20 a engendré une augmentation significative de 33 % par rapport à TB-MOI-1:100 (p < 0,05). Comparé au traitement Biochar seul, TB-MOI-1:20 a provoqué une augmentation significative de 84 %, tandis que TB-MOI-1:100 a entraîné une hausse de 39 % (p < 0,05). Ces résultats confirment que l'application conjointe de MOI et de biochar amplifie fortement la volatilisation de l'ammoniac, en particulier à la concentration 1:20, accentuant ainsi la transformation de l'azote sous forme gazeuse.

Au bout du compte, le T-MOI sans biochar a présenté des effets plus marqués sur la réduction des émissions par rapport aux autres traitements, étant ainsi choisi pour la prochaine étape du projet.

4.1.3. Analyses physico-chimiques

Le Tableau 2 présente la caractérisation physico-chimique du lisier de porc utilisé pour la production de la litière composite. Le lisier présentait les caractéristiques suivantes : 8,96% de matière sèche, 7,81% d'azote total sur une base sèche et un ratio C/N de 5,09. La nature très liquide du lisier de porc a rendu impossible l'atteinte d'un C/N optimal de 25 à 30 :1 préconisé en élevage de porc sur litière accumulé pour favoriser l'activité microbologique et réduire les émissions d'ammoniac (Boulestreau-Boulay et al. 2012). Le ratio carbone/azote (C/N) de notre mélange était d'environ 79:1 avec un taux d'humidité de 65%.

Tableau 2. Analyse physico-chimique du lisier

Élément:	pH	N Total (NTK)	N-NH ₄	Mat. Sèche (105°C)	Cendres (500°C)	M.O	C.O (2.00)	C/N (2.00)	NTK B.S.	Densité apparente
Unité:		mg/kg	mg/kg	%	%	%	%		%	g / cm ³
Lisier	7,04	6995	3574	8,96	20,5	79,5	39,7	5,09	7,81	1,03

Élément:	P *	K *	Ca *	Mg *	Al !	B !	Cu	Fe !	Mn	Zn	Na !
Unité:	mg/kg										
Lisier	1908	3117	1800	1202	32,7	5,44	21,7	88,1	37,8	75,3	1339

Le Tableau 3 présente l'analyse physico-chimique de la litière composite à la fin de l'essai. Les litières avec les inoculants ME et MOI, sans ajout de biochar, présentent une teneur en azote total (NTK) et en azote ammoniacal (N-NH₄) plus élevée que le témoin, probablement ont influencé dans la fixation de l'azote.

Dans le traitement avec biochar seul, sans inoculant, la valeur de NTK était plus élevée que celle du témoin. En revanche, l'ajout de biochar avec les applications d'inocula a entraîné des valeurs de l'azote total Kjeldahl (NTK) plus faibles en comparaison avec les traitements sans biochar. Ces résultats corroborent l'observation d'émissions plus élevées d'ammoniac dans les traitements où le biochar a été ajouté avec les inocula, une partie de l'azote étant perdue sous forme de gaz ammoniac.

Tableau 3. Analyse physico-chimique de la litière de chaque traitement

Inoculant:	Control (sans inoculant)		Microorganismes Efficaces (ME)				Microorganismes Indigènes (MOI)			
	0		1:20		1:100		1:20		1:100	
Dose:	0		1:20		1:100		1:20		1:100	
Biochar:	Sans	Avec	Sans	Avec	Sans	Avec	Sans	Avec	Sans	Avec
Traitement :	Témoin	Biochar	T-ME-1:20	TB-ME-1:20	T-ME-1:100	TB-ME-1:100	T-MOI-1:20	TB-MOI-1:20	T-MOI-1:100	TB-MOI-1:100
pH	8,96	8,87	8,96	8,85	9,07	8,67	9,00	8,79	9,01	8,88
NTK (mg/kg)	9933	10517	10936	11030	11012	10435	10562	9572	11116	9229
N-NH ₄ (mg/kg)	870	946	955	991	1129	1040	1016	945	1109	848
P (inorganique) (mg/kg)	2341	2078	2345	2203	2392	2234	2207	1910	2433	1859
M.S. (%)	46,6	49,1	47,8	44,7	52,8	45,5	45,7	41,1	52,0	40,1
Cendres (%)	8,51	9,13	9,09	8,73	8,23	8,93	10,0	9,23	8,59	8,56
M.O. (%)	91,49	90,87	90,91	91,27	91,77	91,07	89,98	90,77	91,41	91,44
C.O. (%)	45,74	45,43	45,46	45,63	45,88	45,53	44,99	45,39	45,70	45,72
Ration C/N (2.000)	21,48	21,23	19,85	18,49	22,02	19,84	19,46	19,51	21,38	19,86
MVA (g/cc)	0,08	0,07	0,08	0,10	0,07	0,09	0,09	0,11	0,07	0,09
N-NO ₃ (mg/kg)	2,99	1,92	4,37	3,71	2,05	2,82	5,00	4,08	5,40	2,84
P (total) (mg/kg)	3105	3113	3222	3050	3178	2910	2953	2638	3245	2628
K (mg/kg)	7360	7264	7620	7662	7629	6997	7276	6823	7568	6169
Ca (mg/kg)	3270	3420	3465	3308	3334	3113	3083	2809	3435	2933
Mg (mg/kg)	2065	2066	2122	2037	2058	1899	1959	1677	2137	1744
Na (mg/kg)	2019	2051	2031	1943	2107	1866	1982	1736	2126	1730
Al (mg/kg)	79	86	69	109	75	66	70	65	81	64
B (mg/kg)	53	59	35	12	45	30	52	38	49	49
Cu (mg/kg)	33,3	34,2	35,0	32,9	34,2	31,0	31,6	35,8	34,8	28,9
Fe (mg/kg)	168	181	162	217	165	164	149	153	166	154
Mn (mg/kg)	55,4	60,0	56,3	59,8	55,6	55,0	52,1	49,1	57,5	51,6
Zn (mg/kg)	119	120	118	113	114	105	110	94,8	118	105

NTK = Azote Total Kjeldahl; M.S. = Matière Sèche; M.O. = Matière organique; C.O. = Carbone organique (MO/2.00); Masse volumique apparente (MVA)

4.2. ÉTAPE 2 - ESSAI IN VIVO À L'ÉCHELLE PILOTE

4.2.1. Conditions ambiantes dans les salles

Les conditions ambiantes de température, d'humidité et de débit d'air dans chaque salle ont été suivies en continu tout au long de l'essai in vivo à l'échelle pilote. La température et le débit ont été ajustés au cours de l'essai afin de garantir le confort des animaux en fonction de leur phase de croissance. La Figure 8 illustre l'évolution des paramètres de température, d'humidité, de débit d'air ($m^3 \cdot \text{min}^{-1}$) et de pression de vapeur (PV) dans les salles durant l'essai.

L'humidité de chaque salle a été enregistrée, mais elle n'a pas été contrôlée. Elle a varié en fonction des activités des animaux, notamment l'abreuvement, ainsi que de l'ajout hebdomadaire de paille.

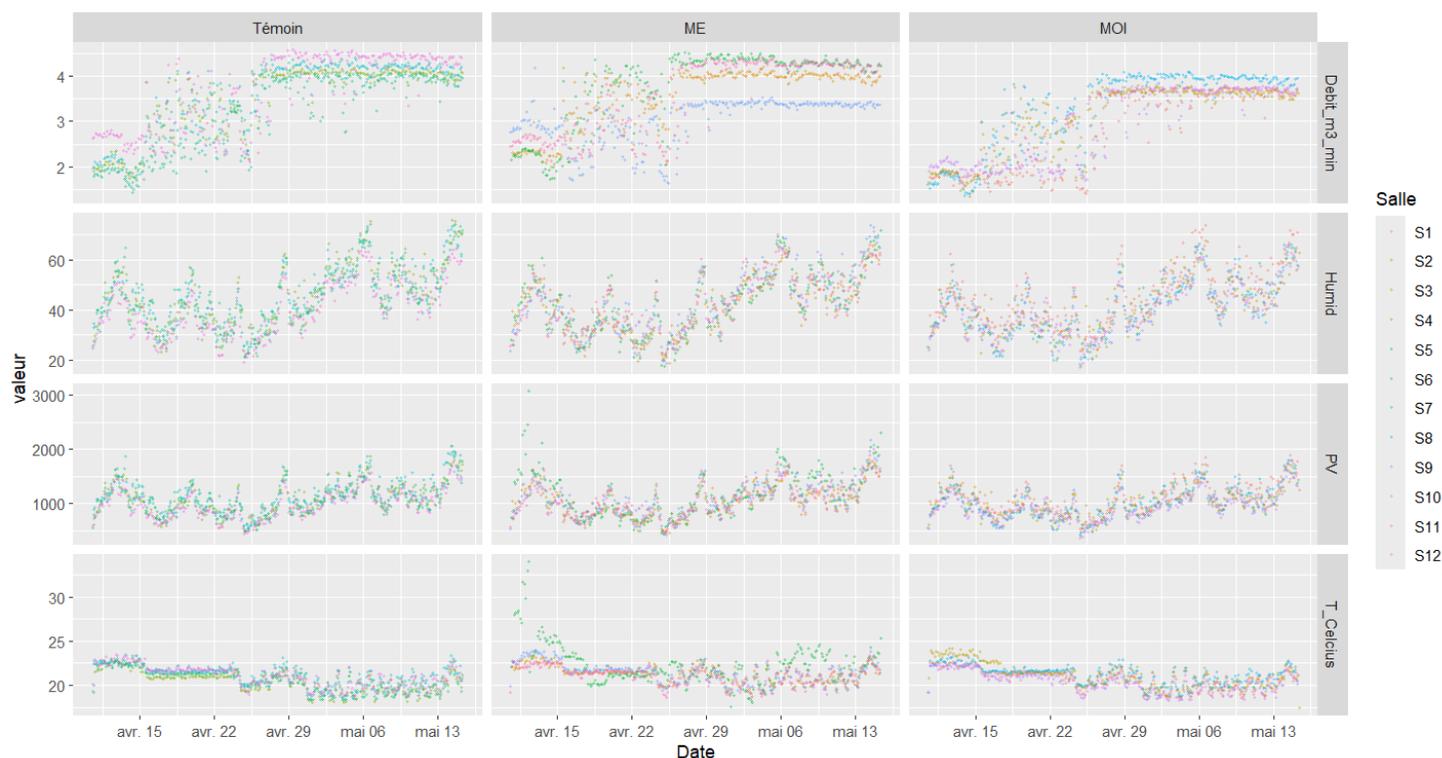


Figure 8. Variation des paramètres de température ($^{\circ}\text{C}$), d'humidité (%), de débit ($m^3 \cdot \text{min}^{-1}$) et de pression de vapeur (PV) (Pa) dans les salles tout au long de l'essai

4.2.2. Données Zootechniques

L'application des inocula sur la litière n'a pas influencé les performances des animaux, comme l'indique le Tableau 4. Bien qu'une légère augmentation du poids final des porcs et du gain moyen quotidien ait été observée dans les traitements T-MOI et T-ME, ces variations n'étaient pas significatives.

De plus, il a été constaté que les animaux consommaient la paille après l'application des inocula, probablement en raison de la présence de mélasse utilisée pour leur activation. Étant donné que ces inocula contiennent en partie des bactéries lactiques, leur ingestion pourrait avoir des effets bénéfiques en améliorant l'environnement microbien des organes digestifs, notamment en réduisant les micro-organismes pathogènes dans l'intestin. Cela pourrait se traduire par une meilleure utilisation de l'azote et une diminution de son excrétion chez les porcs (Jeon et al., 2024). Toutefois, la quantité ingérée étant trop faible, aucun effet significatif sur les performances des animaux n'a été observé.

Tableau 4. Paramètres zootechniques

	Témoïn	T-MOI	T-ME
Poids vif à l'entrée (kg)	45,68	44,98	45,53
Poids vif à la sortie (kg)	87,82	89,38	88,32
Durée d'engraissement (jour)	35	35	35
Gain moyen quotidien (g/jour)	1203,8	1268,6	1222,4
Consommation totale (kg)	91,47	91,71	91,98
Conversion alimentaire poids vif	2,17	2,07	2,15

* Aucune effet significatif n'a pas été mesuré

4.2.3. Concentration de gaz

La Figure 9 présente les concentrations de gaz à effet de serre (GES), d'ammoniac (NH_3) et de sulfure d'hydrogène (H_2S) à l'entrée (ligne grise) et à la sortie de chaque salle tout au long de l'essai. Ces résultats montrent une forte fluctuation des émissions d'ammoniac, principalement due aux ajouts hebdomadaires de paille. La paille a agi comme une barrière physique, réduisant ainsi les concentrations de NH_3 .

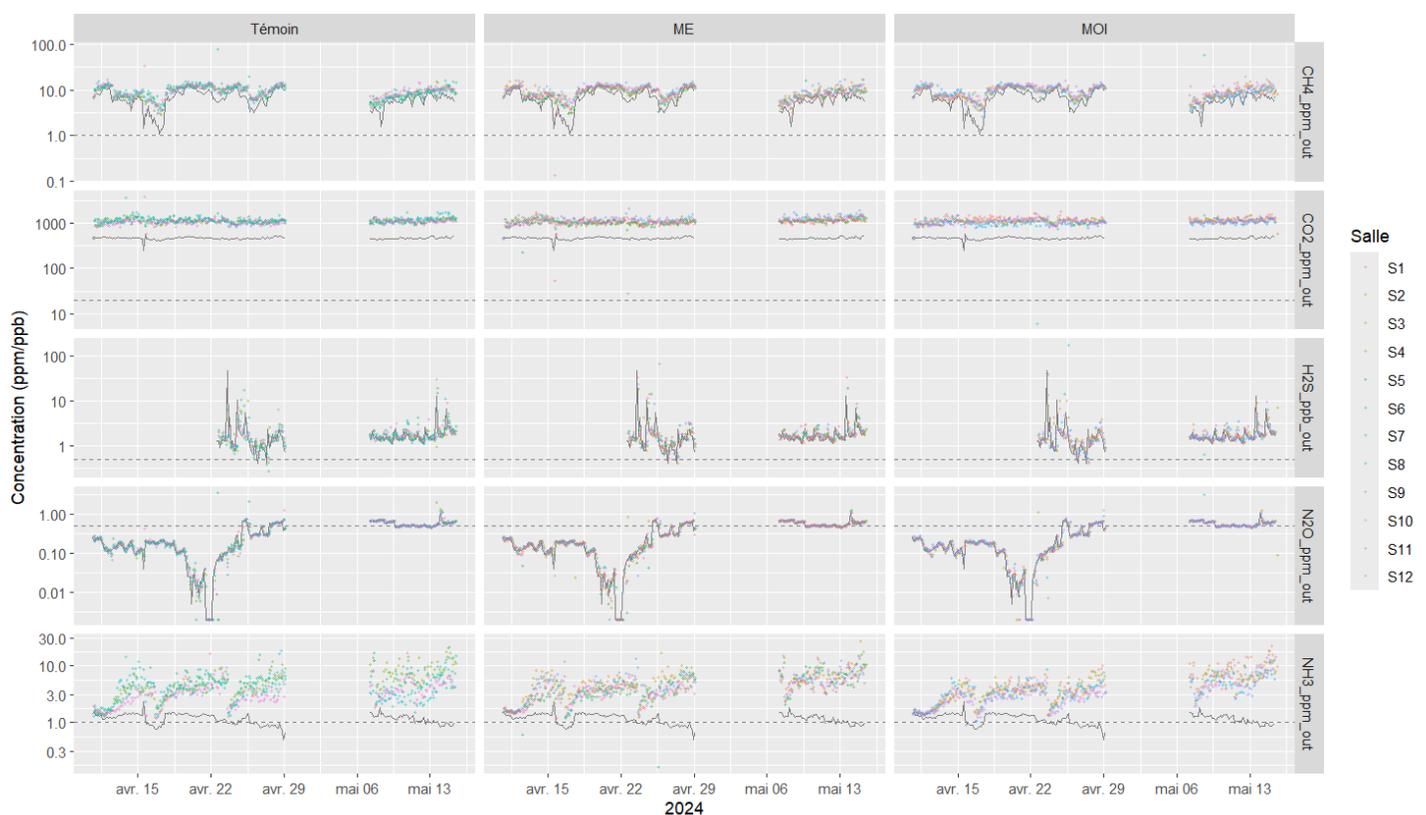


Figure 9. Variation de la concentration de gaz à l'entrée (en gris) et à la sortie de chaque salle en fonction des traitements

Les valeurs de concentration de N_2O ont été presque toutes sous la limite de détection, c'est la raison pour laquelle ces données n'ont pas été utilisées dans les modèles de simulation.

La Figure 10 illustre la fluctuation des concentrations de gaz au cours de la journée tout au long de l'essai. Une diminution marquée des concentrations a été observée entre 10 h et 12 h pour tous les gaz, probablement en raison de l'ouverture de

la porte lors des manipulations. En revanche, une augmentation notable des concentrations de H₂S a été enregistrée entre 10 h et 13 h, probablement liée à l'intensification de l'activité des porcs pendant ces manipulations – leur piétinement remuant la paille imprégnée de lisier en décomposition

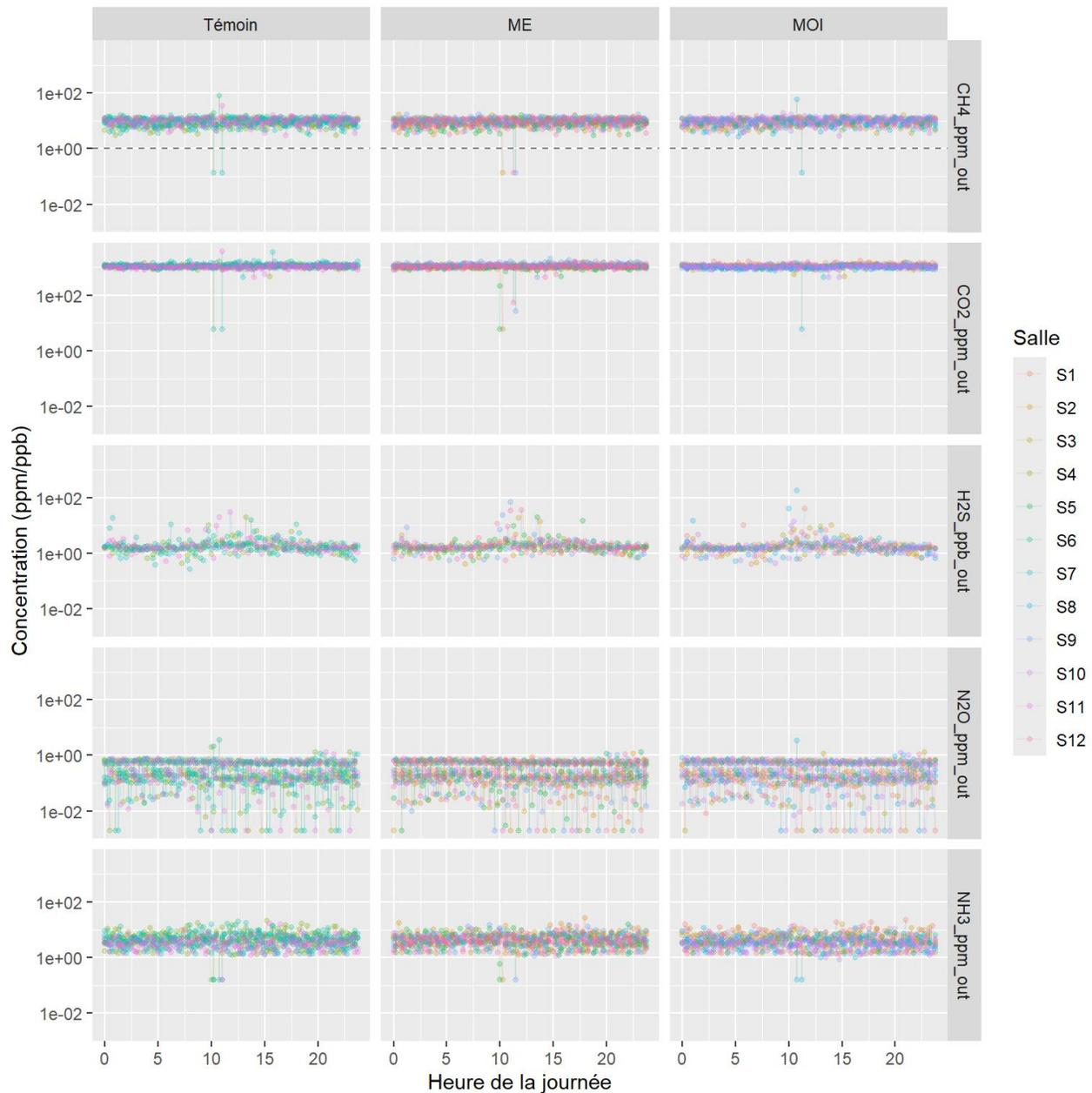


Figure 10. Concentrations de gaz au cours de la journée tout au long de l'essai

4.2.4. Émissions de gaz

À partir des modèles statistiques et les séries temporelles de concentrations à l'entrée d'air et à la sortie de chaque salle, les émissions à chaque point dans le temps ont été calculé. Dans la Figure 11 montre les estimations des émissions de gaz de chaque traitement selon la simulation avec les modèles statistiques.

Les résultats montrent que l'application journalière de l'inoculant MOI sur la litière a eu un effet significatif sur les émissions de gaz à effet de serre (GES) et d'ammoniac. Le traitement T-MOI a généré une émission de CO₂ de 31,92 g.j⁻¹.kg⁻¹, tandis que les traitements Témoïn et T-ME ont respectivement émis 38,23 g.j⁻¹.kg⁻¹ et 39,61 g.j⁻¹.kg⁻¹ de CO₂. Cela représente une réduction de 16 % par rapport au traitement Témoïn et de 19,4 % par rapport au T-ME (p < 0,05).

Concernant les émissions de CH₄, les valeurs moyennes observées sont de 46,55 mg.j⁻¹.kg⁻¹ pour le Témoin, 43,31 mg.j⁻¹.kg⁻¹ pour le T-ME, et 36,84 mg.j⁻¹.kg⁻¹ pour le T-MOI. L'application de l'inoculant MOI a permis une réduction significative des émissions de méthane, atteignant 21 % par rapport au Témoin et 14,9 % par rapport au T-ME. Une légère diminution des émissions de méthane a été observée dans le traitement T-ME par rapport au Témoin, bien que cette différence ne soit pas statistiquement significative.

Au regard des émissions d'ammoniac, une réduction significative de 29 % a été observée avec le traitement T-MOI (43,72 mg.j⁻¹.kg⁻¹) par rapport au Témoin (61,98 mg.j⁻¹.kg⁻¹). De plus, le T-MOI a également permis une diminution de 29,8 % en comparaison au traitement T-ME (62,31 mg.j⁻¹.kg⁻¹).

Les émissions de H₂S ont également été calculées. Les valeurs obtenues sont de 0,10 mg.j⁻¹.kg⁻¹, 0,09 mg.j⁻¹.kg⁻¹ et 0,06 mg.j⁻¹.kg⁻¹ pour les traitements Témoin, T-ME et T-MOI, respectivement. Une légère réduction a été observée avec l'utilisation des inocula. Cependant, en raison du large intervalle de confiance associé à la dispersion des résultats, cette réduction n'est pas significative.

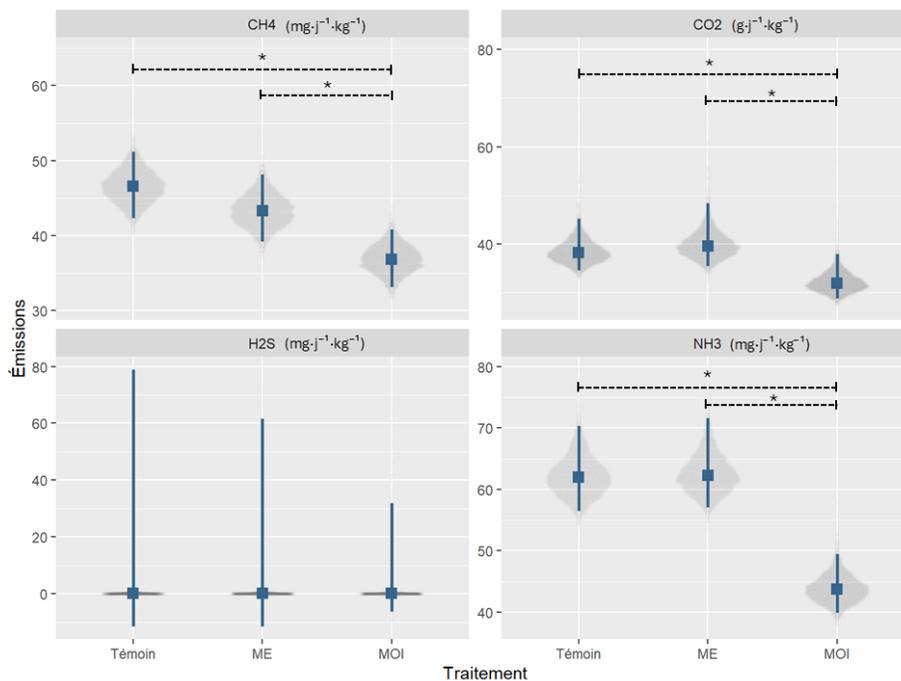


Figure 11. Les estimations des émissions de gaz de chaque traitement selon la simulation avec les modèles statistiques. * Différence significative au seuil de 0,05

Ces résultats montrent le fort potentiel de l'utilisation de l'inoculant MOI pour réduire les émissions de GES et ammoniac, soit ce dernière une source indirecte de N₂ et des impacts environnementaux notamment l'acidification et l'eutrophisation des milieux naturels, qui se traduisent souvent par des changements au sein des communautés d'espèces (García-Gómez et al., 2014).

4.2.5. Bioaérosol

La quantification des bactéries totales, des moisissures (*Penicillium/Aspergillus*), des archées (indicateurs fécaux) et d'*Escherichia coli* (bactérie à Gram négatif, indicateur fécal) dans les échantillons d'air pour chaque traitement est présentée dans la Figure 12. Les illustrations montrent les valeurs moyennes par traitement à trois moments de l'essai. L'ajout de microorganismes directement au fumier permet d'établir des populations de micro-organismes bénéfiques tout en empêchant la prolifération d'autres micro-organismes nuisibles par la fermentation de la matière organique. Des études ont démontré que l'ajout d'une culture de ME à une concentration de 1% pouvait inhiber la croissance de *Staphylococcus aureus*, *Escherichia coli*, *Candida albicans*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Aspergillus flavus*, *Aspergillus niger*, *Bacillus subtilis*, et *Neisseria gonorrhoeae* (Hamad et al., 2020; Safwat et al., 2018; Rahman et al., 1998).

Cette inhibition peut également affecter la qualité de l'air en modifiant la concentration de bioaérosols, ce qui a des répercussions sur la santé des travailleurs et des animaux. Ces bioaérosols, constitués de petites particules en suspension dans l'air, sont composés de matériaux biologiques (bactéries, virus, spores, champignons, algues, protozoaires et pollen) et peuvent être soit attachés, soit non attachés à des particules solides (Nag et al., 2021).

Dans les traitements Témoin et T-MOI, les bactéries totales ont diminué avec l'accumulation de la litière, avec des valeurs plus faibles pour T-MOI. En revanche, dans le traitement T-ME, une augmentation a été observée à la quatrième semaine d'échantillonnage, suivie d'une diminution des bactéries totales. Cette tendance est également constatée pour la quantification d'*Escherichia coli* et des archées.

Les archées et *Escherichia coli*, étant des indicateurs fécaux, montrent des résultats indiquant que le traitement T-MOI présente des valeurs plus faibles en comparaison avec le témoin et le traitement T-ME. De plus, à la cinquième semaine, une forte augmentation des archées a été observée dans le traitement témoin. Concernant l'analyse de *Penicillium/Aspergillus*, le traitement T-ME a présenté des valeurs plus élevées que les autres traitements tout au long de l'essai.

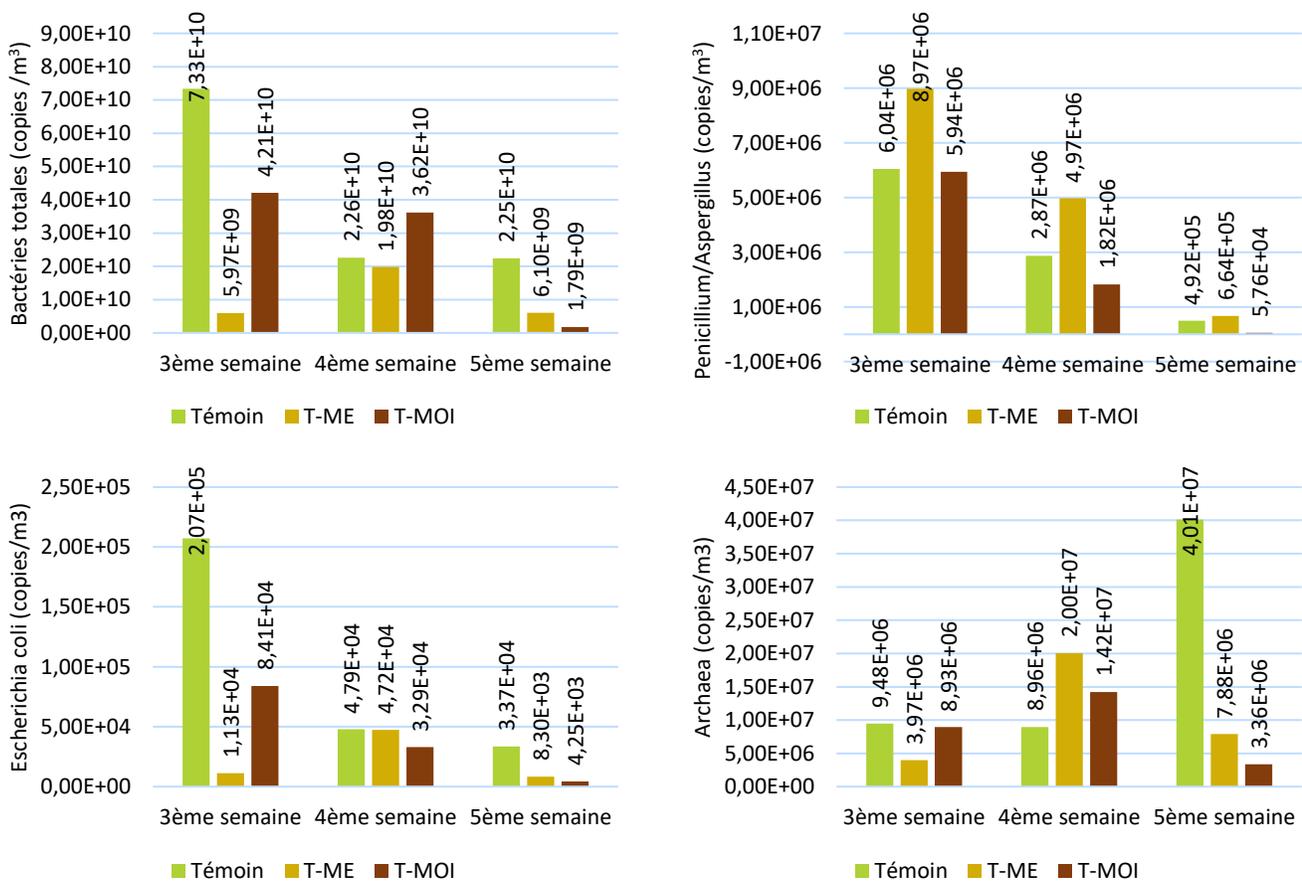


Figure 12. Quantification des bactéries totales, de *Penicillium/Aspergillus*, des archées et d'*Escherichia coli*.

4.2.6. Particules fines en suspension dans l'air

Les concentrations moyennes de matières particulaires fines ayant un diamètre aérodynamique inférieur à 1 µm (PM1), 2,5 µm (PM2,5) et 10 µm (PM10) pour chaque traitement sont présentées dans la Figure 13. Les particules les plus préoccupantes pour la santé humaine sont celles dont le diamètre est inférieur ou égal à 2,5 micromètres (PM2,5), car elles sont associées à des problèmes cardiovasculaires et respiratoires (Santé Canada, 2012). Dans le cadre de ce projet, les

valeurs de PM_{2,5} les moyennes ont été de 0,36 mg.m⁻³, 0,25 mg.m⁻³ et 0,16 mg.m⁻³ pour les traitements Témoin, T-ME et T-MOI respectivement. Donc, 8-11 % de l'ensemble des matières particulaires total avaient un diamètre inférieur à 2,5 µm.

Les résultats ont montré qu'il n'y avait pas de différence statistiquement significative entre les traitements pour toutes les gammes de particules, en raison du large intervalle de confiance associé à la dispersion des résultats. Néanmoins, une réduction numérique d'environ 30 % pour le T-ME et de 56 % pour le T-MOI a été observée par rapport au témoin.

Les matières particulaires peuvent se former dans l'air à la suite de réactions physico-chimiques impliquant des gaz tels que les oxydes de soufre (SO_x) et les oxydes d'azote (NO_x) (CCME, n.d.). De plus, l'ammoniac (NH₃) est un précurseur majeur de la formation des PM_{2,5} (Kim et al. 2021). Il est possible qu'une partie de la réduction plus importante des PM_{2,5} observées pour le T-MOI soit liée à la diminution des émissions de NH₃.

De plus, les matières particulaires sont influencées par le type de litière (Garlipp et al., 2010), les opérations d'alimentation (Yang et al., 2015), ainsi que par la saison et la température extérieure (Becker et al., 2023).

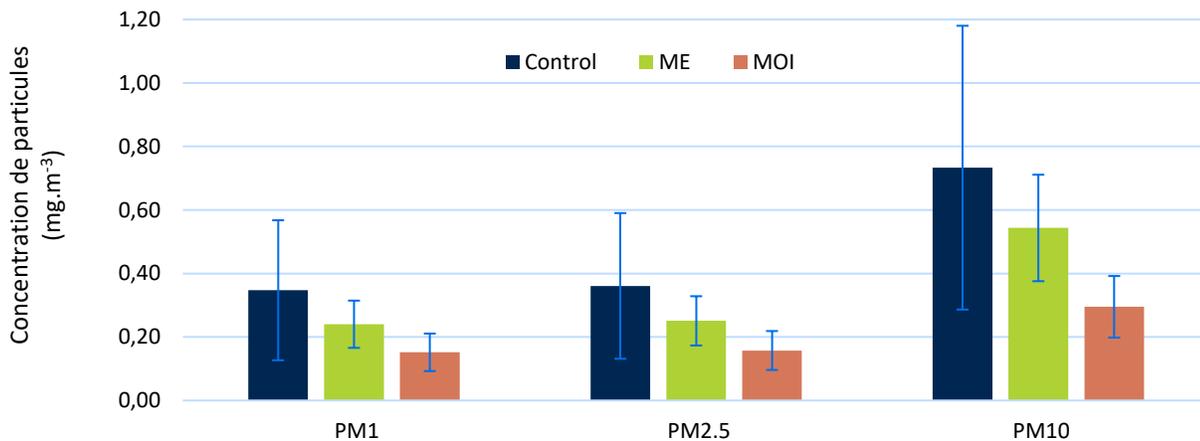


Figure 13. Valeurs moyennes et intervalle de confiance de particules fines en suspension dans l'air

4.2.7. Intensité d'odeur

Les valeurs moyennes des intensités d'odeur attribuées par les panélistes pour chaque traitement sont présentées dans la Figure 14. Le traitement T-MOI a montré l'intensité d'odeur la plus faible (875 ppm), tandis que le traitement T-ME a enregistré l'intensité la plus élevée (1219 ppm). Le traitement Témoin a été proche à la valeur de T-ME de 1110 ppm.

Selon O'Neill et Phillips (1992) quatre grandes catégories de composés organiques volatils (COV) ont été identifiées comme responsables des odeurs dans les exploitations d'élevage : les composés soufrés, les phénols et indoles, les acides gras volatils (AGV), ainsi que l'ammoniac et les amines volatiles.

En comparaison avec les résultats des émissions de gaz, une légère tendance a été observée entre les intensités d'odeur attribuées par les panélistes et les valeurs des émissions d'ammoniac et de H₂S. Pour les émissions d'ammoniac, les valeurs pour les traitements T-MOI, T-ME et Témoin étaient respectivement de 43,72 mg.j⁻¹.kg⁻¹, 62,31 mg.j⁻¹.kg⁻¹ et 61,98 mg.j⁻¹.kg⁻¹. De même, pour les émissions de H₂S, les valeurs observées étaient de 0,10 mg.j⁻¹.kg⁻¹, 0,09 mg.j⁻¹.kg⁻¹ et 0,06 mg.j⁻¹.kg⁻¹ pour les traitements Témoin, T-ME et T-MOI, respectivement. Ainsi, les valeurs pour T-MOI étaient les plus faibles, tandis que celles pour T-ME et Témoin étaient plus élevées et proches les unes des autres. Toutefois, aucune analyse de corrélation statistique n'a été réalisée pour confirmer la relation entre l'intensité d'odeur et les émissions. Il est essentiel de noter que d'autres composés chimiques, non évalués dans le cadre de ce projet, pourraient également être associés à l'intensité d'odeur.

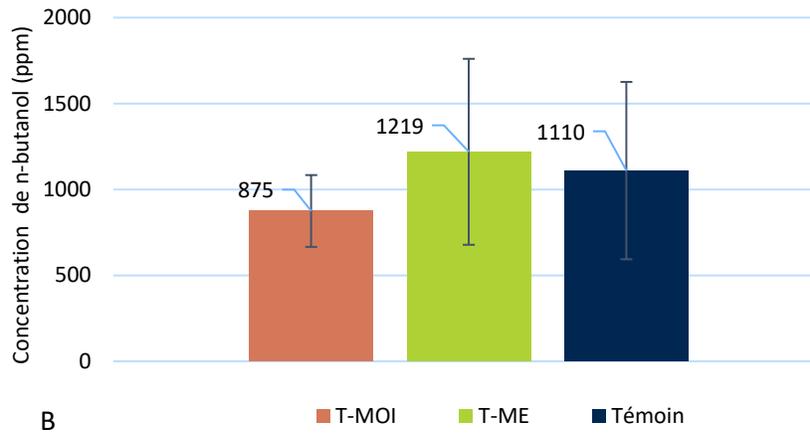


Figure 14. Analyse d'intensité. Valeur moyenne géométrique et intervalle de confiance de concentration de n-butanol.

4.2.7. Analyse physico-chimique

Les analyses physico-chimiques des litières de chaque traitement sont présentées dans les Tableau 5 à Tableau 8. Les résultats ont montré que le pH dans la litière du traitement T-MOI (8,89) était significativement plus élevé que celui du témoin (8,69) ($p < 0,05$). De plus, les pourcentages de matière organique (M.O.) et de carbone organique (C.O.) étaient plus élevés dans le T-MOI par rapport au témoin, probablement en raison du microbiome développé.

Selon Philippe et Nicks (2015), la dégradation aérobie de la matière organique ($C_xH_yO_z + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$) constitue l'une des sources d'émissions de CO_2 . Par conséquent, la forte teneur en M.O. du T-MOI pourrait être liée à une dégradation aérobie plus faible de cette matière, ce qui peut expliquer en partie les émissions plus faibles de CO_2 pour le T-MOI, comme l'illustre la Figure 11. Pour sa part, le pourcentage de cendres était plus bas en comparaison avec le témoin.

Tableau 5. Valeurs moyenne du pH, de la matière sèche, de la densité, de cendres, de la matière organique et du ratio C/N de la litière de chaque traitement

Traitement	pH	M.S. (%)	MVA (g/cc)	Cendres (%)	M.O. (%)	C.O. (%)	C/N (2.000)
T-MOI	8,89 ^a	29,10 ^a	0,21 ^a	14,22 ^a	85,78 ^a	42,89 ^a	14,19 ^a
T-ME	8,75 ^{ab}	26,18 ^a	0,23 ^a	15,33 ^{ab}	84,67 ^{ab}	42,34 ^{ab}	14,33 ^a
Témoin	8,69 ^b	26,15 ^a	0,29 ^a	15,98 ^b	84,02 ^b	42,01 ^b	14,04 ^a

M.S. = Matière Sèche; M.O. = Matière organique; C.O. = Carbone organique (MO/2.00); Masse volumique apparente (MVA)

Dans le Tableau 6 présent les valeurs moyennes de la composition en azote pour chaque traitement. Les résultats n'ont pas eu de différence significative entre les traitements, mais en analysant les valeurs numériques il a été possible de voir que le T-MOI présente la plus grande concentration d'azote organique (7026,25 mg/kg), suivi du Témoin (6193,00 mg/kg) et du T-ME (5804,25 mg/kg). Cela indique que le traitement T-MOI favorise une plus grande accumulation d'azote dans la litière. Donc, une moindre quantité de NH_3 émis, ce qui corrobora avec les valeurs calculées des émissions.

Le T-ME a la concentration la plus élevée d'azote inorganique ($N-NH_4$ et $N-NO_3$) (2069,25 mg/kg), tandis que le T-MOI et le Témoin ont des valeurs similaires (1833,97 mg/kg et 1770,31 mg/kg, respectivement). Cela suggère que le traitement T-ME pourrait favoriser une plus grande conversion de l'azote organique en formes inorganiques, ce qui peut suggérer une activité de nitrification plus importante, mais une plus faible accumulation d'azote organique comparé au T-MOI.

Tableau 6. Composition en Azote

Traitement	NTK (mg/kg)	N-NH ₄ (mg/kg)	N-NO ₃ (mg/kg)	Azote organique (mg/kg)	Azote inorganique (mg/kg)	Azote total (mg/kg)
T-MOI	8829,00 ^a	1802,75 ^a	31,22 ^a	7026,25 ^a	1833,97 ^a	8860,22 ^a
T-ME	7794,00 ^a	1989,75 ^a	79,50 ^a	5804,25 ^a	2069,25 ^a	7873,50 ^a
Témoin	7959,25 ^a	1766,25 ^a	4,06 ^a	6193,00 ^a	1770,31 ^a	7963,31 ^a

NTK = Azote Total Kjeldahl

Le Tableau 7 présente la composition en phosphore des échantillons de litière à la fin de l'essai. Le phosphore est un élément nutritif présent sous formes organique et minérale dans les sols. Il a été observé que le traitement T-MOI présente numériquement la plus grande quantité de phosphore total (3337,50 mg.kg⁻¹), suivi du T-ME (2450,5 mg.kg⁻¹) et du Témoin (2388,0 mg.kg⁻¹). De plus, le T-MOI affiche également les concentrations les plus élevées en phosphore minéral et organique.

Ces résultats suggèrent que le T-MOI favorise une accumulation globale de phosphore, avec une proportion significative sous forme minérale, ce qui pourrait améliorer sa disponibilité pour les plantes lors de son épandage au champ. La production d'acides organiques par les microorganismes peut augmenter la biodisponibilité et la solubilisation du phosphore, rendant ainsi cet élément plus accessible pour l'absorption par les plantes (Khaliq et al., 2006). Ces auteurs ont observé que l'application de fumier inoculé avec des microorganismes efficaces (ME) est associée à une augmentation de la disponibilité des nutriments à court terme, en raison de leur composition majoritairement sous forme minérale. Cela pourrait signifier une plus grande disponibilité immédiate pour les plantes, mais une moindre accumulation à long terme de phosphore organique.

Tableau 7. Composition en phosphore

Traitement	P (total) (mg/kg)	P minéral (inorganique) (mg/kg)	P organique (mg/kg)
T-MOI	3337,50 ^a	2577,59 ^a	759,91 ^a
T-ME	2450,50 ^a	2094,86 ^a	355,64 ^a
Témoin	2388,00 ^a	1902,07 ^a	485,93 ^a

Le Tableau 8 présente les valeurs moyennes des teneurs en éléments totaux dans les litières pour chaque traitement. Le T-MOI a montré numériquement les concentrations les plus élevées en Ca, Mg, Cu, Fe, Mn et Zn, ce qui peut être attribué à une meilleure rétention de ces éléments et à une activité microbienne accrue, favorisant ainsi leur minéralisation et leur biodisponibilité lors de leur utilisation aux champs. Les teneurs élevées en Ca et Mg peuvent également expliquer la valeur plus élevée du pH observée. Le T-ME a présenté les concentrations les plus élevées en Al et B, tandis que le Témoin a montré les valeurs les plus élevées en K et Na.

Tableau 8. Valeurs moyennes des éléments totaux obtenus à partir de la digestion sulfurique

Traitement	K (mg/kg)	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)	Na (mg/kg)	Al (mg/kg)	B (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Zn (mg/kg)
T-MOI	5207,5 ^a	4989,8 ^a	1820,5 ^a	1513,3 ^a	165,3 ^a	5,7 ^a	252,3 ^a	339,8 ^a	81,1 ^a	429,1 ^a
T-ME	5318,0 ^a	3558,0 ^a	1401,0 ^a	1629,0 ^a	182,3 ^a	6,9 ^a	142,9 ^a	277,0 ^a	51,7 ^a	257,9 ^a
Témoin	5668,5 ^a	3849,5 ^a	1332,0 ^a	1703,5 ^a	168,3 ^a	6,2 ^a	143,4 ^a	262,3 ^a	56,0 ^a	254,2 ^a

4.3. ÉTAPE 3 - ESSAI EXPLORATOIRE POUR AUTRES TYPES D'ÉLEVAGE.

4.3.1. Essai avec le fumier de poule

Les caractéristiques physico-chimiques du fumier de poule utilisé et les échantillons composite prélevés pour chaque traitement à la fin de l'essai, sont présentées dans le Tableau 9. Une teneur élevée en azote total (NTK) de 21 461 mg.kg⁻¹ a été observée dans le fumier de poule, comparativement à la litière de porc. De plus, la teneur en matière sèche était de 43,5 %, celle en matière organique de 56,9 %, et le carbone organique représentait 28,4 %.

Tableau 9. Caractérisation physico-chimique du fumier de poule

	pH	NTK (mg/kg)	N-NH ₄ (mg/kg)	P (inorganique) (mg/kg)	M.S. (%)	Cendres (%)	M.O. (%)	C.O. (%)	Ration C/N (2.000)	MVA (g/cc)	N-(NO ₂ - NO ₃) (mg/kg)
Fumier de poule	8,52	21461	9409	1897	43,5	43,1	56,9	28,4	5,76	0,53	5,09
FP- Control	9,32	24214	528	15258	79,2	46,0	54,0	27,0	8,83	0,41	5,47
FP-MOI	9,25	21829	620	14601	76,0	47,0	53,0	26,5	9,22	0,48	4,81
FP- LIFOFer	9,14	21911	762	14204	75,7	48,2	51,8	25,9	8,94	0,45	5,61

	P (mg/kg)	K (mg/kg)	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)	Na (mg/kg)	Al (mg/kg)	B (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Fumier de poule	8981	20198	36522	3548	2663	205,6	27,6	52,6	289	353	297
FP- Control	17143	37093	81433	7038	4689	281	46,4	75,4	305	703	580
FP-MOI	16598	37407	55141	6391	4679	318	48,9	72,1	307	583	544
FP-InoFer	17296	38957	78601	6887	4970	282	57,9	76,0	302	706	564

NTK = Azote Total Kjeldahl; M.S. = Matière Sèche; M.O. = Matière organique; C.O. = Carbone organique (MO/2.00); Masse volumique apparente (MVA)

Il a été observé que la matière sèche des fumiers composites des traitements, à la fin du projet, était plus élevée que celle des échantillons initiaux et également comparée aux tests réalisés avec les boîtes lors de l'étape 1 avec la litière. Les fumiers composites contenaient entre 75 % et 79 % de matière sèche, soit une augmentation de 76,8 % par rapport au fumier initial.

Les valeurs moyennes des émissions de GES et d'ammoniac pour chaque traitement sont présentées dans le Tableau 10. L'application des inocula MOI (celle du projet) et Inofer (microorganisme indigène fourni par le producteur) sur le fumier de poule n'a pas entraîné de variations significatives des émissions, les valeurs étant très similaires entre les traitements. En raison des concentrations élevées d'azote dans le fumier, la quantité utilisée dans les tests en boîte a été restreinte afin d'éviter de dépasser la capacité maximale de mesure du NH₃ par l'analyseur.

Cette limitation a probablement entravé l'établissement de conditions anaérobies favorables aux activités des microorganismes lactiques, ce qui pourrait expliquer l'absence de différences notables dans les émissions observées. De plus, bien que cette restriction ait favorisé la perte d'humidité, comme l'indique Tableau 9, elle a également pu affecter l'activité microbienne dans le milieu. De plus, la composition du fumier de poule pourrait également influencer l'activité microbienne.

Tableau 10. Valeurs moyennes et intervalle de confiance des émissions de CO₂, CH₄, N₂O, NH₃ de l'essai avec fumier de poule

	CO ₂ (g/j ⁻¹ .kg ⁻¹)	CH ₄ (mg/j ⁻¹ .kg ⁻¹)	N ₂ O (mg/j ⁻¹ .kg ⁻¹)	NH ₃ (g/j ⁻¹ .kg ⁻¹)
FP-Control	4,02 (0,39) ^a	10,60 (2,37) ^a	0,71 (0,04) ^a	0,98 (0,13) ^a
FP-Lifofer	4,51 (0,44) ^a	11,82 (2,73) ^a	0,76 (0,04) ^a	1,17 (0,15) ^a
FP-MOI	4,62 (0,48) ^a	11,60 (2,63) ^a	0,70 (0,02) ^a	1,13 (0,14) ^a

Comparativement à l'essai de l'étape 1 réalisé dans les boîtes avec la litière, les valeurs de NH₃ ont été plus élevées, ce qui reflète les hautes concentrations d'azote dans le fumier. Des études supplémentaires à plus grande échelle sont nécessaires sur le fumier de poule afin de créer des conditions anaérobies optimales et d'analyser plus précisément les effets des microorganismes. Cela permettrait également de mieux comprendre l'influence des caractéristiques du fumier sur l'activité microbienne.

4.3.2. Essai avec le lisier de porc

Le Tableau 11 présent les caractéristiques physico-chimiques du lisier de porc et les échantillons composite prélevés pour chaque traitement à la fin de l'essai. Il a été observé dans le lisier de porc un teneur en NTK de 10939 mg.kg⁻¹, en M.O. de 70,7 %, en C.O. de 35,3 % et M.S. de 11 %.

Tableau 11. Caractérisation physico-chimique du lisier de porc

	pH	NTK (mg/kg)	N-NH ₄ (mg/kg)	P (inorganique) (mg/kg)	M.S. (%)	Cendres (%)	M.O. (%)	C.O. (%)	Ration C/N (2.000)	MVA (g/cc)	N-(NO ₂ -NO ₃) (mg/kg)
Lisier de porc	6,88	10939	5662	2272	11,0	29,3	70,7	35,3	3,54	1,02	2,16
L-Control	7,18	15311	6803	4476	22,6	27,3	72,7	36,3	5,36	1,08	2,65
L-MOI	7,19	14967	6987	4360	21,4	27,9	72,1	36,0	5,14	1,07	4,35

	P (mg/kg)	K (mg/kg)	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)	Na (mg/kg)	Al (mg/kg)	B (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Mn (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Lisier de porc	2717	6533	3147	1187	2084	126,5	8,00	97,4	206	53,7	126
L-Control	5086	11306	6270	2247	3597	56,7	13,6	186	97,0	103	242
L-MOI	4902	11277	6337	2200	3576	64,9	12,9	182	116	101	232

NTK = Azote Total Kjeldahl; M.S. = Matière Sèche; M.O. = Matière organique; C.O. = Carbone organique (MO/2.00); Masse volumique apparente (MVA)

Les émissions de GES et ammoniac de l'essai expositoire avec le lisier du porc sont fourni dans le Tableau 12. Les résultats ont montré une réduction significative dans les émissions d'ammoniac de 16,21% avec l'application de l'inoculant MOI (p<0,05). Concernant les gaz à effet de serre, aucun effet significatif n'a été observé. Néanmoins, une réduction numérique des émissions de CO₂, CH₄ et N₂O de 20,6 %, 17,2 % et 15,7 %, respectivement, a été constatée lors de l'application de l'inoculant MOI.

En revanche, dans l'essai avec le fumier de poule, un environnement plus anaérobie a été créé, entraînant une réduction des émissions. Cependant, ces résultats pourraient être plus marqués à des volumes plus élevés, car la quantité utilisée pour le test a été limitée en raison de la capacité maximale de vapeur d'eau supportée par l'équipement. Selon Turbi et al (2024) une réduction de 96 % pour le CO₂, 98 % pour le CH₄ et 59 % pour le NH₃ a été obtenue lors de l'application de 1% de inoculant microbienne dans lisier au printemps.

Tableau 12. Valeurs moyennes et intervalle de confiance des émissions de CO₂, CH₄, N₂O, NH₃ de l'essai avec lisier de porc

	CO ₂ (g/j ⁻¹ .kg ⁻¹)	CH ₄ (mg/j ⁻¹ .kg ⁻¹)	N ₂ O (mg/j ⁻¹ .kg ⁻¹)	NH ₃ (g/j ⁻¹ .kg ⁻¹)
L-Control	2,32 (0,22) ^a	16,82 (2,23) ^a	0,57 (0,02) ^a	0,37 (0,03) ^a
L-MOI	1,84 (0,20) ^a	13,92 (1,98) ^a	0,48 (0,01) ^a	0,31 (0,02) ^b

4.4. ÉTAPE 4 – ESTIMATION DU POTENTIEL DE RÉDUCTION DES ÉMISSIONS DE GAZ À EFFET DE SERRE

Dans le scénario de référence, sans ajout d'inoculant microbien, les émissions moyennes d'un élevage sur la litière ont été basées sur les données expérimentales du traitement témoin de l'étape 2. Les valeurs ont été converties en grammes par jour et par porc, soit 1853,53 g de CO₂ par jour par porc, 2,65 g de CH₄ par jour par porc, 0,08 g de N₂O par jour par porc et 4,18 g de NH₃ par jour par porc. Le scénario alternatif prévoit une application journalière d'inoculant microbien sur la litière, entraînant ainsi une réduction de 16 %, 21% et 29% pour les émissions de CO₂, CH₄ et NH₃, respectivement. Le Tableau 13 présente les valeurs des émissions de GES et d'ammoniac calculées pour les deux scénarios en kg par an par porc.

Tableau 13. Émissions de GES et d'ammoniac dans le scénario de référence et alternatif sur une base annuelle par porc

	Scénario référence (kg.an ⁻¹ .porc ⁻¹)	Scénario alternatif (kg.an ⁻¹ .porc ⁻¹)
Émission de CO ₂	622,79	523,14
Émission de CH ₄	0,89	0,75
Émission de N ₂ O	0,03	0,02
Émission de NH ₃	1,40	1,18

Le Tableau 14 présente les valeurs des émissions annuelles de GES en tonnes de CO₂e pour une ferme de finition type en régie biologique, avec une capacité moyenne de 1 500 porcs, selon le scénario de référence et le scénario alternatif. Puisqu'un effet significatif de l'application de l'inoculant sur les émissions de CO₂ a été observé, celui-ci a été pris en compte dans les calculs, même si les émissions de CO₂ résultant de la décomposition du fumier sont considérées comme biogéniques et sont souvent exclues des bilans GES d'activités agricoles. Il a été considéré que l'activité microbienne exerce des effets importants sur le microbiome de la litière, influençant ainsi les émissions de CO₂, comme l'ont montré les analyses physico-chimiques, où les teneurs en matière organique et en carbone organique étaient plus élevées lors de l'application de l'inoculant MOI.

Les émissions de CO₂ issues du fumier de porc ont longtemps été considérées comme négligeables (Anderson et al., 1987). Cependant, des études ont quantifié le CO₂ émis par le fumier, certaines estimant qu'il représente 4 à 5 % du total par la respiration des porcs (Dong et al., 2007; Sousa et Pederson, 2004), tandis que d'autres le situent entre 10 et 30 % (Philippe et al., 2007; Pedersen et al., 2008). Ainsi, il a été essentiel de prendre en compte les émissions de CO₂ dans l'évaluation globale des impacts environnementaux du fumier porcin.

Le scénario référence de la ferme type émet un total de 992,38t de CO₂e par an, tandis que dans le scénario alternatif, les émissions sont de 832,12 t de CO₂e par an, avec une différence globale de 160,26 t de CO₂e par an, représentant une

réduction de 16,1 %. Par ailleurs, si le CO₂ n'est pas pris en compte dans les calculs, une réduction de 10,79 tonnes de CO₂e par an serait tout de même observée, ce qui correspond à une diminution de 18,5 % des émissions de GES.

La réduction annuelle de 160,26 t de CO₂ équivaut aux émissions de 58 voitures consommant 8 L/100 km sur 15 000 km par an, soit 2,78 t de CO₂e par véhicule, selon un facteur d'émission de 2,29 kg de CO₂ par litre d'essence.

Tableau 14. Émission de GES totales en tonnes de CO₂e sur une base annuelle

	Scénario référence (t CO ₂ e.an ⁻¹)	Scénario alternatif (t CO ₂ e.an ⁻¹)	Différence
Émission de CO ₂	934,18	784,71	-149,47
Émission de CH ₄	37,40	29,54	-7,85
Émission de N ₂ O directe	10,69	10,69	0
Émission de N ₂ O indirecte	10,11	7,18	-2,93
Total tous les gaz	992,38	832,12	-160,26
Total sans CO ₂	58,20	47,41	10,79

De plus, le nombre de fermes en production porcine biologique était de 51 en 2021 (MAPAQ, 2023). En tenant compte de ces données de 2021, le Tableau 15 présente le potentiel de réduction des GES et leur équivalent en nombre de voitures, en considérant que de 1 à 100 % des 51 fermes choisissent d'adopter cette biotechnologie dans leur régime d'élevage.

Tableau 15. Potentiel de réduction des émissions de GES sur un base annuelle

Pourcentage de fermes adoptant la biotechnologie	Nombre de fermes	Potentiel de réduction de GES en ton CO ₂ e.an ⁻¹	Équivalent en voitures
1	1	160,26	58
25	13	2083,32	758
50	26	4166,64	1516
75	39	6249,96	2274
100	51	8173,02	2974

Ainsi, un potentiel de réduction allant jusqu'à 8173,02 t de CO₂e par an peut être atteint grâce à l'adoption de cette biotechnologie. En considérant que le nombre de fermes en production porcine biologique est passé de 19 à 51 entre 2016 et 2021, soit une augmentation de 168 % (MAPAQ, 2023), cela illustre clairement la croissance de la production porcine biologique. De plus, l'adoption de cette biotechnologie à long terme pourrait générer des effets significatifs sur la réduction des impacts environnementaux. La réduction potentielle des émissions lors de l'entreposage du fumier n'a pas été considérée.

5. DISCUSSION

5.1. L'EFFET DE L'UTILISATION DE BIOTECHNOLOGIE SUR LES ÉMISSIONS DE GES

5.1.1. Dioxyde de carbone

La production de CO₂ dans les systèmes de litière repose principalement sur trois mécanismes microbiens : (1) l'hydrolyse de l'urée en NH₃ et CO₂ sous l'action des uréases, (2) la dégradation anaérobie de la matière organique menant à la production de CH₄ et CO₂, et (3) la dégradation aérobie des composés organiques (Philippe et Nicks, 2015). L'inoculant MOI, riche en acide lactique et présentant un pH < 4, pourrait expliquer la diminution des émissions de CO₂ en ralentissant l'action des uréases (Rezaee et al., 2022). L'activité des uréases étant particulièrement sensible au pH, une acidification du milieu par les bactéries lactiques peut inhiber leur action, réduisant ainsi la transformation de l'urée en NH₃ et CO₂.

L'inhibition de l'uréase en milieu acide est un mécanisme bien documenté (Singh et Nye, 1984). L'acidification entraîne une réduction de l'activité enzymatique, car l'uréase fonctionne de manière optimale à pH neutre à alcalin (6,5 – 8,0). En dessous de pH 5,5, son efficacité diminue considérablement, limitant ainsi la formation de NH₃ et CO₂. De plus, les bactéries lactiques génèrent divers composés antimicrobiens, tels que les bactériocines, acides organiques et peroxyde d'hydrogène, qui peuvent réduire la population de bactéries uréolytiques comme *Proteus* spp., *Klebsiella* spp. et *Staphylococcus* spp. (Ismael et al., 2024 ; Goudarzi et al., 2017).

La dégradation aérobie de la matière organique est orchestrée par une communauté microbienne mésophile et thermophile diversifiée, qui libère du CO₂ par le processus de respiration (Hellman et al., 1997). Ce processus dépend de plusieurs facteurs, notamment la température, le taux d'humidité, le ratio carbone/azote, la dégradabilité des composés carbonés, le pH, la structure matricielle du substrat et la composition microbienne.

L'ajout de MOI semble avoir modifié l'écosystème microbien de la litière, diminuant l'activité hydrolytique responsable de la transformation de la matière organique en CO₂. De plus, MOI pourrait contenir des micro-organismes autotrophes capables de fixer le CO₂, l'incorporant dans leur biomasse plutôt que de le laisser s'échapper sous forme gazeuse (Sobhi et al., 2023). Cette hypothèse suggère que l'application de MOI pourrait jouer un double rôle dans la réduction des émissions de CO₂, en limitant les processus de minéralisation du carbone et en favorisant son intégration dans la biomasse microbienne.

5.1.2. Méthane

L'élevage porcin sur litière, contrairement aux systèmes sur plancher latté, produit la majorité du CH₄ directement à l'intérieur des bâtiments. La litière est un milieu hétérogène et complexe, présentant une diversité de conditions aérobies, microaérobies et anaérobies qui influencent la dynamique de production du méthane. Des études antérieures ont montré que les concentrations de CH₄ augmentent avec la profondeur de la litière, car l'accumulation du fumier, de l'urine et du substrat de litière crée des conditions strictement anaérobies favorisant la méthanogenèse (Li et al., 2017).

La production de CH₄, ou méthanogenèse, est un processus microbien spécialisé réalisé exclusivement en conditions anaérobies strictes par un consortium de micro-organismes méthanogènes (Fenchel et al., 2012). Ce processus repose sur une relation syntrophique entre plusieurs groupes microbiens qui assurent la transformation des composés organiques complexes en méthane et en dioxyde de carbone (Morris et al., 2013). Cette coopération microbienne implique principalement trois groupes : (1) les bactéries fermentatives primaires et secondaires, qui dégradent la matière organique en acides gras volatils, (2) les bactéries homoacétogéniques, qui convertissent le CO₂ et l'hydrogène en acétate, et (3) les archées méthanogènes, qui produisent le CH₄ à partir de l'acétate (méthanogenèse acétoclastique) ou du CO₂ et H₂ (méthanogenèse hydrogénotrophe).

La réduction des émissions de CH₄ observée avec le traitement T-MOI pourrait être attribuée à une altération de cette dynamique microbienne. L'inoculant MOI, en tant que consortium microbien, pourrait avoir compromis l'activité des bactéries fermentatives et des archées méthanogènes, limitant ainsi la production de substrats intermédiaires essentiels à la méthanogenèse. Il est possible que les bactéries lactiques contenues dans MOI aient modifié l'environnement de la litière

en acidifiant le milieu, ce qui est défavorable aux méthanogènes, qui préfèrent un pH neutre à légèrement alcalin pour leur activité optimale.

Certaines études ont démontré que l'utilisation de bactéries lactiques (LAB) pour réduire la production de CH₄ chez les ruminants demeure peu documentée. Les recherches disponibles indiquent qu'in vitro, certaines souches de LAB peuvent réduire efficacement la production de CH₄. Cependant, cet effet semble fortement dépendant de la souche bactérienne utilisée, et les mécanismes exacts impliqués restent mal compris. Il n'est pas encore clairement établi si les LAB agissent directement sur les archées méthanogènes, ou si elles influencent plutôt d'autres micro-organismes responsables de la production des substrats intermédiaires essentiels à la méthanogenèse (Doyle et al., 2019).

Bien que ces résultats concernent principalement les ruminants, ils suggèrent que certaines bactéries lactiques pourraient également moduler la production de CH₄ dans d'autres environnements fermentaires, comme la litière des porcs en élevage sur litière, en influençant la dynamique microbienne impliquée dans la fermentation anaérobie et la méthanogenèse.

Ces résultats suggèrent que l'application de MOI pourrait être une approche efficace pour réduire la production de méthane en élevage porcin sur litière, notamment en modulant les équilibres microbiens qui contrôlent la fermentation anaérobie et la méthanogenèse. Toutefois, des études supplémentaires seraient nécessaires pour identifier précisément les mécanismes microbiologiques sous-jacents et optimiser l'utilisation des inoculants microbiens dans la gestion des émissions de GES en production porcine.

5.1.2. Protoxyde d'azote

Le protoxyde d'azote (N₂O) est un gaz à effet de serre produit par divers processus microbiens et chimiques, principalement la dénitrification hétérotrophique, la dénitrification nitrifiante et la chimiodénitrification (Skiba, 2008). Ces mécanismes sont fortement influencés par les conditions environnementales, notamment le taux d'oxygène, l'humidité, la température et la disponibilité des substrats azotés.

En élevage porcin, les systèmes sur litière favorisent un environnement hétérogène, où la coexistence de zones aérobies et anaérobies peut stimuler la production de N₂O. Comparativement aux planchers lattés, l'élevage sur litière entraîne généralement des émissions plus élevées de N₂O à l'intérieur des bâtiments. Toutefois, une proportion importante de ce N₂O peut être convertie en diazote (N₂), un gaz inerte et non polluant, ce qui réduit l'impact environnemental. Il a été estimé que jusqu'à 70 % du N₂O produit dans la litière est transformé en N₂ (Nicks et al., 2004).

Dans cette étude, l'utilisation des inoculants MOI et ME ne semble pas avoir eu d'impact significatif sur la production de N₂O. Contrairement aux émissions de CO₂ et CH₄, qui ont montré des variations importantes selon les traitements microbiens, les niveaux de N₂O sont restés relativement stables entre le témoin et les traitements MOI et ME. Cette absence d'effet pourrait être due à plusieurs facteurs : (1) un manque d'influence directe des inoculants sur les communautés dénitrifiantes, (2) une stabilité des conditions environnementales dans la litière, ou encore (3) une conversion efficace du N₂O en N₂, limitant ainsi les émissions mesurées.

Ces résultats suggèrent que l'application des MOI et ME dans la litière ne modifie pas significativement les processus de transformation de l'azote impliqués dans la production de N₂O. Toutefois, des études supplémentaires seraient nécessaires pour évaluer l'effet de ces inoculants sous différentes conditions de gestion de la litière, notamment en fonction du taux d'humidité et du type de substrat utilisé.

5.2. L'EFFET DE L'UTILISATION DES BIOTECHNOLOGIES SUR LES ÉMISSIONS DE NH₃

Les concentrations de NH₃ dans les bâtiments porcins sont influencées par de nombreux facteurs, notamment la conception et la gestion des bâtiments et des installations de stockage du fumier, l'âge et l'activité des porcs, le nombre d'animaux présents, les conditions climatiques externes, les systèmes de ventilation, ainsi que les variations journalières et saisonnières (Ni et al., 1999). Le Conseil national pour les soins aux animaux d'élevage recommande de maintenir une bonne qualité de l'air et une ventilation adéquate en tout temps afin de limiter la concentration de NH₃ en dessous de 25 ppm.

L'équilibre entre la quantité de déjections animales et de substrat disponible, ainsi que les niveaux d'humidité et d'oxygène, joue un rôle déterminant dans la transformation microbienne de l'azote et les pertes sous forme gazeuse. Un excès de matière organique et une humidité élevée favorisent les processus de minéralisation et de volatilisation de l'azote sous forme d'ammoniac, tandis qu'un équilibre optimal entre substrat, oxygène et activité microbienne pourrait contribuer à une meilleure rétention de l'azote dans la litière et une réduction des émissions de NH_3 .

Dans cette étude, l'utilisation de l'inoculant MOI a permis une réduction significative des émissions d'ammoniac ($p < 0,05$). Une baisse de 29 % a été observée avec le traitement T-MOI ($43,72 \text{ mg.j}^{-1}.\text{kg}^{-1}$) par rapport au témoin ($61,98 \text{ mg.j}^{-1}.\text{kg}^{-1}$). De plus, T-MOI a également permis une réduction de 29,8 % des émissions comparativement au traitement T-ME ($62,31 \text{ mg.j}^{-1}.\text{kg}^{-1}$). Ces résultats suggèrent que l'application de MOI a un effet bénéfique sur la limitation de la volatilisation de NH_3 , possiblement en influençant les processus microbiens impliqués dans la transformation de l'azote.

En revanche, le traitement T-ME n'a présenté aucune différence significative par rapport au témoin, indiquant que cet inoculant n'a pas modifié les processus de volatilisation de NH_3 de manière notable. Cette absence d'effet pourrait être due à une composition microbienne différente entre T-MOI et T-ME, à une compétition moindre avec les bactéries uréolytiques, ou encore à une absence d'acidification du milieu, limitant ainsi son influence sur l'activité des uréases.

Nos résultats de la troisième étape sont en accord avec ceux de Van der Stelt et al. (2007), qui ont démontré que l'application de ME à du lisier de porc pouvait accroître la volatilisation de NH_3 , en particulier à des températures élevées et lors d'un brassage régulier. Cette augmentation des émissions pourrait être attribuée à une accélération de la minéralisation de l'azote organique sous l'effet des microorganismes, augmentant ainsi la disponibilité du NH_4^+ , qui se transforme ensuite en NH_3 volatilisé.

L'efficacité de T-MOI pour réduire les émissions de NH_3 pourrait être expliquée par plusieurs mécanismes biologiques. Un consortium microbien lactique, tel que MOI, colonise rapidement le substrat de la litière, occupant l'espace et les ressources nécessaires à la croissance des bactéries ammonifiantes. Cette colonisation pourrait limiter la conversion de l'azote organique en NH_3 , réduisant ainsi la volatilisation de l'ammoniac. De plus, les bactéries lactiques contenues dans MOI ont la capacité d'inhiber l'activité des uréases, enzymes qui hydrolysent l'urée en NH_4^+ (Ismael et al., 2024), ce qui pourrait ralentir la libération d'ammoniac. Nos résultats concordent avec les travaux sur l'élevage de porcs sur litière fermentée, qui est associé à une diminution des odeurs et des émissions de NH_3 . Un livret intitulé Les litières biomaîtrisées, écrit par Ninane et al. (1999), décrit ces effets bénéfiques et souligne l'importance de la gestion microbiologique de la litière pour optimiser ces réductions.

Un autre mécanisme expliquant cette réduction pourrait être l'assimilation de l'azote ammoniacal par les microorganismes présents dans MOI. Ces microorganismes pourraient incorporer le NH_4^+ dans leur propre biomasse, diminuant ainsi la quantité de NH_3 disponible pour la volatilisation. Cette immobilisation microbienne favoriserait la rétention de l'azote sous forme organique, potentiellement réutilisable par les plantes ou d'autres microorganismes bénéfiques lors de la gestion des effluents.

En limitant la croissance des bactéries uréolytiques et en favorisant la rétention de NH_4^+ dans la biomasse microbienne, MOI semble jouer un rôle clé dans la stabilisation de l'azote et la réduction des pertes sous forme gazeuse. Ces résultats indiquent que l'utilisation de biotechnologies microbiennes, en particulier MOI, pourrait représenter une approche prometteuse pour réduire les émissions de NH_3 en élevage porcin sur litière. Toutefois, des recherches supplémentaires sont nécessaires pour mieux comprendre les mécanismes d'action microbiens et optimiser l'application des inoculants en fonction des conditions environnementales et des pratiques de gestion des bâtiments d'élevage.

5.3. L'EFFET DE L'UTILISATION DU BIOCHAR SUR LES ÉMISSIONS DE GES

L'ajout de biochar a eu un effet marqué sur les émissions de CO_2 , CH_4 et N_2O , avec des tendances variables selon l'inoculant utilisé (ME ou MOI). Ces variations peuvent être attribuées aux propriétés du biochar lui-même ainsi qu'aux effets d'amorçage négatifs ou positifs qu'il exerce sur la décomposition de la matière organique (Lyu et al., 2022).

Le biochar peut influencer la dynamique du CO₂ à travers plusieurs processus, notamment par l'adsorption du CO₂ et la modification des processus de minéralisation de la matière organique. L'adsorption du CO₂ par le biochar dépend de ses propriétés chimiques, notamment son pH, sa composition minérale et la présence de groupes fonctionnels spécifiques. Un pH élevé ainsi que la présence de métaux alcalins (Na, K, Ca, Mg) peuvent augmenter la capacité d'adsorption du biochar, bien que la porosité et la surface spécifique restent les principaux facteurs limitants (Rawat et al., 2022).

Dans cette étude, l'augmentation des émissions de CO₂ en présence de biochar, particulièrement avec l'inoculant MOI, suggère une stimulation des processus de minéralisation de la matière organique. Cela pourrait s'expliquer par un effet d'amorçage positif, où la présence de biochar active les microorganismes décomposeurs et accélère la libération de CO₂.

L'ajout de biochar seul n'a pas causé une augmentation des émissions de CO₂, indiquant que le biochar utilisé dans cette étude ne présentait pas des propriétés physico-chimiques favorisant les émissions de CO₂. La combinaison du biochar et des inoculants ME et MOI ont cependant augmenté significativement les émissions, indiquant que l'interaction du consortium microbiens avec le biochar ont augmenté la minéralisation de la matière organique.

L'application de biochar peut théoriquement réduire les émissions de CH₄ par adsorption du méthane sur sa surface et par stimulation des méthanotrophes, des bactéries aérobies qui utilisent le méthane comme source d'énergie (Gupta et al., 2020). Toutefois, en conditions anaérobies, le biochar peut aussi augmenter les émissions de CH₄ en favorisant l'activité des microorganismes méthanogéniques. Cela s'explique par la présence d'une fraction de carbone labile dans le biochar, qui peut être utilisée comme source d'énergie par les méthanogènes (Bruun et al., 2016). Cette fraction minéralisable varie en fonction de plusieurs paramètres, tels que la stabilité du biochar, le type de biomasse utilisé, la température et le temps de pyrolyse.

Dans la présente étude, l'augmentation des émissions de CH₄ en présence de biochar a été observée uniquement lorsque le biochar était combiné avec un inoculant (ME ou MOI). En revanche, l'ajout de biochar seul, sans inoculant, n'a pas entraîné de modification significative des émissions de CH₄ par rapport au témoin, suggérant qu'il n'a pas directement stimulé la méthanogénèse.

L'effet amplificateur du biochar combiné aux inoculants pourrait être attribué à une amélioration des conditions de méthanogénèse, notamment par une disponibilité accrue de substrats énergétiques et une modification des conditions aérobies et anaérobies dans la litière. Le biochar, en raison de sa porosité et de sa capacité à adsorber des composés organiques, pourrait avoir créé des micro-environnements favorables aux microorganismes méthanogènes, en facilitant le piégeage et la rétention de substrats nécessaires à leur métabolisme.

De plus, l'ajout des inoculants ME et MOI, qui contiennent de la mélasse, pourrait également avoir renforcé cet effet en fournissant une source rapide d'hydrates de carbone fermentescibles (Kalemba & Barbusiński, 2017). La mélasse, riche en sucres simples, est facilement métabolisée par les bactéries fermentaires, entraînant une production accrue d'acides organiques tels que l'acétate et le propionate. Ces acides organiques constituent des substrats essentiels pour les archées méthanogènes, qui les convertissent en CH₄ via la méthanogénèse acétoclastique et hydrogénotrophique. (Morris et al., 2013)

La différence observée entre les inoculants ME et MOI pourrait refléter une interaction spécifique entre la composition microbienne du biochar et les communautés méthanogènes présentes dans la litière. Il est possible que MOI et ME, contenant une grande proportion de bactéries lactiques, aient influencés la disponibilité des substrats ou la dynamique microbienne, entraînant une stimulation plus forte de la méthanogénèse. Ces résultats suggèrent que l'effet du biochar sur les émissions de CH₄ est fortement dépendant des propriétés physico-chimiques du biochar, des interactions avec la matière organique ajoutée et la composition des inoculants microbiens.

Plusieurs études ont démontré que l'application de biochar peut réduire les émissions de N₂O, notamment en modifiant la disponibilité des substrats azotés (NH₄⁺ et NO₃⁻) nécessaires aux processus de nitrification et dénitrification. Un projet de recherche mené par Brassard et al. (2019) a montré que certains biochars, produits à partir de bois et de panic érigé, permettaient une réduction des émissions de N₂O allant de 42 à 90 %. Cette réduction serait due à une limitation des

substrats azotés, mais aussi à une augmentation du pH, favorisant la conversion du N_2O en N_2 via l'activité des enzymes N_2O réductases (Gupta et al., 2020).

Dans cette étude, l'ajout de biochar seul n'a pas entraîné de réduction significative des émissions de N_2O . Cependant, une augmentation des émissions a été observée lorsque le biochar était combiné à MOI, suggérant une modification des processus microbiens liés à la nitrification-dénitrification. Il est possible que l'inoculant ait augmenté la disponibilité en azote minéral, favorisant ainsi la nitrification et la dénitrification. De plus, les inoculants ME et MOI, contenant de la mélasse, auraient pu fournir une source d'énergie facilement assimilable, stimulant ainsi l'activité microbienne et amplifiant la production de NH_3 . Cette source de carbone fermentescible aurait pu favoriser l'activité des microorganismes impliqués dans la transformation de l'azote, notamment en accélérant les cycles de dégradation de l'urée et de l'ammonium.

Les résultats de cette étude montrent que l'effet du biochar sur les émissions de GES dépend largement des interactions avec les communautés microbiennes et les conditions environnementales. Tandis que certaines études suggèrent un potentiel de réduction des émissions de CH_4 et N_2O , nos résultats indiquent que son association avec un inoculant microbien peut parfois amplifier les émissions en modifiant les équilibres biochimiques et microbiens de la litière.

Ces résultats soulignent la nécessité de mieux comprendre les interactions entre biochar, microbiote et cycle des nutriments afin d'optimiser son utilisation comme stratégie de réduction des GES en élevage porcin sur litière.

5.4. L'EFFET DE L'UTILISATION DU BIOCHAR SUR LES ÉMISSIONS DE NH_3

L'ajout de biochar seul n'a pas eu d'effet significatif sur les émissions de NH_3 , indiquant qu'il n'a pas influencé directement la volatilisation de l'ammoniac dans les conditions expérimentales de cette étude. Cependant, lorsque le biochar a été combiné aux inoculants ME et MOI, une augmentation marquée des émissions de NH_3 a été observée, suivant une tendance similaire à celle des émissions de GES.

Cette hausse des émissions pourrait être attribuée à une stimulation des processus de minéralisation de l'azote organique, entraînant une augmentation de la disponibilité du NH_4^+ , qui se transforme ensuite en NH_3 volatilisé. L'effet combiné du biochar et des inoculants microbiens pourrait avoir modifié l'équilibre microbien dans la litière, accélérant la dégradation de la matière organique et favorisant l'activité des bactéries ammonifiantes.

Les propriétés physiques et chimiques du biochar jouent un rôle clé dans la régulation des émissions de NH_3 . Sha et al. (2019) ont montré que l'effet du biochar sur la volatilisation de l'ammoniac dépendait principalement du pH du sol et du biochar. En particulier, l'application d'un biochar à pH élevé en sol acide favorise la volatilisation de NH_3 , tandis que l'utilisation d'un biochar acidifié ou combiné à de l'urée ou un fertilisant organique pourrait réduire ces émissions.

Dans cette étude, le biochar utilisé présentait une granulométrie très fine et un pH alcalin, ce qui a probablement favorisé la transformation de l'azote organique et ammoniacal sous forme volatilisable, expliquant ainsi l'augmentation des émissions observée dans les traitements combinant les inoculants microbiens et le biochar.

Certaines recherches démontrent que l'efficacité du biochar pour réduire les émissions de NH_3 varie considérablement selon les conditions d'application. Plusieurs études ont exploré son utilisation comme bio-cover ou bio-mix pour limiter les pertes d'azote sous forme gazeuse. Covali et al. (2021) ont observé une réduction de 48 % des émissions de NH_3 en seulement deux jours, tandis que Häni et al. (2012) ont rapporté une diminution de 25 % sur une période de 20 jours. Meiri Khanuly et al. (2020) ont trouvé une réduction de 16 à 25 % des émissions sur trois semaines, mais avec une efficacité maximale dans la première semaine, qui s'atténuait progressivement par la suite.

À l'inverse, certaines études ont montré que le biochar n'avait pas d'effet notable, voire qu'il pouvait augmenter les émissions de NH_3 . McGuiggan et al. (2022) et Maurer et al. (2017) n'ont trouvé aucune réduction significative des émissions avec du biochar comparé au témoin, tandis que Liu et al. (2021) ont observé une augmentation des émissions de NH_3 en présence de biochar.

Ces résultats suggèrent que l'impact du biochar sur les émissions de NH_3 dépend fortement de son interaction avec d'autres facteurs microbiologiques et environnementaux. Tandis que certaines études indiquent que le biochar peut stabiliser l'azote

et limiter les pertes sous forme gazeuse, nos résultats montrent que, dans certaines conditions, il peut aussi favoriser la volatilisation du NH_3 lorsqu'il est associé à des inoculants microbiens et des sources de carbone fermentescibles.

Ces observations mettent en évidence l'importance d'une gestion contrôlée du biochar et des additifs microbiens, afin d'optimiser son efficacité et minimiser les impacts environnementaux. Il est essentiel de mieux comprendre les interactions entre biochar, activité microbienne et dynamique du cycle de l'azote pour développer des stratégies adaptées aux systèmes d'élevage sur litière visant à réduire efficacement les émissions d'ammoniac.

5.5. ANALYSE PHYSICO-CHIMIQUE

L'analyse des trois phases de l'étude permet de dégager plusieurs tendances communes ainsi que certaines divergences quant à l'effet des inoculants microbiens et du biochar sur la composition physico-chimique des fumiers.

Tendances générales observées

Dans les essais préliminaires et l'essai expérimental, les traitements avec MOI ont montré une augmentation de la teneur en azote total (NTK) par rapport au témoin, particulièrement à l'échelle pilote, suggérant une meilleure rétention de l'azote dans la litière. L'utilisation de MOI a aussi entraîné une plus grande accumulation d'azote organique, indiquant une stabilisation accrue de l'azote dans la biomasse microbienne et la matière organique du fumier. Cette immobilisation pourrait expliquer la réduction des émissions de NH_3 observée dans les phases 1 et 2, ralentissant la minéralisation de l'azote organique en ammonium (NH_4^+) et limitant ainsi la volatilisation de l'azote gazeux.

L'augmentation simultanée de l'azote organique et minéral (N-NH_4 et N-NO_3) révèle un équilibre dynamique entre immobilisation et minéralisation, influencé par l'activité microbienne des inoculants. La croissance microbienne stimulée par MOI et ME a probablement favorisé une capture accrue de l'azote sous forme organique, réduisant ainsi les pertes par volatilisation. Parallèlement, l'augmentation de l'azote minéral indique que la minéralisation se poursuit, convertissant l'azote organique en ammonium, puis en nitrate via la nitrification, probablement en raison d'une activité enzymatique accrue sous l'effet des inoculants.

Les traitements inoculés ont également montré une réduction des pertes d'azote sous forme gazeuse, probablement en raison de modifications des communautés microbiennes, favorisant la stabilisation et l'adsorption de l'azote dans le fumier. En revanche, les traitements avec ME et MOI ont aussi favorisé une plus grande conversion de l'azote organique en azote minéral, suggérant une activité de nitrification plus élevée. L'augmentation des nitrates (NO_3^-) dans les traitements inoculés confirme un environnement aérobie favorable à ce processus, en accord avec les résultats de Fatunbi et Ncube (2009) et Ney et al. (2020), qui ont montré que l'application de matière organique combinée à des microorganismes efficaces (EM) stimule l'accumulation de $\text{NO}_3\text{-N}$ et la nitrification dans le sol.

Ainsi, MOI et ME influencent à la fois l'immobilisation et la minéralisation de l'azote, favorisant une meilleure rétention de l'azote dans le fumier tout en améliorant sa transformation en NO_3^- , réduisant ainsi les pertes sous forme gazeuse. Cette interaction dépend probablement des communautés microbiennes spécifiques de chaque inoculant et de leur interaction avec le substrat organique.

Impact du biochar sur l'azote

L'ajout de biochar seul, sans inoculant, n'a pas significativement modifié la teneur en azote total Kjeldahl (NTK) par rapport au témoin. Cependant, lorsque le biochar a été combiné avec un inoculant, une réduction du NTK a été observée par rapport aux traitements sans biochar.

Cette diminution pourrait s'expliquer par une perte d'azote sous forme gazeuse, ce qui est cohérent avec les émissions d'ammoniac plus élevées mesurées dans les traitements combinant biochar et inoculants. La présence du biochar semble avoir modifié l'équilibre microbiologique de la litière, favorisant la minéralisation de l'azote organique en NH_4^+ et augmentant ainsi la volatilisation du NH_3 .

Nos résultats contredisent ceux de Mao et al. (2018), qui avaient observé des concentrations plus élevées d'azote total dans du fumier de porc composté avec du biochar et un additif bactérien. Cette divergence pourrait être liée aux différences dans la nature des substrats, les conditions expérimentales, la composition microbienne de l'inoculant utilisée ou les propriétés physico-chimiques du biochar.

Effet des inoculants sur la stabilisation du phosphore et des éléments minéraux

Les inoculants microbiens ont influencé la dynamique du phosphore et des éléments minéraux de manière variable. Les traitements avec MOI ont entraîné une augmentation de la concentration totale en phosphore, ainsi qu'une proportion plus élevée de phosphore sous forme minérale. Cette observation suggère que MOI favorise la transformation du phosphore organique en une forme plus disponible pour les plantes, améliorant ainsi son potentiel agronomique lors de l'épandage du fumier. Cet effet pourrait être attribué à la production de composés acidifiants par les microorganismes, qui augmentent la solubilisation du phosphore en le libérant de ses complexes insolubles. En effet, le phosphore, bien qu'essentiel à la nutrition des plantes, est souvent indisponible en raison de sa fixation dans le sol. Les bactéries solubilisatrices de phosphate (PSB) jouent un rôle clé dans sa libération en produisant des acides organiques, qui convertissent le phosphore insoluble en une forme assimilable par les plantes, optimisant ainsi leur nutrition (Satyaprakash et al., 2017).

Outre son effet sur le phosphore, l'application de MOI a également entraîné une augmentation des concentrations en micronutriments tels que Cu, Fe, Mn et Zn, ainsi qu'en calcium (Ca). Plusieurs mécanismes microbiens peuvent expliquer cette augmentation. Les bactéries lactiques et d'autres microorganismes présents dans MOI produisent des acides organiques, tels que l'acide lactique et l'acide acétique, ainsi que des enzymes capables de solubiliser les minéraux contenus dans la matière organique et les particules du fumier. Ces acides modifient localement le pH, augmentant la biodisponibilité des éléments comme le fer, le manganèse, le cuivre, le zinc et le calcium en décomposant leurs complexes minéraux (Raman et al., 2022).

Par ailleurs, les microorganismes présents dans MOI accélèrent la dégradation de la matière organique, libérant ainsi des nutriments qui étaient auparavant liés sous des formes organiques complexes. Certaines bactéries spécifiques, comme *Bacillus*, *Pseudomonas* et *Actinobacteria*, produisent des sidérophores qui améliorent particulièrement la solubilisation du fer. De plus, l'activité enzymatique microbienne contribue à l'extraction d'oligo-éléments essentiels, tels que le manganèse, le cuivre et le zinc, à partir de leur matrice organique (Raman et al., 2022).

L'accumulation de ces éléments minéraux pourrait aussi être attribuée à une augmentation de l'échange cationique et à une complexation organique accrue. Les bactéries présentes dans MOI produisent des exopolysaccharides et des substances humiques capables de lier et de retenir les cations, augmentant ainsi leur concentration mesurée dans le fumier. Ces microorganismes peuvent également former des chélates avec les micronutriments, empêchant leur précipitation et favorisant leur disponibilité pour les plantes (Athukorala, 2021).

De plus, une densité microbienne plus élevée entraîne une incorporation temporaire des nutriments dans la biomasse microbienne, qui sont ensuite relâchés dans le fumier lors de la lyse cellulaire. Certaines souches microbiennes présentes dans MOI sont également capables d'accumuler des minéraux intracellulaires, qui sont libérés lors de leur décomposition, maintenant ainsi une concentration élevée en micronutriments dans le fumier (Hess, 2020).

L'augmentation du calcium (Ca) observée dans les traitements MOI pourrait être due à plusieurs mécanismes spécifiques. La production d'acides organiques, comme l'acide lactique, permet de dissoudre des composés riches en calcium, tels que les phosphates de calcium et le carbonate de calcium, les rendant ainsi plus disponibles. Certains microorganismes présents dans MOI pourraient également favoriser la bio-précipitation du calcium sous des formes plus facilement détectables lors des analyses de fumier (Athukorala, 2021). Par ailleurs, la libération du zinc (Zn) à partir de complexes organiques et de carbonate de calcium est facilitée par l'action microbienne à travers des processus de minéralisation et de solubilisation. Il a été rapporté qu'*Aspergillus niger* est capable de solubiliser des composés insolubles tels que ZnO, $Zn_3(PO_4)_2$ et $Ca_3(PO_4)_2$ en formes solubles grâce à la production d'acides citrique et oxalique (White et al., 1997). Ces mécanismes pourraient expliquer l'augmentation des concentrations en calcium et en zinc observée dans les traitements contenant MOI, renforçant ainsi la disponibilité de ces éléments pour une utilisation agricole optimale.

L'ensemble de ces résultats indique que les inoculants microbiens, en particulier MOI, modifient de manière significative la disponibilité des éléments minéraux dans la litière. L'augmentation des concentrations en phosphore et en micronutriments semble résulter d'une combinaison de mécanismes, incluant la solubilisation minérale, la dégradation améliorée de la matière organique, le renouvellement de la biomasse microbienne et une meilleure rétention des cations. Ces processus, facilités par la fermentation lactique, contribuent à améliorer la valeur fertilisante du fumier et renforcent son potentiel agronomique.

En revanche, les traitements avec ME n'ont pas montré d'effet significatif sur la concentration en phosphore et en éléments minéraux, suggérant que leur impact sur la transformation et la disponibilité de ces nutriments est plus limité dans les conditions expérimentales de cette étude.

Les analyses physico-chimiques des fumiers à travers les différentes phases de l'étude montrent que les inoculants microbiens MOI et ME influencent la stabilisation de l'azote, du phosphore et des éléments minéraux dans la litière. Le MOI semble favoriser une meilleure rétention de l'azote sous forme organique, réduisant ainsi les pertes sous forme gazeuse, alors que ME présente une nitrification plus marquée. L'ajout de biochar a entraîné une perte d'azote sous forme gazeuse lorsqu'il était combiné à un inoculant, ce qui suggère une possible stimulation de la minéralisation et une volatilisation accrue de l'ammoniac.

Effet des inoculants sur le pH de la litière

Le traitement MOI a présenté une augmentation significative du pH, bien que la culture microbienne utilisée dans MOI soit riche en acide lactique. Ce résultat peut sembler paradoxal, mais plusieurs mécanismes microbiologiques et biochimiques peuvent expliquer cette élévation du pH.

Tout d'abord, le processus d'ammonification joue un rôle clé dans l'alcalinisation du milieu. Lors de la dégradation des composés azotés organiques, des ions NH_4^+ sont libérés. Ces derniers peuvent influencer l'alcalinité à travers l'équilibre suivant : $\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \rightleftharpoons \text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O}$

Dans cette réaction, la transformation de l'ammonium en ammoniaque (NH_3) entraîne la production ou la libération d'ions hydroxydes (OH^-), contribuant ainsi à une augmentation du pH. Ce phénomène est particulièrement marqué dans les milieux riches en matière organique, où l'activité microbienne favorise l'ammonification (Ladd & Jackson., 1982).

Ensuite, la production d'ammoniac (NH_3) dans la litière est un facteur supplémentaire d'augmentation du pH. Lorsque NH_4^+ est converti en NH_3 , ce dernier peut se dissocier dans la phase aqueuse et générer des ions hydroxydes (OH^-), ce qui accentue l'alcalinisation du milieu. La volatilisation de l'ammoniac contribue également à modifier l'équilibre acido-basique de la litière, favorisant un pH plus élevé.

Enfin, l'activité microbienne induite par MOI peut également jouer un rôle dans cette modification du pH. Certains microorganismes présents dans MOI, en métabolisant les substrats azotés, produisent des composés alcalinisants qui influencent le pH du milieu. De plus, l'intense activité enzymatique favorisée par les inoculants pourrait libérer des composés basiques qui neutralisent en partie l'acidité initiale de la culture MOI.

Ainsi, bien que MOI soit riche en acide lactique, les processus d'ammonification, de volatilisation de l'ammoniac et l'activité microbienne globale expliquent pourquoi son application a conduit à une augmentation du pH dans la litière. Ces résultats suggèrent que l'effet des inoculants microbiens sur le pH dépend d'un équilibre complexe entre l'acidification due aux métabolites microbiens et l'alcalinisation induite par la transformation de l'azote organique et l'activité enzymatique.

6. CONCLUSION

Dans ce partie les principales conclusions obtenues de ce projet de recherche sont présenté.

Lors des essais à l'échelle laboratoire, en se basant sur la technique de chambre ouverte pour déterminer les doses et l'ajout de biochar :

- Il a été observé que, pour le microorganisme efficace (ME), le traitement T-ME1:00 sans biochar a montré une tendance à la réduction des émissions par rapport aux autres traitements.
- En revanche, pour les microorganismes indigènes (MOI), le traitement T-MOI sans biochar a présenté des effets plus marqués sur la réduction des émissions comparativement aux autres traitements.
- L'application de biochar, cependant, a eu un effet contraire à celui attendu, augmentant les émissions. Notamment, la combinaison du biochar avec les inoculants MOI et ME a amplifié de manière significative les émissions de GES et d'ammoniac.

Lors des essais in vivo à l'échelle pilote :

- L'application journalière de l'inoculant MOI sur la litière a eu un effet significatif sur les émissions de gaz à effet de serre (GES) et d'ammoniac, avec une réduction de 16 % des émissions de CO₂, de 21 % des émissions de CH₄ et 29% des émissions de NH₃ par rapport au traitement Témoin.
- Une légère diminution des émissions de méthane a été observée dans le traitement T-ME par rapport au Témoin, bien que cette différence ne soit pas statistiquement significative.
- Les analyses de bioaérosol ont montré que l'application de l'inoculant MOI (T-MOI), ont présenté de valeurs plus faibles des bactéries totales, des moisissures (*Penicillium/Aspergillus*), des archées et d'*Escherichia coli*. Concernant l'analyse de *Penicillium/Aspergillus*, le traitement T-ME a présenté des valeurs plus élevées que les autres traitements tout au long de l'essai.
- Une réduction numérique dans les concentrations de particules fines en suspension dans l'air d'environ 30 % pour le T-ME et de 56 % pour le T-MOI a été observée par rapport au témoin.
- Le traitement T-MOI a montré l'intensité d'odeur la plus faible (875 ppm), tandis que le traitement T-ME a enregistré l'intensité la plus élevée (1219 ppm).
- Des changements ont été observés dans les analyses physico-chimiques des litières, avec des pourcentages plus élevés de matière organique (M.O.) et de carbone organique (C.O.) dans le traitement T-MOI par rapport au témoin. Ce traitement semble favoriser une accumulation accrue d'azote dans la litière, ce qui explique la réduction des émissions de NH₃ observée.
- Le T-MOI stimule également une accumulation globale de phosphore, dont une proportion significative est sous forme minérale. Cela pourrait améliorer la disponibilité du phosphore pour les plantes lors de l'épandage au champ.

Lors des essais exploratoires pour autres types d'élevage :

- L'application des inoculants MOI (utilisé dans le cadre du projet) et Inofer (microorganisme indigène fourni par le producteur) sur le fumier de poule n'a pas entraîné de variations significatives des émissions, les valeurs étant très similaires entre les traitements.
- Pour l'essai avec le lisier de porc, les résultats ont montré une réduction significative des émissions d'ammoniac de 16,21 % avec l'application de l'inoculant MOI, ainsi qu'une réduction numérique des émissions de CO₂, CH₄ et N₂O de 20,6 %, 17,2 % et 15,7 %, respectivement.

Concernant l'estimation du potentiel de réduction des émissions de GES :

- En comparant une ferme de finition type en régie biologique, avec une capacité moyenne de 1 500 porcs, avec et sans l'application de l'inoculant sur la litière, une réduction globale de 160,26 tonnes de CO₂e par an pourrait être obtenue grâce à l'application de l'inoculant, soit une diminution de 16,1 % des émissions annuelles, équivalant à 58 voitures.
- En 2021, un total de 51 fermes étaient en production porcine biologique. Si 50 % d'entre elles adoptaient cette biotechnologie, cela représenterait une réduction de 4 166,64 tonnes de CO₂e par an (soit l'équivalent de 1 516 voitures). Si 100 % des fermes adoptaient cette pratique, le potentiel de réduction atteindrait jusqu'à 8 173,02 tonnes de CO₂e par an (soit l'équivalent de 2 974 voitures).

En bref, ces résultats suggèrent que l'adoption de pratiques biotechnologiques, telles que l'application de microorganismes sur la litière, peut avoir des impacts environnementaux positifs en réduisant les émissions de GES et d'ammoniac. Au

Québec, on observe une forte croissance de l'adoption de pratiques biologiques dans la production porcine, ce qui souligne le potentiel important de cette approche à l'échelle provinciale. De plus, cette pratique ne se limite pas uniquement à la production porcine biologique. Selon les résultats, elle présente également un fort potentiel d'application dans d'autres types d'élevage, notamment la production porcine en gestion liquide.

7. RÉFÉRENCES

- Aarnink, A. J. A., Keen, A., Metz, J. H. M., Speelman, L., & Verstegen, M. W. A. (1995). Ammonia emission patterns during the growing periods of pigs housed on partially slatted floors. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 62(2), 105–116.
- ASTM. E544-18 Standard Practice for Referencing Suprathreshold Odor Intensity. (2018) doi:10.1520/E0544-18.
- Athukorala, A. S. N. (2021). Solubilization of micronutrients using indigenous microorganisms. *Microbial technology for sustainable environment*, 365-417.
- Awasthi, M. K., Duan, Y., Awasthi, S. K., Liu, T., & Zhang, Z. (2020). Effect of biochar and bacterial inoculum additions on cow dung composting. *Bioresource Technology*, 297, 122407.
- Baker, G.C, J.J. Smith, and D.A. Cowan. 2003. Review and re-analysis of domain-specific 16S primers. *J. Microbiol. Methods* 55:541–555.
- Bastami, M. S. B., Jones, D. L., & Chadwick, D. R. (2016). Reduction of methane emission during slurry storage by the addition of effective microorganisms and excessive carbon source from brewing sugar. *Journal of Environmental Quality*, 45(6), 2016–2022.
- Becker, C., Maurmann, I., Bernau, H. E. M. (2023) Dust measurements in pig fattening stables with an outdoor run and straw bedding, *Züchtungskunde*, 95, (3), 149–162, Eugen Ulmer KG,.,
- Blanes-Vidal, V., Hansen, M. N., Pedersen, S., & Rom, H. B. (2008). Emissions of ammonia, methane and nitrous oxide from pig houses and slurry: Effects of rooting material, animal activity and ventilation flow. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 124(3), 237–244. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.10.002>
- Boulestreau-Boulay, A.-L., Dubois, A., Guingand, N., Hassouna, M., Jégou, J.-Y., Lagadec, S., Ramonet, Y., & Robin, P. (2012). Elever des porcs sur litière Comprendre les fonctionnements, améliorer les résultats.
- Brassard, P., Godbout, S., Lévesque, V., Palacios, J. H., Raghavan, V., Ahmed, A., Hogue, R., Jeanne, T., & Verma, M. (2019). Biochar for soil amendment. In *Char and Carbon Materials Derived from Biomass* (pp. 109–146). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814893-8.00004-3>
- Brisson, G. , G. S. , L. S. , & M. G. (2009). La ferme porcine et son impact sur la qualité de vie des populations en milieu rural. *Revue systématique des écrits*. INSPQ: Institut national de santé publique du Québec.
- Bruun, E., Cross, A., Hammond, J., Nelissen, V., Rasse, D. P., & Hauggaard-Nielsen, H. (2016). Biochar carbon stability and effect on greenhouse gas emissions. In *Biochar in European soils and agriculture* (pp. 187–205). Routledge.
- Cabarau, J.-F., Philippe, F.-X., Laitat, M., Canart, B., Vandenheede, M., & Nicks, B. (2009). Gaseous emissions from weaned pigs raised on different floor systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 130(3–4), 86–92. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.11.016>
- Carew, R. (2010). Ammonia emissions from livestock industries in Canada: Feasibility of abatement strategies. *Environmental Pollution*, 158(8), 2618–2626. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.05.004>
- Comin, J. J., Loss, A., da Veiga, M., Guardini, R., Schmitt, D. E., de Oliveira, P. A. V., Belli Filho, P., da Rosa Couto, R. , Benedet, L., & Júnior, V. M. (2013). Physical properties and organic carbon content of a Typic Hapludult soil fertilised with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. *Soil Research*, 51(5), 459–470.

Conseil Canadien des ministres de l'environnement (CCME) (n.d.). L'air au Canada. Consulté le 25 février 2025.

<https://ccme.ca/fr/qualite-de-lair>

Costa, A., Borgonovo, F., & Guarino, M. (2013). PM10 and greenhouse gases yearly emission factors measured in four different pig weaning rooms. *Emissionsof Gasand Dust from Livestock*, 26.

Covali, P., Raave, H., Escuer-Gatius, J., Kaasik, A., Tõnutare, T., & Astover, A. (2021). The effect of untreated and acidified biochar on NH₃-n emissions from slurry digestate. *Sustainability*, 13(2), 837.

DONG, H., ZHU, Z., SHANG, B., KANG, G., ZHU, H., & XIN, H. (2007). Greenhouse gas emissions from swine barns of various production stages in suburban Beijing, China. *Atmospheric Environment*, 41(11), 2391–2399.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.11.005>

Doyle, N., Mbandlwa, P., Kelly, W. J., Attwood, G., Li, Y., Ross, R. P., ... & Leahy, S. (2019). Use of lactic acid bacteria to reduce methane production in ruminants, a critical review. *Frontiers in Microbiology*, 10, 2207.

DuPonte, M. W., & Fischer, D. (2012). The Natural Farming Concept: A new economical waste management system for small family swine farms in Hawai 'i. LM-23. University of Hawai 'i, College of Tropical Agriculture and Human Resources, Honolulu, HI.

Environnement et Changement climatique Canada. (2023). Rapport d'inventaire national 1990–2021 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada. Gouvernement du Canada. <https://publications.gc.ca>

Environnement et Changement climatique Canada. 2024. *Rapport d'inventaire national 1990–2022 : Sources et puits de gaz à effet de serre au Canada*. Disponible en ligne à : canada.ca/inventaire-ges.

FABQBIO- Agriculture Biologique Québec. Résumé des normes pour la production animale biologique, consulté le 24 février 2024, <https://www.fabqbio.ca/resume-des-normes-pour-la-production-animale-biologique/#:~:text=%C3%A0%20l'int%C3%A9rieur.-,Production%20porcine,site%20exploit%C3%A9%20par%20l'entreprise>.

Fatunbi, A. O., & Ncube, L. (2009). Activities of effective microorganism (EM) on the nutrient dynamics of different organic materials applied to soil. *American-Eurasian Journal of Agronomy*, 2(1), 26-35.

Flores, K. R., Fahrenholz, A., & Grimes, J. L. (2021). Effect of pellet quality and biochar litter amendment on male turkey performance. *Poultry Science*, 100(4), 101002.

Gallmann, E., Hartung, E., & Jungbluth, T. (2003). Long-term study regarding the emission rates of ammonia and greenhouse gases from different housing systems for fattening pigs—final results. *Proceedings of the International Symposium on Gaseous and Odour Emissions from Animal Production Facilities*. Horsens, Denmark, 122.

García-Gómez, H., Garrido, J. L., Vivanco, M. G., Lassaletta, L., Rábago, I., Àvila, A., Tsyro, S., Sánchez, G., González Ortiz, A., González-Fernández, I., & Alonso, R. (2014). Nitrogen deposition in Spain: Modeled patterns and threatened habitats within the Natura 2000 network. *Science of The Total Environment*, 485–486, 450–460. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.112>

GARLIPP, F., HESSEL, E., VAN DEN HURK, M., TIMMERMANN, M., VAN DEN WEGHE, H., 2010: The influence of a particle separation technology on the generation of airborne particles from different roughages and bedding materials used for horses. *Journal of Equine Veterinary Science* Vol. 30, No. 10, 545-559.

Gerlach, A., & Schmidt, H.-P. (2014). The use of biochar in cattle farming. *The Biochar Journal*.

Godbout, S. et al. Greenhouse Gas Emissions from Non-Cattle Confinement Buildings: Monitoring, Emission Factors and Mitigation. in *Greenhouse Gases – Emission, Measurement and Management* 101–126 (IntechOpen, Rijeka, 2012).

- Godbout, S., L. Hamelin, J. H. Palacios, F. Pelletier, S.P. Lemay et F. Pouliot. 2011. État de référence des émissions gazeuses et odorantes provenant des bâtiments porcins québécois. Rapport final. IRDA. 53 pages.
- Goudarzi, L., Kermanshahi, R. K., Moosavi-Nejad, Z., & Dalla, M. M. S. (2017). Evaluation of Antimicrobial Activity of Probiotic Lactobacillus Strains against Growth and Urease Activity of Proteus spp. *Journal of Medical Bacteriology*, 6(3-4), 31-43.
- Groenestein, C. M., & van Faassen, H. G. (1996). Volatilization of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide in deep-litter systems for fattening pigs. *Journal of Agricultural Engineering Research*, 65(4), 269–274.
- Guarino, M., Claudio, F., Navarotto, P., Valli, L., Mascatelli, G., Rossetti, M., & Mazzotta, V. (2003). Ammonia, methane and nitrous oxide emissions and particulate matter concentrations in two different buildings for fattening pigs. *Proceedings of the International Symposium on Gaseous and Odour Emissions from Animal Production Facilities*, 140–149.
- Guingand, N., & Rugani, A. (2012). Impact of the reduction of straw on ammonia, GHG and odors emitted by fattening pigs housed in a deep-litter system. 2012 IX International Livestock Environment Symposium (ILES IX), 3.
- Gupta, D. K., Gupta, C. K., Dubey, R., Fagodiya, R. K., Sharma, G., Noor Mohamed, M. B., Dev, R., & Shukla, A. K. (2020). Role of biochar in carbon sequestration and greenhouse gas mitigation. *Biochar Applications in Agriculture and Environment Management*, 141–165.
- H.-J. Bach, J. Tomanova, M. Schloter and J. C. Munch. Enumeration of total bacteria and bacteria with genes for proteolytic activity in pure cultures and in environmental samples by quantitative PCR mediated amplification. *Journal of Microbiological Methods*, Volume 49, Issue 3, May 2002, Pages 235-245
- Hamad, M. A., Hussein, S. A., Mahmoud, E. N., & Al-AAlim, A. M. (2020). The inhibitory role of effective microorganisms on the growth of pathogenic bacteria. *Iraqi Journal of Veterinary Sciences*, 34(1), 153–158. <https://doi.org/10.33899/ijvs.2019.125653.1123>
- Häni, C., Kupper, T., Jocher, M., Neftel, A., & Sintermann, J. (2012). Amendment of biochar to slurry: a possibility to mitigate ammonia emissions. *Emissionsof Gasand Dust from Livestock*, 126.
- Hassouna, M. et al. (2015) Mesurer les émissions gazeuses en élevage : gaz à effet de serre, ammoniac et oxydes d'azote.
- Hess, J. M. (2020). Role of lactic acid bacteria in impacting nutrient bioavailability. In *Lactic acid bacteria* (pp. 35-57). CRC Press.
- Hidalgo, D., Corona, F., & Martín-Marroquín, J. M. (2022). Manure biostabilization by effective microorganisms as a way to improve its agronomic value. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 12(10), 4649–4664.
- Higa, T., & Parr, J. F. (1994). Beneficial and effective microorganisms for a sustainable agriculture and environment (Vol. 1). International Nature Farming Research Center Atami.
- Ismael, M., Huang, M., & Zhong, Q. (2024). The Bacteriocins Produced by Lactic Acid Bacteria and the Promising Applications in Promoting Gastrointestinal Health. *Foods*, 13(23), 3887.
- Jeon Kyeongho, Song Minho, Lee Jihwan, Oh Hanjin, Song Dongcheol, Chang Seyeon, An Jaewoo, Cho Hyunah, Park Sehyun, Kim Hyeunbum, Cho Jinho. Effects of single and complex probiotics in growing-finishing pigs and swine compost. *J Anim Sci Technol* 2024;66(4):763-780. <https://doi.org/10.5187/jast.2023.e88>
- Joung-Soo, L., Cho, S.-B., Han, D.-W., Lee, S.-R., Hwang, O.-H., Kwag, J.-H., Khan, M. A., & Hak, Y. S. (2015). Removal of ammonia from swine manure by mixed microorganisms. *Korea Waste Resources Circ Soc*, 2015, 381–384.

- Kalembe, K., & Barbusiński, K. (2017). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and molasses. In E3S web of conferences (Vol. 22, p. 00075). EDP Sciences.
- Kalus, K., Koziel, J., & Opaliński, S. (2019). A Review of Biochar Properties and Their Utilization in Crop Agriculture and Livestock Production. *Applied Sciences*, 9(17), 3494. <https://doi.org/10.3390/app9173494>
- Kim, E., Kim, B.-U., Kim, H.C., Kim, S. (2021). Sensitivity of fine particulate matter concentrations in South Korea to regional ammonia emissions in Northeast Asia. *Environmental Pollution*, 273, 116428. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116428>
- Kim, K. Y., Jong Ko, H., Tae Kim, H., Shin Kim, Y., Man Roh, Y., Min Lee, C., & Nyon Kim, C. (2008). Quantification of ammonia and hydrogen sulfide emitted from pig buildings in Korea. *Journal of Environmental Management*, 88(2), 195–202. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.02.003>
- Kumar, B. L., & Gopal, D. V. R. S. (2015). Effective role of indigenous microorganisms for sustainable environment. *3 Biotech*, 5(6), 867–876. <https://doi.org/10.1007/s13205-015-0293-6>
- Ladd, J. N., & Jackson, R. B. (1982). Biochemistry of ammonification. *Nitrogen in agricultural soils*, 22, 173-228.
- Lagadec, S., Landrain, B., Landrain, P., Robin, P., & Hassouna, M. (2013). Ammonia and greenhouse gas emissions in pig fattening on slatted floor with excrement discharge by flat scraping. *Emissions of Gas and Dust from Livestock*, np.
- Les Éleveurs de porcs du Québec. (n.d.). Les marchés du porc. Retrieved April 20, 2024, from <https://www.leseleveursdeporcsduquebec.com/leconomie-du-porc/mise-en-marche/les-marches-du-porc/>
- Linhoss, J. E., Purswell, J. L., Street, J. T., & Rowland, M. R. (2019). Evaluation of biochar as a litter amendment for commercial broiler production. *Journal of Applied Poultry Research*, 28(4), 1089–1098.
- Liu, M., Liu, C., Liao, W., Xie, J., Zhang, X., & Gao, Z. (2021). Impact of biochar application on gas emissions from liquid pig manure storage. *Science of The Total Environment*, 771, 145454.
- Lyu, H., Zhang, H., Chu, M., Zhang, C., Tang, J., Chang, S. X., Mašek, O., & Ok, Y. S. (2022). Biochar affects greenhouse gas emissions in various environments: A critical review. *Land Degradation & Development*, 33(17), 3327–3342. <https://doi.org/10.1002/ldr.4405>
- Mackenzie, S. G., Leinonen, I., Ferguson, N., & Kyriazakis, I. (2015). Accounting for uncertainty in the quantification of the environmental impacts of Canadian pig farming systems¹. *Journal of Animal Science*, 93(6), 3130–3143. <https://doi.org/10.2527/jas.2014-8403>
- Mao, H., Lv, Z., Sun, H., Li, R., Zhai, B., Wang, Z., ... & Zhou, L. (2018). Improvement of biochar and bacterial powder addition on gaseous emission and bacterial community in pig manure compost. *Bioresource Technology*, 258, 195-202.
- Maurer, D. L., Koziel, J. A., Kalus, K., Andersen, D. S., & Opalinski, S. (2017). Pilot-scale testing of non-activated biochar for swine manure treatment and mitigation of ammonia, hydrogen sulfide, odorous volatile organic compounds (VOCs), and greenhouse gas emissions. *Sustainability*, 9(6), 929. gas emissions. Nitrous Oxide, and Hydrogen Sulphide, But Not Ammonia, Methane, or Total Greenhouse Gas Emissions.
- McGuiggan, H., Olave, R., & Reid, N. (2022). Biochar addition to stored slurry reduces carbon dioxide, nitrous oxide, and hydrogen sulphide, but not ammonia, methane, or total greenhouse
- Meiirkhanuly, Z., Koziel, J. A., Chen, B., Białowiec, A., Lee, M., Wi, J., ... & Bakshi, S. (2020). Mitigation of gaseous emissions from swine manure with the surficial application of biochars. *Atmosphere*, 11(11), 1179.
- Ministère de L'Agriculture, des P. et de l'Alimentation du Q. (2022). PORTRAIT-DIAGNOSTIC SECTORIEL DE L'INDUSTRIE PORCINE AU QUÉBEC.

- Moller et al. (2000) : Møller, H. B., Sommer, S. G., & Andersen, B. H. (2000). Nitrogen mass balance in deep litter during the pig fattening cycle and during composting. *The Journal of Agricultural Science*, 135(3), 287–296.
- Morris, B. E. L., Henneberger, R., Huber, H., & Moissl-Eichinger, C. (2013). Microbial syntrophy: interaction for the common good. *FEMS Microbiology Reviews*, 37(3), 384–406. <https://doi.org/10.1111/1574-6976.12019>
- Nag, R., Monahan, C., Whyte, P., Markey, B.K., O'Flaherty, V., Bolton, D., Fenton, O., Karl G. Richards, K.G., Cummins, E. (2021) Risk assessment of *Escherichia coli* in bioaerosols generated following land application of farmyard slurry. *Science of The Total Environment*, 791, 148189, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148189>.
- Ney, L., Franklin, D., Mahmud, K., Cabrera, M., Hancock, D., Habteselassie, M., ... & Dahal, S. (2020). Impact of inoculation with local effective microorganisms on soil nitrogen cycling and legume productivity using composted broiler litter. *Applied Soil Ecology*, 154, 103567.
- Ni, J. Q., Vinckier, C., Coenegrachts, J., & Hendriks, J. (1999). Effect of manure on ammonia emission from a fattening pig house with partly slatted floor. *Livestock Production Science*, 59(1), 25–31. [https://doi.org/10.1016/S0301-6226\(99\)00002-0](https://doi.org/10.1016/S0301-6226(99)00002-0)
- Ni, J. Q., Vinckier, C., Coenegrachts, J., & Hendriks, J. (1999a). Effect of manure on ammonia emission from a fattening pig house with partly slatted floor. *Livestock Production Science*, 59(1), 25–31. [https://doi.org/10.1016/S0301-6226\(99\)00002-0](https://doi.org/10.1016/S0301-6226(99)00002-0)
- Nicks, B., Laitat, M., Farnir, F., Vandenheede, M., Désiron, A., Verhaeghe, C., & Canart, B. (2004 a). Gaseous emissions from deep-litter pens with straw or sawdust for fattening pigs. *Animal Science*, 78(1), 99–107. <https://doi.org/DOI: 10.1017/S1357729800053881>
- Nicks, B., Laitat, M., Farnir, F., Vandenheede, M., Verhaeghe, C., & Canart, B. (2004 b). Gaseous emissions in the raising of weaned pigs on fully slatted floor or on straw-based deep litter. *Proceedings of the In-between Congress of the ISAH. Animal Production in Europe: The Way Forward in a Changing World. Saint-Malo, France*, 11–13.
- Nicks, B., Laitat, M., Vandenheede, M., Désiron, A., Verhaeghe, C., & Canart, B. (2003). Emissions of ammonia, nitrous oxide, methane, carbon dioxide and water vapor in the raising of weaned pigs on straw-based and sawdust-based deep litters. *Animal Research*, 52(3), 299–308. <https://doi.org/10.1051/animres:2003017>
- Nicks, B., Philippe, F.-X., Laitat, M., Farnir, F., Canart, B., & Vandenheede, M. (2005). Gaseous emissions in the raising of fattening pigs on fully slatted-floor or on straw-based deep litter. *ISAH 2005- Warsaw, Poland Vol 1*, 373-377.
- Nimmermark, S. A. (2007). Ammonia and odour from different surfaces in a house for fattening pigs. *Ammonia Emissions in Agriculture*, 140.
- Ninane, J., Lefevre, L., Hanut, B., Nicks, B., Desiron, A. (1999). *Les litières biomâîtrisées (SPW / EDIWALL, Ed.; Vol. 1). Direction générale de l'Agriculture.*
- O'Neill, D.H., Phillips, V.R. (1992). A Review of the Control of Odour Nuisance from Livestock Buildings: Part 3, Properties of the Odorous Substances which have been Identified in Livestock Wastes or in the Air around them. *J. Agric. Eng. Res.*, 53 (1992), p. 23
- Philippe, F. X., Canart, B., Laitat, M., Wavreille, J., Vandenheede, M., Bartiaux-Thill, N., Nicks, B., & Cabaraux, J. F. (2009). Gaseous emissions from group-housed gestating sows kept on deep litter and offered an ad libitum high-fibre diet. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 132(1–2), 66–73. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.02.016>
- Philippe, F. X., Laitat, M., Wavreille, J., Nicks, B., & Cabaraux, J. F. (2016). Floor slot openings impact ammonia and greenhouse gas emissions associated with group-housed gestating sows. *Animal*, 10(12), 2027–2033. <https://doi.org/10.1017/S1751731116000938>

- Philippe, F.-X., Laitat, M., Canart, B., Vandenheede, M., & Nicks, B. (2007). Gaseous emissions during the fattening of pigs kept either on fully slatted floors or on straw flow. *Animal*, 1(10), 1515–1523. <https://doi.org/10.1017/S1751731107000845>
- Philippe, F.-X., Laitat, M., Wavreille, J., Bartiaux-Thill, N., Nicks, B., & Cabaraux, J.-F. (2011). Ammonia and greenhouse gas emission from group-housed gestating sows depends on floor type. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 140(3–4), 498–505.
- Pigeon, S. (2001). TECHNIQUE D'ÉLEVAGE DU PORC SUR LITIÈRE MINCE.
- Pouliot, F., N. P. Y. R. . R. F. C. K. (2006). État actuel des systèmes d'élevage sur litière et leur perspective de développement.
- Rahman, S.-, Siddique, M., Hussain, T., Hussain, S., & Ansar, M. (1998). An in vitro Antibacterial Activity of Different Effective Microorganism Cultures Against Pathogenic Species. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 2(1), 214–216. <https://doi.org/10.3923/pjbs.1999.214.216>
- Raman, J., Kim, J. S., Choi, K. R., Eun, H., Yang, D., Ko, Y. J., & Kim, S. J. (2022). Application of lactic acid bacteria (LAB) in sustainable agriculture: advantages and limitations. *International Journal of Molecular Sciences*, 23(14), 7784.
- Reysenbach, A.-L. and N.R. Pace. 1995. *Archaea: a laboratory manual—thermophiles*. Cold Spring Harbor Laboratory Press, New York, NY.
- Rezaee P, Kermanshahi RK, Falsafi T. Antibacterial activity of lactobacilli probiotics on clinical strains of *Helicobacter pylori*. *Iran J Basic Med Sci*. 2019 Oct;22(10):1118-1124. doi: 10.22038/ijbms.2019.33321.7953. PMID: 31998451; PMCID: PMC6885385.
- Ritz, C. W., Tasistro, A. S., Kissel, D. E., & Fairchild, B. D. (2011). Evaluation of surface-applied char on the reduction of ammonia volatilization from broiler litter. *Journal of Applied Poultry Research*, 20(2), 240–245.
- Safwat, S. M., & Rozaik, E. (2018). Growth inhibition of various pathogenic microorganisms using effective microorganisms (EM). *Inter J Res Eng*, 4(12), 283–286.
- Santé Canada (2012). Document de conseils sur les particules fines (pm2.5) dans l'air intérieur résidentiel, 1-3. <https://www.canada.ca/content/dam/canada/health-canada/migration/healthy-canadians/publications/healthy-living-vie-saine/fine-particulate-particule-fine/alt/fine-particulate-particule-fine-fra.pdf>
- Satyaprakash, M., Nikitha, T., Reddi, E. U. B., Sadhana, B., & Vani, S. S. (2017). Phosphorous and phosphate solubilising bacteria and their role in plant nutrition. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 6(4), 2133-2144.
- Sha, Z., Li, Q., Lv, T., Misselbrook, T., & Liu, X. (2019). Response of ammonia volatilization to biochar addition: A meta-analysis. *Science of The Total Environment*, 655, 1387–1396. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.316>
- Simpson, G. L. (2018). Modelling Palaeoecological Time Series Using Generalised Additive Models. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6, 149. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00149>
- SINGH, R., & NYE, P. H. (1984). The effect of soil pH and high urea concentrations on urease activity in soil. *Journal of Soil Science*, 35(4), 519–527. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1984.tb00609.x>
- Sobhi, M., Zakaria, E., Zhu, F., Liu, W., Aboagye, D., Hu, X., ... & Huo, S. (2023). Advanced microbial protein technologies are promising for supporting global food-feed supply chains with positive environmental impacts. *Science of the Total Environment*, 894, 165044.

SOMMER, S. G., & MØLLER, H. B. (2000). Emission of greenhouse gases during composting of deep litter from pig production – effect of straw content. *The Journal of Agricultural Science*, 134(3), 327–335.

<https://doi.org/10.1017/S0021859699007625>

Statistique Canada. (n.d.). Exportations de viande rouge par mois - cumul annuel-. Statistique Canada. Retrieved April 20, 2024, from <https://agriculture.canada.ca/fr/secteur/production-animale/information-marche-viandes-rouges/commerce-international/exportations-viande-rouge-mois>

Thelosen, J. G. M., Heitlager, B. P., & Voermans, J. A. M. (1993). Nitrogen balances of two deep litter systems for finishing pigs.

Turbí, M.A. T.; Gómez-Garrido, M.; El bied, O.; Cuevas Bencosme, J.G.; Cano, Á.F. (2024) Preliminary Results on the Use of Straw Cover and Effective Microorganisms for Mitigating GHG and Ammonia Emissions in Pig Slurry Storage Systems. *Agriculture*, 14, 1788. <https://doi.org/10.3390/agriculture14101788>

U.S. Department of agriculture. (n.d.). Pork | USDA Foreign Agricultural Service. Retrieved February 27, 2024, from <https://fas.usda.gov/data/production/commodity/0113000>

U.S. Environmental Protection Agency. (n.d.). Overview of greenhouse gases. U.S. EPA. Retrieved [2024], from <https://www.epa.gov/ghgemissions/overview-greenhouse-gases>

Van der Stelt, B., Temminghoff, E. J. M., Van Vliet, P. C. J., & Van Riemsdijk, W. H. (2007). Volatilization of ammonia from manure as affected by manure additives, temperature and mixing. *Bioresource Technology*, 98(18), 3449–3455. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.11.004>

van Ransbeeck, N., van Langenhove, H., & Demeyer, P. (2013). Indoor concentrations and emissions factors of particulate matter, ammonia and greenhouse gases for pig fattening facilities. *Biosystems Engineering*, 116(4), 518–528. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2013.10.010>

Walker DI, McQuillan J, Taiwo M, Parks R, Stenton CA, Morgan H, Mowlem MC, Lees DN. A highly specific *Escherichia coli* qPCR and its comparison with existing methods for environmental waters. *Water Res.* 2017 Dec 1;126:101-110

Wang, K., Wei, B., Zhu, S., & Ye, Z. (2011). Ammonia and odour emitted from deep litter and fully slatted floor systems for growing-finishing pigs. *Biosystems Engineering*, 109(3), 203–210.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2011.04.001>

White, C., Sayer, J. A., & Gadd, G. M. (1997). Microbial solubilization and immobilization of toxic metals: key biogeochemical processes for treatment of contamination. *FEMS microbiology reviews*, 20(3-4), 503-516.

Wood, S. N. (2011). Fast Stable Restricted Maximum Likelihood and Marginal Likelihood Estimation of Semiparametric Generalized Linear Models, *Journal of the Royal Statistical Society Series B: Statistical Methodology*, Volume 73, Issue 1, Pages 3–36, <https://doi.org/10.1111/j.1467-9868.2010.00749.x>

Wood, S.N. (2017). *Generalized Additive Models: An Introduction with R*, Second Edition (2nd ed.). Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/9781315370279>

Wyer, K. E., Kelleghan, D. B., Blanes-Vidal, V., Schauburger, G., & Curran, T. P. (2022). Ammonia emissions from agriculture and their contribution to fine particulate matter: A review of implications for human health. *Journal of Environmental Management*, 323, 116285. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116285>

Yadav, S., Bharti, P. K., Chandradas, C., Gaur, G. K., Abhishek, A., Singh, M., & Somagond, A. (2020). Aerobic composting of pig excreta as a model for inoculated deep litter system in sty using Indigenous Microorganisms (IMOs). *The Indian Journal of Animal Sciences*, 90(12), 1649–1654.

Yang, X., Lee, J., Zhang, Y., Wang, X., & Yang, L. (2015). Concentration, size, and density of total suspended particulates at the air exhaust of concentrated animal feeding operations. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 65(8), 903–911.

Zhang, L., Sheng, J., Zhang, Y., Chen, L., Sun, G., & Zheng, J. (2016). Ammonia and greenhouse gas emissions from different types of deep litter used for pig rearing. *Livestock Science*, 188, 166–173.