

La majorité des émissions de méthane provenant des chaînes d'approvisionnement des usines de biogaz européennes pourraient être éliminées sans coût net.

<https://www.nature.com/articles/s44458-026-00065-3>

Résumé

Le biogaz, et sa forme purifiée – le biométhane –, offre un potentiel énergétique bas carbone considérable, mais les incertitudes liées aux émissions de méthane pourraient compromettre cet avantage.

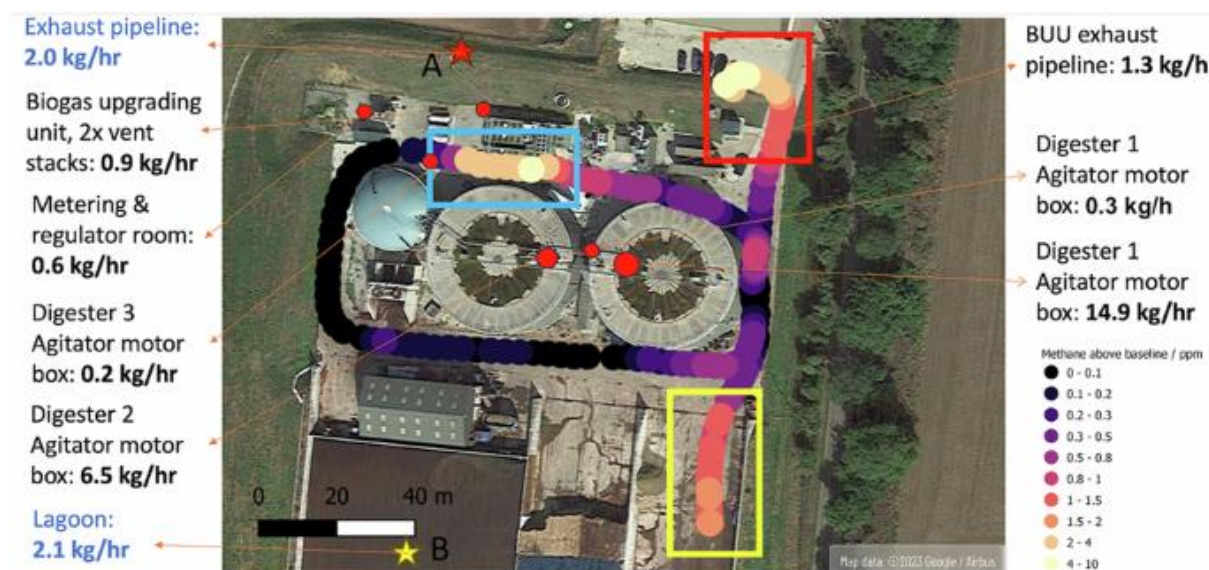
Cette étude s'attaque à cette incertitude grâce à une enquête sur les émissions menée selon une méthodologie mixte dans trois pays européens, combinée à une évaluation environnementale, une analyse des mesures d'atténuation et une comparaison des politiques régionales.

Nos résultats révèlent que les émissions de méthane issues de la production de biogaz s'élèvent en moyenne à 14,4 kg/h par site (5,4 % du méthane produit), avec des valeurs variant de 1,3 à 57 kg/h (2 % à 21,7 %).

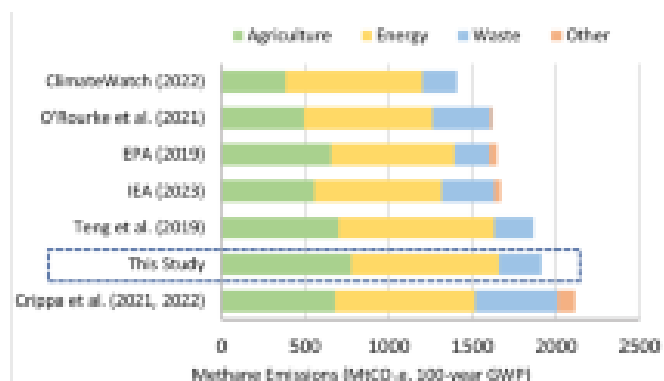
Ces valeurs dépassent les estimations précédentes, pourtant 59 % des émissions pourraient être éliminées sans coût net.

En considérant l'ensemble des émissions de la chaîne d'approvisionnement, le méthane apparaît comme le principal gaz à effet de serre, représentant respectivement 47 % (18-93 %) et 60 % (34-94 %) des émissions totales sur des horizons temporels de 100 et 20 ans.

Nous plaçons pour une révision des politiques européennes et nationales afin de mieux prendre en compte la contribution du méthane et d'améliorer la surveillance des émissions, en soulignant la nécessité d'interventions politiques intégrant les progrès récents en matière de mesure du méthane et des stratégies d'atténuation rentables.



Le texte alternatif de cette image a peut-être été généré à l'aide d'une IA.



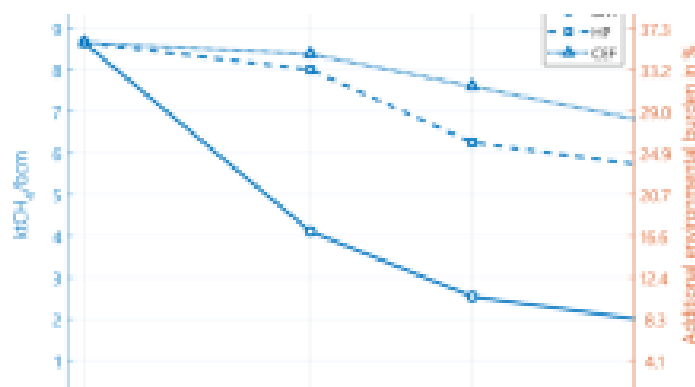
[Évaluation du potentiel, des coûts et des incertitudes liés à la réduction des émissions de méthane en Chine à l'horizon 2060](#)

Article en accès libre 8 novembre 2024



[Seuil de fuite de méthane pour des bénéfices climatiques nets de la valorisation du biogaz issu des eaux usées](#)

Article en accès libre 27 avril 2026



[L'impact des fuites de méthane sur le rôle du gaz naturel dans la transition énergétique européenne](#)

Article en accès libre 16 septembre 2023

Introduction

En 2024, la production mondiale de biogaz et de biométhane devrait atteindre près de 50 milliards de mètres cubes équivalent gaz naturel (GmE) ^{1,2}. Le biogaz est principalement composé de méthane et de dioxyde de carbone (CO₂) et est produit par la décomposition de la matière organique lors

du processus de digestion anaérobie. Le biogaz et sa forme purifiée, le biométhane, présentent tous deux plusieurs avantages en tant que sources d'énergie renouvelables.

La technologie est mature, largement compatible avec les infrastructures gazières existantes et ses coûts de production sont inférieurs à ceux d'autres alternatives bas carbone telles que l'hydrogène bleu ou vert.

Si le biogaz a traditionnellement été utilisé pour la production de chaleur et d'électricité, le biométhane est de plus en plus déployé dans des secteurs difficiles à décarboner comme les transports, le chauffage résidentiel et l'industrie.

De plus, la conversion des biodéchets, des résidus agricoles et du fumier en biogaz peut réduire les émissions de méthane provenant des secteurs des déchets et de l'élevage³, un avantage généralement pris en compte dans les modèles d'atténuation des émissions de méthane^{4,5,6}.

La crise énergétique de 2021 et les préoccupations liées à la sécurité énergétique ont renforcé le soutien politique au biométhane dans les régions dépendantes des importations de gaz, notamment en Europe.

La Commission européenne a proposé un objectif non contraignant de production de 35 milliards de mètres cubes (Gmc) de biométhane par an d'ici 2030⁷ – soit une multiplication par plus de dix – pour un coût estimé à 37 milliards d'euros⁸.

Le biogaz et le biométhane durables ont également été reconnus comme technologies stratégiques à zéro émission nette en vertu de la loi européenne sur les industries à zéro émission nette⁹.

Ces évolutions ont suscité un débat sur les avantages et les inconvénients du biogaz et, de plus en plus, du développement du biométhane.

Parmi les principales préoccupations figurent la disponibilité et le transport de matières premières durables, le risque de dépendance au gaz fossile lié aux investissements dans les infrastructures¹⁰ et le risque d'actifs échoués¹¹. L'acceptation du public et les impacts locaux méritent également d'être pris en compte en raison de la nature décentralisée de la production¹².

De manière cruciale, des études récentes indiquent que les émissions de méthane provenant des chaînes d'approvisionnement en biogaz pourraient être sous-estimées, ce qui soulève des questions quant à leur véritable impact climatique¹³.

Dans ce contexte, une question essentielle se pose : la production de biogaz et de biométhane atténue-t-elle ou aggrave-t-elle les émissions de méthane ? Pour y répondre, il est nécessaire de mesurer précisément ces émissions, plutôt que de se fier à des facteurs d'émission (FE) estimés.

Deux principales approches de mesure existent.

Les méthodes descendantes (TD) déduisent les émissions locales à partir des concentrations atmosphériques de méthane, mais sont sensibles aux conditions météorologiques et aux hypothèses de modélisation.

Les méthodes ascendantes (BU) quantifient les émissions de chaque source, mais sont gourmandes en ressources et peuvent ne pas prendre en compte les émissions intermittentes ou non caractérisées¹⁴.

L'intégration de ces deux approches offre une vision plus complète, à condition toutefois de bien comprendre leurs limites respectives¹⁵.

Malgré les progrès réalisés dans les technologies de détection et de quantification du méthane et l'augmentation des investissements des entreprises pétrolières et gazières pour diversifier leurs portefeuilles d'énergies renouvelables – notamment le biométhane –, la compréhension des émissions de méthane liées à la production de biogaz demeure bien plus limitée que pour le secteur des gaz fossiles ^{16,17,18} .

La plupart des études évaluées par des pairs se sont concentrées sur deux pays européens seulement – le Danemark ^{19,20,21,22,23} et l'Allemagne ^{24,25,26,27} – sans qu'aucune mesure à la source n'ait été effectuée à ce jour dans des régions à fort potentiel de production comme le Royaume - Uni et la Pologne.

Les données relatives aux composants , pour différents types d'installations, matières premières et technologies, sont rares, et aucune étude n'a , à ce jour, évalué de manière systématique le potentiel d'atténuation, les coûts associés ou les instruments politiques pertinents.

Cette étude comble ces lacunes en quantifiant les émissions de méthane et en identifiant des options d'atténuation rentables pour 31 installations de biogaz en Allemagne, en Pologne et au Royaume-Uni.

Nous intégrons des mesures d'émissions de méthane à la source et au niveau du site avec des données de procédés auxiliaires afin d'identifier les principales sources d'émissions, d'évaluer leur impact climatique et d'étudier des stratégies de réduction envisageables.

Nos résultats montrent que les émissions de méthane sont supérieures aux estimations précédentes, mais que 59 % de ces émissions pourraient être éliminées sans coût net, la part des stratégies d'atténuation rentables étant fortement dépendante du site et du pays.

Lorsque les émissions de l'ensemble de la chaîne d'approvisionnement sont prises en compte, le méthane représente le principal gaz à effet de serre (GES), contribuant en moyenne à 47 % (17–93 %) du total des GES à un PRG100. Nous recommandons de mettre à jour les politiques européennes et nationales afin de refléter le rôle du méthane dans l'empreinte carbone du biogaz et d'intégrer les progrès récents en matière de surveillance et d'atténuation du méthane, afin d'éviter des augmentations involontaires des émissions à mesure que la production de biogaz et de biométhane se développe.

Résultats et discussion

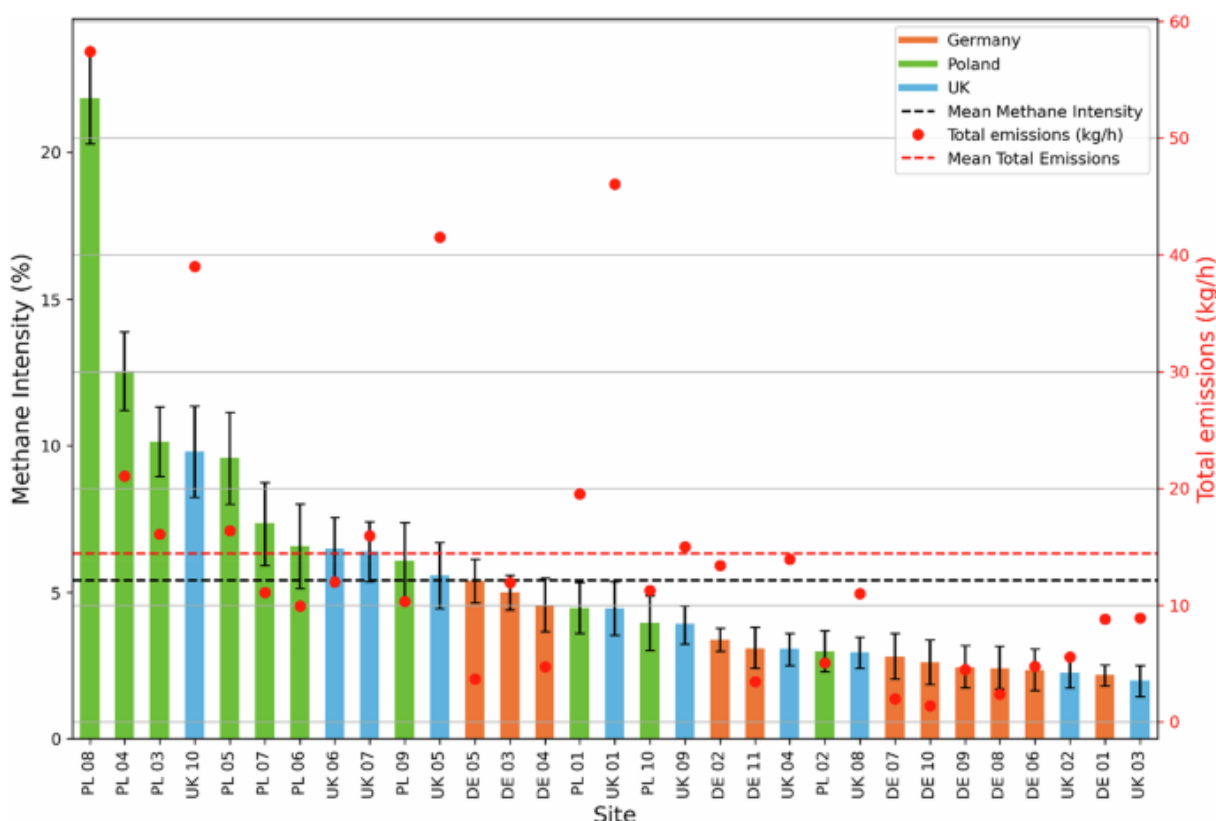
Résultats de l'enquête sur les émissions

D'après les mesures effectuées à la source, les émissions moyennes de méthane sur les 31 sites étaient de 14,4 kg/h (5e et 95e percentiles : 1,9 et 47 kg/h), tandis que l'intensité moyenne des émissions de méthane (rapport entre le volume de méthane émis et le volume total de méthane produit) était de 5,4 % (5e et 95e percentiles : 1,9 et 12,5 %), avec une forte variabilité selon les pays et les sites (Fig. [1](#)).

Les installations allemandes présentaient le taux d'émission le plus faible, avec une moyenne de 5,5 kg/h (1,4 et 13,3 kg/h), suivies des installations polonaises à 17,8 kg/h (5,0 et 57,3 kg/h) et britanniques à 20,9 kg/h (5,5 et 47,8 kg/h).

De même, les sites allemands présentaient l'intensité de méthane la plus faible avec une moyenne de 3,1 % (1,8 %, 5,3 %), suivis par le Royaume-Uni 4,6 % (1,9 %, 9,6 %) et la Pologne 8,4 % (3 %, 22,1 %).

Fig. 1 : Émissions annuelles totales au niveau de la source (kg/h) et intensité du méthane (%) de 31 sites étudiés.



Le texte alternatif de cette image a peut-être été généré à l'aide d'une IA.

Mesures effectuées en Allemagne (DE), en Pologne (PL) et au Royaume-Uni (UK).

Trois des sites (UK-05, UK-07 et PL-08) ont connu des conditions de fonctionnement anormales.

Ces conditions anormales correspondent à des situations où les opérations quotidiennes sont perturbées par des problèmes identifiés par les exploitants, comme un rejet de biométhane du réseau de gaz, un digesteur hors service pour réparation ou un moteur de cogénération (production combinée de chaleur et d'électricité) à l'arrêt.

Ces sites ont affiché des émissions supérieures à la moyenne, se classant respectivement 1er, 9e et 11e en termes d'intensité d'émission.

Ces conditions anormales ont considérablement affecté les émissions totales, soulignant que de tels événements peuvent ne pas être détectés par les inventaires annuels d'émissions sans une surveillance fréquente.

Les sites présentant les plus faibles émissions utilisaient généralement des systèmes de stockage étanches aux gaz pour le digestat, ce qui réduisait considérablement les émissions provenant des lagunes et du stockage du digestat.

Cette pratique était encouragée par certains dispositifs de soutien nationaux. De plus, les sites utilisant des cultures énergétiques comme matière première ne disposaient pas d'installations de prétraitement, telles que des cuves de mélange ou des pasteurisateurs, présentes sur les sites utilisant des déchets alimentaires, et présentaient donc probablement des émissions plus faibles.

Certains choix de conception, comme l'utilisation de toitures de digesteurs en dalles de béton plutôt qu'en dômes à membrane, ainsi que certains types de systèmes d'alimentation, étaient également associés à des émissions plus élevées.

Par conséquent, se fier uniquement à des comparaisons directes d'émissions, sans tenir compte du contexte spécifique à chaque site, ne donne qu'une image partielle de la performance en matière d'émissions.

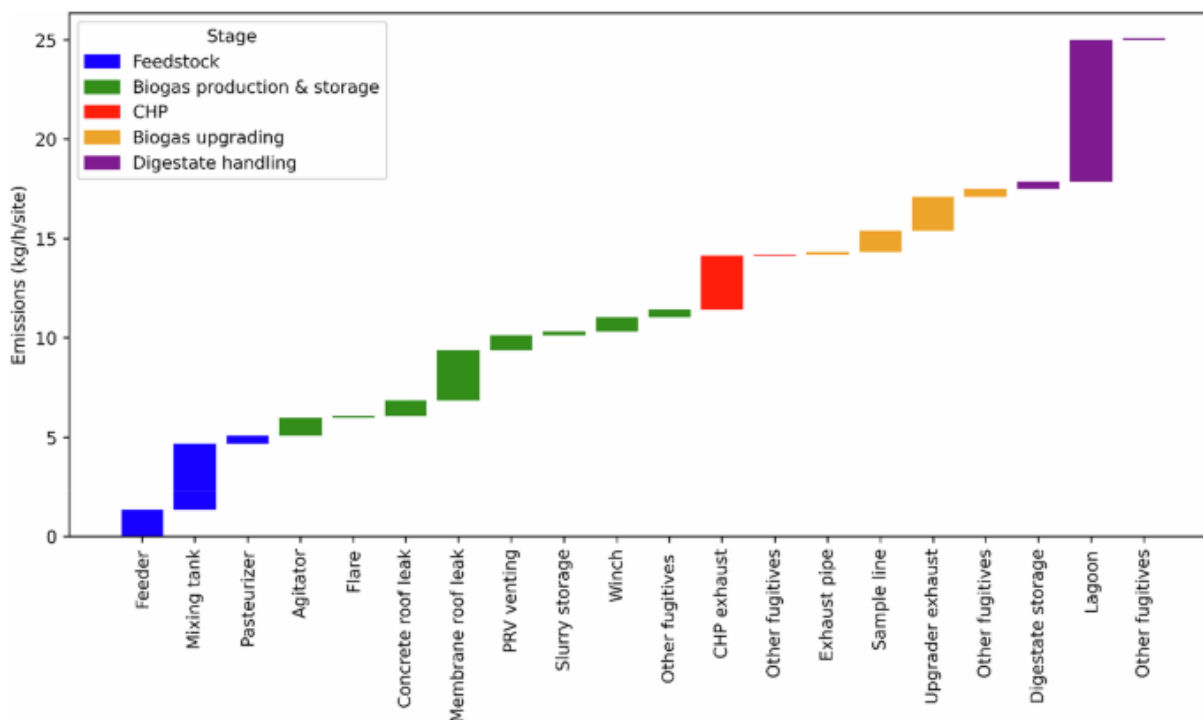
Les émissions des sites les plus polluants provenaient principalement de grandes sources, 2 % d'entre elles (7 sources au total) étant responsables de 20 % des émissions totales de l'ensemble des sites. Plus de 50 % du biogaz produit présente une intensité de méthane inférieure à 5 % (Fig. [SI-4](#)).

Cependant, en raison de la forte dispersion des données, les 10 % du biogaz produit ayant l'intensité de méthane la plus élevée dépassent 10 %. Ces grandes sources d'émissions faussent les résultats et contribuent à des émissions élevées sur certains sites. Cibler ces sources, à savoir les lagunes, les fuites de toiture, les événements et les conduits d'évacuation, permettrait de réduire considérablement les émissions totales.

L'évaluation des émissions de méthane aux différentes étapes de la production de biogaz (matière première, production et stockage, cogénération, épuration, traitement du digestat) révèle que les émissions les plus importantes proviennent de la production et du stockage du biogaz (multiples sources de petite taille) et de son utilisation dans une unité de cogénération (source continue).

Le stockage non étanche du digestat, par exemple les lagunes, les fuites de méthane issues des gaz d'échappement de la cogénération et les cuves de mélange constituent les principales sources d'émissions (Fig. [2](#)).

Fig. 2 : Principales sources d'émissions divisées en cinq étapes de production de biogaz.



Le texte alternatif de cette image a peut-être été généré à l'aide d'une IA.

La figure illustre la contribution moyenne de chaque composant à l'étape du processus où il a été observé. Les émissions totales par site peuvent paraître plus élevées que prévu, car la figure représente un site incluant toutes les sources d'émission.

Afin d'évaluer si des variables spécifiques à chaque site étaient corrélées aux émissions, une analyse de régression a été menée sur l'influence de l'âge de l'installation, de la matière première et de la taille de l'installation. Il a été constaté

qu'aucune de ces variables n'était statistiquement significative au seuil de 5 %. Cependant, il convient de noter que la taille de l'échantillon est réduite et que de nombreux autres facteurs, tels que la maintenance et la conception, peuvent affecter les émissions d'un site à l'autre. Les diagrammes en boîte des émissions par site, ventilés par pays et par matière première, sont également présentés dans les informations supplémentaires (figures [SI-5](#) et [SI-6](#)).

Dans les installations de biogaz, les sources d'émissions potentielles sont très diverses, allant des petites sources ponctuelles, comme les fuites ou les joints défectueux, aux grandes sources diffuses, telles que les lagunes ou les bassins de stockage de lisier à ciel ouvert.

Les équipements de mesure utilisés présentaient des atouts mieux adaptés à certains types de sources. Par exemple, la caméra QOGI (Quantitative Optical Gas Imaging) était idéale pour mesurer les émissions provenant des événements ou des fuites de toiture difficiles d'accès. L'échantillonneur Hi-Flow était quant à lui parfaitement adapté aux joints défectueux situés dans des endroits accessibles. Les relevés mobiles ont permis de mesurer les sources plus diffuses.

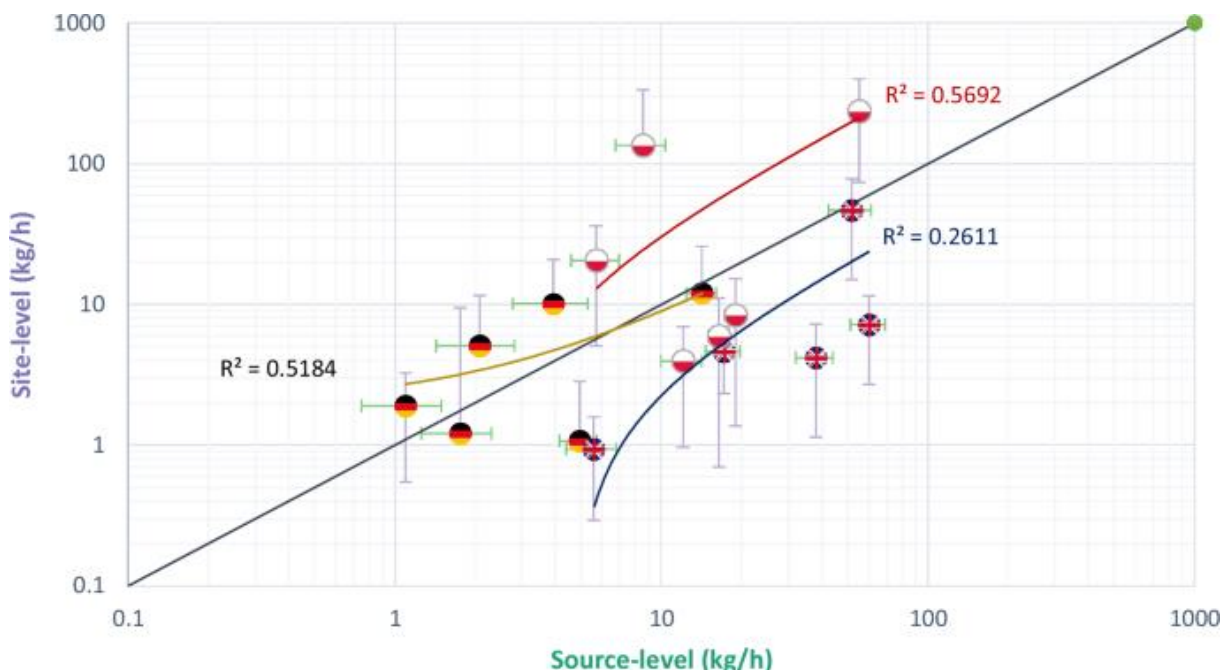
Ainsi, une combinaison d'équipements était nécessaire pour quantifier précisément chaque type de source d'émissions dans une installation de biogaz. Réconciliation des estimations au niveau de la source et du site

Ensuite, les estimations au niveau de la source ont été comparées aux mesures au niveau du site pour 17 des 31 sites étudiés (55 %), dont 10 mesures simultanées (59 %) et 7 non simultanées (41 %) (figures [SI-7](#) et [8](#)).

Quatorze sites n'ont été mesurés qu'au niveau de la source et sont exclus de cette analyse. Nous avons constaté que les estimations au niveau de la source et au niveau du site concordent, dans les limites d'incertitude, pour 6 sites (35 %) étudiés par les deux équipes (figure [3](#)).

Lorsque les estimations ne concordaient pas, les estimations au niveau de la source étaient plus fréquemment supérieures (8 sites) à celles au niveau du site (3 sites).

Fig. 3 : Comparaison des émissions site à site des estimations au niveau du site (axe y) et au niveau de la source (axe x) pour 17 sites étudiés par les deux équipes.



Le texte alternatif de cette image a peut-être été généré à l'aide d'une IA.

Les barres d'erreur représentent les 5e et 95e percentiles.

Les écarts identifiés entre les estimations peuvent être expliqués par :

- (a) des variations à court terme des taux d'émission (variabilité temporelle), par exemple des mesures prises dans différentes conditions de fonctionnement provoquant des sources intermittentes, par exemple la ventilation de la soupape de décharge de pression (PRV) (UK-05 et UK-07), des sources atténuées (DE-05),
- (b) une sous-estimation des mesures au niveau du site en raison du risque de manquer des sources élevées telles que les digesteurs et les toits des post-digesteurs, ainsi que la topographie complexe, l'accès routier limité, les conditions météorologiques, par exemple la vitesse du vent changeante (UK-02, UK-10, PL-03, PL-04, PL-05) ; et
- (c) la sous-estimation des mesures au niveau de la source due à : des sources manquées, des limitations de l'équipement de mesure au niveau de la source, par exemple QOGI et l'échantillonneur Hi-Flow ne sont pas adaptés à la quantification des émissions diffuses provenant des lagunes (les EF utilisés au lieu de mesures directes sous-estiment probablement ces sources d'émission) ou des incertitudes de mesure élevées associées à la quantification QOGI à une distance considérable de la source d'émission, par exemple des émissions élevées provenant des systèmes d'alimentation (PL-07, PL-08).

Les données auxiliaires recueillies lors des mesures ont renforcé notre confiance dans certaines explications.

Dans trois cas (UK-05, UK-07, PL-08), les mesures à la source ont été effectuées dans des conditions de fonctionnement anormales, ce qui a entraîné la présence de plusieurs sources d'émissions intermittentes non détectées par les mesures au niveau du site réalisées un autre jour.

Cependant, d'autres explications (UK-02, UK-10, PL-03, PL-04, PL-05, PL-07), se référant principalement à des situations où les estimations au niveau du site étaient inférieures à celles au niveau de la source, sont plus spéculatives. Par ailleurs, une analyse de sensibilité basée sur l'optimisation a été menée afin d'évaluer l'existence d'éventuels biais systématiques dans les facteurs d'émission et les hypothèses (section [2.2](#) des informations supplémentaires).

Les résultats indiquent qu'il est peu probable qu'il existe un biais significatif dans les hypothèses. Toutefois, la taille limitée de l'échantillon peut restreindre la robustesse de ces conclusions.

Les raisons pouvant expliquer une sous-estimation potentielle des mesures sous le vent, combinées à la modélisation d'un panache gaussien, pourraient être dues à des émissions réfléchies en dessous ou émises au-dessus de la couche limite, par exemple des sources élevées avec des vitesses verticales initiales importantes de méthane provenant des cheminées d'échappement, la flottabilité du panache ou l'incertitude quant à la localisation réelle de la source d'émission dans les hypothèses de modélisation [28,29,30](#) .

La meilleure concordance entre les estimations au niveau de la source et au niveau du site pour l'Allemagne et la Pologne, et la plus faible concordance pour les sites britanniques, suggère que les différences d'approche des équipes sur le terrain, utilisant la même méthode, pourraient également influencer les résultats.

Ceci soulève la question de savoir comment notre approche pourrait être affinée afin d'améliorer la fiabilité des émissions rapportées.

Pour améliorer nos estimations instantanées, une approche possible consisterait à réaliser des mesures répétées et simultanées à la source et au niveau du site, en

intégrant une boucle de rétroaction entre les relevés afin d'identifier les principales sources d'émission.

Ceci permettrait des mesures ciblées pour garantir la prise en compte exhaustive de toutes les sources et permettre l'étude de leur variabilité. À cette fin, un protocole standardisé pourrait être utilisé, incluant une méthode de dispersion de gaz traceur au niveau du site, ainsi qu'un contrôle qualité rigoureux, par exemple des tests de rejet pour vérifier ou améliorer les méthodes.

De plus, les mesures simultanées des émissions de CO₂ pourraient servir de traceur pour la quantification des gaz d'échappement des unités de cogénération. Une autre façon d'optimiser notre approche serait d'expérimenter d'autres méthodes au niveau de la source, par exemple la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) pour mesurer en continu les principales sources d'émission telles que les gaz d'échappement des unités de cogénération/unités de traitement des gaz d'échappement (TUGE), en remplacement des calculs d'ingénierie.

Ces recommandations mettent en lumière les difficultés liées à la mesure de certaines sources d'émissions typiques des installations de biogaz, telles que les émissions diffuses provenant des lagunes et des réservoirs de mélange, les émissions élevées provenant des réservoirs ou des gaz d'échappement des centrales de cogénération, les émissions intermittentes provenant de la ventilation des soupapes de sûreté et la complémentarité des méthodes de mesure au niveau de la source et au niveau du site.

Comparaison avec les études existantes

Pour replacer ces estimations dans un contexte plus large, les estimations au niveau de la source ont été comparées aux données publiées concernant les émissions de méthane provenant des installations agricoles et de traitement des déchets, à l'exclusion des unités de méthanisation issues du traitement des eaux usées (analyse détaillée des stations d'épuration dans la figure [SI-9](#)).

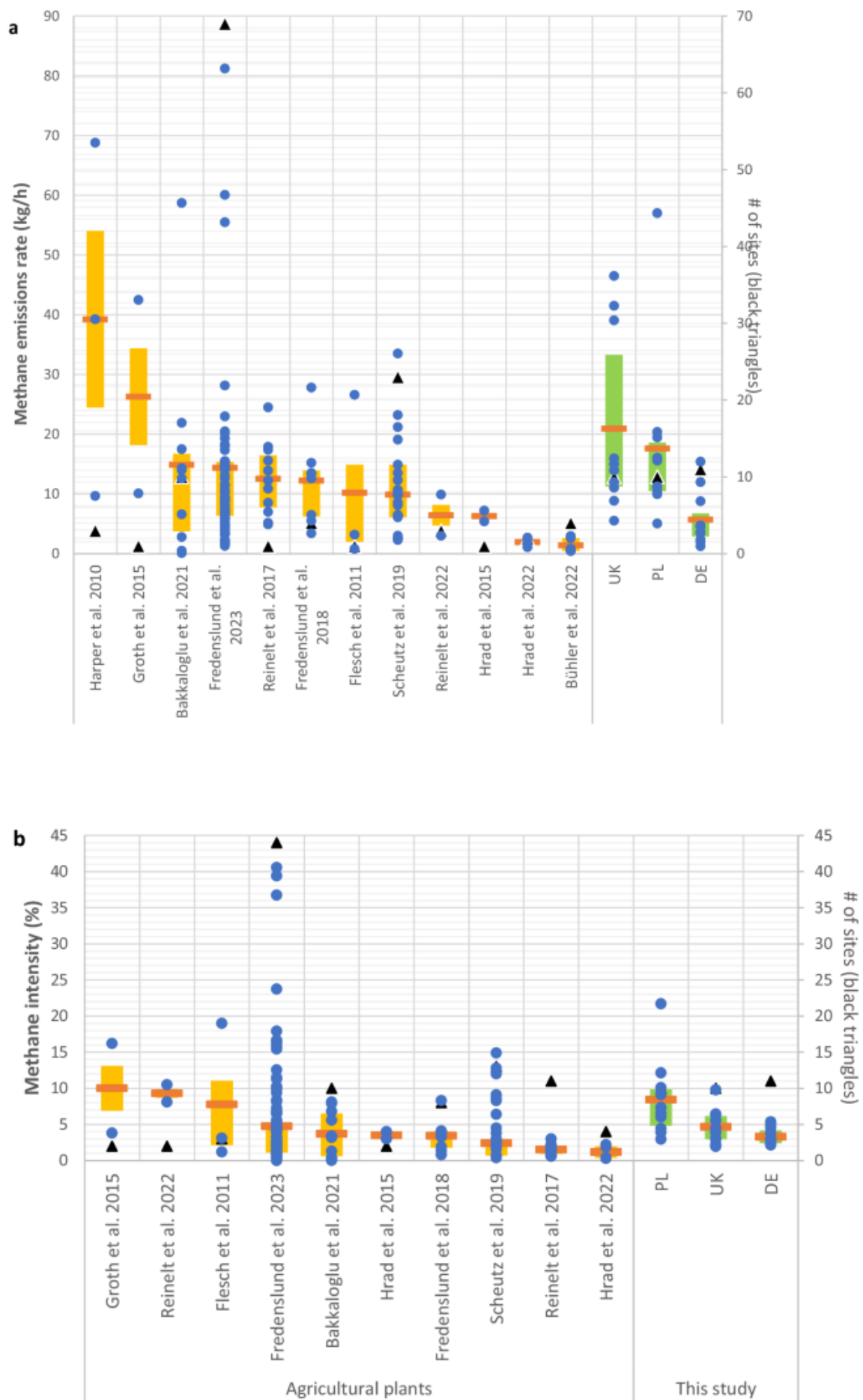
Comme le montre la figure [4a](#) , l'estimation de cette étude donne des émissions légèrement supérieures (14,4 kg/h) à la moyenne de la littérature (13,1 kg/h), mais avec une variabilité importante selon les régions.

Les sites au Royaume-Uni (20,9 kg/h) et en Pologne (17,8 kg/h) sont au-dessus de la moyenne, tandis que les sites allemands sont nettement inférieurs (5,5 kg/h). Cependant, les comparaisons directes doivent être effectuées avec prudence, car les études diffèrent en termes de types d'installations, de méthodes de mesure, de portée des mesures et de couverture géographique.

Par exemple, dans l'étude de Scheutz et al.^{[23](#)} , certains sites disposaient d'unités de cogénération ou d'installations de valorisation situées hors site et ont donc été étudiés sans inclure ces unités, qui constituent pourtant l'une des principales sources d'émissions connues.

Ces différences dans le périmètre de mesure sont probablement l'une des principales raisons expliquant pourquoi nos estimations sont plus élevées.

Fig. 4 : Estimations de la littérature comparées aux résultats de cette étude.



Le texte alternatif de cette image a peut-être été généré à l'aide d'une IA.

Taux d'émission (kg/h) (**a**), intensités de méthane (%) (**b**). L'intervalle interquartile et la moyenne sont indiqués par les carrés dans chaque colonne ; le nombre de sites mesurés pour chaque source bibliographique est indiqué sur l'axe secondaire

(triangles noirs). Les mesures individuelles sont représentées par un cercle et, lorsqu'elles sont disponibles, les mesures répétées sont indiquées.

Sources : [21](#) , [23](#) , [24](#) , [30](#) , [32](#) , [56](#) , [57](#) , [58](#) , [59](#) , [60](#) .

De même que pour les taux d'émission, l'intensité moyenne en méthane des installations de biogaz étudiées (5,4 %) est supérieure à la moyenne de la littérature (3,7 %), la Pologne (8,4 %) se situant dans la partie supérieure, le Royaume-Uni (4,6 %) dans la moyenne et l'Allemagne (3,1 %) dans la partie inférieure (Fig. [4b](#)). Les intensités obtenues sont supérieures aux facteurs d'émission (FE) rapportés par Wechselberger et al. : 3,7 % pour les installations utilisant du fumier, 2,8 % pour les stations d'épuration des biodéchets et 1,9 % pour les usines de transformation de cultures énergétiques^{[31](#)}.

L'intensité en méthane des installations britanniques est également supérieure à celle rapportée par Bakkaloglu et al. (3,7 %) à l'aide d'un modèle de dispersion inverse^{[32](#)}.

Les différences dans les approches de mesure et les méthodes de calcul de l'intensité en méthane entre les études compliquent les comparaisons directes. Par exemple, les intensités généralement plus faibles rapportées par Wechselberger et al. reflètent, en partie, l'utilisation d'un dénominateur combinant production et émissions de méthane, tandis que Bakkaloglu et al.

La présente étude définit l'intensité méthane comme le rapport entre les émissions et la production de méthane. Par conséquent, il convient d'examiner attentivement les choix méthodologiques sous-jacents lors de toute comparaison entre études ou de l'utilisation des valeurs publiées pour éclairer les décisions politiques.

Évaluation environnementale

Afin de mieux comprendre l'impact environnemental global de la production de biogaz, des études de terrain ont permis d'évaluer les émissions totales de la chaîne d'approvisionnement.

Deux scénarios ont été examinés : la production d'électricité à partir du biogaz (par cogénération) et son injection dans le réseau de gaz sous forme de biométhane.

Nos résultats montrent que, dans le premier scénario, lorsque seules les émissions positives sont prises en compte, les émissions de méthane représentent en moyenne 47 % (18–93 %) des émissions totales avec un potentiel de réchauffement global à 100 ans (PRG100), mais jusqu'à 60 % (34–94 %) avec un PRG20 (figures [5a, b](#) , [SI-10](#) et [12](#)). La figure [SI-12](#) illustre la répartition des émissions de méthane issue de l'analyse d'incertitude.

Les figures [SI-10](#) et [SI-11](#) présentent spécifiquement les émissions de méthane liées à la production d'électricité et à l'injection de biométhane dans le réseau. Ces données révèlent une grande variabilité des émissions.

Nos résultats mettent également en évidence une forte variabilité entre les sites, variabilité qui ne serait probablement pas prise en compte par l'utilisation de facteurs d'émission génériques.

Dans le scénario d'injection de biométhane, les émissions de méthane représentent 30 % (10–60 %) des émissions totales de GES avec un PRG100, et 46 % (18–74 %) avec un PRG20.

Ce pourcentage est plus faible grâce aux émissions évitées en n'utilisant pas les moteurs de cogénération. La variation de l'empreinte carbone totale des matières premières s'explique par les émissions évitées grâce à l'utilisation de déchets et par les émissions positives issues des cultures énergétiques.

Fig. 5 : Émissions normalisées par kilowatt-heure (kWh) d'électricité produite par rapport à l'approvisionnement moyen en électricité pour l'Allemagne, la Pologne et le Royaume-Uni.



Le texte alternatif de cette image a peut-être été généré à l'aide d'une IA.

Le potentiel de réchauffement climatique du GIEC AR6 : sur un horizon temporel de 20 ans (GWP20 = 82,5) (**a**), sur un horizon temporel de 100 ans (GWP100 = 29,8) (**b**).

Bien que les émissions de méthane contribuent de manière significative à l'empreinte carbone du biogaz, les hypothèses relatives aux émissions intrinsèques des matières premières et aux émissions évitées grâce à la valorisation des déchets ont un impact considérable.

Lorsque le biogaz est produit à partir de déchets, il constitue avant tout une solution de gestion des déchets, l'énergie étant un sous-produit précieux, ce qui se traduit par des émissions bien moindres sur l'ensemble du cycle de vie.

En revanche, lorsque le biogaz est produit à partir de cultures énergétiques dédiées, il fonctionne principalement comme une source d'énergie, supportant l'intégralité des émissions liées à la culture et à la récolte des matières premières.

Ces résultats suggèrent que, pour être considérés comme des sources d'énergie à faible émission de carbone, le biogaz et le biométhane doivent être produits à partir de matières premières issues de déchets et que les émissions de méthane liées à leur production doivent être minimisées.

L'empreinte carbone du biogaz pourrait être encore améliorée en valorisant davantage la chaleur résiduelle produite par les unités de cogénération.

De nombreux sites étudiés utilisaient cette chaleur résiduelle ; toutefois, la quantité d'émissions évitées en l'absence de cette chaleur n'était pas clairement établie. Il a été constaté qu'une augmentation de 50 % de la chaleur utilisée, en remplacement du chauffage au gaz naturel, permettrait de réduire les émissions de méthane de l'ordre de 19 à 36 % grâce à l'énergie supplémentaire produite. Si toutes les installations utilisaient une partie de la chaleur résiduelle pour maintenir une température stable dans les digesteurs (généralement entre 40 et 45 °C, jusqu'à 55 °C), seules quelques-unes l'utilisaient à d'autres fins, comme le chauffage des porcheries voisines ou le séchage du bois.

L'atténuation est possible, mais son rapport coût-efficacité est variable.

Des études menées au niveau des sources ont permis d'identifier plusieurs sources importantes d'émissions de méthane, dont beaucoup peuvent être atténuées par des modifications technologiques ou opérationnelles. Parmi les stratégies d'atténuation connues, on estime que jusqu'à 83 % de ces émissions pourraient être éliminées, dont 59 % sans coût net.

Autrement dit, les économies réalisées grâce à la mise en œuvre de la mesure d'atténuation sont égales ou supérieures à son coût sur toute sa durée de vie, en supposant que les pertes de biogaz constituent une perte économique pour l'exploitant.

Cependant, la part des mesures rentables varie selon les sites et les pays.

En Allemagne, elle représente en moyenne 38 % des émissions totales quantifiées, contre 57 % au Royaume-Uni et 67 % en Pologne (Fig. 6).

Si l'atténuation des fuites de méthane issues de la cogénération est jugée irréalisable (voir la discussion ci-dessous), le potentiel de réduction tombe à 66 % pour l'ensemble des sites.

Fig. 6 : Coûts marginaux de réduction et potentiels de réduction des émissions de méthane quantifiés dans cette étude pour : les centrales allemandes, polonaises et britanniques.



Le texte alternatif de cette image a peut-être été généré à l'aide d'une IA.

Classés par pays, puis par coût de réduction. La ligne pointillée représente le coût social du méthane calculé par l'EPA américaine (1 600 USD/t = 1 479 EUR/t), converti au taux de change moyen USD/EUR de 2023.

Plusieurs facteurs expliquent les différences de rentabilité des mesures d'atténuation et leur perception par les exploitants.

Premièrement, le volume de gaz capturé peut diminuer suite à la mise en œuvre d'inspections de détection et de réparation des fuites (LDAR), comme en témoignent les différences observées entre les sites allemands et britanniques/polonais.

De plus, les exploitants disposent généralement d'un budget fixe (par exemple, 1 000 £) et peuvent réparer les petites fuites, tandis que l'approbation de l'investisseur ou du propriétaire est requise lorsque les coûts de réparation dépassent ce seuil, ce qui peut engendrer des difficultés et des retards supplémentaires.

Deuxièmement, le modèle économique de l'installation joue un rôle : les installations produisant du biogaz pour une consommation énergétique sur site et les usines de valorisation énergétique des déchets peuvent être moins incitées à minimiser leurs émissions.

La perte de méthane n'entraîne pas systématiquement de perte économique pour ces sites.

Troisièmement, la stabilité des dispositifs de subventions nationaux et des revenus des installations en général est un facteur important, notamment pour les mesures nécessitant un investissement initial élevé et des délais de retour sur investissement longs, comme l'installation d'un oxydateur thermique régénératif (RTO).

Cette étude a utilisé des hypothèses de prix fondées principalement sur des informations recueillies auprès des exploitants de centrales au moment des mesures (2023-2024), lesquelles pourraient ne pas être représentatives des conditions et des prix du marché les années suivantes.

L'ensemble de ces facteurs influe sur le rapport coût-efficacité des mesures d'atténuation et sur la volonté des exploitants de les mettre en œuvre.

Malgré ces différences, certaines mesures d'atténuation se sont révélées plus rentables et réalisables que d'autres.

Par exemple, l'étanchéification et l'intégration des cuves de mélange, des pasteurisateurs et des cuves de stockage de digestat non étanches aux gaz au système de biogaz, ainsi que la mise en œuvre d'une gestion active du stockage de gaz afin de minimiser les émissions issues de la purge des soupapes de sûreté, constituent des options d'atténuation optimales.

Ceci souligne la nécessité d'accorder une plus grande attention aux émissions provenant des cuves de stockage de matières premières, où la digestion anaérobie peut se déclencher dans certaines conditions, en plus des cuves de stockage de digestat, qui ont fait l'objet d'études plus approfondies dans la littérature ³³ , ³⁴ , ³⁵ .

De plus, le programme annuel de réduction des émissions (LDAR) s'est avéré rentable dans 76 % des installations présentant des émissions fugitives identifiées. De tels programmes ont été jugés rentables par des études antérieures³⁶ et sont obligatoires en Allemagne et au Royaume-Uni, mais uniquement pour certains types d'installations, par exemple les sites autorisés au Royaume-Uni ; quant au stockage étanche aux gaz du digestat, il est généralement obligatoire en Allemagne, mais pas au Royaume-Uni.

En revanche, si la majorité des émissions proviennent de quelques sources continues, comme les fuites de méthane issues des gaz d'échappement des unités de cogénération/de valorisation, ce sont généralement ces dernières qui sont les

plus coûteuses à atténuer, par exemple par l'installation d'échangeurs de chaleur à résistance (RTO).

Bien que certaines études suggèrent que la réduction des émissions des gaz d'échappement des unités de cogénération grâce à l'installation d'un RTO soit techniquement réalisable, elles soulignent également que cette approche est onéreuse et peut ne pas convenir à une exploitation flexible des installations³⁷ .

Compte tenu de l'importance de cette source d'émissions – un contributeur majeur présent sur tous les sites – et du fait que les exploitants de certains pays sont incités à exploiter les unités de cogénération en mode flexible (c'est-à-dire en s'adaptant aux fluctuations du prix de l'électricité), des recherches supplémentaires sont nécessaires pour identifier une méthode rentable de réduction de ces émissions.

De même, les émissions des systèmes d'alimentation semblent fortement dépendantes de la technologie utilisée, ce qui souligne la nécessité de recherches supplémentaires pour aider les fournisseurs de technologies à développer des conceptions à faibles émissions.

Par ailleurs, l'efficacité des torchères utilisées dans les usines de biogaz est un autre domaine qui nécessite des recherches approfondies.

Enfin, le coût des mesures d'atténuation pour les nouvelles installations est probablement inférieur à celui de la rénovation des sites existants étudiés ici. En intégrant dès le départ des technologies à faibles émissions – telles que des unités de valorisation minimisant les fuites de méthane – les exploitants pourraient éviter des investissements supplémentaires dans les technologies de captage du méthane.

Toutefois, y parvenir nécessiterait une meilleure sensibilisation et un accès accru à l'information concernant les émissions de méthane associées aux différentes technologies et conceptions d'installations.

Par ailleurs, les émissions résultant d'installations défectueuses par les prestataires de services – comme une fixation incorrecte de la membrane de toiture, observée sur le site PL-08 – constituent un autre défi non abordé dans cette étude.

Ceci souligne la nécessité d'un effort coordonné entre toutes les parties prenantes, notamment les exploitants d'installations de biogaz, les investisseurs, les fabricants d'installations, les fournisseurs de technologies, les prestataires de services et les gestionnaires de réseaux de gaz, afin de garantir que le biogaz demeure une source d'énergie bas carbone, accompagnée de cadres transparents de surveillance et de déclaration des émissions.

Implications politiques

Sur la base de cette analyse, nous proposons les recommandations politiques suivantes, qui pourraient être mises en œuvre tant au niveau de l'UE qu'au niveau national :

- Normaliser les protocoles LDAR et les seuils de détection.
- Élargir la couverture de la directive sur les énergies renouvelables (RED) aux petites installations et aux émissions fugitives/de ventilation.
- Exiger la surveillance, le signalement et la vérification (MRV) avec des débitmètres de gaz et le signalement des volumes évacués/brûlés.

S'appuyant sur les efforts volontaires, les politiques européennes et nationales joueront un rôle prépondérant dans la réduction des émissions. Cependant, les entretiens avec les exploitants, conjugués à une analyse des politiques, ont révélé

que le paysage politique actuel est fragmenté, avec des variations notables entre et au sein des pays, ainsi que des interactions entre les politiques nationales et européennes.

Nous examinons ici trois types de mesures

– la surveillance et la déclaration des émissions, le LDAR (Low-Dependent Rating Assessment) et les critères de durabilité des GES (gaz à effet de serre) au titre de la directive européenne RED [38](#)

– et proposons des pistes d'amélioration.

Premièrement, les entretiens ont révélé que les installations étudiées ne sont généralement pas tenues de déclarer, par le biais du MRV (Mesure, Notification et Vérification) les émissions de méthane liées à leur fonctionnement.

Une exception concerne les installations britanniques autorisées, dont les exploitants ont confirmé être déjà tenus de déclarer aux autorités nationales les durées de torchage et de ventilation.

Toutefois, l'obligation d'installer des débitmètres de gaz pour mesurer les volumes de gaz torchés et ventilés pourrait fournir des informations précieuses, encourager les efforts d'atténuation et améliorer les estimations au niveau de la source, en complément de la déclaration de la fréquence et de la durée des émissions.

Deuxièmement, les sites situés dans des pays dotés d'une réglementation nationale sur les émissions fugitives (tableau [1](#)) présentaient des émissions fugitives inférieures à celles des sites polonais, ces derniers se concentrant uniquement sur la surveillance de la sécurité.

Cependant, l'efficacité des réglementations sur les émissions fugitives varie.

Cette efficacité a été évaluée en regroupant l'intensité du méthane (émissions fugitives uniquement) des installations en fonction du temps écoulé depuis leur dernier rapport d'évaluation des émissions fugitives (figures [SI-16](#) et [17](#)).

Un résultat inattendu a été observé : les installations ayant fait l'objet d'un rapport d'évaluation des émissions fugitives au cours des 0 à 12 derniers mois présentaient une intensité moyenne de méthane légèrement supérieure à celle des installations dont le dernier rapport remontait à 13 à 24 mois avant notre enquête (1,2 % contre 1 %).

Cette tendance, observée principalement au Royaume-Uni, pourrait s'expliquer par la méthode de réalisation du rapport : un organisme tiers a utilisé une caméra d'imagerie optique des gaz non refroidie (moins sensible), l'enquête étant menée en quelques points seulement de l'installation, sans identification des émissions.

Tableau 1 : Résumé des exigences en matière de détection et de réparation des fuites (LDAR) dans les pays étudiés

Table de taille nor

Ce résultat a été corroboré par une analyse de régression, qui a démontré que la relation entre le temps écoulé depuis le dernier contrôle LDAR et les émissions fugitives devenait statistiquement significative au seuil de 5 % lorsque les données issues des contrôles par caméra non refroidie étaient exclues.

La réglementation britannique imposant des inspections LDAR annuelles, mais fournissant peu d'indications sur la manière de les réaliser, les opérateurs pourraient

se conformer aux exigences réglementaires en effectuant des contrôles LDAR moins fiables, mais aussi moins coûteux.

Nos résultats indiquent que l'amélioration de l'efficacité des programmes de surveillance des fuites (LDAR) pourrait être optimisée par la standardisation des équipements de détection (par exemple, les seuils de détection) et des protocoles (par exemple, l'expertise du personnel), plutôt que par une simple augmentation de la fréquence des inspections.

Les autorités réglementaires pourraient également encourager la réconciliation périodique des mesures à la source et sur site afin de mieux prendre en compte les sources d'émissions inattendues, comme évoqué précédemment.

Par ailleurs, les exigences relatives aux LDAR pourraient davantage privilégier la réparation rapide des fuites, par exemple en fixant des délais de réparation précis et en conditionnant l'accès aux aides publiques au respect de ces délais, comme c'est le cas au Danemark ³⁹ .

Au niveau de l'UE, les émissions de méthane issues de la production de biogaz sont réglementées par les critères de réduction des émissions de GES de la directive RED, qui fixent des normes de réduction des GES pour le biogaz afin, par exemple, de bénéficier d'aides publiques ou d'être prises en compte dans les objectifs nationaux en matière d'énergies renouvelables (art. 3, art. 29) ⁴⁰ .

Cependant, le cadre actuel présente des limites quant à son champ d'application aux installations et aux sources d'émissions.

Premièrement, ces critères ne s'appliquent pas aux petites installations, par exemple celles produisant du biométhane à un débit inférieur à 200 Nm³ CH₄ /h, même si les États membres peuvent étendre ces exigences à ces installations.

À titre d'exemple, la capacité moyenne d'une installation de biométhane en Europe était de 483 m³ CH₄ / h en 2024, tandis que la moyenne dans certains pays de l'UE est plus faible – 251 m³ CH₄ / h en France ⁴¹ .

Cela indique qu'une part non négligeable des installations pourrait se situer en dessous du seuil, à moins que les États membres ne choisissent d'étendre l'applicabilité des critères aux installations plus petites.

Deuxièmement, nous avons constaté que les sources actuellement prises en compte par la directive RED (stockage du digestat, valorisation du biogaz et cogénération) représentaient moins de la moitié (46 %) des émissions instantanées totales quantifiées dans cette étude.

Deux grandes catégories de sources

- les émissions fugitives (33 %) et les autres rejets, par exemple les rejets des soupapes de sûreté (21 %)

- ne sont pas directement comptabilisées. De plus, la directive RED ne couvre pas les émissions associées au stockage des matières premières⁴² , malgré un potentiel d'atténuation rentable.

Troisièmement, les facteurs d'émission par défaut utilisés dans les calculs d'empreinte carbone sont basés sur un nombre limité d'études de mesure (tableaux [SI-12](#) et [13](#)).

Bien que le cadre de la directive RED encourage les exploitants à effectuer des mesures directes, nos entretiens avec eux indiquent que seuls ceux qui sont convaincus que leurs émissions sont relativement faibles ont tendance à opter pour

cette approche, tandis que les autres préfèrent se fier aux facteurs d'émission par défaut.

En conclusion, le cadre RED de l'UE pourrait être amélioré en élargissant son champ d'application et en révisant les hypothèses relatives aux facteurs d'émission afin de tenir compte des progrès récents en matière de surveillance du méthane.

Par ailleurs, les politiques nationales existantes bénéficieraient d'une normalisation accrue des procédures de détection et d'analyse des émissions de méthane (LDAR), ainsi que des exigences en matière de réparation et de déclaration.

Ceci pourrait également être réalisé par l'adoption d'une réglementation harmonisée sur les LDAR au niveau de l'UE.

Enfin, les pratiques de déclaration pourraient être améliorées ; par exemple, les exploitants pourraient être tenus d'installer des débitmètres de gaz et de déclarer les volumes de gaz évacués et brûlés à la torchère, ainsi que la fréquence et la durée de ces émissions.

Conclusions

En effectuant des mesures d'émissions de méthane à la source et sur site dans 31 installations de biogaz en Allemagne, en Pologne et au Royaume-Uni, nous avons constaté qu'une installation moyenne émet 14,4 kg/h, soit 5,4 % du méthane produit.

Ce chiffre est supérieur aux estimations précédentes (13,1 kg/h, 3,7 %) et présente une variabilité considérable selon les pays et les sites.

Pour valider nos résultats, nous les avons comparés à des mesures indépendantes effectuées sur site, comprenant des mesures du panache sous le vent (relevés mobiles) combinées à une modélisation inverse de la dispersion.

Nos estimations concordent, dans les limites d'incertitude, sur 8 sites (47 %) étudiés. La fiabilité de nos estimations et des inventaires annuels d'émissions qui en résultent pourrait être encore améliorée par la répétition de mesures simultanées et du processus de réconciliation.

Une attention particulière doit être portée aux lagunes, principale source identifiée, car elles peuvent contribuer à expliquer les écarts observés sur les sites : 86 % des sites équipés de lagunes n'ont pas concordé avec les données, contre 60 % des sites sans lagunes.

Du point de vue de l'analyse du cycle de vie, les émissions directes de méthane constituent la principale source d'émissions de gaz à effet de serre, représentant 47 % (PRG100) et 60 % (PRG20) des émissions totales, ce qui souligne l'importance cruciale des mesures d'atténuation.

Nous estimons que 83 % des émissions de méthane peuvent être réduites grâce à des améliorations opérationnelles et de conception, dont 59 % sans coût net. Toutefois, la rentabilité varie selon les pays et les sites, et les exploitants peuvent se heurter à différents obstacles à la mise en œuvre de ces mesures, notamment une sensibilisation limitée, un manque de transparence concernant les émissions spécifiques à chaque technologie et l'instabilité des dispositifs de soutien.

Malgré ces différences, plusieurs mesures d'atténuation sans risque ont été identifiées : l'étanchéification des cuves de mélange et des pasteurisateurs, l'installation de systèmes de stockage de digestat fermés et la mise en œuvre de relevés LDAR réguliers.

Une meilleure sensibilisation et un partage accru des données sur les émissions, tous types de technologies et conceptions d'installations confondus, par les

fournisseurs de technologies pourraient permettre de réduire davantage les coûts d'atténuation, notamment pour les nouvelles installations.

Une intervention politique ciblée est essentielle pour prévenir une augmentation involontaire des émissions, à mesure que la production de biométhane s'intensifie en Europe. Nous recommandons d'harmoniser les protocoles de détection et de surveillance dans le cadre des réglementations nationales relatives aux émissions de gaz à effet de serre et de réviser les critères de comptabilisation des GES au titre de la directive RED afin de mieux refléter l'impact climatique du méthane, conformément aux données récentes.

Enfin, suite à l'entrée en vigueur du règlement européen n° [43](#) sur le méthane en 2024, une plus grande cohérence des politiques à l'échelle de l'UE est recommandée, notamment en ce qui concerne le système de notification, de mesure et de vérification (MRV), afin d'estimer plus précisément les émissions de méthane pour les différentes chaînes d'approvisionnement en gaz et les différents combustibles.

Méthodes

Installations de biogaz étudiées et entretiens avec les opérateurs

Au total, 31 installations de biogaz réparties dans trois pays ont été étudiées :

11 installations exploitées par 8 opérateurs en Allemagne,

10 installations gérées par un seul opérateur au Royaume-Uni

et 10 installations exploitées par 3 opérateurs en Pologne.

Les sites étudiés diffèrent par leur ancienneté (de 2 à 31 ans), leur capacité de production de biogaz installée (de 250 à 2 200 m³ / h), le type de matière première (agricole, déchets), leur configuration et les technologies de valorisation du biogaz les plus courantes (production d'électricité et de chaleur, injection de biométhane).

Parmi les 31 installations recensées, 13 produisent du biométhane et l'injectent dans le réseau local de transport ou de distribution (tableau [SI-1](#)).

Ces installations sont situées en Allemagne et au Royaume-Uni, aucune installation de biométhane n'étant en activité en Pologne au moment des mesures.

La participation à l'enquête était volontaire ; les sites mesurés ont été sélectionnés en fonction de la volonté des exploitants de participer, et non selon une méthode d'échantillonnage systématique.

En 2024 (dernière année pour laquelle des données sont disponibles), on recensait 21 326 installations en Europe, dont 19 706 installations de biogaz et 1 620 installations de biométhane<sup>^{[41](#)} .

Notre échantillon représentait 0,15 % de ce total (21 326), avec une variation considérable selon les pays : 2 % des installations polonaises (442), 0,8 % des installations britanniques (1 233) et une part négligeable des installations allemandes (environ 10 000). L'échantillon est plus représentatif des installations de biométhane, couvrant 8 % des 120 installations britanniques et 4 % des 267 installations allemandes.

Toutes les usines de biométhane étudiées utilisaient la séparation membranaire, qui est la technologie dominante de valorisation du biogaz en Europe (52 %) et au Royaume-Uni (43 %), mais n'est utilisée que par 8 % des usines de biométhane allemandes [44](#) .

En matière de diversité des matières premières, l'échantillon reflète les grandes tendances : les matières premières agricoles dominent en Allemagne et au Royaume-Uni, tandis que la Pologne utilise une part plus importante de déchets organiques municipaux et de déchets industriels (alimentaires et de boissons).

La répartition des tailles d'installations est également bien représentée, avec des installations de biométhane plus importantes au Royaume-Uni qu'en Allemagne, et la plupart des installations de cogénération polonaises ayant une puissance installée inférieure à 1 MW.

Avant les mesures, les exploitants ont été invités à fournir des informations de base sur leurs installations de biogaz, à partir d'un questionnaire standardisé, ainsi qu'un plan du site. Un inventaire de toutes les sources potentielles d'émissions de méthane a été établi avant les mesures (tableau [SI-2](#)).

Des informations complémentaires ont été recueillies le jour des mesures au moyen de 31 entretiens semi-directifs menés auprès des exploitants des installations de biogaz.

Mesures au niveau de la source et du site

Des relevés à la source sont effectués sur l'ensemble des 31 sites répartis sur 5 segments de production (matières premières ; production et stockage de biogaz ; cogénération ; épuration du biogaz ; traitement du digestat).

Des relevés pédestres, équipés d'un détecteur laser de méthane portable (RMLD-IS) et d'une caméra QOGL (Opgal EyeCGas2.0), ont été réalisés sur tous les segments de l'usine. Après détection, le débit d'émission des fuites est quantifié à l'aide de la caméra QOGL et/ou de l'échantillonneur Hi-Flow (Addglobbe GFM2.0) (Tableau [SI-3](#)).

Chaque source de fuite est documentée et les résultats des mesures sont consignés dans des feuilles de calcul distinctes. Les sources détectées mais non quantifiées sont également enregistrées.

De plus, des mesures in situ ont été réalisées pour plus de la moitié des sites (17 sur 31) par Royal Holloway, Université de Londres (RHUL) au Royaume-Uni, l'Université AGH de Cracovie en Pologne (AGH) et l'Université de Heidelberg en Allemagne (UHEI).

Ces mesures d'émissions de méthane ont été effectuées à l'aide de dispositifs mobiles déployés sous le vent, suivis d'une modélisation du panache gaussien^{32,45} (Tableau [SI-4](#)). Des mesures à la source et au niveau du site sont disponibles pour 6 sites en Allemagne, 6 en Pologne et 5 au Royaume-Uni, mais elles n'ont pas toutes été réalisées simultanément (4 en Allemagne, 4 en Pologne et seulement 2 au Royaume-Uni).

Lorsque des mesures simultanées n'étaient pas possibles, les dates des mesures individuelles sont consignées (Tableau [2](#)) et des informations détaillées sont fournies dans le Tableau [SI-1](#).

Tableau 2 Aperçu des mesures au niveau de la source et du site

Table de taille normale

Analyse et modélisation des données

Quantification des émissions à la source et modèle d'émissions

Une analyse en plusieurs étapes est menée afin de convertir les données recueillies en estimations d'émissions pour chaque composant, étape, site et pays, assorties d'estimations d'incertitude (Fig. [SI-1](#)).

La première étape consiste à quantifier les émissions en combinant mesures directes, calculs d'ingénierie et données issues de la littérature. Ces estimations servent ensuite à élaborer un modèle d'émissions qui calcule les moyennes instantanées et annuelles pour chaque composant, étape, site et pays.

Les estimations instantanées sont basées sur les mesures et les calculs effectués le jour de la mesure ; par exemple, si une source est observée, elle est considérée comme active lors de l'annualisation.

Les estimations annuelles, quant à elles, représentent les émissions susceptibles de se produire sur l'ensemble de l'année.

Les sources intermittentes sont moyennées sur l'année. Si elles ont été mesurées un jour donné, leurs émissions sont réparties sur l'année ; si elles n'ont pas été observées un jour de mesure, on peut supposer qu'elles se produisent d'autres jours. Enfin, ces résultats sont normalisés par rapport à la production de chaque site, ce qui permet d'obtenir des estimations de l'intensité du méthane (%).

Certaines sources d'émissions identifiées ne sont pas mesurées directement, car elles sont soit inadaptées à l'équipement de mesure (ex. : fuites de méthane), soit trop diffuses (ex. : cuves de mélange).

D'autres sources d'émissions sont intermittentes (ex. : torchage et certaines purges), ce qui nécessite de formuler des hypothèses pour estimer l'inventaire annuel des émissions à partir des relevés. Les sources non mesurables directement sont répertoriées dans le tableau [SI-5](#) et la figure [SI-1](#) .

Les hypothèses utilisées pour le calcul de ces sources sont présentées dans le tableau [SI-5](#) .

Le modèle combine les données de l'opérateur issues du système de contrôle local, les valeurs issues de la littérature et les mesures in situ. Lorsqu'il existe plusieurs relevés pour une même source, ils sont tous deux intégrés au modèle, et l'incertitude de chaque mesure est propagée sur de nombreuses simulations, la moyenne des résultats étant retenue.

Le modèle prend en compte trois principales sources d'incertitude :

L'incertitude des mesures fournies par les appareils, les mesures multiples d'une même source et les variations des hypothèses relatives aux sources non mesurées (telles que les distributions issues de la littérature ou les fiches techniques des fabricants).

Ces sources sont traitées individuellement afin de calculer une distribution de probabilité normale pour chaque variable mesurée, ainsi qu'une plage de valeurs basée sur les hypothèses relatives aux sources calculées.

Ces valeurs contribuent ensuite à l'estimation globale de l'incertitude pour chaque composant, étape, site et pays.

Les équations utilisées dans le modèle sont décrites dans les équations ([1](#)) et ([2](#)), respectivement pour une source unique et pour l'ensemble du site.

Elles somment les incertitudes individuelles dans une simulation de Monte-Carlo et sont moyennées sur 10 000 itérations.

Équation 1 : équation du modèle de combinaison des incertitudes pour une source unique

$$E_i^{(k)} = f \left(M_{i1}^{(k)}, M_{i2}^{(k)}, \dots, M_{in}^{(k)}, C_i^{(k)} \right) \quad (1)$$

Équation 2 : équation permettant de combiner plusieurs sources

$$E_{site}^{(k)} = \sum_{i=1}^N E_i^{(k)} \quad (2)$$

Où : estimation des émissions de la source dans l'essai de Monte Carlo ; : mesure de la source dans l'essai (échantillonnée à partir de l'incertitude de mesure) ; facteurs de calcul d'ingénierie ou valeur de référence pour la source i ; : fonction combinant toutes les incertitudes ; émissions totales du site pour l'essai ; : nombre de sources.

La normalisation du débit pour calculer l'intensité des émissions s'effectue à partir des données de production collectées par les opérateurs le jour des mesures, et sur l'ensemble de l'année lors de l'annualisation des estimations (Éq. 3).

Ces données servent à pondérer chaque site en fonction de sa taille de production relative. Ainsi, les estimations à l'échelle nationale reflètent l'intensité des émissions du mégajoule (MJ) moyen de biométhane produit sur l'ensemble des sites du pays. Le modèle indique les 5e et 95e percentiles de la distribution des émissions, obtenus à partir de 10 000 simulations de Monte-Carlo, ce qui correspond à l'intervalle dans lequel se situent 90 % des estimations d'émissions.

Équation 3 : intensité des émissions % équation

$$I = \frac{E}{P} \quad (3)$$

Où représente l'intensité des émissions %, représente les émissions en kg et représente la production de biométhane en kg.

Quantification des émissions au niveau du site

Le modèle de panache gaussien (GPM) est utilisé pour estimer les taux d'émission de méthane à partir des concentrations atmosphériques mesurées lors des relevés mobiles.

Le GPM permet d'estimer ces taux le long de transects mobiles sous le vent, à travers un panache provenant d'un site d'émission.

Le modèle développé par Pasquill et Smith (1983) sert à dimensionner un GPM idéal, où la fraction molaire en un point du panache est fonction du flux de la source, de la vitesse du vent horizontal, du taux de dispersion et de la distance à la source ^{46,47}.

L'utilisation de mesures GPM au niveau du site constitue une méthode pratique et validée ⁴⁸ pour quantifier les émissions à partir de mesures sous le vent, sans nécessiter d'accès au site.

La méthode GPM permet des comparaisons robustes entre sites et pays, complétant ainsi les approches au niveau de la source.

La méthode GPM est utilisée pour quantifier le panache d'émissions de méthane de l'ensemble du site (ou de plusieurs panaches lorsque des panaches individuels peuvent être identifiés), ainsi que des traceurs de co-émissions (tels que le CO_2) afin de faciliter l'identification de chaque source du panache.

Pour obtenir suffisamment de données permettant de caractériser les émissions à l'échelle du site, le véhicule parcourt les routes publiques sous le vent du site, effectuant au minimum 5 transects (et jusqu'à 37 dans cette étude).

Grâce aux informations recueillies lors du relevé pédestre et des relevés mobiles sur site, la localisation des sources est optimisée dans le modèle GPM.

La concentration de CH_4 observée et les données de vent mesurées (dans le cas de RHUL, provenant des stations météorologiques locales voisines) sont ensuite utilisées pour créer le modèle initial du panache à l'aide de l'équation [SI-1](#).

La vitesse du vent et le rayonnement solaire servent à calculer la classe de stabilité atmosphérique. La direction du vent a été calculée à partir des coordonnées géographiques de la fraction molaire de méthane la plus élevée par rapport aux coordonnées de la source [45, 49].

Dans le modèle GPM, le taux d'émission initial a été fixé à 1 g/s, puis la concentration de méthane a été modélisée pour chaque transect. Le rapport entre l'intégrale de la concentration modélisée et mesurée, multipliée par le taux d'émission initial, correspond au taux d'émission estimé en g/s.

Chaque pic de concentration a été évalué individuellement afin d'exclure les cas présentant des trajectoires de vent défavorables ou un panache partiellement capturé. Conformément à l'approche de Korben et al.⁴⁵ et Wietzel et al.⁴⁸, un transect a été considéré comme valide si le coefficient de détermination (R^2) entre les concentrations du panache mesurées et modélisées était supérieur à 0,5.

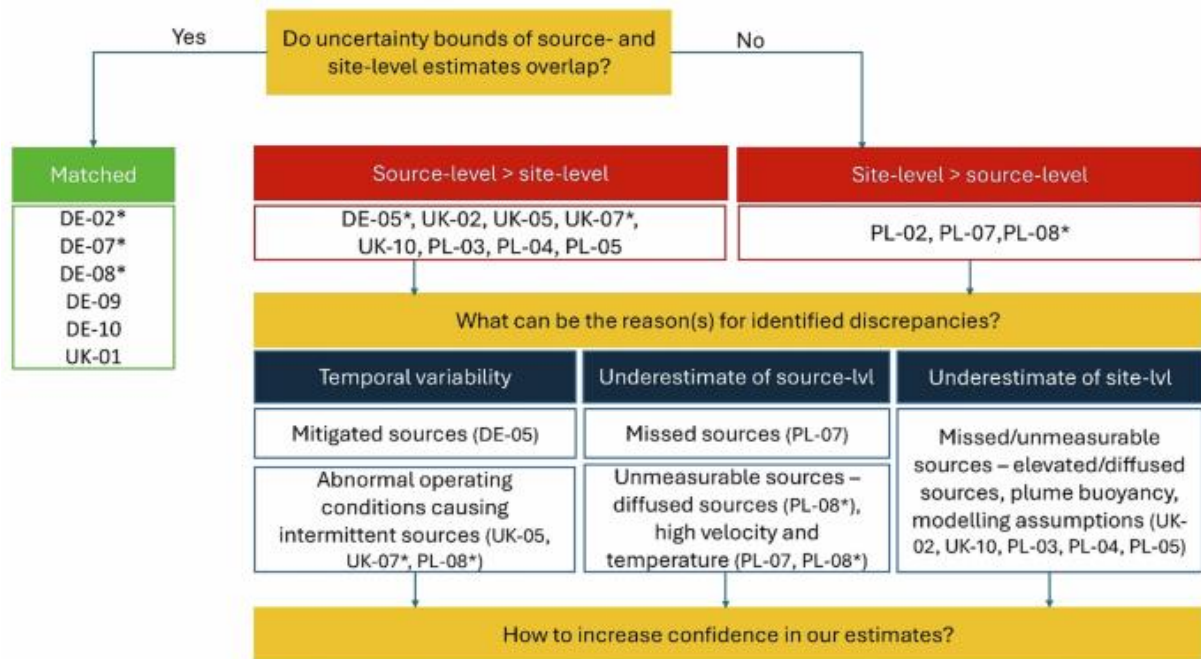
Seuls les transects ayant passé un contrôle qualité rigoureux ont été utilisés pour calculer le taux d'émission moyen par site.

Pour les sites comportant moins de 10 transects de panache validés, l'incertitude devrait augmenter, comme le montre la figure 2 de l'étude de Wietzel et al.⁴⁸.

Selon Wietzel et al.⁴⁸, les estimations d'émissions réalisées à partir de seulement 5 transects présentent un écart-type presque deux fois supérieur à celui obtenu avec 10 transects.

Par conséquent, les calculs d'émissions effectués avec moins de 10 transects sont marqués d'un astérisque (*) pour signaler l'incertitude méthodologique accrue (tableau 2, figure 7).

Fig. 7 : Schéma de réconciliation.



Le texte alternatif de cette image a peut-être été généré à l'aide d'une IA.

Le processus comportait trois étapes :

- (1) la comparaison des estimations à l'échelle de la source et du site,
- (2) l'analyse des sources potentielles de divergence et
- (3) des recommandations. *Estimation à l'échelle du site dérivée de moins de 10 transects (incertitude méthodologique plus élevée attendue).

Le code du modèle GPM et les critères de pilotage des mesures mobiles ont été validés par des expériences de rejet contrôlé à l'UHEI [45](#).

Ces expériences montrent que la combinaison des mesures mobiles et du GPM offre une précision de $\pm 30\%$.

Cette incertitude, établie à partir d'expériences de rejet contrôlé à faibles émissions (Wietzel et al.) [48](#), s'applique directement aux sources évaluées dans cette étude. Bien que ce niveau de précision soit suffisant pour la quantification et le dépistage à l'échelle du terrain, il peut présenter des limites dans un contexte réglementaire où de faibles différences à proximité des seuils sont critiques ou lorsque des mesures d'atténuation doivent être démontrées.

Pour améliorer encore la précision dans les applications futures, il conviendrait d'envisager des tests supplémentaires dans des conditions variées, des analyses de sensibilité ou l'intégration de techniques de mesure complémentaires (par exemple, le rejet de traceurs ou des méthodes stationnaires).

À RHUL, une simulation de Monte Carlo est réalisée afin de déterminer les estimations d'émissions de méthane et l'incertitude correspondante pour chaque campagne de mesures mobiles en surface.

Réconciliation

Les estimations instantanées des émissions pour chaque site, produites par les équipes chargées des émissions à la source et au niveau du site, sont comparées par un processus de réconciliation.

Bien que ce processus ne soit pas encore entièrement normalisé, les recommandations émergentes de l'OGMP 2.0 ont été utilisées⁵⁰. L'objectif principal de cette section est d'explorer les raisons potentielles des écarts

observés, en s'appuyant sur les points forts et les limites des méthodes de quantification utilisées.

Ce processus comprend quatre étapes (Fig. [7](#)) :

(1) la comparaison des estimations afin de déterminer si les résultats se recoupent dans les limites d'incertitude ;

(2) la compréhension des écarts identifiés entre les estimations à la source et au niveau du site par une analyse causale combinée à l'identification spatiale des sources d'émission ;

(3) la compréhension des écarts identifiés entre les estimations au niveau du site ;

et (4) l'identification des principaux enseignements tirés de la réconciliation afin d'éclairer l'inventaire des émissions au niveau des sources et les mesures futures.

Les estimations au niveau de la source ont été comparées à celles au niveau du site sur 17 sites.

Pour les estimations au niveau de la source, les taux d'émission instantanés au moment de la mesure, avec les 5e et 95e percentiles, ont été utilisés.

Pour les mesures au niveau du site, la moyenne des transects retenus, avec les 5e et 95e percentiles, a été utilisée.

Une analyse des causes potentielles des divergences entre les estimations au niveau de la source et celles au niveau du site, ainsi qu'entre les estimations au niveau du site, a ensuite été menée.

Cette analyse s'appuie sur : une revue de la littérature, des données complémentaires, les plans des sites avec les concentrations de méthane et les sources ponctuelles identifiées (le cas échéant), et les cartes Google Earth. L'interprétation est validée par l'équipe en charge du site. Enfin, des améliorations à apporter aux inventaires de méthane et aux futures campagnes de mesure sont proposées.

L'impact environnemental du biogaz

Pour déterminer l'empreinte carbone de l'énergie produite par le biogaz dans les installations étudiées, une évaluation environnementale de la chaîne d'approvisionnement en biogaz a été modélisée, intégrant les mesures directes de méthane.

Le modèle prend en compte les émissions associées à l'amont de la chaîne, notamment l'utilisation de différentes matières premières.

Les types de matières premières analysés sont : les cultures énergétiques telles que le maïs, le seigle, la betterave et l'herbe ; les déchets organiques et les déchets animaux, par exemple le fumier et les abats.

Les valeurs et les sources utilisées pour cette analyse sont présentées dans le tableau [SI-6](#). L'utilisation de déchets comme matières premières permet d'éviter des émissions (c'est-à-dire les émissions associées à d'autres filières de valorisation des déchets), qui sont prises en compte par la méthode d'expansion du système.

De même, l'utilisation du digestat comme engrais peut compenser l'utilisation d'engrais d'origine fossile, ce qui est également pris en compte par l'expansion du système.

En revanche, la chaleur produite par les systèmes de cogénération sur site n'a généralement pas été utilisée dans les installations de biogaz étudiées ; par conséquent, aucune allocation de coproduits n'a été effectuée. Toutefois, ces

hypothèses (et d'autres concernant l'extension du système) ont été testées dans le cadre de l'analyse de sensibilité afin d'en comprendre l'impact sur les résultats. Les émissions et les émissions évitées sont indiquées lorsqu'elles ont été prises en compte (Fig. [SI-2](#)).

Une description du procédé et des facteurs d'émission est disponible dans les informations supplémentaires.

Évaluation technico-économique des options d'atténuation

Pour calculer les coûts d'atténuation des émissions de méthane identifiés dans cette recherche à partir d'estimations annualisées au niveau des sources, l'approche de la courbe des coûts marginaux d'atténuation (CCMA) est adoptée.

Dans cette étude, la CCMA illustre la relation entre le potentiel de réduction des émissions d'une mesure d'atténuation et le coût associé à la réduction des émissions de méthane d'une unité (EUR/t CH₄) .

Les coûts marginaux d'atténuation (CMA) et les CCMA ont été largement utilisés pour évaluer les aspects économiques des politiques d'atténuation du changement climatique⁵¹ , ⁵² .

Pour estimer la rentabilité des options d'atténuation du point de vue de l'opérateur/investisseur, on utilise la valeur actuelle nette (VAN)⁵³ . La méthode de la VAN consiste à additionner les flux de trésorerie annuels actualisés, soit la différence entre les entrées et les sorties de trésorerie sur une période donnée, en considérant un taux d'actualisation de 8 %. Une VAN positive indique que la décision d'investissement est économiquement viable compte tenu des hypothèses retenues.

La VAN est calculée selon l'équation suivante ^{54,55} :

Équation 4 : formule de la valeur actuelle nette

$$NPV = -I_0 + \sum_{t=0}^n \frac{CF_t}{(1+r)^t} \quad (4)$$

(CF) _{*t*} représente le flux de trésorerie prévu à l'année *t* ; *r* est le taux d'actualisation ; *I* ₀ est le capital d'investissement initial. CF est égal à la différence entre le bénéfice et le coût annuel.

L'analyse estime le coût net actualisé de la mise en œuvre de mesures d'atténuation (technologiques ou opérationnelles) et leur potentiel de réduction des émissions pour les installations de biogaz participant à cette étude.

Les hypothèses relatives aux options d'atténuation (CAPEX, OPEX, durée de vie, réductions attendues des émissions de méthane et sources), ainsi que les hypothèses concernant les prix du biogaz et du biométhane (fondées sur des documents de politique et des entretiens avec les exploitants), figurent dans les informations supplémentaires (tableaux [SI-7](#) et [SI- 8](#)).

L'analyse se divise en trois étapes :

(1) identification des stocks de méthane, des options de réduction des émissions et des coûts associés, par le biais d'entretiens avec les opérateurs, d'une revue de la

littérature (académique et grise), d'entretiens avec des experts et de contacts avec les fournisseurs de technologies ;

(2) calcul du coût marginal d'atténuation (CMA) de ces options ; et

(3) classement des CMA, corrélation de ces CMA avec le potentiel de réduction des émissions et comparaison des résultats à l'échelle nationale et locale. Des informations détaillées et les hypothèses sous-jacentes sont disponibles dans les informations supplémentaires (section [2.4](#)).

Analyse des politiques

La dernière partie de l'analyse examine l'impact des politiques nationales et européennes existantes sur les émissions de méthane issues de la production de biogaz, qui ne relèvent pas du règlement européen sur le méthane.

La seule politique européenne pertinente, qui régit indirectement les émissions de méthane liées à la production de biogaz, est celle des critères relatifs aux gaz à effet de serre (GES) définis par les directives RED II et III, également applicables au Royaume-Uni⁴⁰ .

Si la directive RED fixe des objectifs et des lignes directrices générales, les États membres de l'UE décident de la mise en œuvre de ces exigences et sont autorisés à adopter des exigences complémentaires. Ainsi, le Royaume-Uni et l'Allemagne ont adopté leurs réglementations nationales LDAR (Low-Device-Research Assessment) qui imposent aux exploitants de contrôler régulièrement leurs installations afin d'identifier et de détecter les sources d'émissions et de réparer ou de remplacer les composants présentant des fuites.

Toutefois, des différences notables existent quant à leur portée, la fréquence de ces contrôles, les méthodes de détection et de quantification des fuites, ainsi que les modalités d'application.

Les questions suivantes sont abordées :

(1) Quelles réglementations nationales relatives aux émissions de méthane (LDAR) sont les plus efficaces et quels facteurs contribuent à leur succès ?

(2) De quelle manière les critères GES de la directive REDII incitent-ils à la réduction des émissions de méthane et quelles sont les lacunes ?

(3) Quelles sont les autres opportunités inexploitées ? Pour répondre à ces questions, les trois étapes suivantes ont été suivies :

(1) Comparaison des politiques nationales LDAR en Allemagne, au Royaume-Uni et en Pologne et évaluation de leur efficacité en matière de réduction des émissions de méthane, en comparant les émissions fugitives observées dans cette étude et le délai écoulé depuis la dernière LDAR ;

(2) Analyse des hypothèses sous-jacentes aux critères GES de la directive RED afin d'identifier les lacunes dans la manière dont les émissions de méthane sont traitées au niveau de l'UE ; et

(3) Identification des opportunités inexploitées à partir d'une étude plus large des politiques publiques, portant sur les sources ciblées et non ciblées par les politiques nationales. Cette analyse compare les réglementations nationales en Allemagne, au Royaume-Uni et en Pologne.

Ces conclusions sont par ailleurs étayées par une analyse systématique des politiques nationales en matière de biogaz et des initiatives volontaires (Danemark, France, Italie, Suède, Autriche). Un schéma présentant la méthodologie d'analyse des politiques est disponible dans les informations supplémentaires (figure [SI-3](#)).

Limites de l'étude

Bien que cette étude contribue à une meilleure compréhension des émissions de méthane dans le secteur du biogaz, plusieurs limites doivent être prises en compte pour interpréter les résultats et identifier les pistes de recherche futures.

Premièrement, l'étude reposant sur le volontariat plutôt que sur un échantillonnage systématique, elle ne rend pas pleinement compte de la variabilité géographique et technologique des installations (comme indiqué dans la section « Installations de biogaz étudiées et entretiens avec les exploitants »).

Un biais d'autosélection est également possible : les installations à faibles émissions ont peut-être été plus enclines à participer, tandis que les exploitants conscients de leurs émissions élevées – ou ignorant celles-ci – ont pu être moins disposés à le faire. Ces limitations restreignent la généralisation de nos résultats.

Deuxièmement, les méthodes de mesure utilisées présentent des limites.

Plusieurs sources d'émissions importantes (par exemple, les gaz d'échappement des unités de cogénération, les gaz d'échappement des unités de valorisation, le stockage du digestat) n'ont pas été mesurées directement à la source, mais estimées à l'aide de calculs d'ingénierie et de facteurs d'émission (FE) issus de la littérature, ce qui accroît l'incertitude de nos estimations à la source.

De plus, l'incertitude de ± 30 % associée à la méthode GPM limite sa précision pour le contrôle de la conformité à l'échelle d'un site, mais elle est suffisamment robuste pour identifier les profils d'émissions et prioriser les mesures d'atténuation.

Pour certaines applications politiques axées sur les tendances sectorielles ou les stratégies d'atténuation régionales, la méthode fournit des données précieuses à un coût opérationnel relativement faible.

Par ailleurs, les mesures, tant à la source qu'au niveau du site, étaient limitées dans le temps, généralement de 4 à 8 heures, ce qui limite la fiabilité des estimations annualisées. En conséquence, les études utilisant différentes méthodes de mesure peuvent avoir abouti à des estimations plus ou moins élevées.

Troisièmement, l'évaluation environnementale du biogaz était limitée par l'utilisation de facteurs d'émission génériques pour les matières premières.

La prise en compte et l'intégration des spécificités des matières premières et des procédés propres à chaque installation de biogaz permettraient d'obtenir des résultats plus précis.

Cela nécessiterait de connaître les pratiques agricoles relatives aux cultures énergétiques, ainsi que les modalités d'utilisation du digestat après son extraction de l'installation. Des travaux futurs pourraient examiner les émissions du digestat dans diverses conditions afin de déterminer ses émissions de méthane.

Enfin, les limitations liées à la courbe MAC incluent :

(1) les prix du biogaz et du biométhane retenus peuvent ne pas refléter pleinement les prix réels pratiqués par les opérateurs, et ces prix sont considérés comme stables pendant toute la durée du projet ;

(2) les fuites de biogaz sont considérées comme une perte financière pour les opérateurs, ce qui peut ne pas être le cas pour tous les types d'installations, par exemple celles utilisant des déchets ;

(3) le taux d'actualisation retenu est de 8 % ; et (4) les hypothèses concernant l'efficacité, la durée de vie et les coûts des mesures d'atténuation – par exemple, l'efficacité constante des relevés LDAR annuels, alors qu'elle peut diminuer avec le

temps. Une analyse de sensibilité a été réalisée pour tester l'impact de la variation des hypothèses de taux d'actualisation (5 %, 12 %), et les résultats sont résumés dans le tableau [SI-13](#) .

Les études futures pourraient donc se concentrer sur la comparaison des émissions spécifiques à chaque technologie (par exemple, celles provenant de différents systèmes d'alimentation ou types de moteurs) et des stratégies d'atténuation ; la combinaison de mesures ponctuelles avec des systèmes de surveillance continue pour saisir la variabilité temporelle des émissions ; et une collaboration plus étroite avec les opérateurs et les prestataires de services afin d'améliorer la compréhension de la tarification du biogaz et du biométhane ainsi que des coûts des différentes options d'atténuation.

Pour les données et les références, aller sur le site

<https://www.nature.com/articles/s44458-026-00065-3>