

Intégrer les facteurs régionaux de transport et écologiques dans les décisions d'implantation des installations de digestion anaérobie

Résumé

La mise en décharge des déchets alimentaires est une source importante d'émissions de gaz à effet de serre.

La digestion anaérobie (DA) apparaît comme une alternative prometteuse pour gérer conjointement ces déchets et produire de l'énergie biosourcée, mais son adoption à grande échelle est limitée par les coûts de transport et d'exploitation.

Pour réduire ces coûts, les installations de DA doivent être implantées à proximité des sources de déchets alimentaires, des infrastructures de transport d'énergie et des terres arables disponibles pour la gestion du digestat, le sous-produit liquide de la DA.

Riche en nutriments, le digestat peut remplacer les engrais de synthèse dans les exploitations agricoles, mais peut également ruisseler et engendrer des risques écologiques, selon le lieu et la dose d'épandage.

Nous présentons ici un modèle géospatial multicritères permettant d'évaluer l'implantation future des systèmes de DA en fonction

- (1) de la distance de transport des matières premières et des produits de la DA et
- (2) des risques écologiques liés à l'épandage du digestat.

À travers une étude de cas menée dans l'ouest de l'État de New York, nous montrons que seulement 12 % des terres de la zone étudiée sont adaptées à l'implantation de systèmes de DA.

De plus, la distance de transport du digestat pour son épandage est limitée entre 6 et 15 km afin de ne pas dépasser les besoins en nutriments des cultures.

Cependant, la modélisation du ruissellement à l'aide de l'outil d'analyse d'impact hydrologique à long terme (L-THIA) a montré que même les sites disposant d'une capacité suffisante pour recevoir le digestat pouvaient être source de risques pour la qualité de l'eau en aval.

Ce type d'analyse intégrée des contraintes écologiques et économiques liées à l'implantation des unités de méthanisation est essentiel à l'élaboration de stratégies durables de gestion des déchets alimentaires.

Introduction

Plus d'un tiers des aliments produits aux États-Unis ne sont pas consommés¹.

Ce gaspillage représente plus de 24 % des déchets solides municipaux enfouis et entraîne le rejet de 55 millions de tonnes d'équivalent CO₂ chaque année, soit plus de la moitié des émissions totales de méthane provenant des décharges^{2, 3}.

Afin d'atténuer ces impacts et de valoriser les déchets, un nombre croissant d'États américains ont adopté des lois visant à limiter la mise en décharge des déchets organiques^{4, 5}.

Par exemple, l'État de New York a promulgué la loi sur le don et le recyclage des déchets alimentaires afin de réduire l'impact environnemental lié à l'élimination des déchets alimentaires.

Cette loi impose le tri et le recyclage des déchets organiques aux producteurs de plus de 1,81 tonne par semaine et disposant d'une autre option de recyclage à moins de 40 km , d'une capacité suffisante et à un coût abordable⁵ .

À l'instar d'autres politiques de réduction des déchets enfouis qui se développent aux États-Unis, les seuils de conformité sont initialement bas, puis deviennent progressivement plus stricts, laissant ainsi le temps de construire de nouvelles infrastructures régionales capables d'absorber un afflux croissant de déchets ⁶.

Parmi les options de traitement disponibles, la digestion anaérobie (DA) a suscité un vif intérêt en raison de son potentiel de conversion des déchets organiques en bioénergie et autres ressources à valeur ajoutée^{7,8,9,10,11} .

La DA est préférable à la mise en décharge ou à l'incinération, notamment lorsque les résidus liquides sont gérés de manière à récupérer les nutriments ^{1,12} .

Malgré le potentiel de la digestion anaérobie pour la gestion des déchets solides, son adoption à grande échelle reste freinée par des obstacles techniques, économiques et logistiques.

Par exemple, l'implantation de nouvelles unités de méthanisation nécessite la prise en compte de multiples facteurs régionaux ¹³ , notamment la proximité des matières premières, des marchés de l'énergie, des infrastructures de transport d'électricité et des sites d'élimination des sous-produits^{13,14,15} .

Les travaux antérieurs visant à développer des modèles d'implantation spatialement explicites à l'aide de systèmes d'information géographique (SIG) se sont souvent concentrés sur la minimisation des distances de transport entre les sources de déchets organiques et le site de méthanisation.

Les premières approches géospatiales ont permis de définir un espace décisionnel de sites viables situés en dehors des zones d'exclusion, telles que les zones résidentielles ou écologiquement sensibles, mais à proximité des infrastructures énergétiques ^{16,17} .

D'autres études ont utilisé des outils d'analyse de localisation-allocation pour identifier conjointement les sites viables tout en minimisant les coûts grâce à l'optimisation des distances de transport des matières premières ^{18,19,20,21} .

Les programmes linéaires personnalisés fonctionnent de manière similaire à la localisation-allocation, mais prennent en compte des critères économiques supplémentaires pour l'implantation des installations 22 , 23 , 24.

Ces travaux antérieurs soulignent l'importance de la proximité des matières premières et des zones d'exclusion, mais les décisions d'implantation des unités de digestion anaérobie doivent également tenir compte des facteurs régionaux susceptibles d'influencer la gestion en aval des autres sous-produits de la digestion anaérobie 25 .

Un sous-produit particulièrement intéressant est le digestat, le liquide résiduel riche en nutriments issu de la dégradation des matières organiques pour produire du biogaz.

Le digestat contenant de l'azote et du phosphore provenant des matières organiques traitées, il peut être considéré comme un intrant clé pour les systèmes de

biofertilisants circulaires ²⁶ et une alternative potentielle aux produits agrochimiques de synthèse ^{10,11,27,28,29,30} .

Cependant, le profil nutritionnel du digestat peut varier considérablement selon les matières premières utilisées pour la digestion anaérobie (DA) , qui peuvent correspondre à un traitement par fumier seul ou à une co-digestion de fumier avec du lisier de vaches laitières ou d'autres déchets organiques ³¹ . De plus, sa forte teneur en eau rend son transport coûteux, tant sur le plan économique qu'environnemental ^{32,33} .

Les estimations actuelles indiquent que le transport du digestat sur une distance supérieure à 16-32 km du site de DA est prohibitif pour les exploitants ^{34,35} .

De plus, la gestion du digestat introduit de nouveaux risques écologiques encore mal compris.

Du fait de sa forte teneur en eau et de la nécessité d'utiliser des engins lourds pour son épandage, le digestat peut entraîner un compactage du sol plus important que les engrais chimiques traditionnels³⁶ .

Après épandage, la volatilisation de l'ammoniac peut provoquer des dépôts atmosphériques d'azote sous le vent, l'activité microbienne peut libérer des gaz à effet de serre et le ruissellement des excès de phosphore et d'azote lors des orages peut aggraver l'eutrophisation des milieux aquatiques sensibles ^{11 , 37 , 38 , 39} .

Par conséquent, la réglementation relative au calendrier et au volume d'épandage du digestat sur les terres agricoles est similaire à celle des engrais conventionnels⁴⁰ . La gestion du digestat est également complexifiée par la cogestion de déchets organiques tels que le lisier.

Par exemple, si les exploitants d'unités de méthanisation acceptent de plus en plus de lisier, les capacités de stockage sur site et d'épandage sur les terres cultivées à une distance raisonnable pourraient être atteintes.

Le débordement des bassins de stockage lors de fortes tempêtes peut avoir des conséquences néfastes sur la qualité de l'eau ⁴¹ . De même, un épandage excessif d'engrais azotés sur les terres cultivées présente des risques de ruissellement d'azote, de phosphore et de carbone organique (voir par exemple les références 42 , 43 et 44).

Les nutriments présents dans les eaux de ruissellement, notamment le phosphore, sont liés à la qualité de l'eau des écosystèmes d'eau douce, y compris les Grands Lacs ^{45 , 46} , et constituent donc un élément essentiel des objectifs de gestion ⁴⁷ .

En définitive, le stockage et la distribution du digestat pourraient constituer le principal obstacle à la mise en œuvre à grande échelle de la digestion anaérobie comme moyen de réduire la mise en décharge des déchets organiques^{11 , 48 , 49 , 50} .

Bien que des préoccupations relatives aux implications économiques et environnementales de la gestion du digestat aient été soulevées (voir par exemple les références 50 , 51 et 52), à notre connaissance, aucun modèle existant n'a pris en compte simultanément le transport et les impacts potentiels sur la qualité de l'eau liés à cette gestion parmi les critères d'implantation régionaux de nouvelles unités de méthanisation.

Notre objectif était donc de démontrer comment les décisions d'implantation et d'exploitation d'une unité de méthanisation peuvent être influencées par l'intégration des aspects économiques et écologiques de la gestion du digestat, en complément des considérations traditionnelles relatives au transport des déchets végétaux et à la valorisation énergétique des produits.

À cette fin, nous avons créé un nouveau modèle spatial multicritères intégrant la disponibilité et le transport des matières premières pour la méthanisation (déchets végétaux et lisier de vaches laitières), les caractéristiques paysagères pertinentes sur le plan écologique (occupation et utilisation des sols, cultures agricoles et écosystèmes sensibles) et les risques écologiques potentiels en aval liés au rejet de nutriments.

Appliqué à une région d'étude de cas située dans l'ouest de l'État de New York, le modèle a permis d'évaluer l'approvisionnement en déchets végétaux, la capacité d'élimination du digestat et les risques écologiques selon différents scénarios d'implantation de digesteurs.

Ces méthodes utilisent des ensembles de données pertinents et faisant autorité dans la région étudiée pour évaluer le développement des infrastructures régionales afin d'atteindre les objectifs politiques et de minimiser les risques écologiques, contribuant ainsi à un processus décisionnel plus large pour une gestion durable des forêts.

Résultats et discussion

Les résultats présentés ici caractérisent d'abord la disponibilité de sites dans l'État de New York où des digesteurs pourraient théoriquement être construits pour recevoir l'augmentation prévue de déchets solides ingérés (DSI) détournés des décharges suite à la mise en œuvre de la politique.

Nous nous concentrons ensuite sur l'ouest de l'État de New York et combinons ces résultats avec des estimations de la quantité et de la localisation des DSI et du fumier qui devraient être envoyés à une installation de co-digestion anaérobie, ainsi que sur la superficie et la localisation des champs agricoles où le digestat liquide résultant pourrait être épandu.

Le fumier assurant la stabilité et améliorant le rendement en biogaz ^{53, 54, 55}, la co-digestion a été considérée comme le scénario de référence, comparé à un second scénario de digesteurs dédiés uniquement aux DSI.

L'ensemble des sites ainsi obtenus, répondant à tous les critères de gestion des matières premières et du digestat, est ensuite évalué du point de vue du risque écologique, et plus précisément du risque de ruissellement de phosphore provenant du digestat épandu dans les cours d'eau locaux.

Le phosphore était le nutriment clé suivi pour notre modélisation car il est conservé pendant la digestion et le stockage (contrairement au carbone et à l'azote) ^{39, 56}, est nécessaire à la croissance des cultures et contribue à l'eutrophisation ⁵⁷.

Évaluation d'exclusion des terres

Environ 11,1 % du territoire de l'État de New York répond aux critères minimaux d'implantation et est donc considéré comme théoriquement viable pour la construction d'installations de méthanisation (Fig. 1).

Ce résultat tient compte de la proximité des voies d'accès routières, de la taille minimale requise pour la construction d'un digesteur, des distances minimales à respecter par rapport aux plans d'eau et aux terres protégés, ainsi que de l'exclusion

des zones résidentielles et commerciales, des autoroutes et des écoles. Les sites viables sont plus fréquents près du centre de l'État, loin des grandes villes et des zones peuplées.

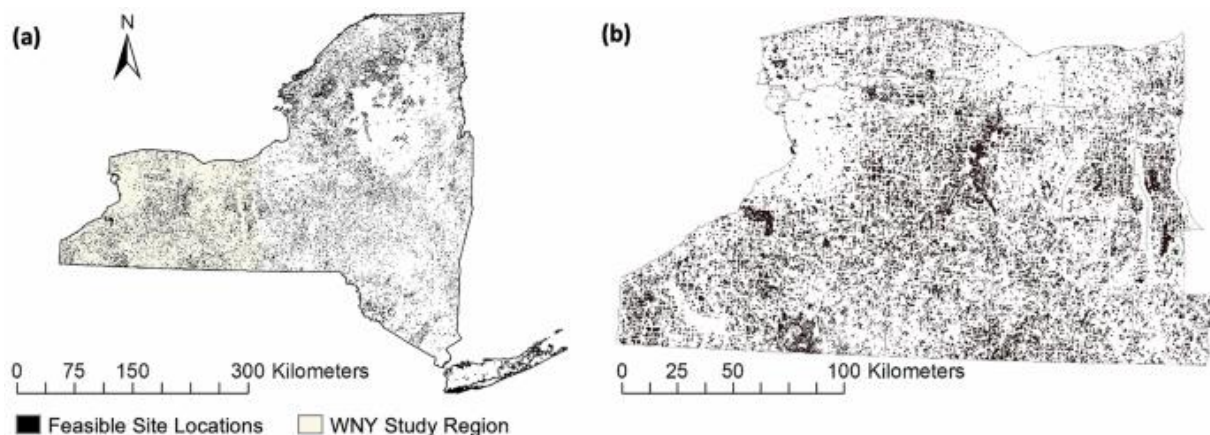
L'exclusion du parc Adirondack, protégé par le NYSDEC, a éliminé une vaste zone au nord-est. La région de New York et Long Island offrent peu de sites appropriés en raison de leur urbanisation importante.

Dans la région étudiée de l'ouest de l'État de New York, la proportion de terres viables (12,1 %) est similaire à l'estimation pour l'ensemble de l'État (Fig. 1b), avec une plus grande disponibilité dans les zones rurales en dehors des villes de Buffalo (nord-ouest) et de Rochester (centre-nord).

Cependant, un examen plus approfondi a révélé trois problèmes : la zone de faisabilité située à l'ouest correspond à des terres tribales, et à l'est, à une base militaire et à la forêt nationale des Finger Lakes (au sud). Ces régions seraient exclues manuellement en pratique,

ce qui suggère que les modèles spatiaux nécessitent une adaptation plus poussée pour tenir compte des spécificités régionales. Néanmoins, nos résultats montrent que l'État de New York présente un profil d'aptitude des terres similaire à celui observé dans une étude comparable menée au Vermont (12 %) ^{17,18}, mais inférieur à celui des zones rurales du Canada (environ 32 %) ¹⁹.

Fig. 1 : Emplacements potentiels des digesteurs anaérobies dans l'État de New York.



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

Image en taille réelle

L'analyse porte sur deux sites :

- a) l'État de New York dans son ensemble et
- b) La région de l'ouest de l'État de New York (WNY), qui présentent une superficie suffisante et répondent aux critères minimaux d'inclusion foncière pour la construction d'un digesteur anaérobie destiné à traiter les déchets alimentaires. La ville de New York est exclue de l'analyse car elle est régie par une loi locale sur la gestion des déchets organiques antérieure à la réglementation de l'État.

Quantité et disponibilité du fumier et des déchets alimentaires

Nous avons estimé la quantité de déchets solides (DS) et de fumier produite dans un rayon d'approvisionnement pour chaque site potentiel (c'est-à-dire la quantité de matière produite dans un rayon défini autour de chaque emplacement).

Cette estimation a montré que les matières premières potentielles pour la méthanisation sont principalement associées aux centres urbains et aux élevages

industriels (Fig. 2a). La production de fumier domine la disponibilité des matières premières (1,3 million de tonnes par an) , avec un maximum dans le centre agricole de la région étudiée (Fig. 2 ;

Approvisionnement maximal en DS et en fumier), où les DS ne représentent que 0,4 % de la matière première totale.

À titre de comparaison, la plus grande installation de méthanisation actuelle au monde traite 304 000 tonnes (335 000 tonnes US) de matières par an⁵⁸ .

Plus près des centres-villes, la contribution des DS aux matières premières organiques totales atteint un pic de 19,8 % car la disponibilité du fumier est nettement plus faible dans ces régions (Fig. 2a ; Approvisionnement maximal en DS ; voir également la Fig. S4 des informations supplémentaires pour la disponibilité des DS uniquement).

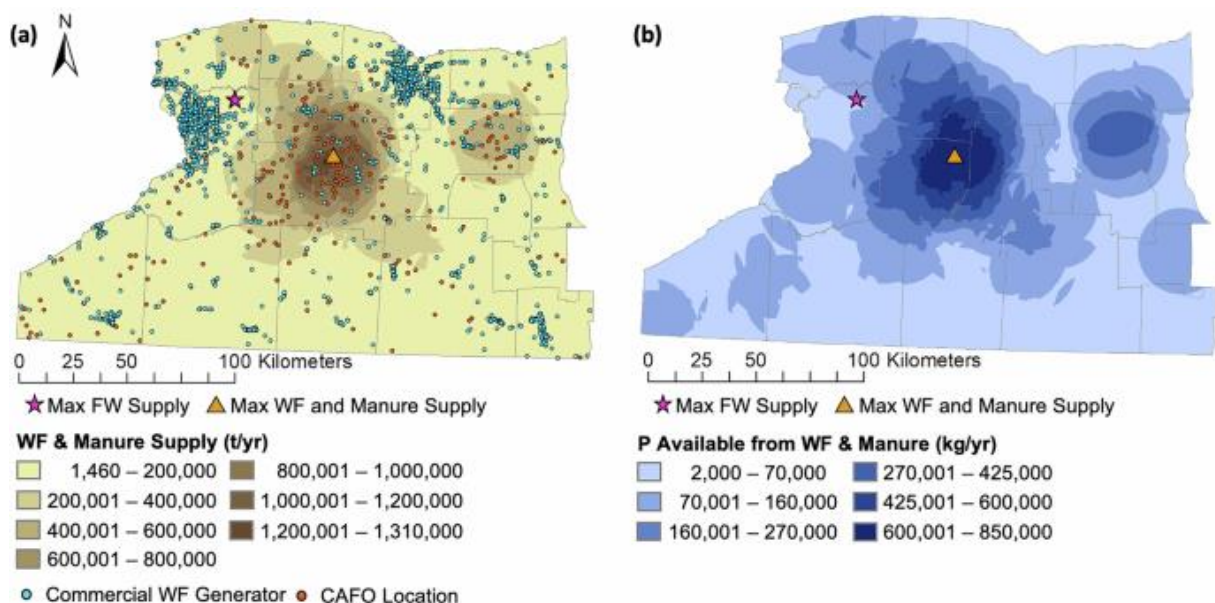
Cette analyse constitue une première étape utile pour le choix de l'emplacement des digesteurs en identifiant les zones où les approvisionnements en matières premières (fibres de bois et/ou fumier) sont les plus importants, permettant ainsi de minimiser les coûts de transport dès l'approvisionnement.

Ces flux de matières premières ont été convertis en équivalents phosphore afin de suivre les nutriments entrant dans les systèmes de digestion anaérobie et qui devront être traités sous forme de digestat.

Les cartes obtenues présentent des tendances similaires à celles de l'analyse précédente des déchets organiques totaux (Fig. 2b).

Cependant, les fibres de bois ayant une teneur en phosphore supérieure à celle du fumier, leur contribution au flux de phosphore entrant dans les digesteurs atteint 36 % à l'endroit où leur concentration est maximale et 0,8 % à l'endroit où la disponibilité totale en déchets organiques est la plus élevée.

Fig. 2 : Les matières premières issues du fumier et des déchets alimentaires sont disponibles pour la digestion anaérobie.



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

Image en taille réelle

Production annuelle de **lisier** et de déchets alimentaires (DA) et **teneur** en phosphore (P) correspondante.

Les estimations reposent sur la production annuelle de lisier issue d'élevages industriels (points rouges) et sur la production de déchets alimentaires (DA) par des producteurs commerciaux (points bleus), dans un rayon de transport de 20 et 40 km, respectivement, autour des sites potentiels de méthanisation.

L'étoile rouge et le triangle orange indiquent les sites où l'on peut s'approvisionner en DA (DA max) ou en DA et lisier (DA max et approvisionnement en lisier max), respectivement, lorsque les deux sources sont évaluées séparément.

Capacité d'acceptation du phosphore par les terres agricoles

Environ 98 % des terres cultivées de la région étudiée sont théoriquement aptes à recevoir du digestat comme amendement du sol, notamment le maïs, l'herbe, le foin, le soja, le blé d'hiver et les haricots secs cultivés sur plus de 10 000 ha.

La quantité de phosphore pouvant être épandue sur les champs a été considérée comme équivalente à la quantité de phosphore contenue dans le rendement de la culture.

Le maïs et le foin, qui représentent à eux deux 60 % des cultures totales, présentent le rendement en phosphore le plus élevé de toutes les cultures considérées ($> 30 \text{ kg P ha}^{-1}$ par récolte) et, par conséquent, la plus grande capacité potentielle d'absorption du digestat.

Ces estimations reflètent un niveau prudent d'épandage potentiel de digestat, car les recommandations agronomiques en matière de fertilisation sont complexes en pratique⁵⁹.

Néanmoins, pour valider la capacité potentielle au champ, nous avons estimé l'épandage typique de phosphore (P) sur les parcelles en utilisant les doses d'application de digestat recommandées ($20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ à une densité moyenne de matière sèche de 985 kg m^{-3})⁶⁰ et la concentration de P dans le digestat issu de déchets de culture (DF) ou de fumier (tableaux S2 et S3 des informations supplémentaires).

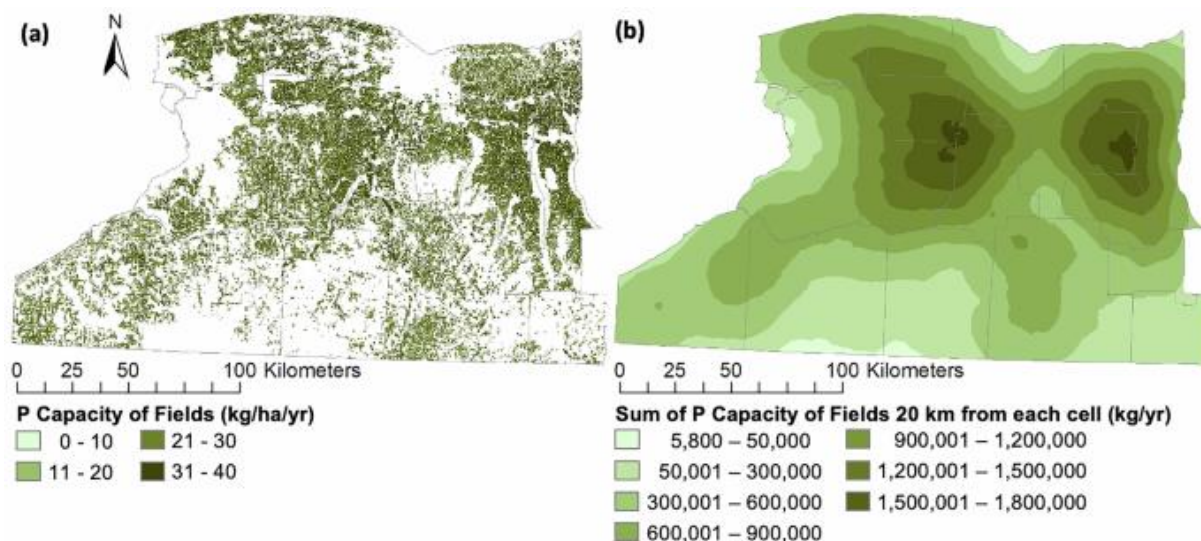
Nous avons ainsi déterminé des doses potentielles d'application de P de $28,2 \text{ kg P ha}^{-1}$ pour le DF et de $12,6 \text{ kg P ha}^{-1}$ pour le digestat issu de fumier. À titre de comparaison, la dose de fertilisation recommandée pour un rendement modeste de maïs-grain et une fertilité du champ optimale est de $41,6 \text{ kg ha}^{-1}$ (sur la base d'une dose de $95,3 \text{ kg P}_2\text{O}_5 \text{ ha}^{-1}$ d'après le tableau 7.4 de la référence 61).

La comparaison de ces valeurs avec la capacité potentielle de fixation du phosphore (P) des parcelles (environ $11 \text{ à } 40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$; Fig. 3a) suggère que notre estimation de la capacité de fixation du P des parcelles est cohérente avec les taux d'épandage habituels du digestat et des engrais inorganiques traditionnels.

La forte capacité de fixation du phosphore de ces cultures, associée à leur prédominance dans les régions centre et est de la zone d'étude (Fig. S3 des informations supplémentaires), a conduit à la capacité d'application la plus élevée dans cette région (Fig. 3a).

Sans surprise, ces cultures fourragères sont implantées à proximité des élevages industriels les plus denses, ce qui représente une opportunité de minimiser les distances de transport entre les lieux de production du fumier et d'utilisation du digestat.

Fig. 3 : Capacité d'acceptation du phosphore dans les champs entourant les sites potentiels de digestion anaérobie.



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

Image en taille réelle

a) Quantité maximale de phosphore (P) pouvant théoriquement être absorbée par les cultures individuelles entourant les sites potentiels de digestion anaérobie. Cette estimation repose sur l'hypothèse que tout lisier provenant d'élevages industriels voisins serait codigéré avec les déchets alimentaires, augmentant ainsi le nombre de parcelles disponibles pour l'épandage du digestat.

b) Capacité d'épandage de phosphore cumulée des parcelles situées dans un rayon de transport de 20 km autour de chaque site potentiel de digestion. Ce rayon représente la distance pratique sur laquelle le digestat peut être transporté du digesteur anaérobie vers une parcelle voisine pour épandage.

Les capacités d'épandage de phosphore des parcelles diminuent si le transport est limité à un rayon de 10 km autour de chaque site de digestion (Fig. S5 des informations supplémentaires).

Cependant, l'épandage du digestat sur les champs est limité par la distance de transport. Avec un rayon de transport maximal de 20 km autour de chaque site potentiel de méthanisation, de nombreux sites du centre et de l'est du pays présentent une capacité supérieure à 1 000 000 kg/an (Fig. 3b).

En revanche, si la distance maximale de transport du digestat est limitée à 10 km de l'installation de méthanisation (réduisant ainsi la superficie totale entourant chaque site potentiel de 125 664 à 31 416 ha), la capacité d'absorption du phosphore chute considérablement.

La majeure partie de la capacité régionale devient alors inférieure à 300 000 kg/an, et la capacité maximale (environ 625 000 kg/an) se concentre dans une petite région de l'est (Fig. S5 des informations supplémentaires).

La distance de transport du digestat constitue donc une contrainte majeure pour la taille des nouvelles installations de méthanisation. Nous avons également modélisé un scénario pour les seules unités de méthanisation de fumier (WF AD), avec la contrainte que le fumier issu d'élevages industriels (CAFO) soit prioritaire pour l'épandage sur les champs, et que le digestat issu de WF ne puisse être épandu que si la capacité n'est pas déjà saturée par la production de fumier existante. Dans ce cas, la capacité d'épandage du nouveau digestat issu exclusivement de WF est

considérablement réduite sur la majeure partie de la zone d'étude, pour une distance de transport du digestat de 20 km (Fig. S6 a et b) et de 10 km (Fig. S6 c).

Comparaison de la production potentielle de phosphore issu du digestat et de la capacité des terres agricoles

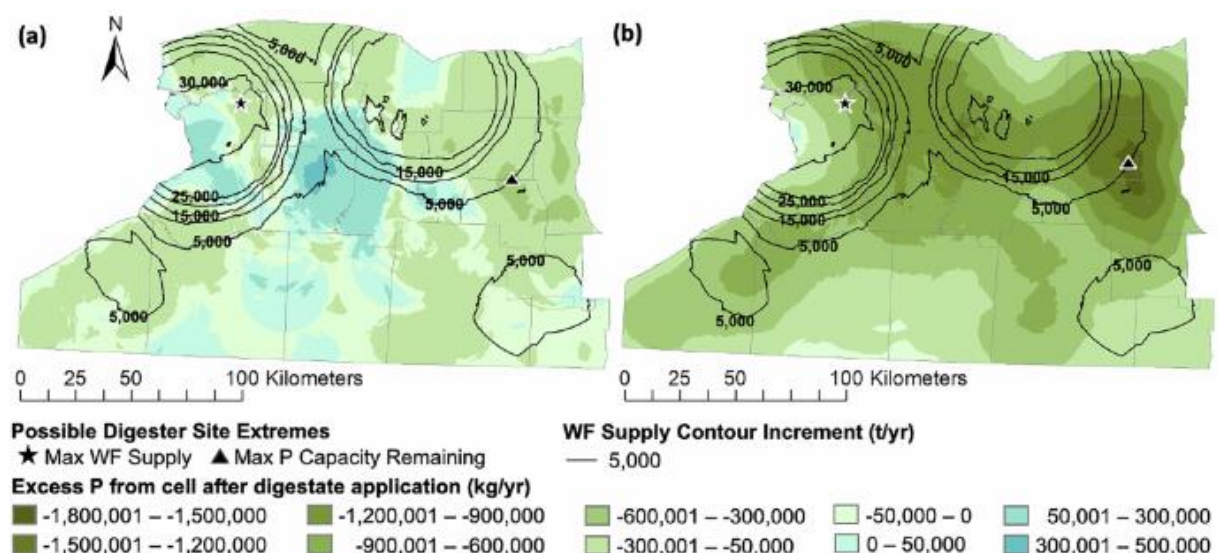
L'introduction de critères de préférence d'implantation, incluant le transport des déchets et l'élimination du digestat, complexifie l'identification des avantages et des inconvénients des différents sites de méthanisation.

Afin d'évaluer ces compromis, nous avons réalisé une analyse des écarts et comparé le potentiel de phosphore issu du digestat pour chaque site envisageable à la capacité des terres cultivées environnantes à absorber ce matériau.

Cette analyse a révélé des zones de saturation et des zones de capacité résiduelle. Environ 27 % des sites envisageables présentent une quantité de phosphore disponible supérieure à la capacité d'absorption des champs dans un rayon de transport de 10 km (Fig. 4a).

Doubler ce rayon permet d'éliminer la majeure partie de la surabondance dans la région, à l'exception d'une petite zone à l'ouest de Buffalo (Fig. 4b) où l'urbanisation rend le projet impossible, quelle que soit la distance de transport (Fig. 1).

Fig. 4 : Disponibilité excédentaire du phosphore restant après l'épandage du digestat sur les terres.



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

Image en taille réelle

Les valeurs de cette figure représentent la disponibilité nette en phosphore (P), prenant en compte le phosphore contenu dans les déchets alimentaires (DA) et le fumier provenant de la zone d'approvisionnement autour des sites potentiels de méthanisation, moins les capacités d'absorption du phosphore des parcelles situées dans un rayon de transport de 10 km (a) et 20 km (b) autour de chaque site potentiel.

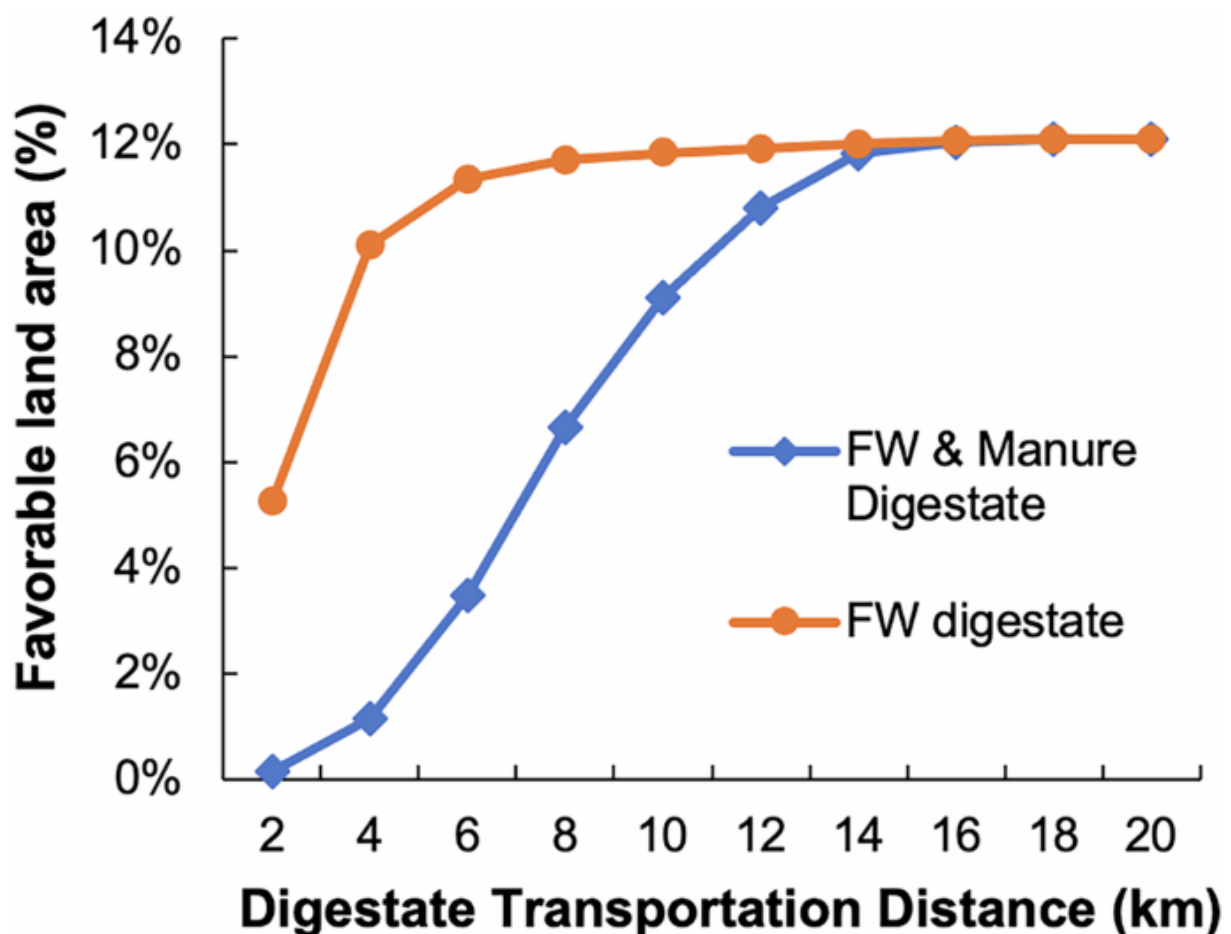
Les valeurs positives (en bleu) indiquent un excès de phosphore, tandis que les valeurs négatives (en vert) indiquent une capacité restante. Deux cas extrêmes sont présentés : l'étoile noire représente le site potentiel de méthanisation où la plus grande quantité de déchets alimentaires pourrait être fournie (Approvisionnement maximal en DA), et le triangle noir représente le site potentiel de méthanisation qui permettrait d'obtenir la capacité restante maximale des parcelles pour l'absorption du phosphore (Capacité maximale d'absorption du phosphore restante).

Nous avons évalué l'impact de la distance de transport sur la proportion de terres répondant aux critères d'exclusion et ne dépassant pas la capacité potentielle d'épandage du digestat, par incréments de 2 km (Fig. 5).

En considérant le lisier codigéré et les déchets de culture, la superficie favorable augmente progressivement avec le rayon de transport, pour atteindre un plateau à environ 15 km. Ainsi, des distances plus longues augmentent la capacité d'épandage du digestat, permettant l'utilisation de digesteurs plus grands et le détournement des déchets de culture, mais accroissent également les coûts de main-d'œuvre et de carburant.

Nous reconnaissons ici que l'utilisation de la distance en ligne droite entre les sites potentiels de digesteurs et les champs peut sous-estimer la distance réelle parcourue en raison de la sinuosité inhérente des réseaux routiers ; compte tenu de la plus faible densité routière, cette sous-estimation peut être plus importante en milieu rural qu'en milieu urbain⁶² .

Fig. 5 : L'influence de la distance de transport du digestat sur la quantité de terres favorables à l'implantation de digesteurs anaérobies.



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

Image en taille réelle

Le pourcentage de terres disponibles présentant des conditions favorables à l'implantation d'un digesteur anaérobie dans l'ouest de l'État de New York est représenté en fonction de la distance de transport du digestat vers les champs voisins pour épandage.

Les terres considérées comme favorables sont celles où l'implantation d'un digesteur anaérobie n'entraînerait pas une quantité de phosphore épandue supérieure à la capacité d'absorption des champs situés dans ce rayon de transport. Ce graphique illustre deux scénarios : l'un où le digestat est produit par la co-digestion de déchets

alimentaires et de fumier (courbe bleue), et l'autre où de plus faibles volumes de digestat sont produits par la digestion des seuls déchets alimentaires (courbe orange).

En revanche, pour la digestion exclusivement à partir de déchets végétaux (DFV), la disponibilité des terres double approximativement entre deux et quatre kilomètres de transport, puis se stabilise à 12 % de la superficie totale pour une distance de transport de 10 km (Fig. 5).

L'élimination du fumier des matières premières réduit considérablement le volume de digestat à gérer, ce qui suggère que l'implantation de digesteurs de DFV dans des régions non saturées par les matières issues de l'élevage intensif pourrait permettre de diminuer les besoins de stockage, de limiter la sursaturation des sols et de réduire les problèmes de qualité de l'eau en aval.

Ces résultats soulignent la nécessité d'intensifier la recherche et le développement de technologies de digestion exclusivement à partir de DFV, potentiellement à des échelles plus petites et plus distribuées. Les digesteurs de DFV présentent des avantages supplémentaires liés au potentiel de production de biométhane plus élevé des DFV par rapport au fumier^{63,64} et à la possibilité de produire un digestat plus riche en nutriments²⁹ .

Cependant, le développement à grande échelle des digesteurs fonctionnant exclusivement aux déchets alimentaires (WF) se heurte actuellement à des difficultés importantes, principalement liées à la nature de la matière première. Celle-ci présente une grande variabilité, notamment en ce qui concerne sa teneur en lipides et en ammonium, ce qui entraîne une instabilité, un dysfonctionnement de la communauté microbienne et des phénomènes de moussage ^{65,66} . De plus, la présence d'emballages alimentaires et la persistance d'autres matières non alimentaires associées aux déchets alimentaires nécessitent un prétraitement pour déconditionner la matière organique et une vigilance accrue quant aux contaminants tels que les microplastiques ^{67,68} .

Si la co-digestion avec du fumier assure une stabilisation, des innovations technologiques supplémentaires sont nécessaires pour le déploiement complet des digesteurs WF, permettant ainsi une implantation plus dispersée dans les zones non issues d'élevages industriels.

La capacité excédentaire d'application du digestat observée dans notre zone d'étude pourrait également être considérée comme une opportunité pour détourner d'autres flux de déchets organiques, notamment ceux provenant de sources industrielles, résidentielles et agricoles.

Cependant, le caractère fortement agricole de notre région d'étude et le fort gradient entre les systèmes urbains et ruraux permettent de minimiser les distances de transport tout en maximisant l'approvisionnement en matières premières.

Cela pourrait ne pas être le cas dans toutes les régions où la disponibilité en fibres brutes est élevée, soulignant une fois de plus la nécessité de progrès technologiques dans la transformation de ces fibres.

Risque de ruissellement du phosphore

L'analyse précédente a permis d'identifier des sites théoriquement viables pour de nouvelles unités de méthanisation, en fonction de leur adéquation, de la disponibilité de fumier et de l'accès à des champs potentiels pour l'épandage du digestat.

Cependant, la diversité des cultures, de la qualité des sols, de la pente et des pratiques agricoles induit une hétérogénéité spatiale du risque environnemental lié au ruissellement des nutriments dans les parcelles agricoles⁶⁹ .

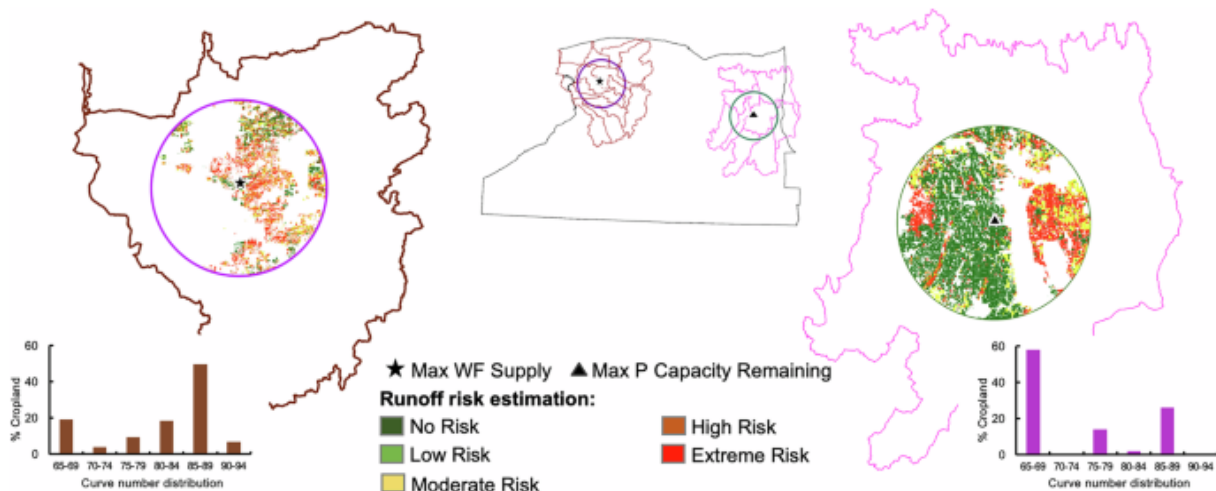
Deux scénarios ont été définis : un site présentant la plus grande disponibilité de fumier dans le rayon d'approvisionnement (Approvisionnement maximal en fumier) et un site disposant de la plus grande superficie de terres arables pour recevoir le digestat (Capacité maximale restante) (Fig. 4 ; indiqué par une étoile ou un triangle, respectivement).

Le site « Approvisionnement maximal en fumier » dispose d'une capacité résiduelle d'épandage de digestat à 10 et 20 km, aussi bien pour le scénario fumier + fumier que pour le scénario fumier seul, en raison du faible nombre d'élevages industriels dans cette région (Fig. 4 et 5 , respectivement).

Les terres cultivées situées à moins de 20 km des sites potentiels de méthanisation, pour les scénarios d'approvisionnement maximal en eau et de capacité maximale de stockage du phosphore, représentaient respectivement 20 % et 53 % de la superficie totale (Fig. 6).

Toutefois, la disponibilité des terres à elle seule ne garantit pas l'absence de risque écologique.

Fig. 6 : Risques de ruissellement du phosphore provenant de l'épandage de digestat sur les terres.



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

Image en taille réelle

Estimation du risque de ruissellement de phosphore provenant des terres cultivées dans un rayon de 20 km autour de deux scénarios d'implantation de digesteurs.

Le scénario de gauche, marqué d'une étoile noire au centre de la carte, correspond à un site potentiel de digesteur dans le bassin versant de la rivière Niagara, où la plus grande quantité de déchets alimentaires peut être fournie (approvisionnement maximal en déchets alimentaires).

Le scénario de droite, marqué d'un triangle noir au centre de la carte, correspond à un site potentiel de digesteur dans le bassin versant du lac Seneca, présentant la capacité de stockage du phosphore la plus élevée (capacité maximale restante).

Dans chaque zone d'intérêt, les terres cultivées sont colorées selon un indice, calculé en fonction du type de sol, de la pente et du type de culture.

Les histogrammes insérés indiquent la répartition des terres cultivées selon cet indice ; les indices les plus bas correspondent à un risque réduit de ruissellement de nutriments après épandage de digestat.

Le modèle d'analyse d'impact hydrologique à long terme (L-THIA) est un modèle de bassin versant utilisé pour estimer le ruissellement, et plus particulièrement pour les

régions agricoles du bassin des Grands Lacs ^{70,71} . Le L-THIA intègre le coefficient de courbe (CN), un paramètre de ruissellement moyen qui inclut le ruissellement de surface et l'infiltration/l'absorption initiale, et fournit une évaluation relative du volume de ruissellement à partir d'un emplacement donné⁷².

Nous avons utilisé le CN comme une estimation spatiale explicite du risque écologique à l'échelle du bassin versant, comme cela a été fait précédemment pour estimer le risque d'inondation⁷³, un CN plus élevé indiquant un potentiel de ruissellement plus important.

Sur le site Max WF, 74 % des terres cultivées présentaient un CN > 80, ce qui indique un risque de ruissellement plus élevé sur ces parcelles, comparativement aux 28 % seulement de la superficie cultivée plus étendue du scénario Max P Capacity présentant un CN > 80.

Ainsi, à l'une des extrémités du spectre (Max P Capacity), il existe un excédent de terres agricoles disponibles pour l'élimination des eaux de ruissellement, ce qui permet d'éviter les terres marginales soumises à un risque élevé de ruissellement.

À l'autre extrême (Max WF), des terres agricoles limitées avec une plus grande proportion de terres à fort potentiel de ruissellement de phosphore peuvent forcer l'application de digestat dans des circonstances indésirables, augmentant ainsi le risque pour les écosystèmes aquatiques sensibles.

En utilisant le CN, la répartition des cultures dans la région étudiée et une concentration représentative de phosphore provenant du ruissellement agricole⁷⁴, le modèle L-THIA a estimé que le ruissellement potentiel de phosphore des terres agricoles dans le scénario Max WF était environ le double de celui du scénario Max P Capacity dans les conditions actuelles (1,26 contre 0,69 kg ha⁻¹ an⁻¹).

Ainsi, le rejet de phosphore par la région dans le scénario Max WF est déjà élevé, et la charge supplémentaire liée à l'élimination du digestat pourrait aggraver le risque d'eutrophisation.

Bien que ces estimations soient basées sur des pratiques agricoles courantes et ne visent pas à refléter le rejet réel de phosphore dans les cours d'eau suite à l'épandage de digestat, les différences importantes dans les impacts potentiels sur la qualité de l'eau en aval démontrent la variabilité des options d'implantation possibles en matière de risque écologique.

Tout écart par rapport à la fertilisation typique des champs — par exemple, une sur-épandage de digestat sur certaines parcelles — entraînera probablement un ruissellement de phosphore plus important que celui estimé ici.

L'association de cette évaluation de la qualité des terres agricoles à la quantité potentielle de digestat recevable permet une évaluation plus complète, prenant en compte à la fois la disponibilité des terres à une distance de transport raisonnable et les caractéristiques des parcelles vis-à-vis de la qualité de l'eau en aval.

Ces deux aspects sont essentiels au développement durable des infrastructures régionales de méthanisation, permettant des systèmes de valorisation des déchets liquides à la fois rentables et respectueux de l'environnement.

Par conséquent, de futurs outils de sélection de sites combinant capacité et qualité sont nécessaires pour maximiser le potentiel de valorisation sans compromettre la qualité environnementale.

Limites et besoins futurs en matière de recherche

La gestion du digestat, composante essentielle de la gestion des déchets végétaux, n'a pas encore été prise en compte dans le déploiement de la méthanisation.

Or, les résultats présentés ici soulignent son importance pour l'élaboration des politiques, l'amélioration des procédés et le développement du marché¹¹, ²⁶, ⁷⁵, ⁷⁶ .

Cette étude de cas a mis en lumière trois points importants : la distance de transport du digestat peut limiter le potentiel d'implantation des unités de méthanisation ; la co-méthanisation peut entraîner une surutilisation du digestat en raison de la nécessité de gérer à la fois les déchets végétaux et le fumier dans les zones à forte densité d'élevages industriels ; et la disponibilité et l'adéquation des terres arables doivent être évaluées afin de réduire le risque écologique lié à l'épandage de digestat.

Lorsque les exploitants d'unités de méthanisation sont confrontés à des contraintes de distance pour le transport du digestat, la capacité d'épandage de ce dernier sur les terres agricoles avoisinantes s'en trouve considérablement réduite. Si la gestion du digestat n'est pas anticipée, il peut s'avérer nécessaire de construire des bassins de stockage supplémentaires, d'augmenter le risque de surépandage et d'impacter la qualité de l'eau en aval, ou encore de recourir à un traitement coûteux des eaux usées issues de la valorisation du digestat résiduel³³ . Par conséquent, la gestion des sous-produits de la valorisation des déchets solides, tels que le digestat, doit être prise en compte lors de l'élaboration de politiques et de mesures incitatives. Par exemple, les politiques étatiques imposant le détournement des déchets solides des décharges pourraient inclure des mécanismes économiques visant à subventionner les coûts de gestion du digestat ou à encourager l'implantation des unités dans des zones présentant une disponibilité foncière maximale et des risques écologiques minimaux. Dans le cas de l'ouest de l'État de New York, une implantation optimale permettrait d'équilibrer la plus grande disponibilité de déchets solides, la capacité d'absorption du phosphore maximale et le risque de ruissellement le plus faible, comme illustré dans l'exemple de la capacité maximale d'absorption du phosphore.

Les résultats illustrent également la tension liée à la gestion de deux flux de déchets organiques complexes et croissants : les déchets végétaux et le fumier. Bien que la co-implantation de systèmes de digestion anaérobie des déchets végétaux avec des élevages industriels soit une pratique courante, elle accroît considérablement la production locale de digestat.

L'utilisation du digestat comme engrais est limitée par des rapports azote/phosphore plus faibles²⁵ et, comparativement au fumier brut épandu sur les terres, par une teneur en humidité plus élevée⁷⁷ et une teneur globale en nutriments plus faible ³⁹ .

La digestion anaérobie des déchets végétaux seuls peut favoriser la décentralisation, diminuer les coûts de transport des déchets végétaux et réduire les risques écologiques, mais se heurte à des obstacles technologiques pour garantir des performances stables et constantes.

Il est donc essentiel de poursuivre les recherches et le développement technologique afin d'améliorer la digestion des déchets végétaux seuls et de mettre au point d'autres méthodes de valorisation présentant moins de risques liés aux sous-produits.

Parallèlement, le développement technologique est également crucial pour améliorer le traitement et la valorisation du digestat, notamment par l'adsorption sur biochar⁷⁸ et la précipitation de struvite ⁷⁹ , afin de

réduire le volume de digestat, d'augmenter sa concentration en nutriments et de diminuer les coûts de transport et d'épandage^{75, 76, 80, 81} .

D'autres options incluent l'intégration de la production d'acide lactique, afin d'optimiser les avantages économiques et de tirer parti du caractère unique de la digestion anaérobie exclusivement composée de déchets organiques (FO)⁸² .

La flexibilité accrue dans la gestion du digestat permise par ces améliorations pourrait offrir l'opportunité non seulement d'accroître le détournement des FO provenant de sources multiples, mais aussi d'améliorer la circularité de l'utilisation et de la réutilisation des nutriments en agriculture⁸³ .

De plus, nous démontrons que la disponibilité des terres arables doit être complétée par une analyse spatiale des risques de pollution en raison de l'hétérogénéité du potentiel de ruissellement liée aux caractéristiques du paysage.

Les outils de modélisation du ruissellement peuvent compléter une analyse spatiale de la disponibilité des matières et de la capacité d'absorption du digestat par les parcelles afin de déterminer de manière proactive si l'épandage de digestat risque d'entraîner un surplus de nutriments et des conséquences écologiques indésirables à l'échelle régionale⁸⁴ .

Ces outils sont rarement intégrés aux modèles traditionnels d'implantation et d'optimisation, mais pourraient être plus largement utilisés pour promouvoir un développement économiquement et écologiquement durable des infrastructures de gestion des eaux pluviales.

Les hypothèses de cette étude reposent sur des données et des conditions propres à la région étudiée et devraient être approfondies et étayées à mesure que les connaissances sur les systèmes de digestion anaérobie progressent. Par exemple, nous avons utilisé plusieurs hypothèses pour simplifier la modélisation de l'approvisionnement et du transport du digestat.

Nous avons supposé un approvisionnement constant en digestat, plutôt qu'une variation liée aux tendances saisonnières de production ⁸⁵ . De plus, nous avons limité l'approvisionnement en digestat aux seules installations situées dans le rayon d'approvisionnement autour de chaque site de digestion potentiel, en utilisant des statistiques focales.

Cette méthode peut surestimer la disponibilité car elle ne tient pas compte du réseau routier existant⁸⁶ . De futures itérations pourraient permettre une analyse plus robuste grâce à l'analyse du réseau routier et à une prise en compte plus large de l'utilisation régionale des engrais et des cultures adaptées à la fertilisation au digestat.

Les exclusions fondées sur la distance, prévues par la législation de l'État de New York, visent à identifier les producteurs de déchets qui devront gérer leurs déchets solides, et non à définir les distances de collecte.

Toutefois, les systèmes de collecte des déchets solides, intégrés à la logistique des déchets, sont encore émergents et en pleine évolution, et seront probablement confrontés à des problèmes de viabilité économique.

Par conséquent, des travaux complémentaires prenant en compte une analyse plus détaillée du système de transport, ainsi que la variabilité spatiale et saisonnière de la production de déchets solides, permettront de mieux comprendre la faisabilité systémique de la collecte de ces déchets auprès des producteurs et de leur transport vers les installations de traitement, dans le cadre d'un écosystème de solutions de gestion des déchets solides.

Méthodes

Notre objectif principal était de développer des méthodes d'identification de sites potentiels pour des unités de méthanisation utilisant des déchets solides provenant de producteurs commerciaux et du fumier d'exploitations laitières de l'État de New York, en particulier dans l'ouest de l'État.

Un organigramme de la méthodologie est présenté dans les informations supplémentaires (figure S1).

Brièvement, nous avons identifié les sites potentiels où de nouvelles unités pourraient théoriquement être construites grâce à une méthode d'évaluation foncière exhaustive à l'échelle de l'État.

Ensuite, nous avons calculé la masse de déchets solides et de fumier nécessaires à la co-digestion dans un rayon donné autour de chaque site, estimé la quantité de phosphore qui serait contenue dans le digestat produit et évalué la capacité des cultures à absorber le phosphore en fonction de la distance de transport depuis le digesteur.

Enfin, l'équilibre relatif du phosphore entre l'apport de matières premières et la capacité d'absorption des cultures a été évalué afin de générer une couche d'information environnementale permettant d'identifier les sites optimaux.

L'évaluation environnementale a été réalisée à l'aide d'Esri ArcMap 10.6, selon le système de coordonnées projetées UTM Zone 18N. Les analyses ont été effectuées sur une grille raster de cellules de 30 m × 30 m couvrant la zone d'étude ; cette résolution spatiale a été jugée suffisante pour l'étude et correspond aux données d'occupation et d'utilisation des sols sous-jacentes. Le modèle évalue l'importance des apports de matières disponibles dans un rayon d'apport autour de chaque cellule et la capacité d'épandage ultérieur du digestat résultant sur les champs situés dans un rayon d'épandage autour de chaque cellule (Fig. S1).

Région d'étude de cas

Cette analyse porte sur l'ouest de l'État de New York (WNY), où la méthanisation du fumier est une pratique courante, certaines installations acceptant également les déchets organiques pour la co-digestion en partenariat avec des producteurs et transporteurs de déchets organiques⁸⁷ .

La région abrite les deuxième et troisième villes les plus peuplées de l'État (Buffalo et Rochester), comprend les régions 8 et 9 du Département de la conservation de l'environnement de l'État de New York⁸⁸ , et concentre 46 % des terres cultivées récoltées et 38 % du cheptel laitier de l'État ⁸⁹ .

L'intérêt pour le développement des infrastructures, le fort gradient urbain-rural entraînant une proximité importante entre les zones urbaines et les terres agricoles, et la présence de nombreuses zones écologiquement sensibles font de cette région un excellent cas d'étude.

Sélection exclusive de sites

La disponibilité de terrains appropriés pour la construction de nouvelles installations de méthanisation a d'abord été déterminée en appliquant plusieurs critères d'exclusion préalablement établis dans la littérature, notamment la distance minimale de recul par rapport aux plans d'eau et aux terres protégées, aux zones résidentielles et commerciales, aux autoroutes, aux écoles et à la proximité des voies d'accès routières ^{18 , 19 , 51 , 52 , 90 , 91 , 92} .

Voir le tableau S1 pour les valeurs spécifiques utilisées. Les zones humides et les étendues d'eau libre ont été déterminées à partir de la base de données nationale sur la couverture terrestre (NLCD) de 2016 ⁹³.

La pente du terrain a été obtenue à partir de modèles numériques d'élévation (MNE) du dépôt d'informations géospatiales de l'Université Cornell ⁹⁴ ; les sites retenus présentaient une pente inférieure à 15 % ^{19, 51, 90, 91}. Les autres données, y compris les limites administratives, les terres protégées, les routes, les écoles et les types de parcelles, ont été téléchargées depuis le NYS GIS Clearinghouse ⁹⁵.

Les données ont été extraites, découpées à l'étendue de la région étudiée et converties au format raster compatible avec les données NLCD afin de garantir une géométrie d'analyse commune.

Un processus d'exclusion binaire a été appliqué à ces couches de données d'entités dans ArcMap.

Les cellules adaptées au développement, selon chaque critère, ont reçu la valeur 1 ; les autres ont reçu la valeur 0 et ont été exclues de l'analyse.

La taille minimale viable de l'installation a été déterminée à partir de l'emprise au sol de la plus petite unité de méthanisation autonome de la région étudiée (environ 120 m × 90 m, soit 10 800 m²), correspondant à une capacité nominale de 23 000 tonnes de matières organiques traitées annuellement ⁹⁶.

Par conséquent, les cellules de 30 m × 30 m adjacentes, dont la superficie totale était inférieure à 10 800 m², ont été écartées, ne conservant que les sites potentiels de méthanisation répondant aux critères d'inclusion et présentant une taille adéquate.

Approvisionnement en déchets alimentaires et en fumier

Les données de localisation et les estimations annuelles de production de déchets alimentaires (DA) provenant d'environ 1 200 entités commerciales et institutionnelles, ainsi que de fumier provenant de 250 élevages industriels de bovins (CAFO) enregistrés, ont été obtenues auprès du NYSP2I Organic Resource Locator ⁹⁷.

Conformément aux dispositions de la loi de l'État de New York sur les déchets alimentaires ⁵, cet ensemble de données inclut les établissements d'enseignement supérieur, les restaurants, le commerce de détail et de gros, l'hôtellerie et les établissements pénitentiaires.

La production annuelle (t/an) de DA a été cumulée dans un rayon de 40 km (25 mi) autour de chaque cellule appropriée de 30 m × 30 m à l'aide de l'outil Statistiques focales d'ArcMap ⁸⁶.

La loi de l'État de New York ne précisant pas si la limite de distance de transport s'entend par la route ou à vol d'oiseau, et afin de simplifier la méthode pour prendre en compte l'ensemble des 1 450 producteurs de déchets organiques, nous avons utilisé une approche radiale en ligne droite pour identifier la masse potentielle de déchets organiques à une distance définie de chaque site potentiel.

Dans les installations de la région étudiée qui acceptent les DA, le fumier de vaches laitières est couramment codigéré afin de maintenir la stabilité opérationnelle des systèmes de méthanisation ⁹⁸.

La production annuelle de fumier provenant des élevages industriels situés dans un rayon de 20 km autour de chaque cellule a été utilisée pour évaluer la disponibilité totale de matière organique ⁹⁹. Ce calcul ne tient pas compte du fait

que la totalité du fumier est destinée à la méthanisation. Voir la figure S2 pour une illustration des distances utilisées.

Disponibilité du phosphore dans les sources matérielles

Nous avons supposé que la masse de phosphore contenue dans les déchets était équivalente à la masse de digestat résultante destinée à l'épandage sur les terres cultivées. La teneur en phosphore du mélange de déchets commerciaux ($1,43 \text{ kg tonne}^{-1}$) et de fumier ($0,64 \text{ kg tonne}^{-1}$) a été obtenue en faisant la moyenne des valeurs issues de la littérature (tableaux S2 et S3) et utilisée pour convertir les flux de matières organiques et de digestat en équivalents phosphore (kg an^{-1}).

Capacité nutritive des terres agricoles

L'estimation des besoins en phosphore des terres agricoles nécessite de connaître la superficie de chaque culture.

Pour notre zone d'étude, ces superficies ont été déterminées à partir d'un jeu de données raster recensant les localisations et les types de cultures pour l'année 2018, issu de la base de données CropScape¹⁰⁰.

Ce jeu de données a été découpé selon la zone d'étude (Fig. S3 des informations supplémentaires) et utilisé pour identifier les cultures de plein champ et maraîchères d'une superficie totale supérieure à 81 hectares (200 acres).

La base de données des districts agricoles enregistrés du CUGIR a permis de ne conserver que les cultures situées dans ces districts⁹⁴, afin de corriger les données erronées relatives aux terres cultivées (par exemple, la présence de blé dans un parc public) dues à un traitement imprécis des images satellites dans le jeu de données CropScape.

Déterminer la quantité d'engrais à appliquer à une culture donnée est complexe et dépend de facteurs tels que l'érosion anticipée, la teneur en phosphore du sol et l'absorption prévue par la culture¹⁰¹.

Pour simplifier notre modèle, nous avons supposé que la capacité d'une parcelle à absorber le phosphore issu de la digestion anaérobie était équivalente à la quantité de phosphore exportée annuellement lors des récoltes.

Cette hypothèse sous-estime probablement l'application pratique d'engrais, car elle ne tient pas compte de l'érosion et du ruissellement ; il s'agit donc d'une estimation prudente de la capacité potentielle de la parcelle.

Bien que toutes les cultures ne puissent pas être fertilisées avec du digestat ^{11,28,102}, la majorité des cultures de la région (maïs et foin destinés à l'alimentation animale) s'y prêtent.

Nous avons supposé un rendement cible modeste pour chaque culture et des résultats d'analyse de sol optimaux afin de déterminer la quantité totale de phosphore recommandée (données issues des tableaux 7.4 et 4.2 de la référence 61), indiquant ainsi les besoins en phosphore de la culture et la capacité du sol à absorber les nutriments après conversion à partir de $P_{25}O_5$.

Bien que les rendements et les doses d'engrais recommandées soient basés sur le Wisconsin, les rendements sont similaires dans les deux États (rendements moyens de maïs-grain : Wisconsin 176 boisseaux par acre¹⁰³ et New York 167 boisseaux par acre¹⁰⁴).

On a supposé que les engrais phosphatés appliqués en excès par rapport à ces recommandations présentaient un risque de ruissellement. Les facteurs de demande

en phosphore, calculés par type de culture, ont été appliqués à l'ensemble de données CropScape afin de fournir une indication géospatiale des besoins en éléments nutritifs à l'échelle régionale, désignés sous le terme de demande en phosphore.

La capacité de phosphore prévue pour un hectare de culture par an a été convertie en équivalents de cellules de 30 m × 30 m pour correspondre à la grille raster.

Dans la région étudiée, le digestat est généralement transporté du site de production aux champs d'épandage par dragage ou par camion-citerne.

Des études antérieures suggèrent des distances maximales économiquement viables d'environ 3 km³³ et 10 km^{34,35}, respectivement, pour ces deux modes de transport. Cependant, les gains ou pertes économiques et environnementaux liés à des distances de transport plus courtes ou plus longues restent incertains.

La capacité totale de phosphore des champs disponibles dans un rayon de transport défini autour de chaque cellule a été calculée à l'aide de l'outil statistique focal⁸⁶.

Nous avons fait varier la distance de transport radiale de 2 à 20 km afin d'évaluer la relation entre la distance et la capacité globale d'absorption des champs et présentons des images géospatiales détaillées pour des distances de 10 et 20 km.

Comparaison du phosphore contenu dans le digestat et de la capacité de rétention des terres.

Pour chaque site de méthanisation viable, nous avons estimé le déficit ou l'excédent net de phosphore pour les terres situées dans le rayon de transport spécifié, en comparant le phosphore potentiellement généré dans le digestat sur ce site (issu de déchets organiques et de fumier, ou de déchets organiques uniquement) à la capacité d'absorption des parcelles environnantes.

Pour cette analyse, la disponibilité du phosphore a été calculée avec un rayon d'approvisionnement de 40 km pour les déchets organiques et de 20 km pour le fumier.

De même, la capacité d'absorption totale des parcelles a été calculée pour des distances de 10 et 20 km. En réalité, l'hétérogénéité et la complexité de l'utilisation et de la propriété des terres cultivées limitent la capacité d'absorption des parcelles ; nos résultats pourraient donc la surestimer.

Bien que la co-digestion des déchets de ferme et du fumier soit actuellement plus courante dans notre zone d'étude, la digestion des déchets de ferme uniquement constitue un domaine technologique émergent.

Cependant, si des digesteurs sont construits pour traiter uniquement les déchets de ferme, leur implantation devra tenir compte des systèmes de production et de gestion du fumier existants, qui peuvent déjà saturer les capacités des parcelles.

Ainsi, dans un scénario de digestion des déchets de ferme uniquement, nous avons supposé que la production de fumier existante était épandue sur des parcelles proches du site de production de l'exploitation d'élevage intensif (CAFO), afin d'illustrer les zones actuellement saturées en phosphore issu du fumier par rapport à celles disposant d'une capacité d'absorption résiduelle où le développement d'une digestion anaérobie des déchets de ferme uniquement pourrait être favorable.

Potentiel de ruissellement du phosphore

Nous avons évalué le risque de ruissellement potentiel pour deux scénarios représentant les décisions extrêmes concernant la construction de nouvelles installations de méthanisation : la disponibilité maximale d'eau (eau Max) et la capacité maximale d'absorption du phosphore par les terres cultivées (capacité maximale de phosphore) (voir ci-dessus et figure S8 des informations supplémentaires).

Les deux scénarios utilisent un rayon d'approvisionnement de 40 km et de 20 km pour estimer respectivement la disponibilité totale d'eau et de fumier, et un rayon de transport de 20 km pour l'épandage du digestat.

Le scénario « eau Max » vise à optimiser le bénéfice économique potentiel en maximisant l'eau envoyée à la méthanisation et en minimisant la distance de transport et les coûts associés.

Le site potentiel se situe dans une zone commerciale à forte densité, à l'ouest de la zone d'étude de l'ouest de l'État de New York.

Le scénario « capacité maximale de phosphore » se situe dans une zone fortement agricole de la région des Finger Lakes, importante sur les plans économique et environnemental, et représente un scénario où une capacité élevée d'épandage de phosphore peut minimiser le risque écologique potentiel.

Les terres agricoles situées dans le rayon de transport du digestat de chaque site ont été classées selon un groupe hydrologique (A à D) à l'aide de la base de données pédologiques SSURGO (classification NRCS).

Les numéros de courbe (NC) ont ensuite été attribués à partir du manuel TR-55 (Technical Release 55) en fonction de ces groupes hydrologiques, du type de culture, du type de couverture et du traitement^{> 105} .

À partir du NC de chaque type de culture, nous avons calculé la profondeur de ruissellement en nous référant au modèle de débit de Rochester (État de New York) pour la période 1965-2014, et en supposant une profondeur de ruissellement constante sur l'ensemble de la zone d'étude.

La profondeur de ruissellement a été calculée pour chaque type de culture en fonction du nombre de pixels dans le rayon de transport du digestat de 20 km. Pour estimer la charge totale en phosphore de chaque site, nous avons multiplié les concentrations moyennes des cultures par une valeur typique des terres agricoles (1,3 mg P L⁻¹) ^{> 74} , afin d'estimer la perte totale de phosphore vers les cours d'eau provenant des terres agricoles entourant chaque point d'intérêt.