

Le digestat solide séparé issu de la production de biogaz est utilisé comme constituant du substrat de culture pour les plantes ornementales en pot.

Michael Muser, Elke Meinken, Dieter Lohr

- Groupe de travail sur la gestion durable des nutriments et des ressources en horticulture, Institut d'horticulture, Université des sciences appliquées de Weihenstephan-Triesdorf, Freising, Allemagne

Introduction : La réduction de la tourbe dans les substrats de culture est un enjeu majeur en horticulture. La disponibilité de matières premières alternatives appropriées est donc primordiale.

Le digestat solide issu de la production de biogaz agricole pourrait constituer une solution.

En Allemagne, ce digestat est disponible en grande quantité sans être valorisé. Si la phase liquide est utilisée comme engrais organique efficace, la biodisponibilité des nutriments des résidus solides est limitée.

Des recherches ont été menées sur l'utilisation du digestat solide comme constituant des substrats de culture.

Les résultats ont révélé le potentiel de ce matériau. Cependant, de nombreuses questions restent en suspens, notamment concernant l'influence des différentes matières premières issues de la production de biogaz sur la qualité du digestat et l'élaboration de lignes directrices de qualité pour le compost produit en aérobiose.

Méthodes : Dans cette étude, cinq digestats solides issus de la séparation de digesteurs agricoles ont été utilisés.

Deux de ces digestats étaient composés exclusivement de matières premières végétales, tandis que les deux autres contenaient respectivement 10 % et 30 % de fumier bovin.

Les digestats solides ont été compostés en aérobiose pendant environ six semaines afin de dégrader les composés phytotoxiques et d'initier la nitrification. Ils ont ensuite été mélangés à de la tourbe de marais dans des proportions respectives de 30 %, 50 % et 70 % (v/v), et un essai de culture a été réalisé avec du souci d'Europe (*Tagetes erecta*).

Résultats et discussion : La caractérisation chimique des digestats a révélé qu'ils respectent les seuils établis pour le compost de déchets verts, utilisable comme constituant de substrat de culture jusqu'à 40 % (v/v).

Cependant, lors de l'essai en culture, certains digestats solides séparés ont inhibé la croissance des plantes dès 30 % (v/v).

Ceci indique que les recommandations relatives au compost de déchets verts ne sont pas directement applicables.

De plus, la réduction de croissance n'a pu être attribuée à un seul facteur, mais serait due à l'interaction entre le pH, les sels solubles et la concentration des différents éléments.

Compte tenu de la grande hétérogénéité des digestats solides séparés, leur utilisation comme constituant de substrat de culture est potentiellement intéressante, mais complexe. Différentes approches permettent d'améliorer leur qualité, telles que l'utilisation d'additifs, le lavage et une sélection rigoureuse des matières premières, et méritent d'être étudiées plus en détail.

1 Introduction

Grâce à ses propriétés chimiques et physiques avantageuses, la tourbe est actuellement le principal constituant des substrats de culture ([Gruda, 2019](#)). Cependant, sa

contribution au changement climatique et à la perte de biodiversité et des fonctions hydrologiques des tourbières drainées ([Stichnothe, 2022](#)) engendre une pression politique et sociale croissante pour réduire son utilisation en horticulture ([Gruda et al., 2024](#)).

Actuellement, les fibres de bois et les déchets verts compostés, la fibre de coco et l'écorce (compostée) sont les principaux substituts de la tourbe dans les substrats de culture ([Blok et al., 2024](#) ; [IVG/GGS, 2025](#)).

En Allemagne, ces quatre matériaux représentaient environ 90 % de l'ensemble des substituts de la tourbe en 2024 ([IVG/GGS, 2025](#)).

Toutefois, au cours de la prochaine décennie, une concurrence accrue pour ces matériaux est à prévoir.

En effet, non seulement la part de la tourbe dans les substrats de culture diminuera encore et la demande totale de substrats devrait quadrupler ([Blok et al., 2021](#)), mais la décarbonation de l'économie augmentera également la demande globale de matières premières renouvelables ([Piotrowski et al., 2015](#)).

Cette situation est encore aggravée, notamment par la conversion des forêts, avec une proportion croissante de feuillus, conséquence des changements climatiques ([Fuchs et al., 2024](#)).

Cette conversion réduit d'autant plus les réserves de matières premières, car les essences de feuillus sont moins adaptées à la production de fibres de bois en raison de leur immobilisation de l'azote plusieurs fois supérieure et, par conséquent, de la moindre sécurité des cultures ([Beuth et al., 2023](#)).

Ainsi, de nouvelles matières premières, de préférence peu concurrentielles, sont nécessaires.

Les résidus solides issus de la digestion anaérobie des cultures énergétiques et du fumier pourraient constituer une option intéressante. Si la phase liquide est utilisée comme engrais avec une efficacité comparable à celle des engrais minéraux, la biodisponibilité des nutriments contenus dans les digestats solides séparés (DSS) est relativement faible ([Guilayn et al., 2020](#)).

Une valorisation des DSS pourrait consister à les utiliser comme constituant de substrat de culture.

Cependant, leurs propriétés chimiques varient considérablement selon la matière première utilisée dans l'unité de biogaz ([Jankauskienė et al., 2024](#)). Les déjections animales, en particulier, augmentent la teneur en nutriments et en sels minéraux, limitant ainsi leur utilisation optimale ([Schmitz et Meinken, 2009](#)). Outre la teneur totale en sels solubles dans l'eau, la forte concentration de phosphore (P) assimilable par les plantes est un point particulièrement important, notamment pour la culture de plantes sensibles au phosphore.

De plus, [Schmitz et Meinken \(2009\)](#) ont indiqué que les déchets de culture de plantes (DCP) ne pouvaient être utilisés frais, mais devaient être prétraités par compostage aérobie afin de stabiliser la matière organique, réduisant ainsi la dynamique de l'azote et décomposant les composés phytotoxiques tels que les acides gras volatils ([Brinton, 2006](#)).

Ce constat est confirmé par d'autres études ([Torres-Climent et al., 2015](#) ; [Dubský et al., 2019](#)). Par ailleurs, le compostage permet d'assainir le milieu, ce qui n'est pas garanti pour les DCP frais. Par conséquent, une phase thermophile suffisante est nécessaire, ce qui implique une gestion rigoureuse du processus de compostage ([Kovačić et al., 2022](#)).

Si la matière première est exclusivement végétale, des proportions allant jusqu'à 50 % (v / v) sont possibles sans perte de rendement significative ([Asp et al., 2022](#)), tandis que la proportion maximale de substrat de culture contenant des déjections animales comme matière première pour la production de biogaz est plus faible. [Schmitz et Meinken \(2009\)](#) ont décrit l'effet de différents types de déjections animales sur la proportion possible de substrat de culture. Le lisier de bovins a déjà entraîné des pertes de rendement importantes et des dommages considérables à 20 % (v / v). [Dubský et al. \(2019\)](#) ont également décrit une baisse significative de la croissance des pélargoniums et des pétunias lorsque les proportions dépassaient 20 % (v / v), attribuée aux niveaux élevés de pH et de potassium.

Cependant, les auteurs n'ont pas fourni de détails concernant la matière première utilisée dans l'unité de biogaz.

De plus, ils ont supposé que les propriétés physiques — en particulier une plus faible teneur en eau facilement disponible — pourraient contribuer à une croissance plus compacte, ce qui concorde avec les résultats de [Crippa et al. \(2013\)](#) .

Une capacité de rétention d'eau plus faible a également été signalée par [Asp et al. \(2022\)](#) , les auteurs déclarant que cela ne devrait pas poser de problèmes aux plantes, mais pourrait nécessiter des stratégies d'arrosage différentes.

L'objectif de cette étude était d'évaluer le potentiel des systèmes de culture sur substrat (SSD) intégrant des proportions croissantes d'excréments d'élevage dans le biogaz. Les limites de ces systèmes n'étant pas encore clairement identifiées, l'étude s'est concentrée sur les facteurs chimiques influençant la croissance des plantes et nécessitant des ajustements de fertilisation pour pallier leurs effets négatifs.

2 Matériaux et méthodes

2.1 Digestat solide séparé

Les déchets solides de compostage (DSC) provenaient de cinq unités de méthanisation agricole du sud de l'Allemagne.

Deux de ces unités utilisaient exclusivement des matières premières végétales, tandis que deux autres y ajoutaient environ 10 % et une dernière environ 30 % de fumier de bovins. À l'exception d'une unité de méthanisation qui utilisait une forte proportion de tiges de maïs broyées (composées de vapeur, de feuilles et de résidus de cônes), les matières premières végétales étaient des cultures énergétiques classiques (maïs, seigle vert, mélange trèfle/graminées et silphie perfoliée).

Les DSC ont été triés par les unités de méthanisation respectives et échantillonnés dans les tas. Environ 0,75 m³ a été prélevé par unité et composté en aérobie pendant six semaines à l'Université des sciences appliquées de Weihenstephan-Triesdorf, selon la méthode décrite par [Schmitz et Meinken \(2009\)](#) . Après compostage, les résidus ont été séchés à température ambiante dans une serre ombragée (18 ± 4 °C) et stockés pendant environ deux semaines. Les détails des matières premières et la caractérisation chimique des SSD juste avant le début de l'expérience sont présentés dans [le tableau 1](#).

À l'exception de la teneur en phosphore du SSD E, toutes les valeurs étaient conformes aux seuils fixés par l'Association fédérale allemande de la qualité du compost ([BGK, 2025](#)) pour le compost de déchets verts utilisé comme constituant de substrat de culture, jusqu'à 20 % en volume. De plus, le pourcentage de fumier bovin n'a pas d'effet significatif sur les concentrations en sels solubles et en nutriments assimilables par les plantes.

Par ailleurs, il est à noter que seule la SSD A présentait des quantités importantes de nitrate-N, indiquant que la nitrification n'avait pas débuté lors du compostage dans les SSD B à E.

Tableau 1

| Properties | Unit | SSD A | SSD B | SSD C | SSD D | SSD E |
|--------------------------------|--|--|-----------------------|-------------------------------|--------------------------------------|----------------------|
| Cattle manure | % | 0 | 0 | 10 | 10 | 30 |
| Plant-derived feedstock | | Chopped hop bines, CCM ¹ , WCC ² | Cup plant, WCC, grass | WCC, clover/ grass, green rye | WCC, clover/grass, landscaping waste | Clover/ grass |
| pH (CaCl ₂) | | 7.3 ^{n.a.} | 8.4 ^{n.a.} | 8.4 ^{n.a.} | 8.1 ^{n.a.} | 9.0 ^{n.a.} |
| total salts (H ₂ O) | g KCl L ⁻¹ | 3.84* | 4.28* | 3.30* | 3.25* | 4.45* |
| NH ₄ (CAT) | mg N L ⁻¹ | 59 ^{n.a.} | 3 ^{n.a.} | 52 ^{n.a.} | 35 ^{n.a.} | 116 ^{n.a.} |
| NO ₃ (CAT) | mg N L ⁻¹ | 165 ^{n.a.} | 0 ^{n.a.} | 3 ^{n.a.} | 1 ^{n.a.} | 0 ^{n.a.} |
| N (CAT) | mg N L ⁻¹ | 224** | 3** | 55** | 36** | 116** |
| P (CAL) | mg P ₂ O ₅ L ⁻¹ | 1,616* | 1,206* | 1,708* | 867** | 2,581 |
| K (CAL) | mg K ₂ O L ⁻¹ | 2,373* | 3,072* | 2,716* | 2,177* | 3,060* |
| Na (H ₂ O) | mg Na L ⁻¹ | 17** | 12** | 74** | 123** | 103** |
| Cl (H ₂ O) | mg Cl L ⁻¹ | 693* | 687* | 667* | 807* | 687* |
| Ca (H ₂ O) | mg Ca L ⁻¹ | 34 ^{n.a.} | 175 ^{n.a.} | 24 ^{n.a.} | 34 ^{n.a.} | 48 ^{n.a.} |
| Mg (CAT) | mg Mg L ⁻¹ | 373 ^{n.a.} | 221 ^{n.a.} | 177 ^{n.a.} | 183 ^{n.a.} | 157 ^{n.a.} |
| Fe (CAT) | mg Fe L ⁻¹ | 36 ^{n.a.} | 3 ^{n.a.} | 15 ^{n.a.} | 10 ^{n.a.} | 6 ^{n.a.} |
| Mn (CAT) | mg Mn L ⁻¹ | 3.2 ^{n.a.} | 3.0 ^{n.a.} | 3.9 ^{n.a.} | 2.8 ^{n.a.} | 3.5 ^{n.a.} |
| Cu (CAT) | mg Cu L ⁻¹ | 0.60 ^{n.a.} | 0.09 ^{n.a.} | 0.04 ^{n.a.} | 0.06 ^{n.a.} | 0.20 ^{n.a.} |
| Zn (CAT) | mg Zn L ⁻¹ | 2.07 ^{n.a.} | 0.79 ^{n.a.} | 3.45 ^{n.a.} | 2.67 ^{n.a.} | 2.96 ^{n.a.} |
| B (CAT) | mg B L ⁻¹ | 1.56 ^{n.a.} | 1.26 ^{n.a.} | 0.49 ^{n.a.} | 0.21 ^{n.a.} | 0.59 ^{n.a.} |
| Mo (CAT) | mg Mo L ⁻¹ | 0.04 ^{n.a.} | 0.08 ^{n.a.} | 0.23 ^{n.a.} | 0.22 ^{n.a.} | 0.26 ^{n.a.} |
| S (H ₂ O) | mg SO ₄ L ⁻¹ | 29 ^{n.a.} | 47 ^{n.a.} | 13 ^{n.a.} | 13 ^{n.a.} | 31 ^{n.a.} |

SSD, separated solid digestate; CCM, corn cob mix; WCC, whole corn crop; CAT; CAL; *n.a.*, no available threshold

*For SSD A–E, values comply with the thresholds for green waste compost as growing media constituent up to 20% (v/v) (BGK, 2025).

**For SSD A–E, values comply with the thresholds up to 40% (v/v) (BGK, 2025) for green waste compost as growing media constituent.

Tableau 1. Matières premières et caractérisation chimique (toutes les analyses selon VDLUFA, 2026) des cinq digestats solides séparés après compostage.

2.2 Préparation du substrat de culture et réalisation de l'essai sur les plantes

Chacun des cinq SSD a été mélangé à de la tourbe de gazon de la Baltique (H3–H5 ; 0–8 mm) (Patzner Erden, Sinntal-Altengronau, Allemagne) dans les proportions respectives de 70:30, 50:50 et 30:70 (v / v).

Le volume a été déterminé par pesée, calculée à partir de la masse volumique apparente selon la [méthode VDLUFA \(2016\)](#) .

Au total, 15 mélanges (cinq SSD × trois proportions de mélange) ont d'abord été analysés pour leur pH, leur teneur en sels solubles dans l'eau et leurs concentrations en azote (N), phosphore (P) et potassium (K) solubles dans l'eau (méthode CAT), puis chaulés et fertilisés selon les besoins. Le pH minimal pour le chaulage a été fixé à 5,8. Au-delà de ce pH, aucune intervention n'a été réalisée.

Les limites inférieures pour N, P (exprimé en P₂O₅) et K (exprimé en K₂O) étaient respectivement de 250, 250 et 350 mg L⁻¹ .

En raison des fortes concentrations de P et K dans les SSD ([tableau 1](#)), tous les traitements ont largement dépassé ces limites.

Seul le traitement contenant 30 % (v / v) de SSD A a nécessité un chaulage, tandis qu'une fertilisation azotée était nécessaire pour tous les traitements SSD. Cette fertilisation a été réalisée avec BAVARIA CaN (15,4 % N ; Planta, Regenstein, Allemagne).

À titre de témoin, la tourbe de la Baltique a été chaulée jusqu'à un pH de 5,8 et fertilisée jusqu'aux limites inférieures indiquées pour N, P et K, et complétée par des oligo-éléments

[BAVARIA CaN (15,4 % N), Ferty Basis 1 (0-14-35) et Ferty 10 Spezial] (Planta, Regenstauf, Allemagne).

L'essai a été mené sur des œillets d'Inde (*Tagetes erecta* 'Antigua Gold F1' ; Beringmeier Samen und Saaten, Volkmarsen, Allemagne) de fin octobre à mi-décembre 2024.

Des plantules (âgées de 10 jours) ont été repiquées individuellement dans des pots en plastique de 13 cm (volume approximatif de 1 L) et disposées aléatoirement (quatre répétitions de 15 plants chacune, soit 60 plants par traitement et 960 plants au total) dans une serre.

Les pots étaient placés dans des soucoupes et l'eau de drainage était régulièrement ajoutée dans les pots afin de limiter les pertes de nutriments.

La température de chauffage a été maintenue à 20 °C (jour/nuit) pendant les deux premières semaines, puis abaissée à 18 °C. La ventilation était assurée à une température supérieure de 2 K à celle du chauffage. Lorsque le rayonnement extérieur à l'intérieur de la serre était inférieur à 10 klx entre 6 h et 9 h et entre 15 h 30 et 22 h, un éclairage d'appoint était fourni (une lampe pour 3 m²) (LED-KE 400 VSP ; DH Licht, Wülfrath, Allemagne).

L'arrosage était effectué à la demande avec de l'eau déminéralisée. Afin de prévenir toute carence en soufre, 50 mg SL⁻¹ sous forme de MgSO₄ · 7H₂O (qualité analytique ; AppliChem GmbH, Darmstadt, Allemagne) étaient ajoutés. La fertilisation était ajustée en continu en fonction d'analyses bihebdomadaires du substrat de culture, la limite inférieure d'azote étant fixée à 100 mg NL⁻¹.

L'azote a été apporté sous forme de nitrate d'ammonium (qualité technique ; AppliChem GmbH, Darmstadt, Allemagne) lorsque le pH était ≥ 6,5 ou sous forme de nitrate de calcium (BAVARIA CaN ; Planta, Regenstauf, Allemagne) lorsque le pH était < 6,5, les deux engrais azotés étant administrés à une dose de 50 mg N par pot.

De plus, les traitements avec un milieu de culture de pH ≥ 6,5 ont été fertilisés avec du Fe-EDDHA (Ferty 72 ; Planta, Regenstauf, Allemagne) à deux reprises au cours de l'expérience.

La fertilisation du témoin a été réalisée de la même manière, avec un apport supplémentaire de phosphore, de potassium et d'oligo-éléments sous forme d'engrais hydrosolubles [Ferty Basis 1 (0-14-35) et Ferty 10 Spezial] (Planta, Regenstauf, Allemagne).

2.3 Méthodes de collecte et d'analyse des données

L'essai sur les plantes a duré 45 jours.

Durant l'expérience, la croissance des plantes a été évaluée visuellement (notamment pour la détection de la chlorose et de la nécrose). À la fin de l'expérience, les 12 plantes restantes par parcelle (trois des 15 plantes initiales par parcelle ayant été prélevées pour l'analyse du substrat) ont été coupées à la surface du substrat.

Leur masse fraîche et leur masse sèche (après séchage à l'étuve à air pulsé à 60 °C jusqu'à obtention d'un poids constant) ont été enregistrées pour chaque répétition. De plus, la croissance racinaire (intensité et santé) a été évaluée visuellement (de 1 = très faible à 9 = très bonne) pour chaque pot, et les indices ont été calculés en additionnant les scores obtenus pour chaque répétition.

Le matériel végétal séché a été broyé (ZM 200 avec un tamis de 0,5 mm ; Retsch, Haan, Allemagne) et analysé pour l'azote total en utilisant la méthode de combustion sèche ([Horneck et Miller, 1998](#)) avec un LECO CN 828 (LECO Corporation, St. Joseph, MI, États-Unis) et pour le phosphore total, le potassium, le magnésium (Mg), le calcium (Ca),

le soufre (S), le fer (Fe), le zinc (Zn), le manganèse (Mn), le cuivre (Cu), le bore (B) et le molybdène (Mo) en utilisant la spectroscopie d'émission optique à plasma inductif (ICP-OES) (iCAP PRO X ; Thermo Fisher Scientific Inc., Waltham, MA, États-Unis) après digestion assistée par micro-ondes (ecowave ; Anton Paar GmbH, Graz, Autriche) dans un mélange d'acide nitrique et de peroxyde d'hydrogène ([Miller, 1998](#)).

Les substrats de culture (SSD) avant mélange et à la fin de l'essai ont été analysés pour déterminer le pH dans une suspension de CaCl_2 (méthode A 5.1.1 ; [VDLUFA, 2016](#)), les concentrations en sels solubles dans l'eau (méthode A 13.4.1 ; [VDLUFA, 2016](#)) et en sodium (Na), chlorure (Cl), calcium (Ca) et soufre (S) solubles dans l'eau (méthode A 13.4.3 ; [VDLUFA, 2016](#)), ainsi que les concentrations en azote (N), phosphore (P), potassium (K), magnésium (Mg), fer (Fe), zinc (Zn), manganèse (Mn), cuivre (Cu), bore (B) et molybdène (Mo) solubles dans l'eau (méthode A 13.1.1 ; [VDLUFA, 2016](#)) et en phosphore (P) et potassium (K) solubles dans l'eau (méthode A 6.2.1.1 ; [VDLUFA, 2016](#)).

De plus, le pH, la concentration en sels solubles dans l'eau et les concentrations en azote, phosphore et potassium solubles dans l'eau (méthode A 6.2.1.1 ; [VDLUFA, 2016](#)) ont été mesurés toutes les deux semaines pendant l'essai afin d'ajuster la fertilisation. L'analyse du pH et des sels solubles a été réalisée à l'aide d'électrodes. Un analyseur à flux continu AA500, couplé à deux spectromètres à LED (SEAL Analytic, Norderstedt, Allemagne), a été utilisé pour le dosage de l'azote ammoniacal (NH_4^+) et nitrique (NO_3^-). Le chlore (Cl^-) a été dosé par titrage potentiométrique au nitrate d'argent (TitroLine 5000 ; SI Analytics, Weilheim, Allemagne), et les autres éléments par ICP-OES.

Lors des analyses effectuées pendant l'essai sur les plantes, un pot par parcelle a été prélevé, et les quatre pots de chaque traitement ont constitué un échantillon composite.

À l'évaluation finale, un échantillon de chacun des 12 pots restants par parcelle a été prélevé, et l'échantillon composite a été analysé.

2.4 Analyse statistique

Pour la masse fraîche et sèche, la concentration en nutriments dans les tissus végétaux, ainsi que le pH, les sels solubles dans l'eau et les nutriments solubles dans la catalase (CAT) des milieux de culture, la normalité et l'homogénéité des variances ont été testées respectivement par les tests d'Anderson-Darling et de Levene. De plus, une inspection visuelle a été réalisée selon la méthode de [Kozak et Piepho \(2018\)](#).

Bien que la normalité et l'homoscédasticité n'aient pas été systématiquement confirmées, l'inspection visuelle n'a révélé que des écarts mineurs. Par conséquent, une ANOVA à un facteur a d'abord été calculée pour tous les paramètres, suivie d'un test de Dunnett par rapport au témoin tourbe en cas de différences significatives. Le témoin a ensuite été retiré de l'ensemble de données, et une ANOVA à deux facteurs (type et proportion de SSD) a été effectuée.

En raison d'interactions significatives entre les facteurs dans la majorité des cas, les données ont été divisées selon le type et la proportion de SSD. Pour chaque sous-ensemble, une ANOVA à un facteur a été calculée, suivie d'un test *post-hoc* de Tukey en cas de différences significatives.

Pour l'évaluation visuelle de l'intensité et de la santé des racines, la somme des scores par répétition a été calculée pour chaque traitement, puis une analyse de variance non paramétrique (ANOVA de Kruskal-Wallis) a été réalisée. En cas de différences significatives, un test de Nemenyi ($n = 4$, $f = 16$) a été effectué.

Pour toutes les évaluations statistiques, le seuil de signification a été fixé à 5 %. Le prétraitement et la visualisation des données ont été effectués dans MS Excel, version 2016 (Microsoft Corporation, Redmond, WA, États-Unis), tandis que pour tous les calculs

statistiques, le logiciel Minitab V22 (Minitab, LLC, State College, PA, États-Unis) a été utilisé.

3. résultats

3.1 Croissance des plantes

Les différences entre les traitements sont apparues dès les deux premières semaines suivant la mise en pot. Les plantes cultivées dans le mélange contenant la plus forte proportion de SSD E ont présenté une croissance réduite et une nécrose sévère ([Figure supplémentaire S1](#)).

Par la suite, la quasi-totalité des plantes de ce traitement sont mortes. De plus, les plantes de tous les mélanges contenant 50 % ou 70 % (v/v) de SSD ont développé des symptômes typiques de carence en fer. Ces symptômes étaient particulièrement marqués avec le SSD B. Ils ont cependant complètement disparu après la fertilisation avec du Fe-EDDHA.

Au cours des semaines suivantes, les différences entre le témoin et les traitements SSD sont devenues de plus en plus nettes, notamment avec une réduction notable de la croissance dans les traitements contenant du SSD B, même à une proportion de 30 % (v/v), mais aussi dans les traitements contenant les SSD C et D à la proportion la plus élevée ([Figure supplémentaire S1](#)).

Ceci a été confirmé par la masse fraîche et sèche des plantes à la fin de l'expérience ([Figure 1](#)). Bien que les masses fraîche et sèche soient fortement corrélées ($r = 0,96^{***}$), les résultats ont révélé une tendance systématique différente par rapport au témoin : alors que les plantes de tous les traitements SSD, à l'exception du SSD B, atteignaient la même masse fraîche que le témoin pour des proportions de 30 % ou 50 % (v/v), aucune des proportions de SSD n'a permis d'obtenir une masse sèche équivalente.

En raison des interactions significatives entre le type et la proportion de SSD, les données ont été analysées séparément selon ces facteurs. Une réduction des masses fraîche et sèche a été observée, que le SSD à 70 % (v/v) soit utilisé ou non, tandis que les différences entre les proportions de 30 % et 50 % (v/v) n'étaient significatives que pour le SSD B.

Cependant, la diminution des masses fraîche et sèche était moins importante pour le SSD A que pour les quatre autres SSD.

La croissance plus faible des plantes dans les mélanges contenant le SSD B est également apparue clairement lors de la comparaison des SSD à proportion égale : à 30 % et 50 % (v/v), aucune différence significative n'a été observée entre les SSD A, C, D et E, tandis que la masse fraîche et sèche des plantes cultivées dans les mélanges avec le SSD B était significativement réduite dans presque tous les cas. Cependant, à 70 % (v/v), les différences entre les SSD étaient plus marquées : le SSD A présentait la meilleure croissance, le SSD E la plus faible, et les SSD B, C et D se situaient entre les deux.

Figure 1

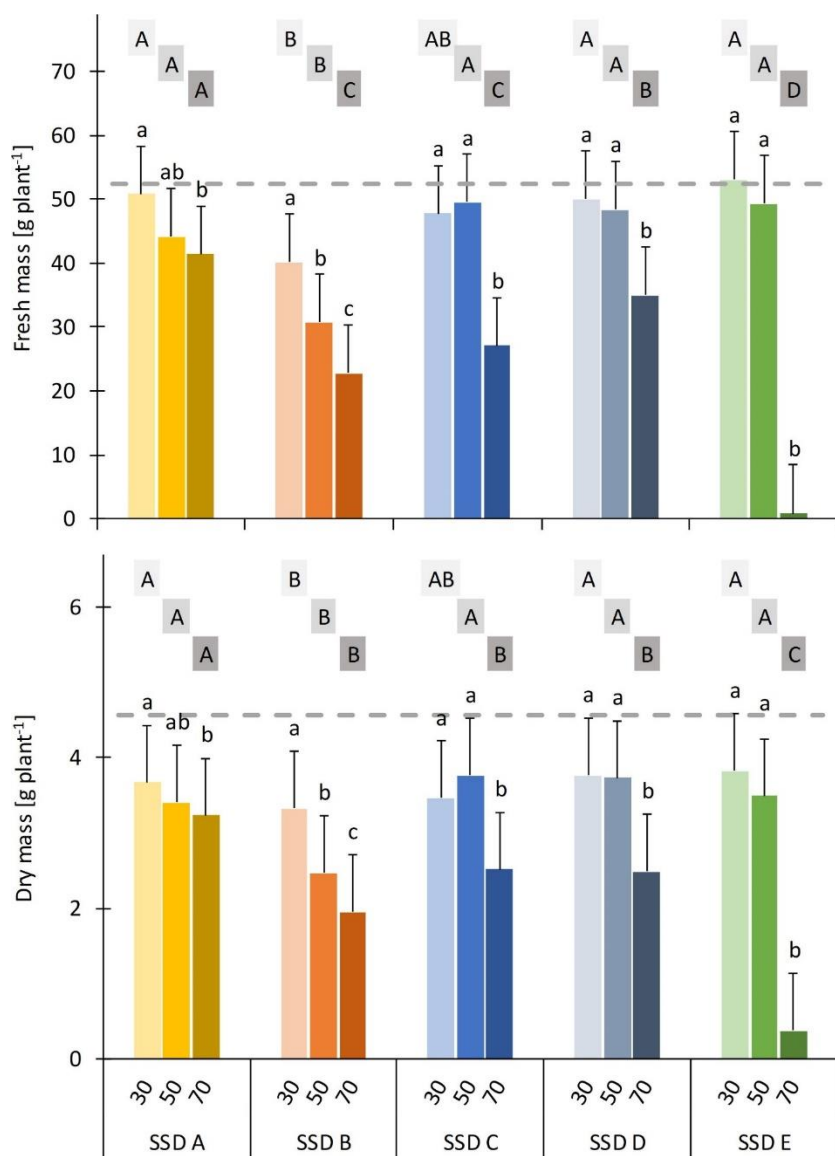


Figure 1. Masse fraîche et sèche des plants de souci en fonction du type de digestat solide séparé (DSS) (pour plus de détails sur les DSS A à E, voir [le tableau 1](#)) et de la proportion de DSS (30 %, 50 % et 70 % v / v) dans le substrat de culture. La ligne pointillée représente la masse fraîche et sèche du témoin (tourbe). Les barres d'erreur indiquent les intervalles de confiance à 95 % du test de Dunnett (c.-à-d. que les traitements ne diffèrent pas significativement du témoin si la barre d'erreur croise la ligne pointillée, $n = 4$). Les traitements portant la même lettre minuscule ne diffèrent pas significativement selon le type de DSS, tandis que les traitements portant la même lettre majuscule (même niveau de gris) ne diffèrent pas significativement selon la proportion de DSS (test de Tukey, $p < 0,05$; $n = 4$).

Un schéma similaire de croissance aérienne a été observé pour la croissance racinaire ([Figure 2](#)), tandis que la santé des racines n'a été affectée par aucun SSD (données non présentées).

À l'exception des SSD B et C à 30 % (v / v) et du SSD A à 50 % (v / v), l'intensité racinaire a été significativement réduite par les SSD par rapport au témoin tourbe.

Pour chaque SSD, aucun effet significatif de sa proportion sur la croissance racinaire n'a été observé pour le SSD A, alors que pour tous les autres SSD, une corrélation négative a été constatée entre la croissance racinaire et la proportion de SSD. Cependant, les différences n'étaient statistiquement significatives que pour la proportion la plus élevée.

Les différences entre les SSD s'accroissent avec l'augmentation des proportions, la croissance racinaire étant optimale dans les traitements avec le SSD A et minimale dans ceux avec le SSD E.

Figure 2

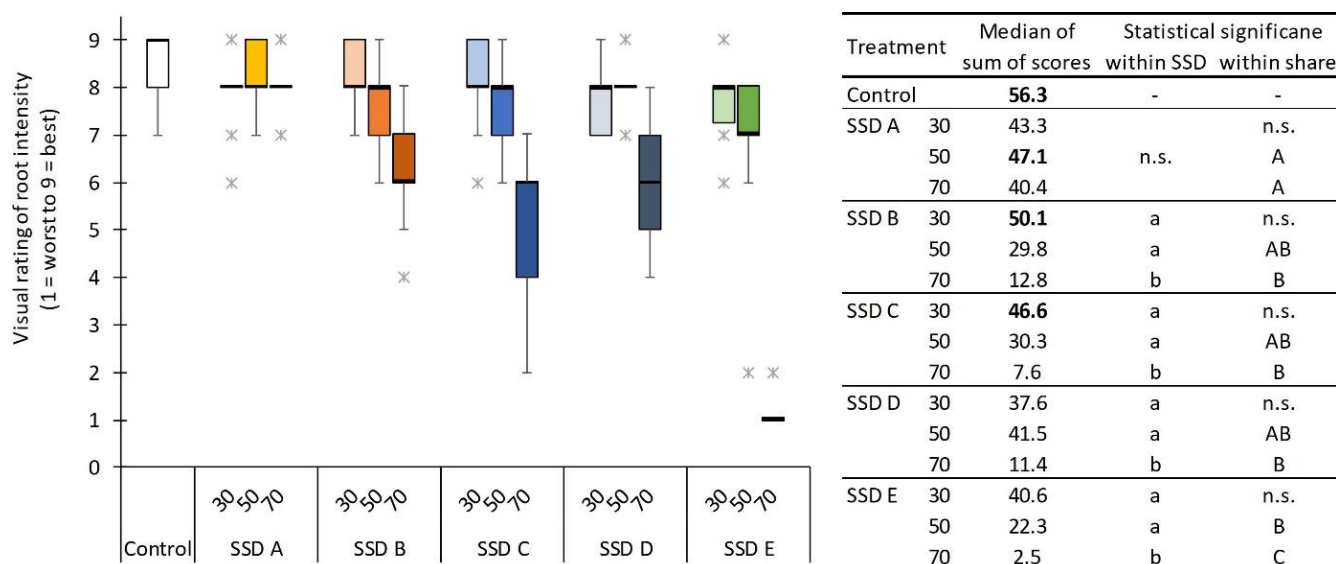


Figure 2. Évaluation visuelle de l'intensité racinaire (de 1 = la plus faible à 9 = la plus forte) des œillets d'Inde en fonction du type de digestat solide séparé (DSS) (pour plus de détails sur les DSS A à E, voir [le tableau 1](#)) et de la proportion de DSS (30 %, 50 % et 70 %, v / v) dans le substrat de culture. Les lignes noires horizontales indiquent la médiane et les astérisques les valeurs aberrantes.

Tableau de gauche : la médiane de la somme des scores en gras ne diffère pas significativement du témoin.

Les traitements portant la même lettre minuscule ne diffèrent pas significativement selon le type de DSS, tandis que ceux portant la même lettre majuscule ne diffèrent pas significativement selon la proportion de DSS (test de Nemenyi sur la somme des scores, $p < 0,05$, $n = 4$). ns : non significatif au test de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$).

3.2 Concentration des nutriments dans les tissus végétaux

Les concentrations des principaux éléments et oligo-éléments dans les tissus végétaux, en fonction du type et de la proportion de SSD, sont présentées dans [la figure 3](#).

Les données relatives aux traitements contenant 70 % (v / v) de SSD E sont présentées, mais ne sont pas commentées, car la quasi-totalité des plantes sont mortes.

La teneur en azote (N) dans les tissus végétaux était quasiment identique quel que soit le type et la proportion de SSD et ne différait pas de celle du témoin tourbe. Il en était de même pour le phosphore (P), à l'exception du traitement SSD B, où la concentration en P était environ deux fois inférieure à celle du témoin.

La concentration en potassium (K) dans les traitements contenant du SSD était deux à trois fois supérieure à celle du témoin et atteignait un maximum de 144 g kg^{-1} pour le SSD C à 70 % (v / v).

De plus, une augmentation significative de la concentration en K a été observée avec l'augmentation des proportions de SSD, et la teneur en K tendait à être positivement corrélée au pourcentage de fumier bovin dans la matière première du biogaz (SSD A \approx SSD B \leq SSD D $<$ SSD C $<$ SSD E).

Pour le calcium (Ca) et le magnésium (Mg), on a observé l'inverse de ce qui a été décrit pour le potassium (K), l'effet étant plus marqué pour le Ca que pour le Mg. En revanche,

pour le Mg au moins, les traitements avec la plus faible proportion de SSD ont généralement atteint le niveau de Mg du témoin tourbe, la concentration de Ca variant entre 2,8 et 18,8 g kg⁻¹ dans tous les traitements SSD, contre 28,9 g kg⁻¹ dans le témoin. Pour le Ca et le Mg, des corrélations négatives significatives avec la teneur en K ont été observées ($r = -0,94^{***}$ et $r = -0,80^{***}$, respectivement). De même, des teneurs en soufre (S) significativement plus faibles ont été observées dans tous les traitements SSD (1,4–2,0 g kg⁻¹) que dans le témoin tourbe (3,2 g kg⁻¹), mais aucun effet clair n'a été observé en fonction du type ou de la proportion de SSD.

Figure 3

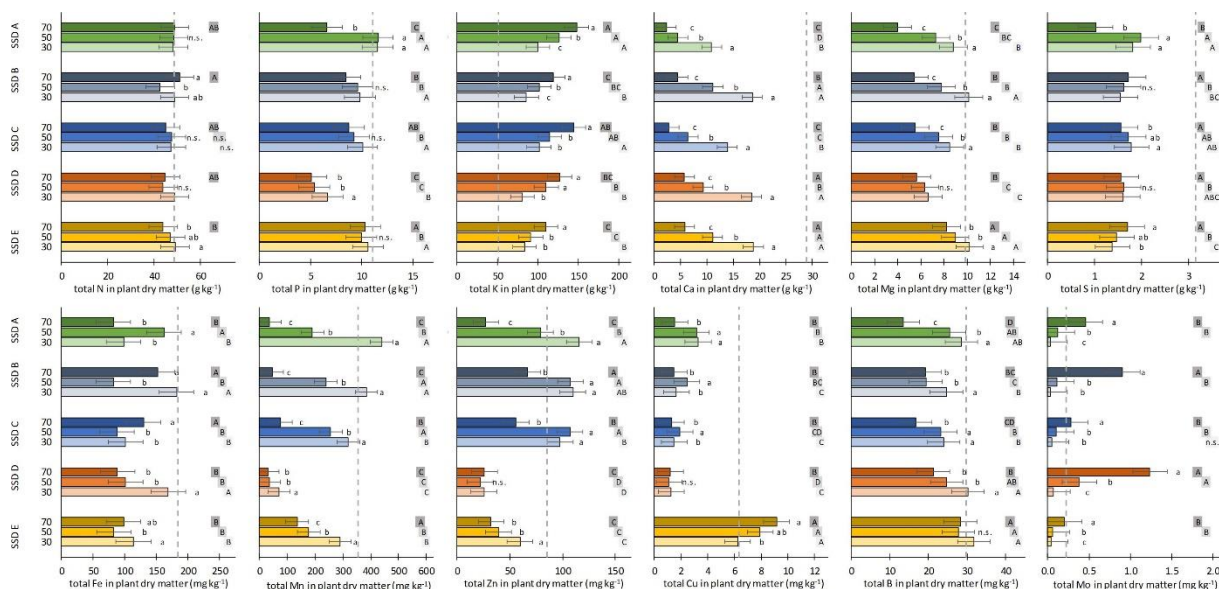


Figure 3. Concentration des principaux éléments (ligne supérieure : N, P, K, Ca, Mg et S) et des oligo-éléments (ligne inférieure : Fe, Mn, Zn, Cu, B et Mo) dans la biomasse aérienne des œillets d'Inde, en fonction du type de digestat solide séparé (DSS) (voir [tableau 1](#) pour plus de détails sur les DSS A à E) et de sa proportion (30 %, 50 % et 70 % v / v) dans le milieu de culture.

La ligne pointillée représente la concentration respective des nutriments dans les tissus végétaux du témoin (tourbe). Les barres d'erreur indiquent les intervalles de confiance à 95 % du test de Dunnett (c'est-à-dire que les traitements ne diffèrent pas significativement du témoin si la barre d'erreur croise la ligne pointillée, $n = 4$). Les traitements comportant les mêmes lettres minuscules ne diffèrent pas significativement selon le type de SSD, tandis que les traitements comportant les mêmes lettres majuscules (même champ de niveaux de gris) ne diffèrent pas significativement selon la proportion de SSD (test de Tukey, $p < 0,05$; $n = 4$). ns : non significatif dans l'ANOVA ($p < 0,05$).

La concentration en fer (Fe) dans les traitements SSD était légèrement inférieure à celle du témoin, mais aucun effet clair du type et de la proportion de SSD n'a été observé. Pour le manganèse (Mn) et le zinc (Zn), un schéma similaire a été constaté : à l'exception du traitement SSD B, une diminution significative des concentrations de Mn et de Zn a été observée avec l'augmentation de la proportion de SSD.

Dans le traitement SSD B, les concentrations de Mn et de Zn étaient les plus faibles, en particulier pour des proportions de 30 % et 50 % (v / v). Pour les quatre autres traitements SSD, une augmentation des concentrations de Mn et de Zn avec l'augmentation des pourcentages de fumier bovin dans la matière première du biogaz a été observée pour des proportions de 30 % et 50 % (v / v) pour le Mn, et indépendamment de la proportion pour le Zn. Concernant le cuivre (Cu), une différence marquée existe entre le traitement SSD A et les traitements SSD B à E : alors que la teneur en Cu dans le traitement SSD A était comparable à celle du témoin et augmentait

avec la proportion de SSD A, les concentrations de Cu dans les traitements SSD B à E étaient inférieures au tiers de celle du témoin, et aucun effet de la proportion n'a été observé.

Les concentrations de bore (B) dans les traitements présentant la plus faible proportion de SSD n'étaient pas significativement différentes de celles du témoin pour les cinq SSD, mais tendaient à diminuer lorsque les proportions augmentaient. Contrairement au manganèse (Mn), au zinc (Zn) et au bore, une forte augmentation de la concentration de molybdène (Mo) dans les tissus végétaux a été observée pour la proportion de SSD la plus élevée, en particulier pour les SSD B et D. Dans les traitements contenant 70 % (v / v) de ces SSD, la concentration de Mo était cinq fois supérieure à celle du témoin, mais inférieure lorsque seulement 30 % (v / v) était utilisé.

3.3 pH, sels solubles et nutriments assimilables par les plantes dans les milieux de culture

[La figure 4](#) illustre l'évolution temporelle du pH, des sels solubles dans l'eau et des teneurs en N, P et K assimilables par les plantes (extractibles par CAT). Comme mentionné précédemment pour la teneur en nutriments des tissus végétaux, les résultats des analyses des milieux de culture pour le SSD E à 70 % (v / v) sont présentés, mais ne sont pas commentés, les plantes présentant déjà des dommages importants lors du deuxième prélèvement (jour 12).

À l'exception du SSD B, qui a induit des valeurs de pH supérieures ou égales à 7,0, les valeurs de pH se sont maintenues dans une plage acceptable, entre 5,0 et 6,5, jusqu'à une proportion de SSD de 50 % (v / v).

À la proportion la plus élevée de 70 % (v / v), les valeurs de pH des traitements avec les SSD A, C et D étaient comprises entre 6,5 et 7,0. Au cours des 45 jours de culture, les valeurs de pH sont restées stables ou ont eu tendance à augmenter. La concentration en sels solubles dans l'eau a augmenté avec la proportion de SSD. Pour des proportions de 30 % et 50 % (v / v), les valeurs moyennes étaient respectivement de 2,2 ($\pm 0,3$) et 3,0 ($\pm 0,4$) g KCl L⁻¹.

À une proportion de 70 % (v / v), les différences entre les SSD sont devenues plus marquées, le traitement SSD D présentant une teneur moyenne en sels solubles dans l'eau de 3,0 ($\pm 0,3$) g KCl L⁻¹, contre 4,2 ($\pm 0,3$) et 4,1 ($\pm 0,3$) g KCl L⁻¹ pour les traitements avec les SSD B et C, respectivement. L'évolution temporelle de l'azote minéral assimilable par les plantes (somme de NH₄⁺ et NO₃⁻ - N) doit être interprétée avec prudence, la fertilisation ayant débuté quelques jours après le second prélèvement.

On observe néanmoins une diminution de la concentration en azote durant la seconde moitié de l'expérience, notamment dans le témoin. Cependant, l'apport en azote devrait être suffisant même à de si faibles concentrations, les plantes étant fertilisées trois fois par semaine. Les différences les plus marquées entre les SSD ont été observées pour le phosphore soluble dans la catalase (CAT).

Toutefois, la proportion de SSD était moins importante que le type de SSD ; par exemple, pour les traitements avec le SSD B, la concentration moyenne de phosphore soluble dans la CAT était de 135 (± 24), 189 (± 22) et 178 (± 25) mg P₂O₅ L⁻¹ à 30 %, 50 % et 70 % (v / v), respectivement. De plus, la concentration de phosphore soluble dans la CAT n'était pas significativement différente pour les SSD B à 50 % et 70 % (v / v) à la fin de l'expérience ([tableau supplémentaire S1](#)).

Des résultats similaires ont été obtenus pour les quatre autres SSD. Par ailleurs, on peut noter que la concentration de phosphore dans les traitements avec les SSD B, C et E à des proportions de 50 % et 70 % (v / v) était similaire.

La concentration de potassium soluble dans la calcitonine (CAT) est restée stable, voire a augmenté, tout au long de l'expérience, malgré l'absence de fertilisation phosphatée.

Conformément à l'analyse du potassium soluble dans la calcitonine (CAL) dans les SSD purs, les valeurs les plus élevées de potassium soluble dans la catalase (CAT) ont été observées dans les traitements avec les SSD B et E, et les plus faibles dans les traitements avec le SSD D.

Cependant, même pour la plus faible proportion de SSD D (30 % v / v), les concentrations de potassium ont dépassé 1 000 mg K₂O L⁻¹, valeur nettement supérieure à la valeur cible du témoin (250 mg K₂O L⁻¹).

Figure 4

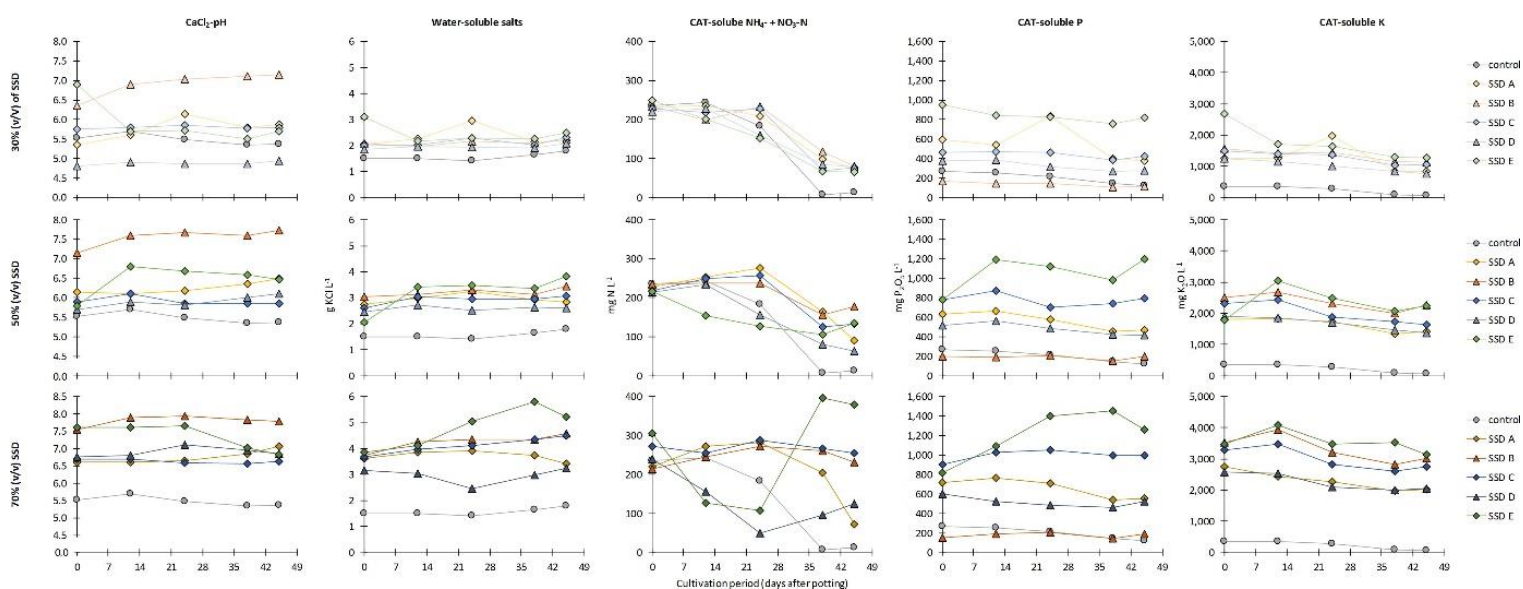


Figure 4. Évolution temporelle du pH, des sels hydrosolubles et du N, P et K solubles dans le CAT dans les milieux de culture au cours d'une période de culture de 45 jours de plants de souci en fonction du type de digestat solide séparé (SSD) (pour plus de détails sur les SSD A à E, voir [le tableau 1](#)) et de la part de SSD (30 %, 50 % et 70 %, v / v) dans les milieux de culture par rapport au témoin de tourbe.

En raison de l'apport continu de Mg et de S par l'eau d'irrigation, les concentrations dans les substrats de culture étaient relativement élevées à la fin de l'expérience ([Tableau supplémentaire S1](#)), masquant ainsi l'effet du type et de la proportion de SSD. À l'exception du SSD B, une augmentation systématique du Ca soluble dans l'eau a été observée avec la diminution des proportions de SSD.

Toutefois, ceci est principalement dû à la fertilisation azotée par nitrate de calcium dans les traitements à faible proportion de SSD, en raison du pH plus bas. Tous les traitements contenant du SSD B et ceux contenant des proportions plus élevées des autres SSD ont reçu une fertilisation azotée par nitrate d'ammonium.

Concernant le Na soluble dans l'eau, une augmentation systématique a été constatée avec l'augmentation des proportions de SSD. À proportion égale, les SSD sans fumier de bovins présentaient des concentrations inférieures à celles des SSD contenant du fumier. La concentration la plus élevée (115 mg Na L⁻¹) à la fin de l'essai a été obtenue pour le SSD D à 70 % (v / v), et la plus faible pour le SSD A à 30 % (v / v). Ceci correspond à la concentration en Na des SSD purs ([Tableau 1](#)).

Pour le fer soluble dans la catalase (CAT), l'effet de la proportion de substrat (SSD) était faible et les différences observées en fin d'expérience non significatives dans la majorité des cas. Cependant, des différences significatives ont été constatées entre les SSD, le

traitement SSD A présentant les valeurs les plus élevées (53–58 mg Fe L⁻¹) et le traitement SSD B les plus faibles (9–17 mg Fe L⁻¹).

Les valeurs des trois autres traitements SSD se situaient entre ces deux extrêmes (14–37 mg Fe L⁻¹). L'application spécifique de Fe-EDDHA sur le fer soluble dans la catalase (CAT) du milieu de culture n'a pas eu d'effet.

Les valeurs de manganèse soluble dans la catalase (CAT) étaient les plus faibles pour le SSD à 30 % (v/v) et les plus élevées pour celui à 70 % (v/v), à l'exception du SSD A, pour lequel l'effet de la proportion n'était pas significatif. En fonction du type de SSD, les valeurs les plus faibles ont été observées pour les traitements SSD B et D (respectivement 2,7–3,5 et 2,6–4,1 mg Mn L⁻¹), des valeurs intermédiaires pour les traitements SSD A et C (respectivement 4,9–5,7 et 4,5–7,8 mg Mn L⁻¹) et les plus élevées pour le traitement SSD E (6,4–10,5 mg Mn L⁻¹). De même, une augmentation des concentrations de Zn et de B solubles dans la CAT dans les milieux de culture a été constatée avec l'augmentation des proportions de SSD.

Alors que les valeurs de Zn tendaient à augmenter avec la proportion de fumier bovin dans la matière première du biogaz, l'inverse était vrai pour le bore. Les valeurs les plus élevées ont été observées dans les traitements avec SSD A (jusqu'à 1,11 mg BL⁻¹) et SSD B (jusqu'à 0,77 mg BL⁻¹), tandis que les valeurs maximales pour les traitements SSD C, D et E étaient respectivement de 0,39, 0,23 et 0,38 mg BL⁻¹. Pour le cuivre (Cu), une tendance à l'augmentation des valeurs en fonction de la proportion de SSD a également été observée.

Cependant, les différences entre le traitement SSD A (0,33 à 0,50 mg Cu L⁻¹) et les traitements SSD B à E (0,09 à 0,14 mg Cu L⁻¹) étaient beaucoup plus marquées. Comme mentionné précédemment pour le sodium (Na), les données d'analyse des milieux de culture en fin d'expérience correspondaient aux valeurs analysées dans les SSD purs ([tableau 1](#)) pour le zinc (Zn), le bore (B) et le cuivre (Cu), mais pas pour le manganèse (Mn).

Dans tous les traitements, les concentrations de molybdène soluble dans la catalase (CAT) étaient inférieures à la limite de détection (< 0,01 mg L⁻¹). Les données et l'analyse statistique du pH, des sels solubles dans l'eau et des nutriments solubles dans l'eau et dans la CAT sont présentées dans [le tableau supplémentaire S1](#). Cette analyse statistique a été réalisée uniquement entre les traitements SSD, et non par rapport au témoin.

4. Discussion

Premièrement, il convient de préciser que les critères de qualité des déchets verts compostés, pourtant éprouvés depuis de nombreuses années, ne sont pas entièrement applicables aux SSD.

Bien que le SSD B respecte les seuils d'utilisation jusqu'à 20 % (v/v) ([Tableau 1](#)), une baisse inattendue et importante de la masse fraîche, d'environ 20 %, a été observée par rapport au témoin tourbe, même à la plus faible proportion de 30 % (v/v). Une explication possible réside dans le pH élevé des mélanges contenant le SSD B ([Figure 4](#)), qui s'est manifesté par des symptômes de carence en fer au cours des deux premières semaines de culture ([Figure supplémentaire S1](#)).

Bien que ces symptômes aient disparu après la fertilisation avec un chélate de fer, une carence en fer latente a pu persister, entraînant un léger ralentissement de la croissance ([Venkatraju et Marschner, 1981](#) ; [Gruber et Kosegarten, 2002](#)). [Dubský et al.](#) ont également évoqué la possibilité qu'un pH élevé limite l'utilisation des SSD. ([2019](#)).

De plus, les sels solubles et, par conséquent, le stress osmotique, qui augmentent avec l'augmentation des parts de SSD, pourraient avoir contribué à la réduction de croissance des parties aériennes ([Figure 1](#)) et des racines ([Figure 2](#)).

Cependant, cette hypothèse n'est pas clairement étayée par les comparaisons entre les SSD : bien que le mélange avec le SSD D ait eu, de loin, la plus faible teneur en sels solubles (environ 3 g KCl L⁻¹ pendant toute l'expérience) parmi les traitements avec 70 % (v / v) de SSD, la masse fraîche, la masse sèche et l'indice de score racinaire (35,0 g/plante, 2,5 g/plante et 11,4, respectivement) ont été significativement réduits par rapport au mélange avec le SSD A (41,4 g/plante, 3,3 g/plante et 40,4, respectivement), qui avait jusqu'à 1 g KCl L⁻¹ de sels solubles en plus, en particulier dans la première moitié de l'expérience, lorsque les plantes sont supposées être les plus sensibles au stress osmotique ([Läuchli et Grattan, 2007](#)).

De plus, la majorité des plantes du mélange contenant 70 % (v / v) de SSD E sont mortes dès les 14 premiers jours, alors que la concentration en sels solubles était similaire (3,5–4,0 g KCl L⁻¹) au début de l'expérience à celle des quatre autres mélanges de SSD. Ceci indique que les sels solubles contribuent à la part maximale possible de SSD ; cependant, d'autres facteurs, notamment la concentration des différents éléments, doivent également être pris en compte.

Contrairement aux résultats de [Schmitz et Meinken \(2009\)](#) et [de Dubský et al. \(2019\)](#) , aucun effet négatif significatif du pourcentage de fumier bovin (excréments d'animaux d'élevage) n'a été observé.

Ceci souligne la forte variabilité des SSD, qui dépend de la matière première utilisée pour la production de biogaz. Le SSD E, qui a fonctionné correctement malgré une proportion de fumier bovin allant de 30 % à 50 % (v / v), a clairement démontré que ce ne sont pas les matières premières d'origine animale elles-mêmes, mais les propriétés chimiques du SSD qui doivent être prises en compte.

Alors que le SSD E contenait des sels solubles équivalents à 4,45 g KCl L⁻¹, les SSD contenant moins de matières premières animales utilisés par [Schmitz et Meinken \(2009\)](#) présentaient une teneur moyenne plus élevée, de 6,45 (±1,52) g KCl L⁻¹. Cela était probablement dû principalement aux quantités plusieurs fois supérieures d'azote minéral et de phosphore soluble dans la CAL ([Schmitz et al., 2009](#)).

Les valeurs rapportées par d'autres (par exemple, [Asp et al., 2022](#)) ne peuvent être directement comparées, car les méthodes d'analyse utilisées étaient différentes. Il est important de noter que même des SSD contenant un pourcentage plus élevé d'excréments d'élevage dans leur substrat peuvent être utilisés, compte tenu des quantités potentiellement disponibles de SSD.

En effet, seul un faible pourcentage des installations de biogaz en Allemagne (environ 7 %), pays qui compte de loin le plus grand nombre d'installations de biogaz en Europe ([Pavičić et al., 2022](#)), utilise des substrats exclusivement végétaux ([Rensberg et al., 2024](#)).

La concordance entre la masse fraîche et sèche et la teneur en nutriments des tissus végétaux n'a pas permis d'identifier un facteur unique expliquant la réduction croissante de la croissance avec l'augmentation de la proportion de SSD.

Concernant l'azote, aucune différence significative n'a été observée, ni par rapport au témoin, ni en fonction du type et de la proportion de SSD. Toutes les valeurs se situaient entre 43 et 49 g kg⁻¹ ([Figure 3](#)).

En effet, un bilan azoté complet n'a pu être établi, les pots n'ayant pas été remplis d'une quantité définie de substrat de culture. Cependant, on peut supposer que la dynamique de

l'azote des SSD est relativement faible, car l'absorption d'azote par les plantes, le stock d'azote dans le substrat et l'azote apporté par fertilisation étaient similaires pour tous les traitements.

Ceci est confirmé par les résultats d'expériences d'incubation ([Schmitz et al., 2009](#)) et pourrait être dû à la dégradation microbienne des sources de carbone facilement assimilables lors de la production de biogaz et du compostage subséquent ([van Midden et al., 2023](#)).

De plus, d'autres aspects susceptibles d'avoir influencé les résultats méritent d'être discutés dans le cadre des recommandations relatives à l'utilisation des SSD comme constituant des substrats de culture : [Schmitz et Meinken \(2009\)](#) ont constaté que le phosphore était un facteur limitant pour l'utilisation des SSD dans les substrats de culture . Ils ont rapporté des dommages importants sur *Scaevola aemula* à des concentrations de phosphore soluble dans la catalase (CAT) de 300 à 350 mg L⁻¹ , inférieures aux valeurs obtenues pour les mélanges contenant 30 % (v / v) des SSD A, C, D et E ([figure 4](#) et [tableau supplémentaire S1](#)).

En revanche, dans la présente étude, la teneur en phosphore dans les tissus végétaux n'a pas dépassé les 11 g kg⁻¹ observés dans le témoin ([figure 3](#)), même pour la proportion la plus élevée de chaque SSD et même lorsque la concentration de phosphore soluble dans la CAT dans les substrats de culture contenant des SSD était largement supérieure aux valeurs du témoin ([figure 4](#)).

Les dommages observés par Meinken et Schmitz (2009) sur les plantes à des concentrations relativement faibles de phosphore (P) dans le milieu de culture pourraient s'expliquer en partie par la forte sensibilité au P de **S. aemula** ([Schmitz et Meinken, 2009](#)).

Une autre explication pourrait être la minéralisation du P organique pendant la culture, et donc une sous-estimation de l'apport actuel de P par les solutions d'extraction classiques. Cette hypothèse est corroborée par [Grigatti et al. \(2015\)](#) , qui ont rapporté une proportion plus élevée de P organique dans les SSD que dans le compost aérobie, en particulier dans ceux à base de matières premières animales.

Ceci est cohérent avec l'augmentation du P soluble dans la catalase (CAT) observée dans les milieux de culture contenant 50 % et 70 % (v / v) de SSD E ([Figure 4](#)), ce dernier étant élaboré à partir d'une matière première de biogaz contenant 30 % de fumier de bovins. En raison de la part plus élevée (jusqu'à 70 %) de matières premières d'origine animale dans les systèmes de stockage du phosphore (SSD) de [Schmitz et Meinken \(2009\)](#) , une minéralisation du phosphore plus importante et, par conséquent, une sous-estimation plus marquée de l'apport en phosphore sont probables.

Deux points importants, à approfondir dans les recherches futures, en découlent :

- 1) l'ajout de composés fixateurs de phosphore, tels que des tampons de phosphore associés à l'aluminium ([Tanaka et al., 2006](#)) ou de l'argile ([Binner, 2014](#)), afin de réduire le phosphore assimilable par les plantes et ainsi éviter les dommages qu'elles pourraient subir ([Caspersen et al., 2023](#)) ;
- 2) et 2) l'élaboration de méthodes fiables et de valeurs limites pour l'évaluation du phosphore dans le cadre de l'assurance qualité des SSD. Il est bien établi que le phosphore organique n'est pas extrait par la solution CAL tamponnée à l'acide ([Steffens et al., 2010](#)), actuellement utilisée pour l'analyse du phosphore assimilable par les plantes dans le compost aérobie.

La réduction de la croissance peut également être partiellement attribuée à la forte teneur en potassium des SSD ([tableau 1](#)), car celle-ci contribue à une augmentation des sels hydrosolubles dans le milieu de culture et, par conséquent, à un stress osmotique. De

plus, l'absorption excessive de potassium par les plantes — la concentration de potassium dans les tissus végétaux étant deux à trois fois supérieure à celle du témoin — a probablement diminué l'absorption de calcium et de magnésium en raison d'un antagonisme ionique ([Jakobsen, 1993](#)).

En particulier, les concentrations de calcium ($2,3\text{--}18,8\text{ g kg}^{-1}$) étaient nettement inférieures à celles du témoin ($28,9\text{ g kg}^{-1}$), et celles du traitement SSD E à 70 % (v / v) étaient également inférieures au seuil de dommage ($3,0\text{ g kg}^{-1}$) rapporté par [Pitchay \(2002\)](#) .

Les symptômes observés sur les plantes ([Figure supplémentaire S1](#)) correspondant à la description de la carence en calcium donnée par l'auteur (taches nécrotiques, flétrissement des feuilles les plus âgées et dépérissement des extrémités des pousses), les plantes du traitement SSD E à 70 % (v / v) sont très probablement mortes d'une carence en calcium causée par un apport excessif de potassium.

Comme mentionné précédemment pour le phosphore, cela remet en question la pertinence des recommandations relatives au compost pour l'évaluation des SSD. Dans le cas du potassium, cela pourrait être dû à la capacité d'échange cationique (CEC) plus faible du digestat par rapport aux composts, entraînant une plus grande concentration de potassium dissous dans le milieu de culture ([Teglia et al., 2011](#) ; [Binner, 2014](#)).

Afin de réduire le risque d'excès de potassium, le lavage à l'eau ou le tamponnage avec une solution de calcium, pratique courante pour la fibre de coco ([Carlile et al., 2019](#)), pourraient également constituer un traitement approprié pour les SSD.

Cette opération peut déjà être réalisée dans l'unité de méthanisation, suivie d'une seconde étape de séparation. La solution de lavage peut être utilisée comme engrais liquide ou réintroduite dans le fermenteur, selon sa concentration en nutriments ([FNR, 2016](#)).

De plus, les parts maximales utilisables de SSD peuvent être définies en fonction des niveaux de potassium soluble, comme cela se fait pour la fibre de coco et le compost de déchets verts par le système d'assurance qualité RAL en Allemagne ([GGs, 2025](#) ; [BGK, 2025](#)).

La concentration en soufre dans les tissus végétaux des traitements SSD représentait environ les deux tiers de celle du témoin tourbe, mais se situait dans la même gamme ($2\text{--}3\text{ mg kg}^{-1}$) que celle rapportée par [Pitchay \(2002\)](#) pour un témoin correctement fertilisé et bien au-dessus du seuil de carence ($< 1\text{ mg kg}^{-1}$) .

La différence entre les traitements SSD et le témoin était probablement due à la fertilisation supplémentaire apportée au témoin avec Ferty Basis 1 (0-14-38), qui contient du sulfate de potassium.

Ceci souligne la nécessité d'un ajustement précis de la gestion des nutriments lorsque des SSD sont utilisés dans les substrats de culture. Cela pourrait être particulièrement important lorsque les SSD sont lavés pour réduire la teneur en potassium, car les faibles quantités de sulfate présentes dans les SSD ([tableau 1](#)) sont alors encore diminuées.

Le potassium pouvant rester en quantité suffisante après lavage, un apport supplémentaire de potassium, généralement sous forme de sulfate de potassium, n'est pas nécessaire, et par conséquent, aucun apport supplémentaire de soufre ne serait requis.

Comme indiqué pour le soufre, l'apport en micronutriments doit également être ajusté dans les substrats de culture contenant du SSD par rapport à ceux contenant du compost de déchets verts.

Pour des proportions de compost de déchets verts de 25 % à 50 % (v / v), un apport supplémentaire de micronutriments autres que le fer n'est généralement pas nécessaire, et des proportions plus élevées pourraient même entraîner une toxicité ([Grigatti et al., 2007](#)).

En revanche, l'apport en micronutriments dans les substrats de culture contenant du SSD semble insuffisant sans fertilisation additionnelle en oligo-éléments. Ceci pourrait être dû aux valeurs de pH élevées, ce qui est corroboré par une diminution des concentrations de manganèse, de zinc et de bore et une augmentation de la concentration de molybdène dans les tissus végétaux avec l'augmentation des proportions de SSD ([George et al., 2012](#)), ainsi que par le lessivage des oligo-éléments vers la phase liquide ([Romio et al., 2024](#)).

Cependant, la comparaison des SSD à proportion égale a indiqué que les propriétés chimiques des SSD, autres que le pH, doivent également être prises en compte.

Cela est particulièrement évident pour le cuivre (Cu) : la concentration en Cu des plantes cultivées dans le substrat contenant le SSD A était jusqu'à cinq fois supérieure à celle des plantes cultivées dans les substrats contenant les quatre autres SSD.

Ceci est probablement dû aux quantités importantes de Cu présentes dans les tiges de houblon broyées utilisées comme matière première dans l'unité de biogaz. L'accumulation de Cu dans les tiges de houblon résulte des fortes concentrations de Cu dans les horizons superficiels des houblonnières, dues à l'utilisation excessive de fongicides à base de Cu lors de la culture du houblon ([Kühne et al., 2017](#)).

Ceci a déjà été mis en évidence par une concentration en Cu soluble dans la catalase (CAT) jusqu'à 10 fois supérieure dans ce SSD ([tableau 1](#)).

Ce constat renforce le problème d'hétérogénéité des SSD en fonction de la matière première utilisée pour le biogaz, un défi majeur pour les fabricants de substrats de culture qui dépendent de la qualité constante de leurs matières premières ([Schmilewski, 2008](#)).

Les résultats actuels ont non seulement révélé le potentiel des SSD comme constituant de substrat de culture, mais ont également mis en évidence les défis liés à leurs propriétés chimiques et aux ajustements de fertilisation qui en découlent. De plus, des problèmes de qualité, notamment l'hétérogénéité des propriétés chimiques et l'absence de seuils appropriés, ont été soulignés.

Cependant, plusieurs autres risques et limitations potentiels doivent être étudiés plus en détail. Certains sont plus pertinents, par exemple en ce qui concerne la croissance des plantes, tandis que d'autres sont plus importants pour la sécurité des utilisateurs, et certains affectent les deux.

Concernant la croissance des plantes, la stabilité de la matière organique et les propriétés physiques doivent être étudiées en détail.

Dans le cas de la stabilité de la matière organique, une attention particulière devrait être portée au prétraitement des SSD et à l'élaboration de seuils appropriés pour l'évaluation de la maturité.

De plus, le microbiome des SSD et son effet sur la croissance des plantes doivent être pris en compte. Comme le soulignent des recherches récentes sur le compost de déchets verts ([Lutz et al., 2020](#) ; [Pot et al., 2021](#) ; [Pot et al., 2022](#)), le microbiome est probablement l'un des facteurs les plus importants, et en même temps les moins bien compris, de la qualité du compost.

Par conséquent, il est essentiel de prendre en compte non seulement les effets positifs du microbiome sur la suppression des maladies des plantes, mais aussi la contamination par

des agents pathogènes humains et végétaux. Comme le montre une méta-analyse d' [Álvarez-Fraga et al. \(2025\)](#) , l'efficacité de la digestion anaérobie varie considérablement selon les espèces microbiennes et dépend fortement des conditions du procédé.

Outre les agents pathogènes, les polluants organiques et inorganiques constituent également un risque potentiel pour la sécurité ([Nkoa, 2014](#) ; [Czatzkowska et al., 2025](#)). Les deux principaux groupes de polluants organiques sont les antibiotiques et autres principes actifs pharmaceutiques issus de l'élevage ([Lehmann et Bloem, 2021](#) ; [Nesse et al., 2022](#)), ainsi que les résidus de pesticides tels que les acides pyridiniques carboxyliques ([Tremblay et al., 2014](#)).

De plus, une contamination par des métaux lourds, comme le cuivre et le zinc, a été signalée ([Albuquerque et al., 2012](#)).

Par conséquent, il convient de prendre en compte non seulement la charge totale, mais aussi la biodisponibilité, qui peut augmenter lors de la digestion ([Zheng et al., 2022](#)).

5. Conclusion

Même lorsqu'un pourcentage élevé d'excréments d'élevage est utilisé comme matière première dans l'unité de biogaz, les déchets de culture (SSD) peuvent constituer un composant substantiel des substrats de culture.

Cette proportion pourrait être augmentée par un prétraitement des SSD similaire à celui de la fibre de coco et par l'utilisation d'additifs tels que l'argile afin d'atténuer les effets néfastes des fortes concentrations de potassium et de phosphore.

Le principal défi, tant pour les fabricants de substrats de culture que pour les agriculteurs, réside probablement dans l'hétérogénéité des SSD, qui exige un ajustement précis du substrat de base et une gestion rigoureuse des nutriments. Toutefois, un avantage majeur des SSD semble être l'absence de variation de l'azote. Ainsi, la digestion ciblée de matières premières renouvelables soigneusement sélectionnées dans les unités de biogaz pourrait constituer une approche viable pour la production de substrats de culture de haute qualité, les coûts des matières premières et de transformation pouvant être couverts par le rendement en gaz.

Cependant, même avec un contrôle strict de la matière première et une gestion optimisée des nutriments, de nombreux défis et risques pour la sécurité restent à relever avant que les SSD puissent être utilisés comme composant de substrat de culture sans restriction.

Déclaration de disponibilité des données

Les données brutes étayant les conclusions de cet article seront mises à disposition par les auteurs, sans réserve excessive.

Contributions des auteurs

MM : Conceptualisation, analyse formelle, investigation, méthodologie, visualisation, rédaction (première version). EM : Rédaction (révision et correction). DL : Obtention de financement, gestion de projet, supervision, rédaction (révision et correction).

Financement

Les auteurs déclarent avoir bénéficié d'un soutien financier pour la recherche et/ou la publication de cet article. Cette recherche a été menée dans le cadre du groupe de jeunes chercheurs « Matériaux résiduels et matières premières renouvelables d'accumulation régionale comme substituts de la tourbe : préparation – utilisation – évaluation », financé par le ministère fédéral allemand de l'Agriculture, de l'Alimentation et de l'Identité

régionale, conformément à la résolution du Bundestag allemand (subvention n° 2222MT014A).

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier Alexander Maidl, Naomi Malisi et Sonja Wolke pour la réalisation soignée du travail expérimental.

Conflit d'intérêts

Les auteurs déclarent que la recherche a été menée en l'absence de toute relation commerciale ou financière pouvant être interprétée comme un conflit d'intérêts potentiel.

Déclaration sur l'IA générative

Les auteurs déclarent qu'aucune intelligence artificielle générative n'a été utilisée pour la création de ce manuscrit.

Les textes alternatifs (textes alt) accompagnant les figures de cet article ont été générés par Frontiers à l'aide de l'intelligence artificielle. Tous les efforts raisonnables ont été déployés pour garantir leur exactitude, notamment par une relecture par les auteurs lorsque cela était possible. Si vous constatez des problèmes, veuillez nous contacter.

Note de l'éditeur

Les opinions exprimées dans cet article n'engagent que leurs auteurs et ne reflètent pas nécessairement celles de leurs organisations affiliées, ni celles de l'éditeur, des rédacteurs ou des relecteurs. L'éditeur n'offre aucune garantie ni n'approuve aucun produit évalué dans cet article, ni aucune allégation formulée par son fabricant.

Matériel supplémentaire

Les documents complémentaires relatifs à cet article sont disponibles en ligne à l'adresse suivante : <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fhort.2025.1665721/full#supplementary-material>

Références

Albuquerque JA, de la Fuente C., Ferrer-Costa A., Carrasco L., Cegarra J., Abad M., et al. (2012). Évaluation du potentiel fertilisant des digestats issus de résidus agricoles et agro-industriels. *Biomasse Bioénergie* 40, 181-189. doi : 10.1016/j.biombioe.2012.02.018

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Álvarez-Fraga L., Capson-Tojo G., Sanglier M., Hamelin J., Escudié R., Wéry N., et al. (2025). Une méta-analyse des données sur la réduction des agents pathogènes dans la digestion anaérobie. *Durabilité renouvelable. Énergie Rev.* 207, 114982. doi : 10.1016/j.rser.2024.114982.

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Asp H., Bergstrand KJ, Caspersen S. et Hultberg M. (2022). Utilisation du digestat anaérobie comme substitut de tourbe et engrais pour la culture du basilic en pot. *Biolog Agric. Hort.* 38, 247–257. doi : 10.1080/01448765.2022.2064232

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Beuth E., Schreiner M., Meinken E. et Lohr D. (2023). Cinétique d'immobilisation de l'azote dans des fibres de bois issues de différentes matières premières. *DGG-Proceedings* 11, 1–8. doi : 10.5288/dgg-pr-11-11-eb-2023

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

BGK (2025). *Qualitätsanforderungen Substratkompost* (Bundesgütegemeinschaft Kompost). Disponible en ligne sur : https://www.kompost.de/fileadmin/user_upload/Dateien/Guetesicherung/Dokumente_Kompost/Dok. 251-006-3_Qualitaetskrit. SK.pdf . Ok. 251-006-3 (consulté le 14 octobre 2025).

[Google Scholar](#)

Binner I. (2014). *Caractéristiques de l'argile affectant la dynamique du P, du K et du Mn dans les substrats tourbeux-argileux* . Université Leibniz de Hanovre, Allemagne.

[Google Scholar](#)

Blok C., Beerling E., Barbagli T. et Eveleens B. (2024). *Matières premières renouvelables pour les substrats de culture : données de base pour l'étude d'impact environnemental des terreaux et des substrats* (Wageningen, Pays-Bas : Université et Centre de recherche de Wageningen). Rapport WPR-1354. doi : 10.18174/673902

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Blok C., Eveleens B. et van Winkel A. (2021). Substrats de culture pour l'alimentation et la qualité de vie sur la période 2020-2050. *Acta Hortic.* 1305, 341–356. doi : 10.17660/ActaHortic.2021.1305.46

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Brinton WF (2006). Compatibilité de la digestion et du compostage. *BioCycle* 47, 42.

[Google Scholar](#)

Carlile WR, Raviv M. et Prasad M. (2019). « Chapitre 8 : composants organiques des milieux sans sol », dans *Culture sans sol : théorie et pratique* , 2e éd. Éd. Raviv M., Lieth JH et Bar-Tal A. (Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas), 303–378.

[Google Scholar](#)

Caspersen S., Oskarsson C. et Asp H. (2023). Problèmes liés aux nutriments avec le digestat anaérobie en phase solide comme substitut de la tourbe : le stockage a diminué la toxicité de l'ammonium mais augmenté la disponibilité du phosphore. *Waste Manag* 165, 128–139. doi : 10.1016/j.wasman.2023.04.032

[Résumé PubMed](#) | [Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Crippa L., Zaccheo P. et Orfeo D. (2013). Utilisation de la fraction solide du digestat issu de la digestion anaérobie comme substrat pour cultures en conteneurs. *Acta Hortic.* 1013, 367–373. doi : 10.17660/ActaHortic.2013.1013.45

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Czatkowska M., Rolbiecki D., Korzeniewska E. et Harnisz M. (2025). Teneurs en métaux lourds et en résidus antimicrobiens dans différents types de digestats issus d'installations de biogaz : une synthèse. *Sustainability* 17, 416. doi : 10.3390/su17020416

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Dubský M., Chaloupková Š., Kaplan L., Vondráčková S. et Tlustoš P. (2019). Utilisation de phase solide de digestat pour la production de substrats horticoles en croissance. *Hortique. Sci.* 46, 34-42. doi: 10.17221/221/2016-HORTSCI

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

FNR (2016). *Leitfaden Biogas - Von der Gewinnung zur Nutzung* . 7e édition (Gülzow, Allemagne : Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe eV).

[Google Scholar](#)

Fuchs Z., Vacek Z., Vacek S., Cukor J., Šimůnek V., Štefančík I., et al. (2024). Hêtre européen (*Fagus sylvatica* L.) : Un candidat prometteur pour les futurs écosystèmes forestiers d'Europe centrale dans un contexte de changement climatique. *Cent. Europ. Fores J.* 70, 62-76. est ce que je: 10.2478/forj-2023-0020

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

George E., Horst WJ et Neumann E. (2012). « Chapitre 17 : adaptation des plantes aux conditions chimiques défavorables du sol », dans *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants* , 3e éd. Éd. Marschner P. (Elsevier, Amsterdam, Pays-Bas), 409–472.

[Google Scholar](#)

GGs (2025). *Paramètres de qualité pour les produits à base de coco en tant que constituant du support de culture (RAL-GZ 250/5-4)* (Hanovre, Allemagne : RAL-Gütegemeinschaft Substrate für Pflanzen eV).

[Google Scholar](#)

Grigatti M., Boanini E., Cavani L., Ciavatta C. et Marzadori C. (2015). Phosphore dans le compost à base de digestat : spéciation chimique et biodisponibilité pour les plantes. *Waste Biomass Valor* 6, 481–493. doi : 10.1007/s12649-015-9383-2

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Grigatti M., Giorgioni ME et Ciavatta C. (2007). Substrats de culture à base de compost : influence sur la croissance et l'utilisation des nutriments des plantes à massif. *Biores Technol.* 98, 3526–3534. doi : 10.1016/j.biortech.2006.11.016

[Résumé PubMed](#) | [Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Gruber B. et Kosegarten H. (2002). Le ralentissement de la croissance de la vigne non chlorotique cultivée en sol calcaire est un symptôme de carence en fer précédant la chlorose foliaire. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165, 111–117. doi : 10.1002/1522-2624(200202)165:1<111::AID-JPLN111>3.0.CO;2-B

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Gruda NS (2019). Amélioration de la durabilité des constituants des milieux de culture et des substrats autonomes dans les systèmes de culture hors-sol. *Agronomy* 9, 298. doi : 10.3390/agronomy9060298

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Gruda NS, Hirschler O. et Stuart J. (2024). Réduction de la tourbe en horticulture – un aperçu de l'Europe. *Acta Hortique.* 1391, 545-560. est ce que je: 10.17660/ActaHortic.2024.1391.75

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Guilayn F., Rouez M., Crest M., Patureau D. et Jimenez J. (2020). Valorisation des digestats issus d'installations de biogaz urbaines ou centralisées : une analyse critique. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 19, 419–462. doi : 10.1007/s11157-020-09531-3

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Horneck DA et Miller RO (1998). « Chapitre 9 : Détermination de l'azote total dans les tissus végétaux », dans *Handbook of reference methods for plant analysis* . Éd. Kalra YP (CRC Press, Boca Raton (FL), USA), 75–83.

[Google Scholar](#)

IVG/GGS (2025). *Produktionsstatistik Consumer-Erden und Kultursubstrate - Produktionsjahr 2024* (Industrieverband Garten e. V. (IVG) et Gütegemeinschaft Substrate für Pflanzen e. V. (GGS). Disponible en ligne sur : https://erden-substrate.info/wp-content/uploads/2025/04/IVG-Produktionsstatistiken_2024.pdf (consulté le 14 octobre 2025).

[Google Scholar](#)

Jakobsen ST (1993). Interaction entre les nutriments des plantes : III. Antagonisme entre le potassium, le magnésium et le calcium. *Acta Agri Scandi Sect B - Soil Plant Sci.* 43, 1–5. doi : 10.1080/09064719309410223

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Jankauskienė J., Laužikė K. et Kaupaitė S. (2024). L'utilisation de digestat anaérobie pour l'horticulture en serre. *Agronomie* 14, 2437. est ce que je: 10.3390/agronomy14102437

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Kovačić Đ., Lončarić Z., Jović J., Samac D., Popović B. et Tišma M. (2022). Pratiques de gestion et de traitement du digestat : un examen. *Appl. Sci.* 12, 9216. est ce que je : 10.3390/app12189216

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Kozak M. et Piepho HP (2018). Qu'est-ce que la normalité, au juste ? Les graphiques de résidus sont plus révélateurs que les tests de signification pour vérifier les hypothèses de l'ANOVA. *J. Agron. Crop Sci.* 204, 86–98. doi : 10.1111/jac.12220

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Kühne S., Roßberg D., Röhrig P., Von Mehring F., Weihrauch F., Kanthak S., et al. (2017). L'utilisation des pesticides à base de cuivre en Allemagne et la recherche de stratégies de minimisation et de remplacement. *Org Farm* 3, 66–75. doi : 10.12924/of2017.03010066

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Läuchli A. et Grattan S. (2007). « Croissance et développement des plantes en conditions de stress salin », dans *Advances in Molecular Breeding Toward Drought and Salt Tolerant Crops*. Éd. Jenks MA, Hasegawa PM et Jain SM (Springer, Dordrecht, Pays-Bas). doi : 10.1007/978-1-4020-5578-2_1

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Lehmann L. et Bloem E. (2021). Résidus d'antibiotiques dans les substrats et les produits de la production de biogaz : implications pour l'agriculture. *Chemosphere* 278, 130425. doi : 10.1016/j.chemosphere.2021.130425

[Résumé PubMed](#) | [Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Lutz S., Thuerig B., Oberhaensli T., Mayerhofer J., Fuchs JG, Widmer F., et al. (2020). Exploiter les microbiomes des composts suppressifs pour la protection des plantes : des métagénomes aux micro-organismes bénéfiques et aux diagnostics fiables. *Front. Microbiol.* 11. doi : 10.3389/fmicb.2020.01810

[Résumé PubMed](#) | [Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Miller RO (1998). « Chapitre 8 : Digestion par micro-ondes de tissus végétaux dans un récipient fermé », dans *Handbook of reference methods for plant analysis*. Éd. Kalra YP (CRC Press, Boca Raton (FL), USA), 69–74.

[Google Scholar](#)

Nesse AS, Aanrud SG, Lyche JL, Sogn T. et Kallenborn R. (2022). Confirmation de la présence d'antibiotiques et de stéroïdes sélectionnés dans le digestat de biogaz norvégien. *Environ. Sci. pollut. Res.* 29, 86595–86605. doi : 10.1007/s11356-022-21479-1

[Résumé PubMed](#) | [Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Nkoa R. (2014). Bénéfices agricoles et risques environnementaux de la fertilisation des sols par des digestats de méthanisation : une revue de la littérature. *Agron. Sustain. Dev.* 34, 473–492. doi : 10.1007/s13593013-0196-z

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Pavičić J., Novak Mavar K., Brkić V. et Simon K. (2022). Production et utilisation du biogaz et du biométhane : développement technologique, avantages et défis en Europe. *Energies* 15, 2940. doi : 10.3390/en15082940

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Piotrowski S., Essel R., Carus M., Dammer L. et Engel L. (2015). Nachhaltig nutzbare Potenziale für Biokraftstoffe in Nutzungskonkurrenz zur Lebens- und Futtermittelproduktion, Bioenergie sowie zur stofflichen Nutzung in Deutschland, Europa and der Welt. Rapport final (Grant No 22501112 et 12BMU011).

[Google Scholar](#)

Pitchay DS (2002). *Impact de 11 carences en éléments nutritifs sur la croissance des parties aériennes et racinaires, et normes d'analyse foliaire de 13 taxons ornementaux, avec un accent particulier sur le contrôle du Ca et du B sur le développement du méristème apical racinaire*. Université d'État de Caroline du Nord, Raleigh (NC), États-Unis.

[Google Scholar](#)

Pot S., De Tender C., Ommeslag S., Delcour I., Ceusters J., Gorrens E., et al. (2021). Comprendre l'évolution du microbiome des composts optimisés pour une meilleure adéquation aux milieux de culture. *Front. Microbiol.* 12. doi : 10.3389/fmicb.2021.643679

[Résumé PubMed](#) | [Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Pot S., Tender CD, Ommeslag S., Delcour I., Ceusters J., Vandecasteele B., et al. (2022). Éluclation du microbiome des composts de substitution durable de la tourbe et des résidus de gestion naturelle. *Front. Microbiol.* 13. doi : 10.3389/fmicb.2022.983855

[Résumé PubMed](#) | [Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Rensberg N., Denysenko V. et Daniel-Gromke J. (2024). Biogaserzeugung und -nutzung in Deutschland: Report zum Anlagenbestand Biogas und Biomethan. *DBFZ-Rapport* 50. est ce que je: 10.48480/zptb-yy32

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Romio C., Ward AJ et Møller HB (2024). Caractérisation et valorisation du digestat de biogaz et des engrais organiques dérivés de procédés de séparation. *Front. Sustain Food Syst.* 8. doi : 10.3389/fsufs.2024.1415508

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Schmielewski G. (2008). Le rôle de la tourbe dans l'assurance de la qualité des substrats de culture. *Mires Peat* 3, 2–8.

[Google Scholar](#)

Schmitz H.-J. et Meinken E. (2009). Composts issus de résidus de ressources renouvelables traitées anaérobiquement et leur aptitude à être utilisés dans les substrats de culture. *Acta Hortic.* 819, 361–366. doi : 10.17660/ActaHortic.2009.819.43

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Schmitz H.-J., Sprau G., Schumacher H.-J. et Meinken E. (2009). Umweltverträgliche Restnährstoffverwertung aus Biogasanlagen als Torfersatzstoffe im Gartenbau. Rapport final (DBU Grant No AZ 16002).

[Google Scholar](#)

Steffens D., Leppin T., Luschin-Ebengreuth N., Min Yang Z. et Schubert S. (2010). Le phosphore organique du sol contribue considérablement à la nutrition des plantes, mais est négligé par les méthodes d'analyse de sol courantes. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 173, 765–771. doi : 10.1002/jpln.201000079

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Stichnothe H. (2022). Analyse du cycle de vie de la tourbe comme substrat de culture et évaluation de la pertinence de l'utilisation de la méthodologie de l'empreinte environnementale des produits pour la tourbe. *Int. J. Life Cycle Asses* 27, 1270–1282. doi : 10.1007/s11367-022-02106-0

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Tanaka M., Snyder R., Boateng JK, Lamont WJ, Orzolek MD, Brown KM, et al. (2006). Utilisation d'un engrais phosphaté tamponné à l'alumine pour la production de légumes. *HortScience* 41, 775–779. doi : 10.21273/HORTSCI.41.3.775

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Teglia C., Tremier A. et Martel JL (2011). Caractérisation des digestats solides : Partie 2, évaluation de la qualité et de l'aptitude au compostage de six produits de digestion. *Waste Biomass Valor* 2, 113–126. doi : 10.1007/s12649-010-9059-x

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Torres-Climent A., Martin-Mata J., Marhuenda-Egea F., Moral R., Barber X., Perez-Murcia MD, et al. (2015). Compostage de la phase solide du digestat issu de la production de biogaz : optimisation de l'humidité, du rapport C/N et du pH. *Comm Soil Sci. Plant Anal.* 46, 197–207. doi : 10.1080/00103624.2014.988591

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Tremblay LA, Gielen G. et Northcott GL (2014). *Lignes directrices sur les matières organiques – Revue des contaminants organiques* Vol. 23 (Hamilton, Nouvelle-Zélande : Centre de recherche intégrée sur les biodéchets).

[Google Scholar](#)

van Midden C., Harris J., Shaw L., Sizmur T. et Pawlett M. (2023). Impact du digestat anaérobie sur la vie du sol : une synthèse. *Appl. Soil Ecol.* 191, 105066. doi : 10.1016/j.apsoil.2023.105066

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

VDLUFA (2016). *Manuel de méthodes VDLUFA, vol. I - Analyse des sols* . 4e édition (Darmstadt, Allemagne : VDLUFA-Verlag). Avec les suppléments 1 à 7.

[Google Scholar](#)

Venkatraju K. et Marschner H. (1981). Inhibition des réactions de stress ferrique chez le tournesol par le bicarbonate. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 144, 339–355. doi : 10.1002/jpln.19811440403

[Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Zheng X., Zou D., Wu Q., Wang H., Li S., Liu F., et al. (2022). Synthèse des données sur le devenir et la biodisponibilité des métaux lourds lors de la digestion anaérobie et du compostage des déjections animales. *Waste Management* 150, 75–89. doi : 10.1016/j.wasman.2022.06.033

[Résumé PubMed](#) | [Texte intégral Crossref](#) | [Google Scholar](#)

Mots-clés : substitut de tourbe, culture hors-sol, matière première, résidus, fumier

Citation : Muser M, Meinken E et Lohr D (2025) Digest solide séparé issu de la production de biogaz comme constituant du substrat de culture pour les plantes ornementales en pot. *Front. Hortic.* 4:1665721. doi : 10.3389/fhort.2025.1665721

Reçu le 14 juillet 2025 ; **Accepté** le 29 septembre 2025 ;

Publié le 17 octobre 2025.

Édité par :

[Chris Blok](#) , Université et Centre de recherche de Wageningen, Pays-Bas

Examiné par :

[Lin Ouyang](#) , Académie chinoise des sciences agricoles, Chine

[Adrie Veeken](#) , Université et recherche de Wageningen, Pays-Bas

© 2025 Muser, Meinken et Lohr. Cet article est en libre accès et distribué selon les termes de la [licence Creative Commons Attribution \(CC BY\)](#) . Son utilisation, sa distribution ou sa reproduction sur d'autres supports sont autorisées, à condition que les auteurs et les titulaires des droits d'auteur soient mentionnés et que la publication originale dans cette revue soit citée, conformément aux usages académiques. Toute utilisation, distribution ou reproduction non conforme à ces conditions est interdite.

***Correspondance** : Dieter Lohr, dieter.lohr@hswt.de

Avertissement : Les opinions exprimées dans cet article n'engagent que leurs auteurs et ne reflètent pas nécessairement celles de leurs organisations affiliées, ni celles de l'éditeur, des rédacteurs ou des relecteurs. L'éditeur ne garantit ni n'approuve aucun produit évalué dans cet article ni aucune allégation formulée par son fabricant.

Gardiens de l'intégrité scientifique

Nos équipes chargées de l'intégrité et de l'audit de la recherche pilotent le processus rigoureux qui protège la qualité des données scientifiques.

[En savoir plus sur l'intégrité de la recherche](#)

Les gens ont également examiné

[Le défi persistant des alternatives à la tourbe en horticulture en conteneurs : un aperçu historique du domaine des substrats de culture](#)

[Siv Mari Aurdal](#)

[Mousse de polyuréthane comme substrat de culture hors-sol : démonstration de l'importance de l'optimisation des propriétés physiques](#)

[Harry C. Wright](#),[Samuel W. Wilkinson](#),[Caleb W. Morgan](#),[Stephen A. Rolfe](#),[Duncan D. Cameron](#)[et](#)[Anthony J. Ryan](#)

[L'utilisation d'arbustes indigènes méditerranéens pour améliorer la durabilité des environnements urbains](#)

[Luca Leotta](#),[Stefania Toscano](#),[Antonio Ferrante](#)[et](#)[Daniela Romano](#)

[Solutions hydroponiques pour les systèmes de production hors-sol : enjeux et opportunités dans une perspective d'agriculture intelligente](#)

[Paolo Sambo](#),[Carlo Nicoletto](#),[Andrea Giro](#),[Youry Pii](#),[Fabio Valentinuzzi](#),[Tanja Mimmo](#),[Paolo Lugli](#),[Guido Orzes](#),[Fabrizio Mazzetto](#),[Stefania Astolfi](#),[Roberto Terzano](#)[et](#)[Stefano Cesco](#)

[Évaluation efficace des substrats de culture sans tourbe pour pots pressés : effets des combinaisons de mélanges](#)

[André Sradnick](#)[et](#)[Oliver Körner](#)

Matériel supplémentaire

- Fichier supplémentaire 1.docx