

8.2 LE PHOSPHORE

8.2.1 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine agricole et de matières végétales

8.2.1.1 Séparation de phase : Teneurs en phosphore total dans les différentes phases (brutes-liquides-solides) des digestats d'origine agricole analysés

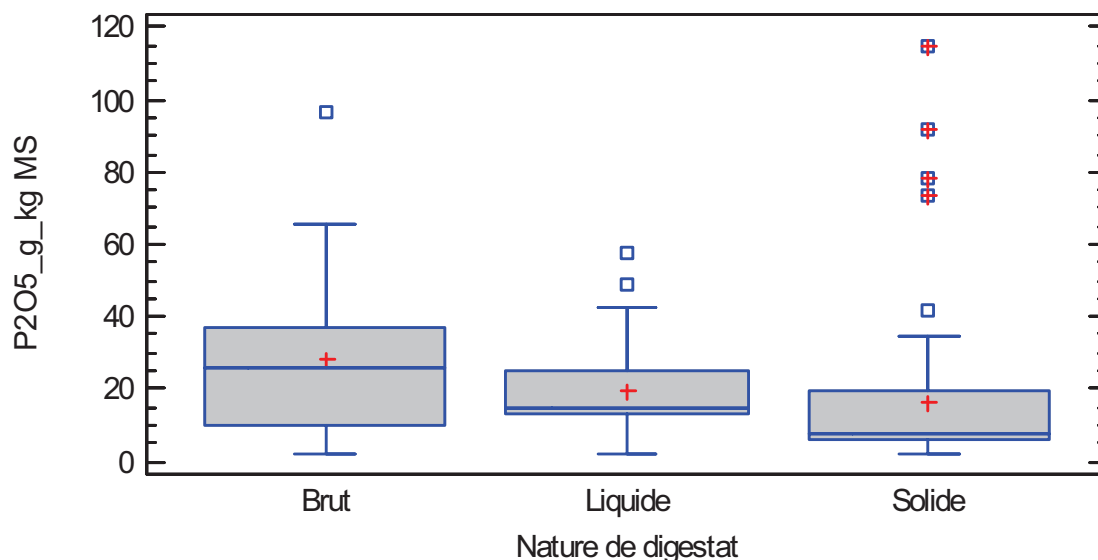


Figure 35 : Répartition des valeurs de P₂O₅ (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Tableau 19 : Variabilité des valeurs de P₂O₅ (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Nature de digestat	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Brut	32	28,36	25,96	1,80	96,92	10,23	37,31
Liquide	53	19,73	14,95	2,10	57,38	12,80	24,73
Solide	60	16,57	7,25	2,03	115,11	5,61	19,24
Total	145	20,33	14,17	1,80	115,11	6,77	24,81

Les teneurs en P₂O₅ sont en moyenne de 28,4 ; 19,7 et 16,6 mg/kg respectivement pour le digestat brut, la fraction liquide et la fraction solide du digestat. Les teneurs les plus élevées sont associées au digestat brut, elles sont plus élevées que dans chacune des deux phases. Il s'agit d'un artefact lié au jeu de données : Les données « digestats séparés » correspondent à des digestats moins riches en azote avant séparation que les digestats bruts composant le jeu de données étudiées.

Dans chacune des deux phases, on constate des teneurs de phosphore comparables, il n'y a pas de concentration nettement préférentielle du phosphore dans une phase plutôt que dans l'autre au sein du jeu de données étudiées. **L'effet de la séparation de phase est donc beaucoup moins important pour le phosphore que pour l'azote.**

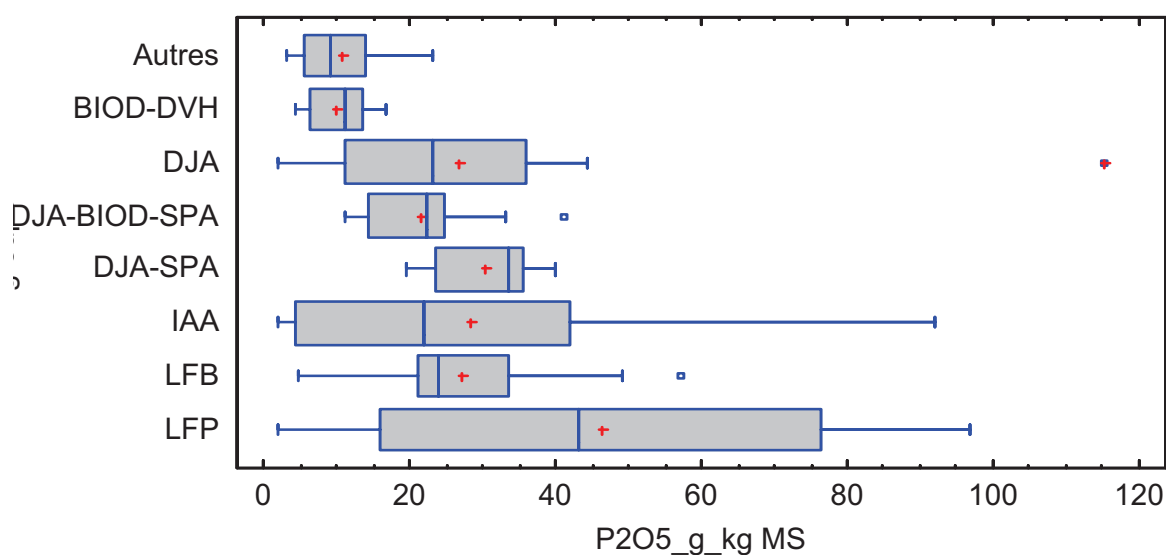


Figure 36 : Répartition des teneurs en P_2O_5 (g/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 20 : Variabilité des teneurs en P_2O_5 (g/kg MS) en fonction des intrants

Groupe	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	Etendue	1er quartile	3ème quartile
Autres	7	10,92	9,00	3,38	23,15	19,77	5,40	13,95
BIOD-DVH	53	10,14	11,17	4,48	16,97	12,49	6,49	13,73
DJA	20	26,76	23,09	2,10	115,11	113,01	11,31	36,17
DJA-BIOD-SPA	17	21,53	22,60	11,31	41,06	29,75	14,57	24,73
DJA-SPA	5	30,44	33,63	19,71	39,85	20,14	23,50	35,53
IAA	26	28,44	22,00	2,03	92,00	89,98	4,28	41,90
LFB	13	27,36	23,85	4,70	57,38	52,68	21,38	33,53
LFP	4	46,26	43,16	1,80	96,92	95,12	16,04	76,47
Total	145	20,33	14,17	1,80	115,11	113,31	6,77	24,81

Les teneurs en phosphore total sont extrêmement variables. Elles varient en moyenne de 10 g/kg MS à 46 g/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus de la méthanisation du lisier de porc et des sous produits animaux. A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation de biodéchets et de déchets verts. L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en phosphore pour les digestats issus de chaque type de déchet.

8.2.2 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine urbaine

8.2.2.1 Effet des intrants d'origine urbaine sur les teneurs en phosphore

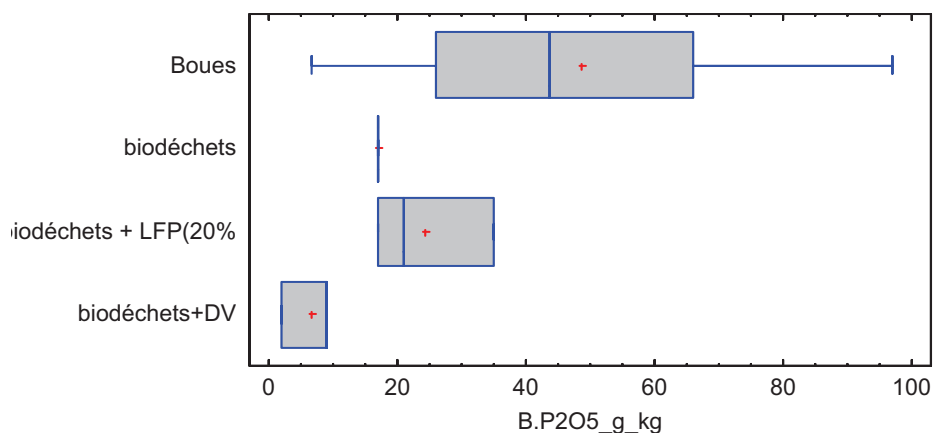


Figure 37 : Répartition des valeurs de P₂O₅ (g/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 21 : Variabilité des valeurs de P₂O₅ (g/kg MS) en fonction des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	40	48,50	24,82	51,17 %	6,53	97,01	90,48	0,86
biodéchets	1	17,0	/	/	17,0	17,0	0,0	/
Biodéchets (80%) + LFP(20 %)	3	24,33	9,45	38,84 %	17,0	35,0	18,0	0,98
biodéchets+DV	3	6,65	4,02	60,55 %	2,0	9,0	7,0	-1,22
Total	47	43,61	26,00	59,62 %	2,0	97,01	95,01	1,23

En moyenne, les teneurs en P₂O₅ des digestats de BTU (48 g/kg de MS) sont supérieures aux autres substrats.

L'ensemble des substrats contenant des BTU a tendance à avoir des teneurs en P₂O₅ supérieures comparativement aux digestats produits avec les autres types de déchets urbains.

L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en P₂O₅ pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait de la disparité entre les effectifs de chaque substrat.

8.2.2.2 Effet des post-traitements sur les teneurs en phosphore des digestats d'origine urbaine

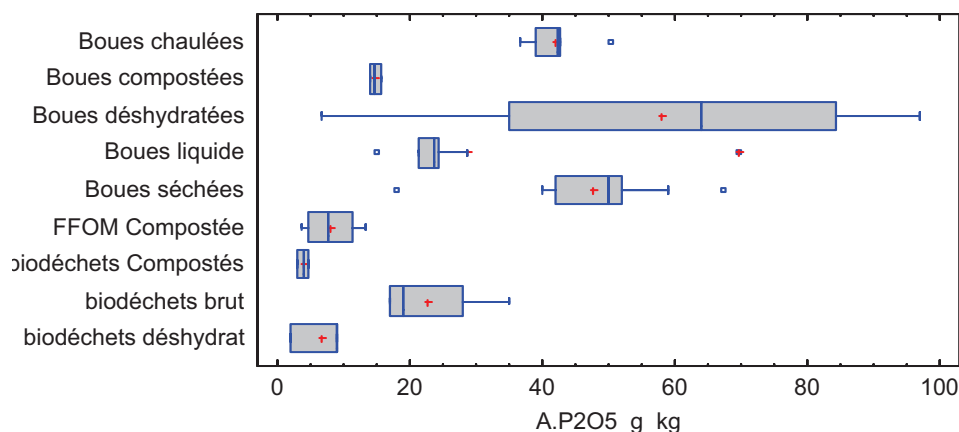


Figure 38 : Répartition des valeurs de P₂O₅ (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Tableau 22 : Variabilité des valeurs de P₂O₅ (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU chaulées	5	42,10	5,20	12,36 %	36,52	50,29	13,77	0,92
BTU compostées	2	14,8	1,13	7,64 %	14,0	15,6	1,6	/
BTU déshydratées	19	57,98	29,49	50,86 %	6,53	97,01	90,48	-0,58
BTU liquides	7	28,55	18,42	64,50 %	15,0	69,7	54,7	2,66
BTU séchées	9	47,55	13,77	28,97 %	17,9	67,2	49,3	-1,31
FFOM issue d'OMr Compostées	4	8,11	4,24	52,27 %	3,5	13,3	9,8	0,26
biodéchets Compostés	2	3,85	1,34	34,89 %	2,9	4,8	1,9	/
biodéchets bruts	4	22,5	8,54	37,97 %	17,0	35,0	18,0	1,41
biodéchets déshydratés	3	6,65	4,02	60,55 %	2,0	9,0	7,0	-1,22
Total	55	38,54	27,08	70,28 %	2,0	97,01	95,01	1,73

Les teneurs en P₂O₅ sont en moyenne plus élevées dans les digestats à base de BTU ayant subi un post-traitement, à l'exception du compostage.

La déshydratation des BTU méthanisées, ainsi que le séchage et le chaulage présentent donc des teneurs plus élevées comparativement au compostage. Il s'agit certainement de l'effet couplé intrants/procédé du aux fortes teneurs des BTU brutes en P₂O₅. De plus, en ce qui concerne le compostage, afin de satisfaire aux critères réglementaires relatifs à un amendement organique, les teneurs en phosphore ne doivent pas dépasser 3% de P₂O₅ sur la masse brute. Par conséquent, ce post-traitement a du être réalisé afin de répondre aux exigences de la norme NFU 44-095

L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en P₂O₅ pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait de la disparité entre les effectifs de chaque substrat.

8.2.3 Synthèse bibliographique

De même que pour l'azote, lors de la méthanisation une partie du phosphore (1/3 environ) est solubilisée dans la fraction liquide pour ensuite former des substances minérales comme la struvite (MgNH₄PO₄) et le phosphate de calcium (hydroxyapatite) (51). La fraction minéralisée des deux nutriments est accrue (52).

La digestion du fumier semble réduire la fraction de Phosphore qui est immédiatement disponible en augmentant la stabilité des phases solide retenant le phosphore. Gungor et Karthikeyan (2008) (68) ont montré que le Phosphore dissous minéralisé pendant la digestion anaérobie est associé aux particules solides. La fraction de Phosphore dissous dans le fumier non digéré variait de 45 % à 70 % du Phosphore total, ce qui est réduit sensiblement après la digestion anaérobie à 25-45 % du Phosphore total. Les concentrations d'orthophosphates sont donc généralement plus élevées dans l'effluent digéré que dans les matières premières. Leurs données montrent que les orthophosphate forment 48-61 % du phosphore total dans les fumiers non digérés contre 52-74 % dans le fumier digéré (53).

Enfin, la valeur fertilisante en phosphore des produits de la méthanisation et du compostage sont relativement similaires. En effet, les valeurs en P des intrants sont gardés intacts lors des deux procédés (38).

Les BTU digérées ont des teneurs en phosphore significatives.

LES BTU contiennent du phosphore (P) qui, s'il est disponible pour les plantes, justifie leur utilisation en agriculture. Comme leur Valeur Fertilisante (VF), c'est à dire la biodisponibilité du P de la boue exprimée par rapport à celle du P soluble dans l'eau, varie largement ou bien est inconnue, il est difficile de raisonner leur utilisation.

La thèse d'Armel Guivarch (63) s'est intéressée à la valeur fertilisante phosphatée des BTU, notamment en fonction des traitements appliqués sur ces BTU, dont la méthanisation.

Il a montré que la répartition des ions P entre phase solide et solution dépend des traitements subis par les BTU. Les ions P isotopiquement échangeables en 3 mois (censés correspondre au prélèvement par une culture) représentent environ 30 % du P total.

Il présente que l'évaluation la plus fiable de la biodisponibilité du P pour une boue donnée est obtenue en considérant la contribution relative du P apporté à la nutrition phosphatée (cette contribution relative de P est symbolisée « Pdff » par l'auteur).

Le P des BTU biologiques avec ou non un traitement spécifique de déphosphatation, et celui des BTU physico-chimiques, a une biodisponibilité proche de celle du P minéral soluble (VF moyenne de 87 %).

- ⇒ Sur ces BTU, l'apport de sels de fer et la digestion tendent toutefois à diminuer la VF
- ⇒ alors que le chaulage, même massif, n'a aucun effet.
- ⇒ Le compostage et le conditionnement thermique (45 min à 195°C sous 18 bars) des BTU diminuent sensiblement leur VF. Pour ces dernières, la VF diminue avec leur teneur en fer et augmente avec l'acidité du sol.

La VF est aussi fonction de l'effet de la boue sur la minéralisation nette de l'azote, ce qui appelle des études plus poussées sur le couplage des cycles de l'azote et du phosphore.

Certains traitements semblent avoir tendance à diminuer la VF(Pdff). La digestion potentiellement entraîne une diminution de VF(Pdff) d'environ 15 %. Cette baisse peut être expliquée par un faible potentiel de minéralisation de l'azote de la boue. L'origine de cette diminution est multiple :

- l'augmentation de la teneur de la boue en Fe, Zn, Pb, etc., connus pour induire une précipitation de minéraux phosphatés et donc une perte de solubilité et de mobilité du P,
- la dissolution des phosphates de calcium de la boue qui diminue avec l'augmentation du pH du sol,
- le potentiel de minéralisation de l'azote de cette boue.

Une partie de ses travaux sur la valeur fertilisante du phosphore est résumée dans le Tableau 23.

Tableau 23 : Comparaison de la valeur fertilisante du phosphore selon différents types de substrats

Produit (nombre de produits)	VF(Pdff) % (écart type)
BTU biologiques (5)	90 (18)
BTU biologiques traitées aux sels de fer (2) ou aux sels de fer et chaux (3)	94 (11)
BTU de déphosphatation biologique (3) puis chaulées (4), ou traitées aux sels de fer et chaux (1)	98 (11)
BTU physico-chimiques traitées aux sels de fer (2) ou aux sels de fer et chaux (4)	88 (5)
BTU biologiques digérées (3)	75 (34)
BTU biologiques digérées traitées aux sels de fer (7) ou aux sels de fer et chaux (2)	76 (13)
BTU compostées (5)	73 (18)
BTU biologiques digérées conditionnées thermiquement (45 min à 195°C sous 18 bars) (4)	56 (19)
Fiente de volaille (2)	87 (15)
Fumiers de bovin (4)	76 (8)

8.2.3.1 Impact de la séparation de phases

Contrairement à l'azote, la séparation de phases aura comme impact de redistribuer le phosphore préférentiellement dans la phase solide des digestats avec des proportions très grossières de 1/3 contenue dans la phase liquide et 2/3 dans la phase solide des digestats bruts.

8.2.3.2 La précipitation de struvite

Nous avons déjà pu voir que ce procédé permet de former des boues de MAP qui vont donc contenir du phosphore (Cf :Tableau 18).

Ce procédé fournit donc deux produits qui contiennent du phosphore :

- ⇒ Un produit solide « minéral » contenant le MAP et des résidus organiques (MS estimée à 30 %). Cette fraction pourrait être utilisée comme fertilisant à effet retardé, parce que P et N ne sont pas directement disponibles.
- ⇒ Un produit solide sortant de la centrifugation avant le traitement par précipitation qui contient la plus grande portion du phosphore du digestat initial (80 %)

8.3 LE POTASSIUM

8.3.1 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine agricole et de matières végétales

8.3.1.1 Séparation de phase : Teneurs en oxyde de potassium dans les différentes phases (brutes-liquides-solides) des digestats d'origine agricole analysés

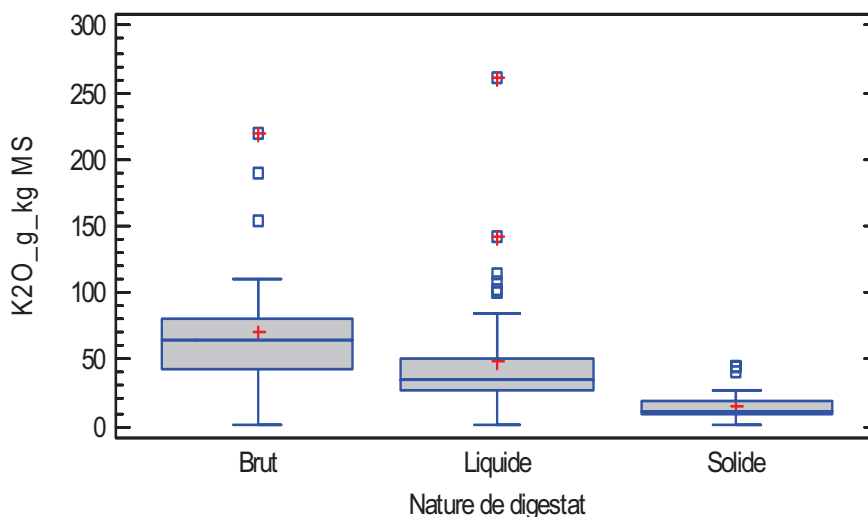


Figure 39 : Répartition des valeurs de K₂O (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Tableau 24 : Variabilité des valeurs de K₂O (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Nature de digestat	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Brut	26	69,92	65,09	1,74	219,04	42,63	80,60
Liquide	51	48,30	34,78	0,40	260,90	27,67	51,02
Solide	60	14,56	11,01	0,80	45,50	8,20	18,80
Total	137	37,63	26,85	0,40	260,90	10,65	44,80

Les teneurs en K₂O sont en moyenne de 70, 48,3 et 14,6 g/kg MS respectivement pour le digestat brut, la fraction liquide et la fraction solide du digestat. Les teneurs les plus élevées sont associées au digestat brut qui sont en moyenne 5 fois plus grandes que la fraction solide. **On constate donc un effet de concentration du K₂O dans la phase liquide.**

8.3.1.2 Effet des intrants d'origine agricole sur les teneurs en K₂O

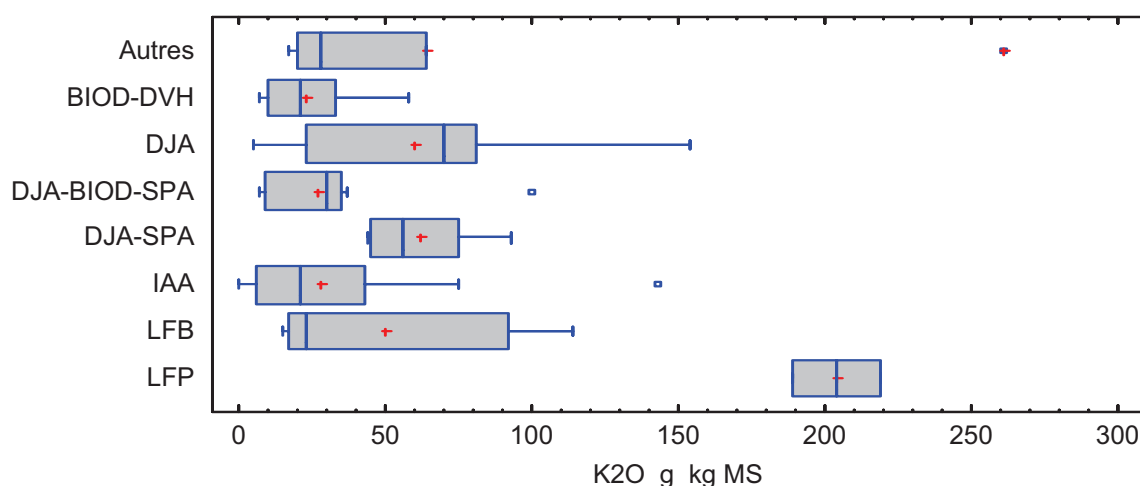


Figure 40 : Répartition des teneurs en K₂O (g/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 25 : Variabilité des teneurs en K₂O (g/kg MS) en fonction des intrants

Groupe	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	Etendue	1er quartile	3ème quartile
Autres	7	63,55	27,64	17,21	260,90	243,69	20,03	63,77
BIOD-DVH	53	22,64	21,36	7,03	57,90	50,87	9,83	32,77
DJA	18	59,97	69,97	4,60	154,00	149,40	22,50	81,00
DJA-BIOD-SPA	17	27,29	29,62	6,98	99,83	92,86	8,92	35,39
DJA-SPA	5	62,44	56,41	43,84	92,62	48,78	44,80	74,55
IAA	23	28,24	21,00	0,40	143,00	142,60	5,80	42,63
LFB	12	49,76	22,92	14,57	114,09	99,52	17,42	92,19
LFP	2	204,06	204,06	189,07	219,04	29,97	189,07	219,04
Total	137	37,63	26,85	0,40	260,90	260,50	10,65	44,80

Les teneurs en potassium varient en moyenne de 22,6 g/kg MS à 204 /kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus de la méthanisation du lisier de porc. Néanmoins, pour le potassium, seules deux analyses ont été récoltées pour des digestats issus de la méthanisation exclusive de lisier de porc. A l'opposé, les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation de biodéchets et des déchets verts. L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en potassium pour les digestats issus de chaque type de déchet.

8.3.2 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine urbaine

8.3.2.1 Effet des intrants d'origine urbaine sur les teneurs en potassium

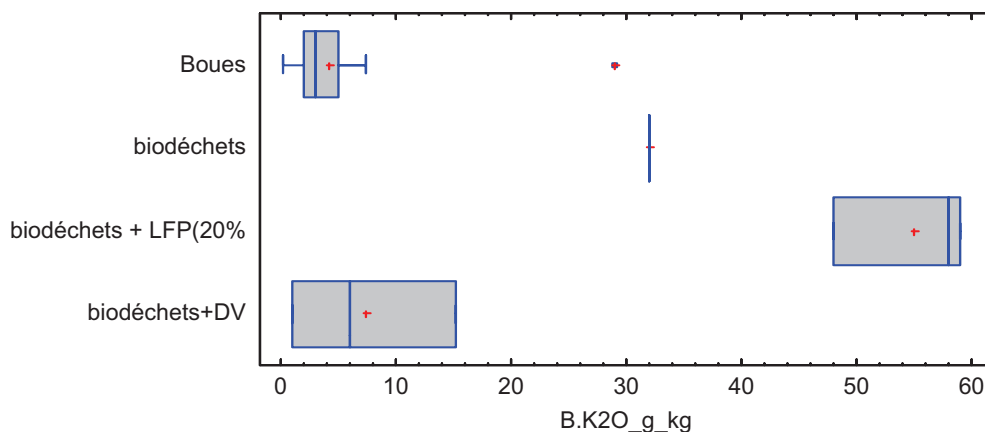


Figure 41 : Répartition des valeurs de K₂O (g/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 26 : Variabilité des valeurs de K₂O (g/kg MS) en fonction de la nature des digestats

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	30	4,28	5,06	118,24 %	0,22	29,0	28,77	9,43
biodéchets	1	32,0	/	/	32,0	32,0	0,0	/
biodéchets (80%) + LFP (20 %)	3	55,0	6,08	11,05 %	48,0	59,0	11,0	-1,18
biodéchets+DV	3	7,4	7,20	97,33 %	1,0	15,2	14,2	0,59
Total	37	9,40	15,33	163,15 %	0,22	59,0	58,77	6,16

L'apport de lisier porcin aux biodéchets produit un digestat avec la plus forte teneur en potasse, avec 55 g/kg de MS.

Les biodéchets présentent également des teneurs plus élevées que les digestats de BTU, pauvres en potassium étant donné la solubilité des sels de potassium.

Les biodéchets contiennent 32 g/kg de MS alors que les BTU méthanisées n'ont en moyenne que 4,3 g/kg de MS .

8.3.2.2 Effet des post-traitements sur les teneurs en potassium des digestats d'origine urbaine

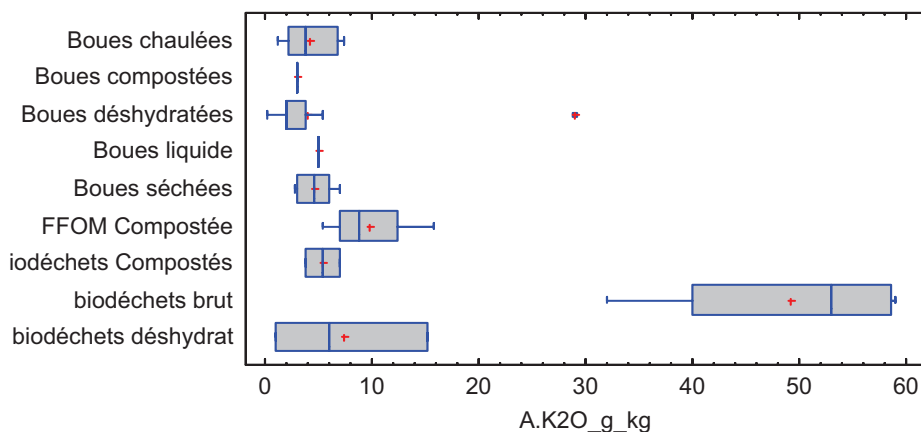


Figure 42 : Répartition des valeurs de K_2O (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Tableau 27 : Variabilité des valeurs de K_2O (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU chaulées	5	4,28	2,70	63,10 %	1,29	7,4	6,10	0,17
BTU compostées	1	3,0	/	/	3,0	3,0	0,0	/
BTU déshydratées	16	4,08	6,80	166,81 %	0,22	29,0	28,77	6,01
BTU liquide	1	5,0	/	/	5,0	5,0	0,0	/
BTU séchées	8	4,60	1,62	35,25 %	2,84	7,0	4,15	0,26
FFOM issue d'OMr Compostée	4	9,70	4,37	45,04 %	5,4	15,8	10,4	0,94
biodéchets Compostés	2	5,35	2,19	40,97 %	3,8	6,9	3,1	/
biodéchets brut	4	49,25	12,52	25,43 %	32,0	59,0	27,0	-0,97
biodéchets déshydratés	3	7,4	7,20	97,33 %	1,0	15,2	14,2	0,59
Total	44	9,09	14,14	155,43 %	0,22	59,0	58,77	7,28

Les digestats de biodéchets bruts présentent les plus fortes teneurs en K_2O avec 49 g/kg de MS. On vérifie ici la forte solubilité du Potassium, qui induit nécessairement une faible teneur sur un digestat après séparation de phase.

L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en K_2O pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait de la disparité entre les effectifs de chaque substrat.

8.3.3 Résultats issus de la bibliographie

La digestion permet une meilleure biodisponibilité de cet élément pour les plantes puisqu'il sera en grande partie dissous. Cette disponibilité et la teneur proportionnellement importante du potassium dans le digestat liquide peuvent représenter un danger pour la structure des sols, surtout pour ceux pauvres en calcium (55). Nous avons vu que la quasi totalité du potassium se trouve dans la phase liquide du digestat.

Il semble que la disponibilité à court terme du potassium dans le fumier solide est inférieure à la disponibilité dans le lisier digéré ou non digéré qui se trouve sous forme liquide (53).

8.4 LES ELEMENTS FERTILISANTS SECONDAIRES ET LES OLIGO-ELEMENTS

Les teneurs en calcium et magnésium en solution sont réduites lors de la méthanisation du fait de la cristallisation de phosphates de calcium et de magnésium dans le digesteur (56).

C'est pourquoi ces éléments se trouveront majoritairement associés à la phase solide du digestat.

Les métaux également, peuvent se retrouver dans la phase solide du digestat brut avec une nuance. En effet, la spéciation des métaux, et donc leur liaison avec la matière organique va varier en fonction des paramètres physico-chimiques du digestat et donc se retrouver dans l'une ou l'autre des phases du digestat, en fonction également de la qualité du procédé de séparation phase.

Le traitement statistique des données est présenté dans le chapitre sur l'étude des métaux lourds, qualité sanitaire des digestats.

Les données récupérées pour les teneurs en calcium et magnésium n'ont permis de réaliser des comparaisons statistiques que sur les digestats d'origine urbaine et en particulier sur les digestats de BTU. Les résultats sont ceux présentés ci-dessous

8.4.1.1 Effet des intrants d'origine urbaine sur les teneurs en MgO

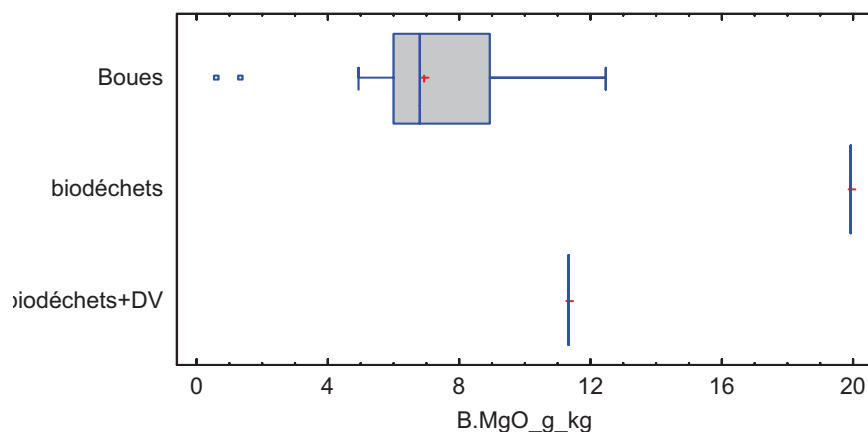


Figure 43 : Répartition des valeurs de MgO (g/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 28 : Variabilité des valeurs de MgO (g/kg MS) en fonction des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	23	6,95	2,64	38,03 %	0,61	12,47	11,85	-0,75
biodéchets	1	19,9	/	/	19,9	19,9	0,0	/
biodéchets+DV	1	11,3	/	/	11,3	11,3	0,0	/
Total	25	7,64	3,69	48,37 %	0,61	19,9	19,28	2,58

Les teneurs en MgO varient en moyenne de 7 g/kg MS à 20 g/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus des BTU. Les faibles effectifs des autres substrats concernant cet élément ne nous permettent pas de définir un impact des intrants.

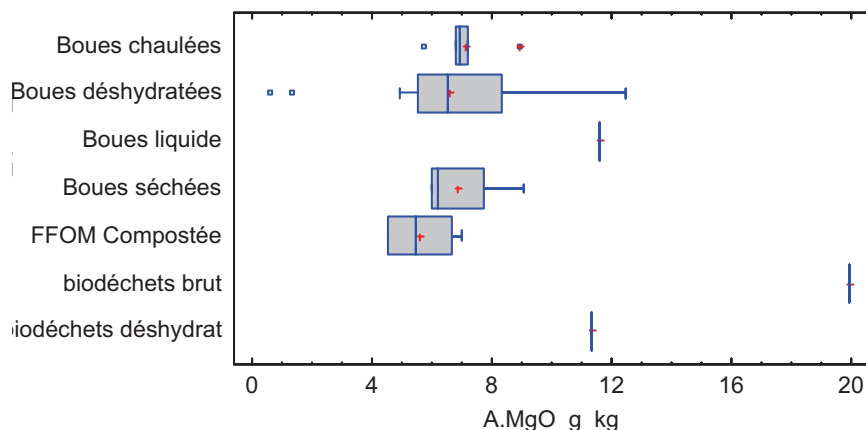


Figure 44 : Répartition des valeurs de MgO (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Tableau 29 : Variabilité des valeurs de MgO (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU chaulées	5	7,10	1,15	16,27 %	5,7	8,9	3,2	0,73
BTU déshydratées	13	6,57	3,14	47,80 %	0,61	12,47	11,85	-0,56
BTU liquides	1	11,6	/	/	11,6	11,6	0,0	/
BTU séchées	4	6,85	1,48	21,64 %	6,0	9,06	3,06	1,57
FFOM issue d'OMr Compostées	4	5,6	1,24	22,25 %	4,5	7,0	2,5	0,21
biodéchets bruts	1	19,9	/	/	19,9	19,9	0,0	/
biodéchets déshydratés	1	11,3	/	/	11,3	11,3	0,0	/
Total	29	7,36	3,52	47,83 %	0,61	19,9	19,2	3,18

Les teneurs en MgO varient en moyenne de 6 g/kg MS à 12 g/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats de BTU liquides. Les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus du compostage des digestats de FFOM issue d'OMr.

Les post-traitements ne semblent pas avoir d'impacts sur les teneurs en magnésium dans les digestats

8.4.1.3 Effet des intrants d'origine urbaine sur les teneurs en CaO

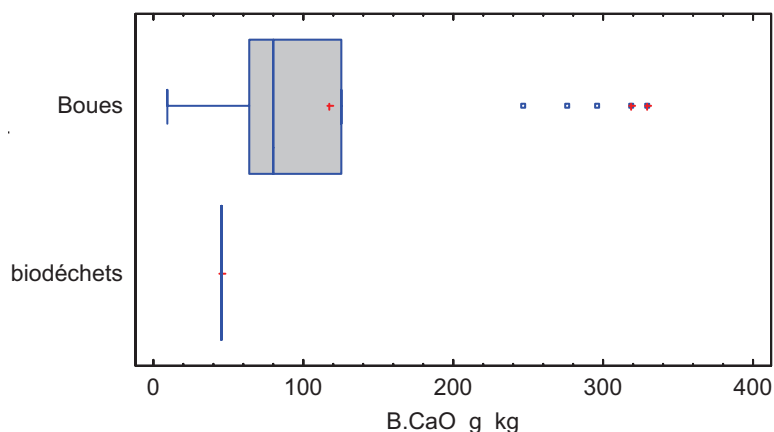


Figure 45 : Répartition des valeurs de CaO (g/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 30 : Variabilité des valeurs de CaO (g/kg MS) en fonction des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	23	117,46	99,56	84,76 %	9,80	328,72	318,92	2,43
biodéchets	1	44,8	/	/	44,8	44,8	0,0	/
Total	24	114,44	98,50	86,07 %	9,80	328,72	318,92	2,61

Les teneurs en CaO varient en moyenne de 45 g/kg MS à 117 g/kg MS selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont observées pour des digestats issus des BTU. Les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation des biodéchets. Il faut noter que la grande variation observée des teneurs en CaO s'explique par la présence de BTU digérées et chaulées en post-traitement.

Les faibles effectifs des autres substrats concernant cet élément ne nous permettent pas de définir un impact des intrants.

8.4.1.4 Effet des post-traitements sur les teneurs en CaO des digestats urbains

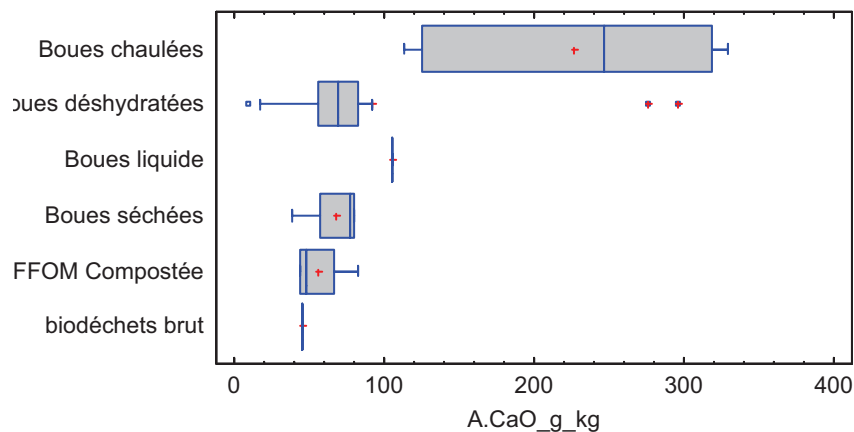


Figure 46 : Répartition des valeurs de CaO (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Tableau 31 : Variabilité des valeurs de CaO (g/kg MS) en fonction des post-traitements

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU chaulées	5	226,40	103,01	45,49 %	112,91	328,72	215,81	-0,22
BTU déshydratées	13	91,53	89,76	98,06 %	9,80	295,7	285,89	2,68
BTU liquides	1	105,5	/	/	105,5	105,5	0,0	/
BTU séchées	4	68,57	19,90	29,02 %	38,9	80,0	41,1	-1,57
FFOM issue d'OMr Compostées	4	55,87	18,28	32,73 %	44,3	82,9	38,6	1,49
biodéchets bruts	1	44,8	/	/	44,8	44,8	0,0	/
Total	28	106,07	93,47	88,12 %	9,80	328,72	318,92	3,29

Le chaulage présente bien évidemment les teneurs en CaO les plus importantes avec une moyenne de 226 g/kg de MS.

Pour les autres traitements, il ne semble pas y avoir d'impact sur les teneurs en CaO.

8.5 LA MATIÈRE ORGANIQUE

8.5.1 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine agricole et de matières végétales

8.5.1.1 Séparation de phase : Teneurs en Carbone total et rapport C/N : dans les différentes phases (brutes-liquides-solides) des digestats d'origine agricole analysés

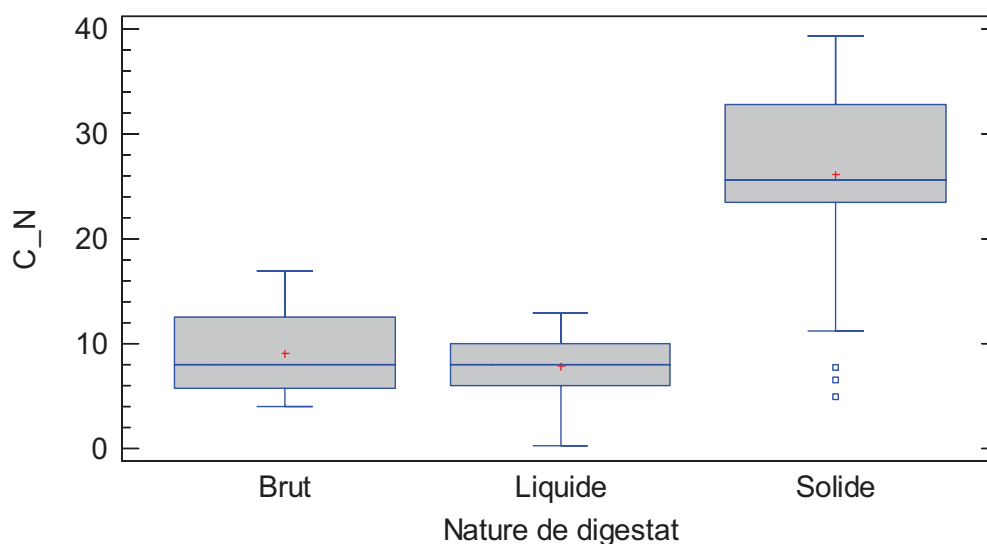


Figure 47 : Répartition des valeurs de C/N en fonction de la nature des digestats

Tableau 32 : Variabilité des valeurs de C/N en fonction de la nature des digestats

Nature de digestat	Effectif	Minimum	Moyenne	Maximum	Médiane	1er quartile	3ème quartile
Brut	10	4,0	9,12	17,0	8,05	5,7	12,6
Liquide	36	0,29	7,86	12,9	7,95	6,0	10,05
Solide	38	4,95	26,07	39,3	25,65	23,5	32,8
Total	84	0,29	16,25	39,3	10,85	7,45	25,15

Le rapport C/N est en moyenne de 9,1, 7,9 et 26 respectivement pour le digestat brut, la fraction liquide et la fraction solide du digestat. Les valeurs les plus élevées sont associées à la fraction solide du digestat et sont en moyenne 2,5 fois plus grandes que la fraction liquide ou brute. Ces valeurs élevées de la phase solide traduisent à la fois des valeurs plus élevées du carbone total et des valeurs plus faibles de l'azote total comparativement à la fraction liquide. Très peu de données ont été collectées concernant les teneurs en matière organique et/ou en carbone total. Les teneurs en carbone total varient de 36 à 620 g/kg MS. Néanmoins, seules 36 analyses contenaient ce paramètre.

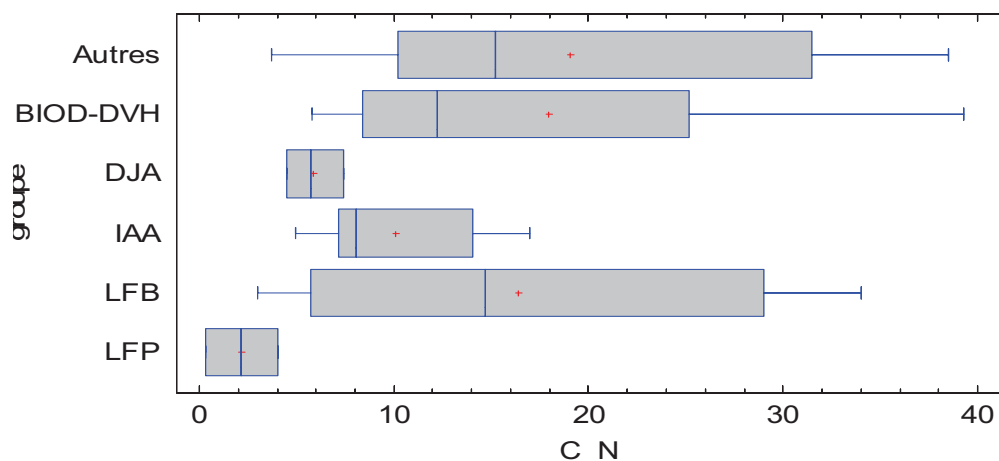


Figure 48 : Répartition des valeurs du C/N (g/kg MS) en fonction des intrants

Tableau 33 : Variabilité des valeurs du C/N (g/kg MS) en fonction des intrants

groupe	Effectif	Moyenne	Médiane	Minimum	Maximum	1er quartile	3ème quartile
Autres	6	19,06	15,25	3,7	38,5	10,2	31,5
BIOD-DVH	53	17,95	12,2	5,8	39,3	8,4	25,2
DJA	3	5,86	5,7	4,5	7,4	4,5	7,4
IAA	8	10,05	8,05	4,95	17,0	7,14	14,05
LFB	12	16,39	14,7	3,0	34,0	5,70	29,03
LFP	2	2,15	2,14919	0,29	4,0	0,29	4,0
Total	84	16,2497	10,85	0,29	39,3	7,45	25,15

Le rapport C/N est plus élevé en présence de biodéchets ou de fumier bovin. Les teneurs les plus faibles sont observées sur des digestats déjà peu chargés en matières sèches, tel que le lisier porcin.

8.5.2 Résultats issus du traitement des données pour les digestats d'origine urbaine

8.5.2.1 Traitement des données pour le taux de matière organique des digestats d'origine urbaine

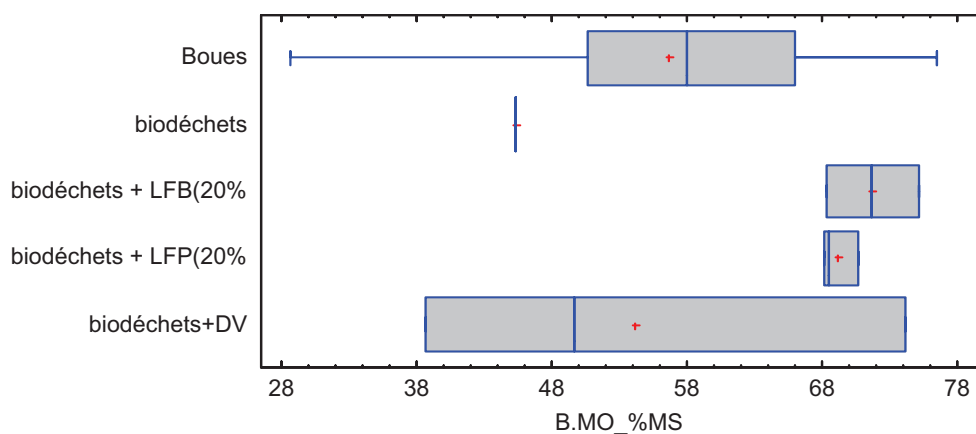


Figure 49 : Répartition des valeurs de matière organique (% MS) en fonction des intrants

Tableau 34 : Variabilité des valeurs de matière organique (% MS) en fonction des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	33	56,66	13,45	23,75 %	28,6	76,5	47,9	-1,42
biodéchets	1	45,4	/	/	45,4	45,4	0,0	/
biodéchets (80 %) + LFB (20 %)	2	71,75	4,73	6,60 %	68,4	75,1	6,7	/
biodéchets (80 %) + LFP (20 %)	3	69,1	1,4	2,02 %	68,1	70,7	2,6	1,11
biodéchets+DV	3	54,13	18,16	33,54 %	38,6	74,1	35,5	0,73
Total	42	57,81	13,51	23,37 %	28,6	76,5	47,9	-1,62

Peu de données ont été collectées concernant les teneurs en matière organique hors BTU. Les teneurs varient de 45 à 69 % MS. Les teneurs les plus élevées ainsi que les teneurs les plus faibles, sont observées pour des digestats issus des biodéchets.

L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des teneurs en matière organique pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait de la disparité entre les effectifs de chaque substrat.

8.5.2.2 Effet des intrants sur les valeurs de pH des digestats d'origine urbaine

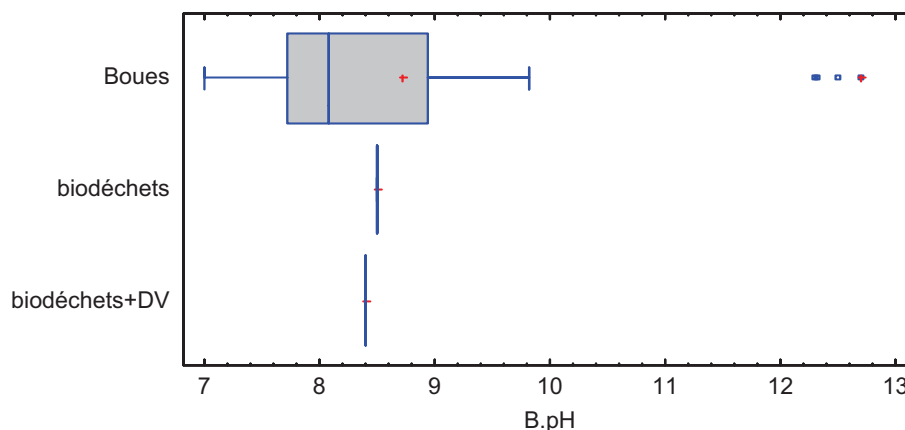


Figure 50 : Répartition des valeurs de pH en fonction des intrants

Tableau 35 : Variabilité des valeurs de pH en fonction des intrants

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU	29	8,72	1,64	18,82 %	7,0	12,7	5,7	3,61
biodéchets	1	8,5	/	/	8,5	8,5	0,0	/
biodéchets+DV	1	8,4	/	/	8,4	8,4	0,0	/
Total	31	8,70	1,58	18,24 %	7,0	12,7	5,7	3,91

Les valeurs de pH sont très similaires pour l'ensemble des intrants avec un pH moyen supérieur à 8. L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des valeurs de pH pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait de la disparité entre les effectifs de chaque substrat.

8.5.2.3 Effet des post-traitements sur les valeurs de pH des digestats d'origine urbaine

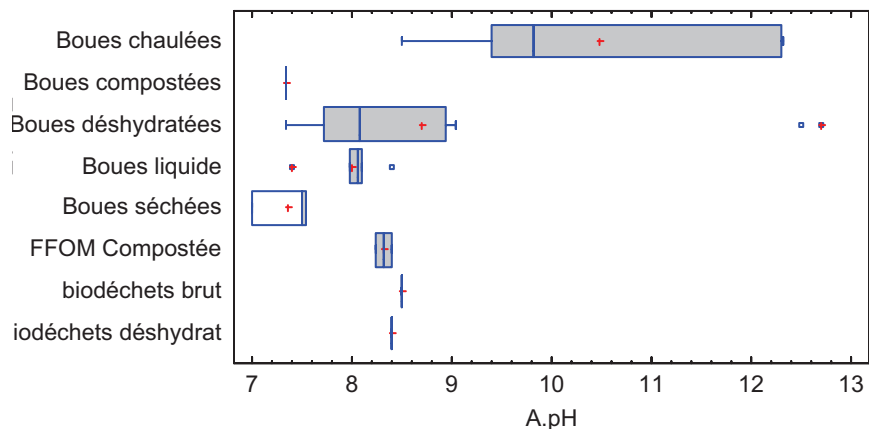


Figure 51 : Répartition des valeurs de pH en fonction des post-traitements des digestats

Tableau 36 : Variabilité des valeurs de pH en fonction des post-traitements des digestats

Substrats méthanisés	Effectif	Moyenne	Ecart-type	Coef. de variation	Minimum	Maximum	Etendue	Asymétrie std.
BTU chaulées	5	10,47	1,74	16,70 %	8,5	12,32	3,82	0,23
BTU compostées	1	7,35	/	/	7,35	7,35	0,0	/
BTU déshydratées	15	8,70	1,65	19,03 %	7,33	12,7	5,37	3,13
BTU liquides	6	7,99	0,32	4,09 %	7,4	8,4	1,0	-1,26
BTU séchées	3	7,35	0,30	4,13 %	7,0	7,55	0,55	-1,18
FFOM issue d'OMr Compostées	2	8,32	0,10	1,27 %	8,25	8,4	0,15	/
biodéchets bruts	1	8,5	/	/	8,5	8,5	0,0	/
biodéchets déshydratés	1	8,4	/	/	8,4	8,4	0,0	/
Total	34	8,64	1,53	17,74 %	7,0	12,7	5,7	4,36

Les valeurs de pH varient en moyenne de 7,4 à 11,5 selon la nature et le mélange des intrants. Les teneurs les plus élevées sont bien évidemment observées pour des digestats issus des BTU ayant subi un traitement à la chaux. Les teneurs les plus faibles sont associées à des digestats issus de la méthanisation de BTU, séchés ou compostés avec un pH de 7,35.

L'analyse des données permet de donner cette tendance générale sans pouvoir apporter une fourchette des valeurs de pH pour les digestats issus de chaque type de déchet du fait de la disparité entre les effectifs de chaque substrat excepté pour les BTU digérées et chaulées.

8.5.3 Synthèse bibliographique

La fraction organique qui est dégradée au cours de la méthanisation est constituée de molécules rapidement fermentescibles qui n'auraient pas amélioré de façon durable la teneur en matière organique du sol sur lequel l'effluent est épandu. La matière organique résiduelle dans les digestats de méthanisation n'a donc rien perdu de la potentialité des matières premières à évoluer en substances humiques dans le sol.

Néanmoins, la matière organique des digestats reste moins stabilisée que celle des composts correspondants issus des mêmes substrats (72, 79). Son pouvoir de production d'humus est environ 2 fois moins important.

En pratique ainsi que dans la littérature, la digestion est souvent comparée à la phase thermophile du procédé de compostage. A la fin de ces deux processus biologiques, on obtient des substrats (compost frais et digestat) qui peuvent subir une phase de maturation (décomposition de la lignine, réorganisation du carbone, humification...) afin d'obtenir un « produit plus stabilisé » (faible évolution de la fraction carbonée, présence de substances humifiées...).

Des essais de minéralisation du carbone dans le sol conduits après apport d'un lisier brut ou d'un lisier méthanisé ont montré une réduction de près d'un tiers du pourcentage de minéralisation après digestion anaérobie (56). Cela signifie que le carbone ne s'est pas minéralisé et donc reste dans le sol. Ces résultats sont la conséquence du fait qu'une partie du carbone a déjà été minéralisée durant le procédé de méthanisation et qu'il reste dans les digestats la fraction moins accessible aux bactéries.

Apports en humus

MONTEMURRO, 2008 (47), montre que l'apport de digestat de lisier de porc ou de digestat d'effluents vinicoles n'a pas augmenté les teneurs en ETM dans le sol et a permis de maintenir les niveaux de carbone humifié, de carbone organique et azote organique dans le sol sur une période de 2 années de suivi. Sachant qu'un équilibre de la teneur en humus du sol est indispensable pour conserver une fertilité durable de ce sol. Les diverses matières organiques amendées dans le sol y contribuent dans des mesures différentes.

En ce qui concerne l'accumulation des ETM, il faut préciser que 2 années de suivi ne sont pas du tout suffisantes afin d'observer une concentration des ETM dans le sol suite à l'apport de matière organique respectant les seuils limites réglementaires.

Il a pu être montré que l'effet de production d'humus à partir des digestats liquides est semblable à celui des lisiers (entre 5 et 11 kg de C-humus par tonne de matière fraîche). Le digestat solide a un apport semblable à du fumier (entre 25 et 45 kg C-humus par tonne de matière fraîche). En comparaison, les composts mûrs apportent généralement entre 50 et 95 kg C-humus par tonne de matière fraîche (72).

8.6 QUALITE AGRONOMIQUE - ETUDE DE CAS D'UN DIGESTAT DE BTU: LA STATION DE SEINE AMONT

Le SIAAP (Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne) a fourni de nombreuses données concernant la station d'épuration de Seine Amont. Les analyses fournies ont permis d'étudier l'impact de la méthanisation sur les teneurs en azote, phosphore, matière sèche, matière volatile et les polluants métalliques et organiques.

8.6.1 Le procédé de méthanisation

La méthanisation est réalisée par un procédé type CSTR, c'est à dire infiniment mélangé en continu. Le temps de séjour hydraulique moyen est de 19 jours et la température de digestion de 37° +/-0,2°C.

Tableau 37 : Temps de séjour des BTU dans le méthaniseur

	Temps séjour hydraulique (jours)
janv-10	19,2
févr-10	19,1
mars-10	20,2
avr-10	20,9
mai-10	18,3
juin-10	17,2
juil-10	18,9
août-10	19,3
sept-10	22,5
oct-10	18,3
nov-10	17,8
déc-10	17,5
Moyenne	19,1

8.6.2 Méthode de traitement des résultats

Les résultats ont été traités par une analyse statistique comparative d'échantillons avec le logiciel « statgraphics centurion ». Les résultats présentés montrent l'impact de la méthanisation des BTU. Cette procédure teste les différences significatives entre deux échantillons de données collectées comme des paires. Elle calcule des statistiques concernant les différences entre les paires de données.

Les résultats statistiques concernant la matière sèche et la matière volatile sont issus d'analyse de données journalières pour l'année 2010.

Les autres résultats statistiques sont issus d'analyse de données hebdomadaires pour l'année 2010.

8.6.3 Résultats du traitement comparatif statistique

La comparaison des données a montré l'impact de la méthanisation sur la concentration des éléments, qu'il s'agisse de éléments fertilisants ou des polluants.

8.6.4 Impact de la méthanisation sur les taux de matière sèche

Les résultats des teneurs en matière sèche ont été comparés avant et après méthanisation.

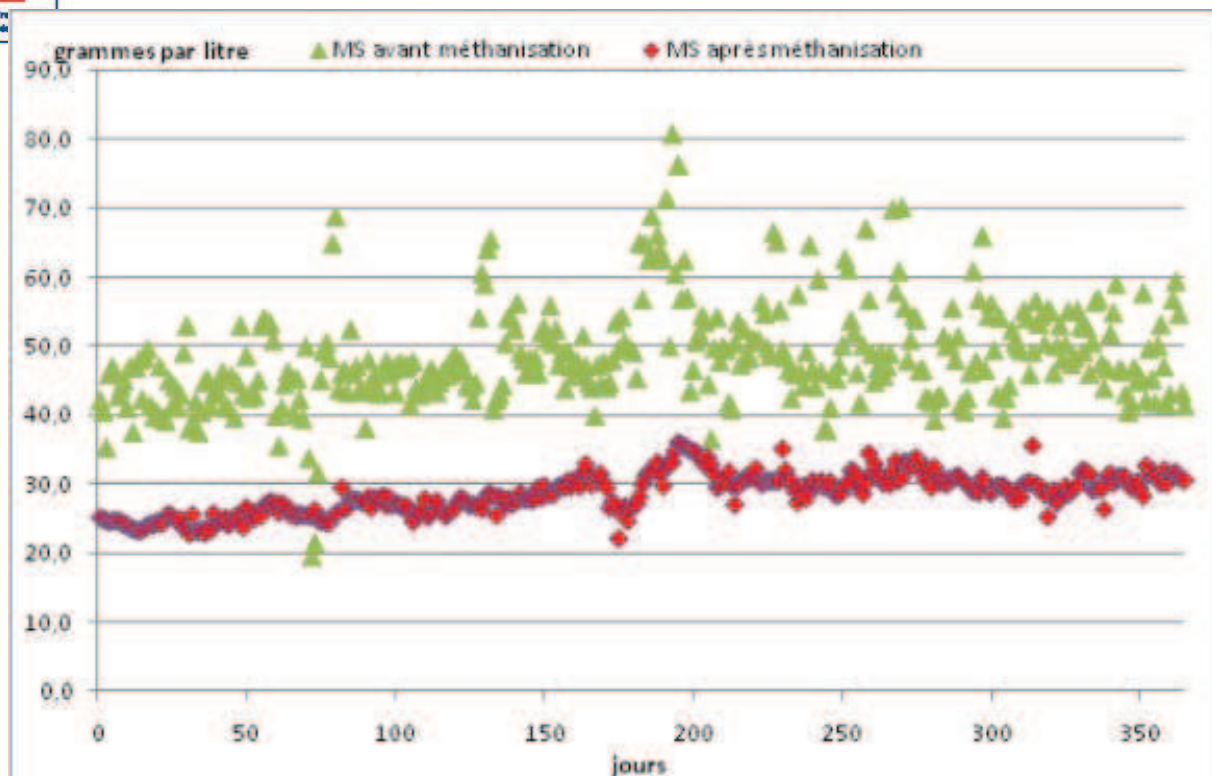


Figure 52 : Evolution des teneurs en matière sèche au cours de l'année 2010

Tableau 38 : Teneurs moyennes, maximales et minimales des taux de matières sèches avant et après méthanisation des BTU de Seine Amont.

	MS avant méthanisation	MS après méthanisation
	g/l	g/l
moy	48,6	28,6
min	19,5	22,2
max	80,8	36,0

Les BTU avant méthanisation présentent des teneurs en matière sèche très variables au cours de l'année (Figure 52). Les teneurs sont en moyennes de 48,6 g/l en entrée et de 28,6 g/l en sortie de méthanisation. (Tableau 38).

Les différences des teneurs en matière sèche sont élevées en entrée de méthanisation, avec une différence maximale entre les valeurs extrêmes (minimale et maximale) observée de 61,3 g/l. Cependant, cet écart entre les valeurs extrêmes est réduit à une valeur 13,8 g/l dans le digestat. La méthanisation de ces BTU permet une réduction moyenne de 20g/l de matière sèche.

La méthanisation joue un rôle d'homogénéisation et permet d'obtenir des digestats plus stable en termes de teneurs en matière sèche que les mêmes BTU non digérées.

8.6.5 Impact de la méthanisation sur les teneurs en éléments fertilisants

Tableau 39 : Teneurs moyennes, maximales et minimales, en azote total et en phosphore total des BTU de Seine Amont avant et après méthanisation.

Paramètres	unités	moyenne	minimum	maximum
P total avant méthanisation	g/kg MS	41,69	28,67	63,63
P total après méthanisation	g/kg MS	69,68	55,16	76,39
N total avant méthanisation	g/kg MS	34,08	27,74	41,40
N total après méthanisation	g/kg MS	59,17	46,26	98,40

Les digestats ont des teneurs moyennes en azote total de 34 g/kg MS et en phosphore total de 41,7 g/kg MS avant méthanisation.

Après méthanisation, ces valeurs sont respectivement de 59,2 g/Kg MS et 69,7 g/kg MS pour l'azote total et le phosphore total.

Les digestats de BTU présentent un taux de concentrations en azote et en Phosphore d'environ 1,7 (teneurs finales/ teneurs initiales : les digestats sont environ 1,7 fois plus concentrés que les mêmes BTU non digérées). Cet effet de concentration s'explique par le fait que les teneurs sont exprimées par rapport à la matière sèche et que la méthanisation permet de diminuer la matière sèche de près de 58% en moyenne, et donc induit cet effet.

Les digestats de BTU présentent des teneurs moyennes supérieures de respectivement 25 g/kg MS pour l'azote total et 28 g/kg MS pour le phosphore total, comparativement aux BTU avant digestion (Figure 53 et Figure 54).

Les graphiques présentés ci-dessous (boîtes à moustache) présentent les variations de concentrations avant et après méthanisation. Les calculs statistiques sont réalisés sur les teneurs après méthanisation auxquelles sont soustraient les teneurs avant méthanisation, pour chaque lignes d'analyses.

Par exemple, le fait que les teneurs soient supérieures à 0 montre une augmentation des teneurs en éléments après la méthanisation.

Le point rouge représente la moyenne, et la ligne bleue centrale la médiane

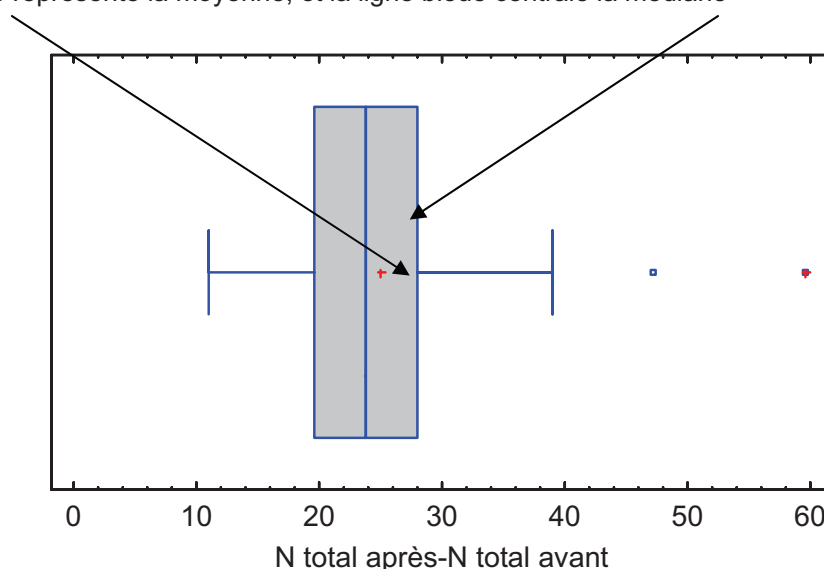


Figure 53 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en N total dans les digestats de BTU de seine Amont (en g/kg MS)

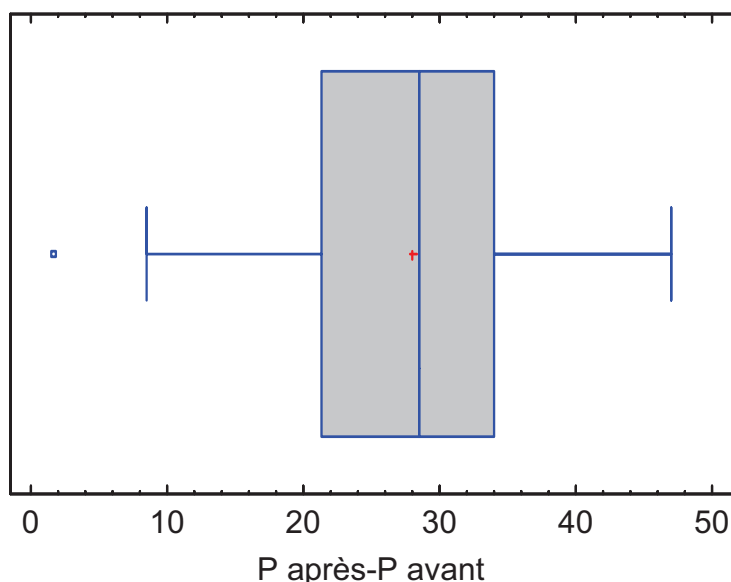


Figure 54 : Représentation des augmentations moyennes des teneurs en P total dans les digestats de BTU de Seine Amont (en g/kg MS)

8.7 SYNTHÈSE SUR LA QUALITÉ AGRONOMIQUE DES DIGESTATS

8.7.1 Digestats issus du monde agricole et des matières végétales

8.7.1.1 Impact des pré et post-traitements

L'effet des prétraitements s'applique essentiellement aux caractéristiques sanitaires des digestats. La littérature étudiée n'a pas montré d'effets importants sur les caractéristiques agronomiques. La recommandation d'utilisation d'un prétraitement va dépendre des matières entrantes dans le digesteur, du procédé de méthanisation utilisé et des post-traitements éventuels.

La séparation de phase est le post-traitement le plus utilisé et est très souvent un passage obligatoire afin de poursuivre le traitement du digestat par d'autres techniques.

Généralement la séparation de phase des digestats permet d'obtenir une fraction liquide qui contient la majorité de l'azote initial sous forme minérale et une fraction solide comportant la fraction organique résiduelle. Cette phase solide contiendra souvent la majorité du phosphore, mais ce n'est pas systématique. Cette étape permet de gérer de manière séparée la fraction liquide comme un engrais azoté et la fraction solide comme un amendement organique.

Les autres post-traitements auront pour effet de concentrer les éléments afin d'obtenir des fractions plus facilement exploitables et surtout riches en azote (stripping, struvite,...).

Ces post-traitements vont donc fournir plusieurs types de produits :

- un produit liquide qui potentiellement aurait les caractéristiques d'un engrais au vu de la réglementation française.
- Une fraction solide qui se rapproche des caractéristiques des amendements organiques et qui contient souvent la majorité du phosphore du/des substrat(s) de départ.
- Des effluents liquides issus des post-traitements (stripping par exemple), qui peuvent avoir des concentrations importantes en potassium (parfois plus de 85 % du potassium des digestats avant traitements).

8.7.1.2 Impact des intrants

La variabilité des intrants va finalement définir en grande partie la qualité des digestats qui en résultera.

Le traitement des données collectées nous a permis de définir plusieurs groupes d'installations de méthanisation, à savoir :

- la méthanisation agricole, définie dans cette étude par la méthanisation de deux types de déjections animales (bovines ou porcines),
- le type co-méthanisation agricole qui apparaît nettement hétérogène et peut être séparé en plusieurs sous groupe, sachant que l'évolution du marché s'oriente vers ce type de digesteur, capable de méthaniser des substrats multiples,
- la méthanisation d'IAA qui apparaît hétérogène en fonction des industries correspondantes.

L'étude des données, en particulier celles concernant les installations de co-méthanisation a permis de montrer l'impact de certains types de déchets sur les teneurs en éléments fertilisants des digestats.

- ⇒ L'apport de biodéchets et de déchets verts et horticoles aura tendance à faire baisser les teneurs en éléments fertilisants (N, P, K) des digestats à base de déjections animales, tandis que la co-méthanisation de sous-produits animaux et de lisier porcin entraînera, au contraire une augmentation de ces éléments fertilisants.
- ⇒ Les teneurs les plus élevées en azote total et ammoniacal, en potassium et phosphore total ont donc été mesurées dans les digestats issus de la co-méthanisation des déjections animales (et particulièrement les lisiers de porc) et des sous-produits animaux.

Cependant, cette étude montre une tendance concernant les différences de teneurs en éléments fertilisants des digestats en fonction de leurs intrants, mais ne permet pas de définir précisément et donc de statuer sur l'impact de chacun des substrats étudiés car les données collectées ne permettent pas de relier les caractéristiques agronomiques des intrants (trop peu souvent réalisées) à celles des digestats produits.

Il faut également retenir que, de manière générale, les digestats d'origine agricole, notamment les digestats liquides, contiennent les éléments fertilisants azotés sous des formes plus biodisponibles que les mêmes substrats non digérés.

L'utilisation des digestats nécessite donc une maîtrise du procédé dans l'intégralité de sa filière de traitement et de gérer son utilisation en tenant compte de ces spécificités.

8.7.2 Digestats d'origine urbaine

8.7.2.1 Impact des post-traitements

Généralement la séparation de phase des digestats permet d'obtenir une fraction liquide qui va retourner en tête de traitement et dans le cas de la méthanisation des déchets urbains, va servir à humidifier les nouveaux intrants.

Du digestat issu de cette séparation de phase, les conclusions suivantes peuvent être émises :

- ⇒ La déshydratation (séparation de phase) semble avoir pour effet d'abaisser les teneurs en azote et particulièrement en azote ammoniacal dans les digestats de déchets urbains. Le chaulage et le séchage semblent réduire les teneurs en azote total comparativement aux digestats bruts ou aux autres traitements, ce qui peut s'expliquer par l'effet dilution dans le co-substrat et la volatilisation de l'ammoniac.
- ⇒ De plus, la déshydratation, le séchage et le chaulage des BTU digérées présentent des teneurs plus élevées en P_2O_5 comparativement au compostage. Cependant, cela peut s'expliquer par l'effet couplé intrants/procédé dû aux fortes teneurs des BTU brutes en P_2O_5 , ainsi que du procédé de compostage en lui-même qui vise à produire un amendement organique qui se doit de respecter les critères réglementaires limitant les teneurs en phosphore afin d'obtenir un compost normalisé NFU 44-095.
- ⇒ Le chaulage va fournir un produit avec des teneurs en CaO élevées et présentant un pH basique.

8.7.2.2 Impact des intrants

La variabilité des intrants va définir en grande partie la qualité des digestats. L'étude des données a permis de montrer l'impact de certains types de déchets sur les teneurs en éléments fertilisants des digestats.

- ⇒ Les digestats de BTU présentent une teneur en Phosphore supérieure aux autres intrants d'origine urbaine. Les teneurs en P_2O_5 sont en moyenne plus élevées dans les digestats à base de BTU ayant subi un post-traitement, à l'exception du compostage.
- ⇒ Les teneurs en potasse sont semblables entre les digestats, avec des teneurs légèrement supérieures pour les digestats de biodéchets et de FFOM issue d'OMr probablement dû au procédé de séparation de phase. Le K_2O se trouvant essentiellement dans la phase liquide et les taux de matière sèche sont supérieurs pour les digestats de BTU comparé aux digestats de biodéchets.

9 QUALITÉ SANITAIRE ET ENVIRONNEMENTALE

Remarque préalable

Les résultats de la collecte de données ne nous ont pas permis d'obtenir suffisamment de données afin de traiter de façon statistique les valeurs fournies. Les informations de ce chapitre sont principalement issues de la recherche bibliographique.

Le retour au sol des matières organiques après traitement par méthanisation (comme après compostage) suppose une bonne maîtrise de l'innocuité comme de l'impact environnemental des produits finaux. Cet aspect concerne donc les impacts potentiels sur la santé humaine ainsi que les atteintes potentiels aux écosystèmes directement concernés (sols agricoles) et plus lointains (transferts potentiels, hydraulique et aérien sur de longues distances). Les considérations relatives à la qualité sanitaire et environnementale concernent donc les éléments indésirables qui peuvent être présents dans les digestats : Eléments traces métalliques, polluants organiques, persistant ou non, germes pathogènes. Il faut rappeler ici que certains de ces éléments considérés comme indésirables peuvent être jugés utiles ou positifs dans certaines situations (Cuivre et Zinc notamment).

9.1 POLLUANTS ORGANIQUES

9.1.1 Digestats d'origine agricole et matières végétales : Présentation des quelques valeurs obtenues lors de la collecte de données

Le Tableau 40 donne les teneurs en CTO dans les digestats. Au total, seulement 18 et 9 analyses ont pu être récoltées respectivement pour les HAP et les PCB. Ces données ne permettent pas de donner une indication sur les effets des intrants ou des procédés. Cependant, on peut noter que les teneurs en CTO sont relativement faibles comparativement aux seuils fixés par les normes concernant les amendements organiques.

Tableau 40 : teneurs en composés traces organiques dans les digestats d'origine agricole

Paramètres	Nombre de digestat	Moyenne en µg/kg MS	Teneurs limites 44-051 µg/kg MS	Teneurs limites 44-095 µg/kg MS
HAP				
Fluoranthène	18	8,48	4000	4000
Benzo(b)fluoranthène	18	8,44	2500	2500
Benzo(a)pyrène	18	8,45	1500	1500
PCB				
PCB 28	9	<20,00	Non requis par la NFU 44-051	800
PCB 52	9	20,56		
PCB 101	9	<20,00		
PCB 138	9	20,78		
PCB 153	9	<20,00		
PCB 118	9	<20,00		
PCB 180	9	<20,00		
Somme des 7 PCB	18	70,72		

Les résultats présentés sont obtenus sur quelques installations et ne sont donc pas représentatifs des digestats en général. Pour les quelques digestats analysés, ils permettent néanmoins de constater les faibles teneurs pour les substances réglementées.

9.1.2 Présentation des valeurs des teneurs en PCB obtenues pour les digestats de BTU

Le Tableau 41 donne les teneurs en CTO dans les digestats. Au total, 24 et 22 séries analytiques ont pu être récoltées respectivement pour les HAP et les PCB.

Tableau 41 : teneurs en composés traces organiques dans les digestats de BTU

Paramètres	Nombre de digestat	Moyenne en µg/kg MS	Minimum en µg/kg MS	Maximum en µg/kg MS	Teneurs limites 44-051 (µg/kg MS)	Teneurs limites 44-095 (µg/kg MS)
HAP						
Fluoranthène	24	466	77	1630	4000	4000
Benzo(b)fluoranthène	24	271,7	50,0	970,0	2500	2500
Benzo(a)pyrène	24	228,3	50,0	770,0	1500	1500
Nombre de digestat	22	Moyenne en µg/kg MS	minimum en µg/kg MS	maximum en µg/kg MS	µg/kg MS	µg/kg MS
Somme des 7 PCB	22	216	67,8	880	Non requis par la NFU 44-051	800

On peut noter que les teneurs en CTO dans les digestats de BTU sont en moyenne relativement faibles comparativement aux seuils fixés par les normes concernant les amendements organiques.

Une seule valeur dépasse le seuil de 800 µg/kg MS en PCB.

L'ensemble des valeurs sur les HAP sont inférieures aux seuils des normes sur les amendements organiques.

L'étude des données n'a pas permis d'identifier l'impact des traitements sur les teneurs en PCB des digestats de BTU.

9.1.3 Présentation des valeurs obtenues pour les digestats d'OMr

Le nombre de valeurs collectées pour les composés traces organiques, ne nous permet pas d'effectuer d'analyses statistiques des données.

Comment cela a été présenté précédemment, la valorisation des digestats d'OM produits en France est le compostage. La recherche de données a toutefois permis de récupérer 19 analyses de composts de digestats de FFOM issue d'OMr, issues de 4 sites différents, les résultats sont présentés dans le Tableau 42.