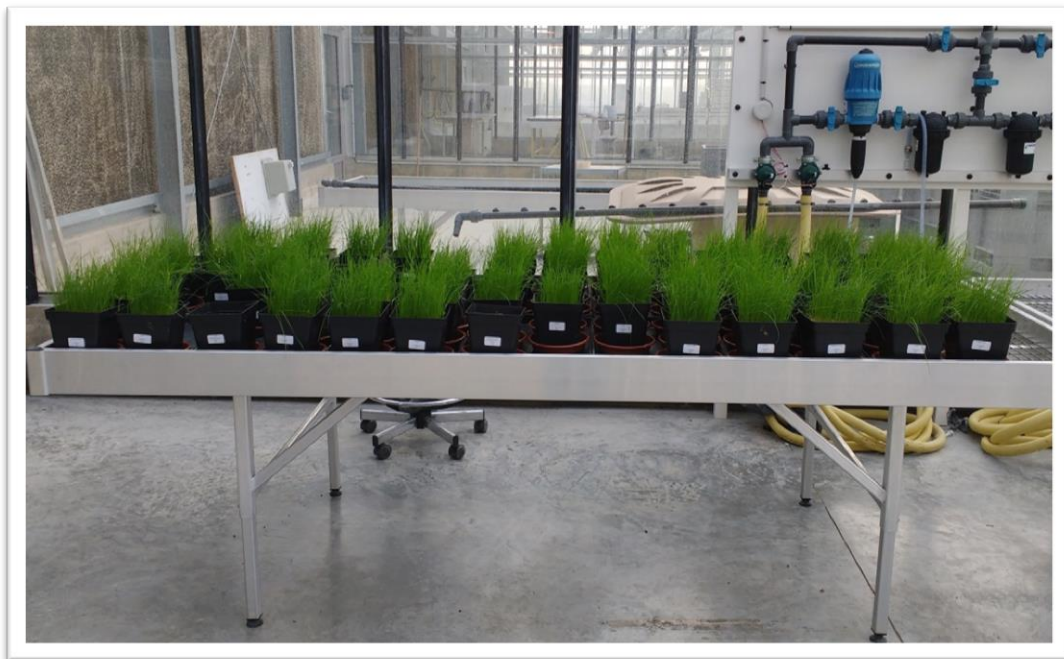


Valorisation des urines humaines comme source d'azote pour les plantes : une expérimentation en serre

Rapport soutenu le 15 Juin 2017

par

Tristan Martin



Encadrants :

Sabine Houot,

Directrice de recherche INRA

Florent Levavasseur,

Ingénieur de recherche INRA

Fabien Esculier,

Chercheur ENPC

Rapporteur :

Gilles Varrault,

Professeur UPEC

Ce stage a été réalisé grâce au soutien financier de la Fédération-Ile-de-France de Recherche sur l'Environnement (FIRE), du programme OCAPI et l'UMR ECOSYS.

Figure 1. Vue d'ensemble de l'expérimentation réalisée en serre

Remerciements

Je souhaite tout d'abord remercier Sabine, Florent et Fabien qui ont été mes encadrants au cours de ce stage et sans qui la réussite de ce projet (et des futurs projets !) n'aurait pas été possible. Le soutien que vous avez témoigné à ce projet de stage, votre aide et votre expérience dans le monde de la recherche m'ont été très précieux pour mener à bien ce stage.

Je remercie Pierre Benoit, directeur du pôle sciences du sol et Enrique Barrusio directeur de l'unité ECOSYS pour m'avoir permis d'effectuer ce stage au sein de l'UMR ECOSYS. Je remercie par la même occasion tous les membres du pôle sciences du sol pour leur accueil.

Mes remerciements vont particulièrement à Yolaine, Eric, Valentin, Nathalie, Alain et Fabrice pour leur aide indispensable.

Enfin, je remercie tous les stagiaires INRA de l'unité ECOSYS, les résidents du pavillon de l'horloge et en particulier mes collègues de bureau, Nadia et Vlad pour leur soutien, leur bonne humeur et leur aide sur le projet !

Table des matières

Liste des figures	5
Liste des tableaux	6
Liste des abréviations	7
I. Contexte et enjeux	8
A. Contexte	8
1. Assainissement.....	8
2. Agriculture.....	9
3. Intérêts et composition des urines	10
4. Techniques alternatives d'assainissement.....	14
5. Valorisation agronomique.....	15
6. Conclusion	17
B. Objectifs scientifiques	18
1. Contexte académique	18
2. Hypothèses et Objectifs scientifiques	18
II. Matériel et méthode	19
A. Principe général.....	19
B. Matériel expérimental.....	19
1. Culture.....	19
2. Substrat	20
3. PRO et engrais minéral testés	21
4. Traitements	23
5. Dispositif expérimental	25
C. Conditions expérimentales.....	26
1. Température	26
2. Luminosité.....	26
3. Irrigation.....	27
D. Mesures réalisées.....	28
1. Biomasse fraîche et sèche.....	28
2. Azote	29
3. Autres éléments	29
E. Calcul et statistiques.....	29
1. Coefficients.....	29
2. Tests statistiques.....	30
III. Résultats et discussion	32
A. Résultats	32
1. Matière fraîche.....	32
2. Matière sèche.....	34
3. Dynamique de l'azote dans le sol.....	34
4. Exportations d'azote par les plantes	37
5. Bilan de l'azote	38
6. Analyses de sol après l'expérimentation	40
B. Discussion	41
1. Effets sur le développement des plantes.....	41
2. Effets sur les teneurs en N minéral du sol.....	43
3. Intérêt des PRO à base d'urine en agriculture	45
4. Perspectives et limites	45
Conclusion	47
Références.....	48
Annexes	53
Résumé.....	64

Liste des figures :

Figure 1. Vue d'ensemble de l'expérimentation réalisée en serre.....	2
Figure 2. Devenir des boues et répartition selon les différentes voies de valorisation et d'élimination	8
Figure 3. 9 Planet Boundaries Concept.	9
Figure 4. Volumes, compositions en nutriment et en matière organique pour les eaux grises, fèces et urines.....	10
Figure 5. Distribution et besoins en NPK pour différents engrais et cultures.....	13
Figure 6. Exemples de techniques alternatives	14
Figure 7. Cristaux de struvite obtenus par ajout de magnésium.....	14
Figure 8. Exemple de filière pour l'utilisation des urines en agriculture.....	15
Figure 9. Courbe de réponse à l'azote.....	16
Figure 10. Cultures 1 semaine et demie après le semis	19
Figure 11. Cultures 3 semaines après le semis	19
Figure 12. Lieu où a été prélevé le sol.....	20
Figure 13. Sol récupéré sur la parcelle témoin	20
Figure 14. Étape de tamisage.....	20
Figure 15. Échantillons des différents PRO et engrais utilisés.....	21
Figure 16. Répartition des apports d'azote minéral et organique en fonction des traitements.....	24
Figure 17. Schéma d'incorporation des PRO.....	25
Figure 18. Densité de semis du ray-grass.....	25
Figure 19. Pots avant germination.....	25
Figure 20. Pots 2 semaines après semis.....	25
Figure 21. Pots avec et sans semis.....	25
Figure 22. Évolution des températures intérieure et extérieure de la serre en fonction du temps	26
Figure 23. Évolution de la luminosité et de la température extérieure en fonction du temps	27
Figure 24. Étape d'arrosage avant germination.....	28
Figure 25. Formation d'une croûte de battance après semis.....	28
Figure 26. Première coupe à t21 après semis du ray-grass.....	28
Figure 27. Mise à l'étuve des échantillons.....	28
Figure 28. Arbre de décision pour les tests statistiques utilisés	31
Figure 29. Biomasse aérienne fraîche de ray-grass produite en fonction des traitements.. ..	32
Figure 30. Photographies des biomasses aériennes avant la 2 ^{ème} coupe pour différents traitements.	33
Figure 31. Biomasse aérienne sèche produite lors des 3 coupes en fonction des traitements.....	34
Figure 32. Évolution de la concentration ammonium, nitrates et azote minéral dans le sol en fonction des traitements.....	35
Figure 33. Reliquats en ammonium, nitrate et azote minéral à la fin de l'expérimentation en fonction des traitements.....	36
Figure 34. Teneurs en azote pour la biomasse sèche en fonction des traitements.....	38
Figure 35. Exportations d'azote par les plantes en fonction des traitements.....	38
Figure 36. Diagramme d'assimilation des éléments minéraux en fonction du pH.....	42

Liste des tableaux :

Tableau I. Caractéristiques générales des urines relevées dans la littérature.....	11
Tableau II. Formes, concentrations et flux en azote relevées dans la littérature	11
Tableau III. Formes, concentrations et flux en phosphore extraites de la littérature	12
Tableau IV. Concentrations en éléments traces métalliques relevées dans la littérature.....	12
Tableau V. Exemples de micro-organismes pathogènes relevés dans la littérature.....	13
Tableau VI. Formes et concentrations en autres éléments extraites de la littérature	16
Tableau VII. Coefficients apparents d'utilisation pour les différents essais en serre	17
Tableau VIII. Rendements relatifs pour les différents essais au champ	20
Tableau IX. Caractéristiques physico-chimiques de la terre utilisée	22
Tableau X. Doses et quantités de Ntot apportés en fonction des traitements	23
Tableau XI. Paramètre et concentration en éléments nutritifs pour les différents PRO	24
Tableau XII. Récapitulatif des noms des traitements et des doses	24
Tableau XIV. Bilan de l'azote minéral pour les différents traitements.....	39
Tableau XV. Résultats des analyses de sol réalisés à la fin de l'expérimentation.....	40

Liste des abréviations

CAU : Coefficient apparent d'utilisation de l'azote

CEC : Capacité d'échange cationique

COT : Carbone Organique Total

DBO₅ : Demande Biologique en Oxygène (sur 5 jours)

EH : Équivalent habitant

GES : Gaz à Effet de Serre

KeqN : Coefficient d'équivalence engrais

Nmin : Azote minéral

PRO : Produit résiduaire organique

SIAAP : Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne

I. Contexte et enjeux

A. Contexte

1. Assainissement

Depuis 1894 et l'entrée en vigueur de la loi dite du « tout-à-l'égout » dans l'ancien département de la Seine, la plupart des effluents liquides en provenance des villes françaises, qu'ils soient d'origine domestique, industrielle ou pluviale sont mélangés avant d'être évacués hors des agglomérations. Tout au long du XX^{ème} siècle, la linéarisation de l'économie et l'abondance de ressources facilement exploitables ont fait que les eaux usées ont été et sont toujours considérées comme des déchets à évacuer et une source de pollution alors qu'elles contiennent une grande quantité de nutriments (Barles, 2005). La forte croissance démographique de la population urbaine a entraîné une saturation des réseaux d'assainissement et des équipements de traitement des eaux usées.

Lors du passage en station d'épuration des eaux usées, une partie du carbone est dégradée sous forme de CO₂ par voie biologique. L'azote est généralement également traité par voie biologique (nitrification puis dénitrification). Une grande partie de l'azote est donc rejetée dans l'air sous forme de diazote. Une partie du carbone, de l'azote et du phosphore se retrouve dans des boues. Les quantités de ces éléments encore présents dans les eaux épurées sont rejetées dans le milieu naturel en étant considérées comme des pollutions et non comme des nutriments.

À travers ces traitements, les stations d'épuration sont des structures fortement émettrices de gaz à effet de serre et en particulier de N₂O (émissions comprises entre 0 et 14,6 % de la charge entrante en azote, Kampschreur et al. 2009), gaz à effet de serre avec un pouvoir de réchauffement d'environ 300 fois celui du CO₂. Les stations d'épuration sont aussi consommatrices de réactifs dangereux nécessaires aux traitements (le SIAAP est le premier consommateur français de méthanol).

La directive-cadre sur l'eau (2000/60/CE) impose aux états membres d'atteindre le bon état chimique et écologique (états déterminés à partir de concentrations limites ou d'indicateurs biologiques) des masses d'eau pour 2027 au plus tard, notamment grâce à l'amélioration nécessaire de la qualité des rejets de station d'épuration. Ces enjeux entraînent une hausse des coûts de traitements et concourent à montrer les limites de l'actuel système de gestion des eaux usées domestiques.

Une faible partie des éléments présents dans les eaux usées est valorisée en agriculture ou énergétiquement via l'épandage des boues de station d'épuration et/ou leur méthanisation, mais leur fort taux de dilution obère les possibilités de recyclage et rend les traitements coûteux. Aujourd'hui, environ 60 % des boues de station d'épuration, où est contenu majoritairement le phosphore, sont épandues en agriculture (Figure 2). Cependant, les eaux usées regroupant divers types d'effluents (domestiques, industriels, pluviaux...), elles peuvent contenir des contaminants (métaux et micropolluants organiques).

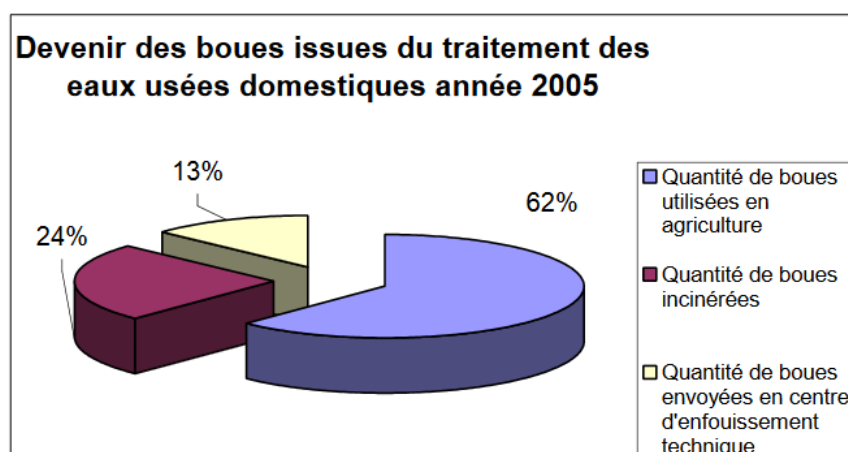


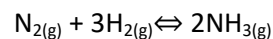
Figure 2. Devenir des boues et répartition selon les différentes voies de valorisation et d'élimination (MEDDE 2009)

Malgré les grandes quantités de nutriments aujourd'hui collectées par les systèmes d'assainissement, le taux actuel de recyclage de ces nutriments vers l'agriculture est faible. Aujourd'hui en région parisienne, seulement 4 % de l'azote et 41 % du phosphore excrété par les parisiens sont recyclés (Esculier et al. soumis). Les calculs menés dans le cadre du programme OCAP1 montrent qu'environ 140 % des consommations franciliennes actuelles d'engrais azotés et 75 % pour le phosphore pourraient être couvertes grâce aux excréments des franciliens (Esculier et al. soumis). Ce potentiel de recyclage des nutriments excrétés permet d'envisager une transition vers des modèles de production agricole plus soutenables en ayant une source de nutriments durable et abondante.

2. Agriculture

L'agriculture conventionnelle actuelle repose principalement sur l'utilisation de pesticides (herbicides, fongicides, insecticides) et d'engrais chimiques. Les principaux nutriments apportés par les engrais sont l'azote, le phosphore et le potassium. Ces engrais représentent une charge non négligeable pour les exploitations agricoles, de l'ordre de 11 % de la valeur de la production des exploitations céréalières d'Île-de-France par exemple (Lecuyer et al., 2013).

L'azote compose 78 % de l'air, mais sous une forme non réactive, le diazote N_2 . Cette forme n'est généralement pas assimilable par les plantes. Les seules exceptions sont les légumineuses, plantes fixatrices d'azote qui en symbiose avec certaines bactéries ont la capacité de fixer une partie de l'azote qu'elles consomment. L'azote sous forme réactive (nitrate, nitrite, azote ammoniacal, azote organique) est massivement injecté dans l'environnement sous la forme d'engrais chimique. Ces engrais comportent le plus souvent de l'azote sous forme d'ions ammoniums et nitrates synthétisés à partir de l'azote de l'air grâce au procédé Haber-Bosch :



En Ile-de-France, c'est environ 72 % de l'azote (ce qui représente $75 \text{ kgN} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{an}^{-1}$) qui est injecté dans les systèmes cultureux via les engrais chimiques (Billen et al., 2012). Or la synthèse de cet azote via le procédé précédemment décrit se fait à grande pression (35 500 kPa) et à forte température (500 °C), ce qui nécessite de grandes quantités d'énergie provenant de ressources fossiles et rejette donc de grandes quantités de gaz à effet de serre (Talpin, 2010). La production d'engrais azotés est localisée dans les pays disposant de grandes ressources énergétiques et leur prix est directement lié à celui des combustibles fossiles (prix possiblement voués à augmenter et fluctuer dans les prochaines années).

De plus, l'injection d'azote d'origine anthropique a grandement perturbé le cycle naturel de l'azote. De par l'ouverture des cycles biogéochimiques (utilisation d'engrais chimique, dénitrification en STEP), le cycle de l'azote fait partie des systèmes les plus perturbés sur Terre (Figure 3).

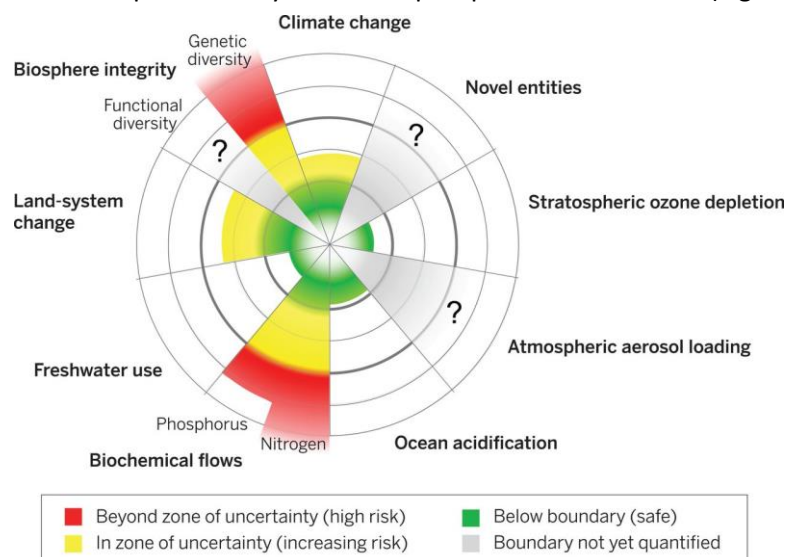


Figure 3. 9 Planet Boundaries Concept, Steffen et al., 2015)

Le phosphore joue aussi un rôle essentiel dans la croissance des plantes. Il est majoritairement extrait de mines. Ces mines sont concentrées dans quelques pays comme le Maroc ou la Chine. Dans les conditions actuelles de consommation, le pic de production du phosphore risque d'être atteint dans les prochaines décennies (Cordell et al., 2009).

Le cas du potassium est similaire à celui du phosphore, extrait de mines réparties dans quelques pays comme le Canada ou la Russie, il est géré comme une ressource fossile.

Le recyclage des nutriments contenus dans nos excréta pourrait permettre d'engager une transition rapide vers des modes de production et de consommation plus durables.

3. Intérêts et composition des urines

L'urine est une solution aqueuse excrétée par le corps après filtration du sang par les reins. Elle est composée à plus de 95 % d'eau, les 5 % restants correspondent à l'urée, la créatine, des ions dissous, des composés organiques et inorganiques ainsi que des sels (Anna Richert et al., 2011). Chaque année, chaque humain produit environ 500 L d'urine, ce qui représente entre 1 L et 1,5 L par jour (ces volumes sont moitié moindres pour les enfants).

La composition des urines est dépendante du régime alimentaire, elle varie donc en fonction de la région et d'une personne à une autre. Pour une même personne, la concentration est aussi variable au cours de la journée notamment en raison de la consommation d'eau. Les trois principaux nutriments excrétés par le corps, à savoir l'azote, le phosphore et le potassium, sont principalement excrétés via les urines (Figure 4). Les urines permettent donc de récupérer de grandes quantités de nutriments dans un faible volume (seulement 1 % du volume total des eaux usées d'après Kirchmann et al. 1995).

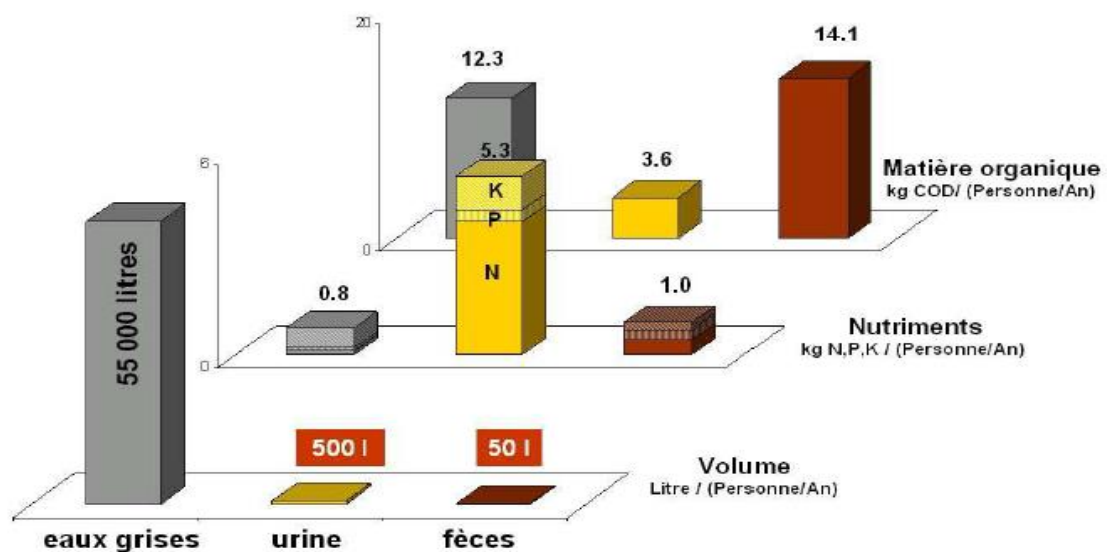


Figure 4. Volumes, compositions en nutriment et en matière organique pour les eaux grises, fèces et urines (Otterpohl, 2003)

Les propriétés chimiques et les concentrations en éléments minéraux des urines dépendent fortement des techniques de récupération utilisées et de la dilution en résultant. Lors de l'excrétion, le pH de l'urine est faiblement acide, compris entre 5,60 et 6,80, mais évolue rapidement en raison de l'hydrolyse de l'urée. Cette réaction $[CO(NH_2)_2 + H_2O \rightarrow 2 NH_3 + CO_2]$ entraîne une consommation de protons en raison de la dissolution de l'ammoniac (NH_3) et du dioxyde de carbone (CO_2), ce qui se traduit par une augmentation du pH qui devient basique avec des valeurs mesurées autour de 9 (Tableau I). La conductivité et le carbone organique total sont relativement élevés comparativement aux eaux usées urbaines, et la DBO₅ (Demande Biologique en Oxygène à 5 jours, permet d'estimer le C facilement biodégradable par des microorganismes responsables du traitement biologique) se situe dans la même gamme (valeurs calculées à partir des excréta d'un équivalent habitant et de la consommation d'eau journalière).

Tableau I. Caractéristiques générales des urines relevées dans la littérature (adapté de Karak et Bhattacharyya, 2011)

Paramètre	Valeur	Référence
pH (à l'excrétion)	6,32 - 6,9	Ban et Dave (2004)
pH (après stockage)	9 - 9,1	Vinneras et al. (2008)
Conductivité	14,8 - 25,4 mS.cm ⁻¹	Jonsson et al. (2004)
DBO ₅	180 mg.L ⁻¹	Kirchmann et Pettersson (1995)
COT	3,62 - 6,74 g.L ⁻¹	Putnam (1971)

La volatilisation de l'azote présente sous forme d'ion ammonium en gaz ammoniac est régie par la constante de dissociation du couple NH₄⁺/NH₃ (pKa égal à 9,23). En raison de la proximité du pH des urines après hydrolyse de l'urée avec la constante de dissociation, une partie de l'azote peut être alors volatilisé en ammoniac lors du stockage et de l'épandage.

L'ammoniac est un gaz irritant et est précurseur de particules fines et de gaz à effet de serre, contribuant ainsi à la dégradation de la qualité de l'air. Ce gaz peut également entraîner des gênes du fait de sa forte odeur. L'augmentation du pH favorise la précipitation de sels pouvant être riches en nutriments et particulièrement de la struvite (MgNH₄PO₄·6H₂O), de l'hydroxyapatite (Ca₅(PO₄)₃(OH)) et de la calcite (CaCO₃) (Larsen et al. 2013).

Les urines représentent respectivement environ 79 %, 47 % et 71 % des flux d'azote, de phosphore et de potassium des eaux usées (Karak et Bhattacharyya, 2011, Larsen et al. 2013).

D'après Lentner (1981) cité par Karak et Bhattacharyya (2011), environ 75 % à 90 % de l'azote excrété est sous forme d'urée, les pourcentages restants se répartissent entre créatine, acides aminés et acide urique. Ces composés se dégradent rapidement via l'activité biologique. Les bactéries décomposent l'urée en ammoniac via l'enzyme uréase (Larsen et al. 2013). Après stockage de plusieurs jours à plusieurs mois, environ 95 % de l'azote se trouve sous forme ammoniacale d'après Kirchmann et al. 1995 (Tableau II). Les ions ammonium et nitrate sont les deux formes d'azote directement assimilable par les plantes. L'assimilation se fait moins rapidement pour l'ammonium, il est généralement nitrifié avant assimilation.

Le phosphore est assimilable par les plantes sous sa forme dissoute et notamment sous la forme d'orthophosphate PO₄³⁻. Les quantités excrétées représentent jusqu'à 1 kg par personne et par an. Cependant, la forme biodisponible n'est pas majoritaire.

Le potassium est présent dans les urines à une concentration se situant autour du gramme par litre (0,59 g.L⁻¹-3,3 g.L⁻¹ d'après Karak et Bhattacharyya, 2011). Cela représente environ 0,9 kg-1 kg.personne⁻¹.an⁻¹ de potassium via les urines. Il est directement assimilable par les plantes sous sa forme ionique.

Tableau II. Formes, concentrations et flux en NPK dans les urines relevées dans la littérature (à partir de Karak and Bhattacharyya, 2011)

Paramètre	Valeur	Référence
N-tot	1,80 - 8,36 g.L ⁻¹	Kirchmann et Pettersson (1995) / Pradhan et al. (2009)
N-NH ₄	1,12 - 8,57 g.L ⁻¹	Kirchmann et Pettersson (1995) / Pradhan et al. (2009)
N-NH ₃	0,57 - 2,1 g.L ⁻¹	Kirchmann et Pettersson (1995) / Vinneras et al. (2008)
N-NO ₃	10 - 45 µg.L ⁻¹	Kirchmann et Pettersson (1995) / Pradhan et al. (2009)
Excrétions d'azote via les urines	2,5 - 4,3 kg.personne ⁻¹ .an ⁻¹	Kirchmann et Pettersson (1995) / Feachem et al. (1983)
P-tot	0,2 - 1,8 g.L ⁻¹	Kirchmann et Pettersson (1995) / Ban and Dave (2004)
HPO ₄	50,22 - 52,7 mg.L ⁻¹	Kirchmann et Pettersson (1995)
Excrétions de phosphore via les urines	0,7 - 1 kg.personne ⁻¹ .an ⁻¹	Kirchmann et Pettersson (1995) / Vinneras et al. (2008)
K-tot	0,59 - 3,3 g.L ⁻¹	Heinonen-Tanski et al. (2007) / Meininger and Oldenbrug (2008)
Excrétions de potassium via les urines	0,9 - 1 kg.personne ⁻¹ .an ⁻¹	Fittschen and Hahn (1998), Maurer et al. (2003), Schönning (2001)

Les urines contiennent de fortes concentrations en nutriments, ce qui rend leur valorisation en agriculture intéressante, mais elles contiennent aussi des polluants comme les éléments traces métalliques (ETM), les organismes pathogènes, ainsi que les micropolluants organiques.

Les urines contiennent différents métaux. La plupart des métaux présentent des concentrations mesurées se situant aux alentours du $\mu\text{g.L}^{-1}$ (Tableau III). Certains métaux (Al, As, Cu, Zn, Ni et Mo) dépassent sur certains échantillons une concentration de $100 \mu\text{g.L}^{-1}$. Généralement, les métaux se retrouvent en plus grandes concentrations dans les fèces que dans les urines. Les urines contiennent moins de métaux lourds que le fumier de ferme (Larsen et al. 2013) ou d'autres engrais organiques.

Tableau III. Concentrations en éléments traces métalliques relevées dans la littérature (à partir de Karak et Bhattacharyya, 2011)

Paramètre	Valeur	Référence
Al	2,3 – 210 mg.L^{-1}	Kirchmann et Pettersson (1995) / Campillo et al. (1999)
Cd	0,014 – 2 $\mu\text{g.L}^{-1}$	Heitland and Koster (2004) /Yaman (1999)
Cu	1,3 – 205 $\mu\text{g.L}^{-1}$	Kirchmann et Pettersson (1995) / Heitland and Koster (2004)
Hg	0,44 – 20 $\mu\text{g.L}^{-1}$	Kirchmann et Pettersson (1995) / Vil'pan et al. (2005)
Pb	0,1 - 11,5 $\mu\text{g.L}^{-1}$	Heitland and Koster (2004) / Husakova et al. (2007)

Un autre intérêt majeur des urines est qu'elles sont peu contaminées en organismes pathogènes contrairement aux matières fécales. Cependant, l'urine ne peut pas être considérée comme stérile. Elles sont normalement presque stériles à l'excrétion, mais il existe des risques de contamination dans le cas d'infection. Selon le système de récupération des urines (exemples : toilettes à séparation, séparation par tapis roulant, percolation), il se peut que les urines aient été en contact avec des matières fécales et aussi aient été contaminées par celles-ci. Les cas relevés dans la littérature font mention d'une contamination potentielle par une large gamme d'organismes pathogènes comprenant des bactéries, des virus ou encore des protozoaires (Tableau IV).

Un stockage préventif de 1 mois à 20°C (ce délai peut être allongé en fonction des cultures) est préconisé par l'OMS (2006) afin de réduire les risques de contamination. L'hygiénisation est assurée par la présence de l'ammoniac, toxique pour de nombreux microorganismes et en particulier pour les bactéries (Larsen et al. 2013). Il est aussi recommandé de respecter une période d'un mois entre la dernière fertilisation et la récolte si les plantes sont consommées crues (Johansson et al. 2000).

Tableau IV. Exemples de micro-organismes pathogènes relevés dans la littérature (à partir de Karak et Bhattacharyya, 2011)

Germe pathogène	Référence
Cryptosporidium oocysts	Hoglund (2001)
Escherichia Coli	Herrmann and Burman (1983), Chandran et al. (2009)
Entérovirus	Vinneras et al. (2003)
Mycobacterium tuberculosis	Daher et al. (2007)
Salmonella	Vinneras et al. (2003), Chandran et al. (2009)

Les urines contiennent plusieurs catégories de micropolluants organiques. Nous pouvons citer parmi eux les antibiotiques et les hormones issues de pilules contraceptives. D'après Lienert et al. (2013), environ 65 % des substances actives des médicaments consommés sont excrétés dans les urines, dont 42 % sous la forme de métabolites.

Cependant d'après Anna Richert et al. (2011), « la séparation de l'urine à la source résulte en l'un des engrais les plus sûrs et les plus propres à disposition de la communauté agricole. Les produits pharmaceutiques et les hormones sont excrétés par l'urine, mais le risque d'effets négatifs pour les végétaux et les hommes est faible ». Comparativement aux milieux aquatiques, les couches aérobies du sol sont biologiquement très actives, le niveau d'oxygène est environ 50 000 fois plus élevé ce qui favorise les réactions de biodégradation. Le temps de séjour de l'eau dans le sol est généralement plus élevé que dans les milieux aquatiques et les composés sont plus exposés aux UV à la surface du sol. Il en résulte une dégradation plus rapide (Anna Richert et al. 2011).

D'autres éléments, dont de nombreux parmi eux sont nécessaires à la croissance des plantes sont présents dans les urines (Tableau V). On les retrouve à de faibles concentrations de l'ordre du mg.L^{-1} pour le magnésium (nécessaire aux plantes) et jusqu'à plusieurs grammes par litre pour le chlore pour lequel de fortes concentrations peuvent être problématiques pour l'utilisation des urines comme engrais dans les zones où la salinisation des terres pose problème, généralement les zones arides (Anna Richert et al. 2011). Des apports importants en sodium pourraient aussi poser problème.

Tableau V. Formes et concentrations en autres éléments extraites de la littérature (à partir de Karak et Bhattacharyya, 2011)

Paramètre	Valeur	Référence
S	0,175 - 0,225 g.L^{-1}	Kirchmann et Pettersson (1995)
Cl-	2,24 - 3,03 g.L^{-1}	Kirchmann et Pettersson (1995) / Pradhan et al. (2009)
Ca	13,34 - 15,75 mg.L^{-1}	Kirchmann et Pettersson (1995)
Mg	1,5 - 1,63 mg.L^{-1}	Kirchmann et Pettersson (1995)
Na	0,938 - 0,982 g.L^{-1}	Kirchmann et Pettersson (1995)

Dans la figure ci-dessous (figure. 5) est présentée la distribution en NPK de différents engrais [Urine (**Ue**), Fèces (**Fs**), Déchets de toilettes (**Te**), Lisier de porc (**Py**) et de vache (**Cy**) et Urevit (**Ut**) (urine traitée par électrodialyse et ozonation). Seule la fraction de l'azote considéré comme disponible pour les plantes est représentée (soit environ 95 % pour les urines et 50 % pour les fèces). Nous pouvons remarquer que les urines, l'Urevit et les déchets de toilettes sont assez proches en termes de distribution avec une forte proportion d'azote (entre 80 % et 60 %), une proportion plus faible en potassium (entre 20 % et 35 %) et une faible proportion en phosphore (entre 5 % et 10 %). Les fèces ainsi que les lisiers ont une proportion moins élevée en azote et plus équilibrée entre les 3 éléments.

Sont aussi présentés les besoins en NPK pour différentes cultures [Orge (**B**), Haricots (**y**), Trèfle (**C**), Maïs (**M**), Avoine (**O**), Pois (**S**), Pomme de terre (**P**), Seigle (**R**), Colza (**d**), Sorgho et Blé (**W**)]. Nous pouvons relever que les distributions en NPK pour l'urine, les déchets de toilettes et l'Urevit sont très proches des besoins de toutes les plantes évoquées. Les seules exceptions sont le trèfle et la pomme de terre qui nécessitent moins d'azote et plus de potassium et où les fèces ainsi que les lisiers sont plus adaptés dans une optique de fertilisation.

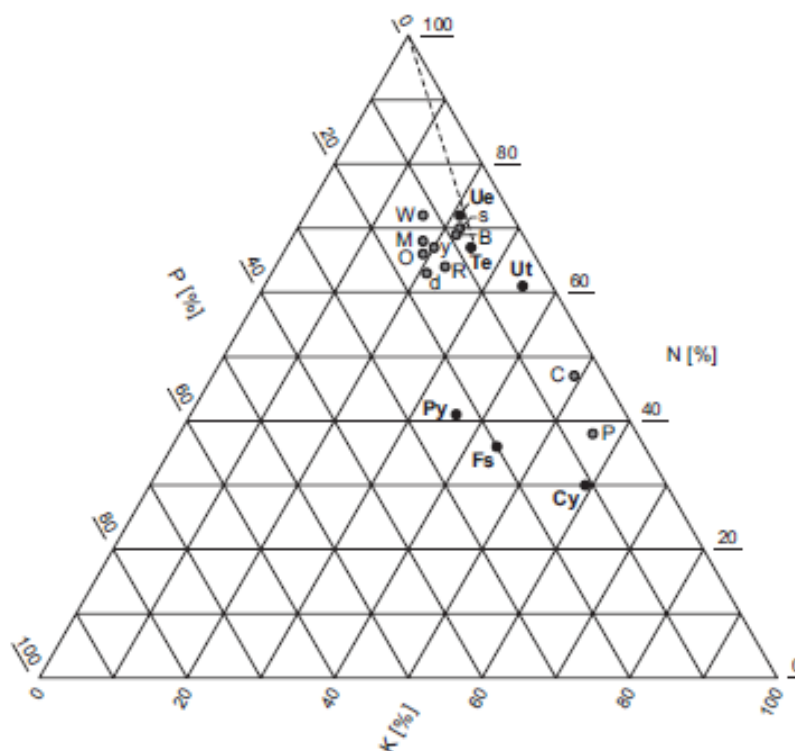


Figure 5. Distribution et besoins en NPK pour différents engrais et culture (Larsen et al., 2013)

Les différents minéraux présents dans les urines font d'elles un engrais complet. Elles peuvent être considérées comme un engrais assez peu contaminé en polluants. Cependant, il est nécessaire de les séparer des autres composantes des eaux usées en utilisant des techniques alternatives d'assainissement.

4. Techniques alternatives d'assainissement

Les systèmes d'assainissement alternatifs permettent de récupérer les urines pour les valoriser en agriculture. Certains cas de systèmes d'assainissement permettant la séparation des excréta humains vieux de plusieurs milliers d'années, ont été rapportés. C'est le cas de la Chine où les excréta étaient réutilisés en agriculture et du Yémen où l'urine était évacuée hors de l'habitation avant d'être évaporée par le climat chaud (Johansson et al. 2000).

De nos jours, nous pouvons citer parmi les systèmes les plus courants la séparation à la source permettant de séparer les urines qui contiennent la majeure partie des nutriments en limitant au maximum la contamination par les bactéries fécales. Il existe une grande diversité de techniques alternatives d'assainissement adaptées à différentes situations. Des installations temporaires peuvent être installées sur de grands événements (festivals, compétitions...) ou encore des installations permanentes telles que des urinoirs secs masculins (Figure 6A)

Un fort intérêt a été porté aux toilettes à séparation des urines (Figure 6B) en Suède ou en Suisse. Dans ce système, les urines sont collectées par des toilettes contenant deux orifices, un pour les urines et un autre pour les matières fécales. Il permet de récupérer entre 1,5 et 2 L d'urines diluées par personne et par jour (entre 0,1 L et 0,3 L d'eau sont utilisées par chasse d'eau). La quantité récupérée est corrélée avec la motivation des habitants à utiliser ce type de système.

Il existe aussi une multitude de formes sous lesquelles ces différentes filières peuvent être implantées. Il est possible de réaliser des filières sous forme solide en faisant précipiter les minéraux contenus dans les urines comme la struvite ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, Figure 7). Il est aussi possible de traiter les urines (nitrification, distillation, filtration...) dans le but d'obtenir des produits plus faciles d'utilisation, contenant moins de polluants ou plus concentrés en nutriments.



Figure 6A. Urinoir sec masculin installé à l'École Nationale des Ponts et Chaussées

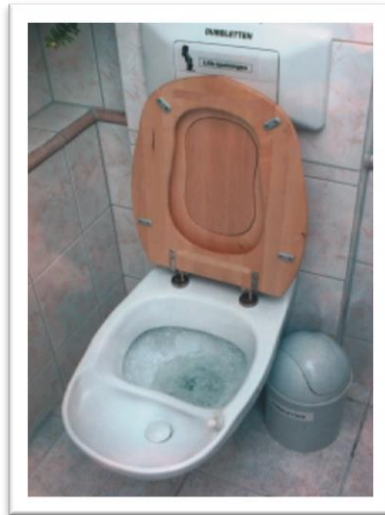


Figure 6B. Exemple de toilette à séparation installé en Suède (Johansson et al. 2000)



Figure 7. Cristaux de struvite obtenus par ajout de magnésium (Deschesne, 2016)

Ci-dessous (Figure 8) est présenté le cas d'une filière typique de valorisation des urines. Elles sont d'abord séparées puis stockées sur le site de production, transportées puis stockées à nouveau sur le site de culture avant épandage (les différentes étapes de stockage font office de traitement).

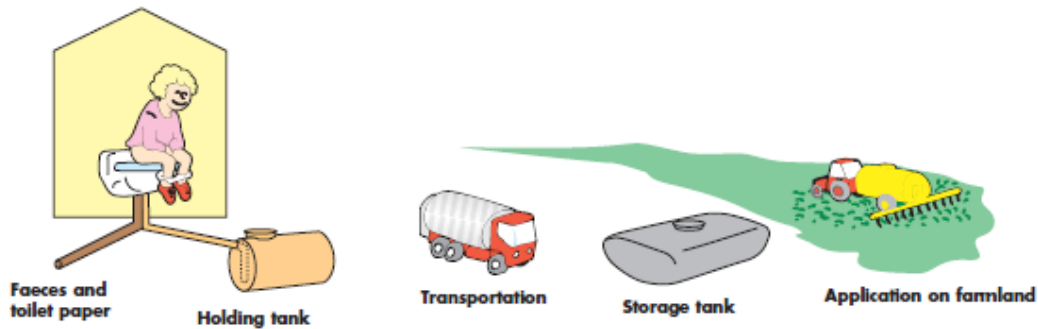


Figure 8. Exemple de filière pour l'utilisation des urines en agriculture (Johansson et al., 2000)

Dans le cas de systèmes où les urines sont séparées des eaux usées courantes, il existe un gros avantage en termes de traitement des eaux usées résiduelles. La séparation des flux d'azote, de phosphore et de potassium réduit la charge en entrée de station d'épuration (Johansson et al., 2000). Cette réduction en polluants à éliminer en station d'épuration pourrait permettre d'augmenter l'efficacité des traitements réalisés en station et de réduire leurs coûts.

Elle pourrait aussi faciliter la valorisation des éléments en station d'épuration, en particulier le carbone, dont le taux de conversion en biogaz pourrait être augmenté puisque celui-ci ne serait plus utilisé pour le traitement de l'azote (Bisinella et al. 2015).

Enfin, cette séparation permettrait aux agriculteurs de disposer d'une source d'engrais abondante et économique. Esculier et al. (soumis) estime qu'en Ile-de-France, les excréments des Franciliens pourraient couvrir jusqu'à 140 % des consommations d'engrais azotés et 75 % des consommations en phosphore par l'agriculture francilienne.

5. Valorisation agronomique

Les produits issus des techniques alternatives répondent à différents besoins. La production de struvite par ajout de magnésium permet par exemple de faire précipiter le phosphore présent dans les urines. Ce cristal peut-être directement épandu au champ et l'urine est alors utilisée comme engrais phosphaté et azoté. L'épandage d'urine sous sa forme liquide permet d'apporter un fertilisant complet, mais surtout très riche en azote.

Les formes sous lesquelles se trouve l'azote dans les urines sont facilement assimilables par les plantes, ce qui en fait un fertilisant de précision qui peut être épandu au moment de la période de croissance des plantes. Cette proximité entre la distribution des nutriments des engrais humains et les besoins de plantes est régie par le régime alimentaire. En effet, une fois l'âge adulte atteint, un bilan de masse s'établit entre les ingestions en nutriments et les excréments (Anna Richert et al., 2011). Les nutriments excrétés sont dépendants de ceux ingérés et contenus dans les cultures, la distribution en N, P et K est donc adaptée dans l'optique d'une valorisation agronomique.

Plusieurs essais de fertilisation dans différentes conditions (en pots, au champ....) ont été réalisés dans différents pays. Quelques essais seront présentés dans cette partie en fonction de leur proximité avec le climat français et la culture testée au cours de cette expérimentation, le ray-grass. La croissance des plantes est limitée d'après la loi de Liebig, par l'élément nutritif qui vient manquer en premier. Les rendements sont aussi dépendants des caractéristiques du sol (texture, pH...) et des conditions climatiques (lumière, eau...).

Dans le cadre de l'expérimentation réalisée au cours du stage, nous nous intéresserons au cas de l'azote qui est l'élément le plus limitant dans nos régions. Les rendements obtenus pour différentes doses d'engrais azotés (dont ceux issus des urines) évoluent selon la courbe de réponse ci-dessous (Figure 9). Dans une première phase (point A) les rendements augmentent linéairement avec la quantité d'engrais épandue. Puis les rendements atteignent un maximum (point B) pour une certaine dose d'engrais avant que l'on observe un plafond avec l'augmentation de la quantité d'azote apporté.

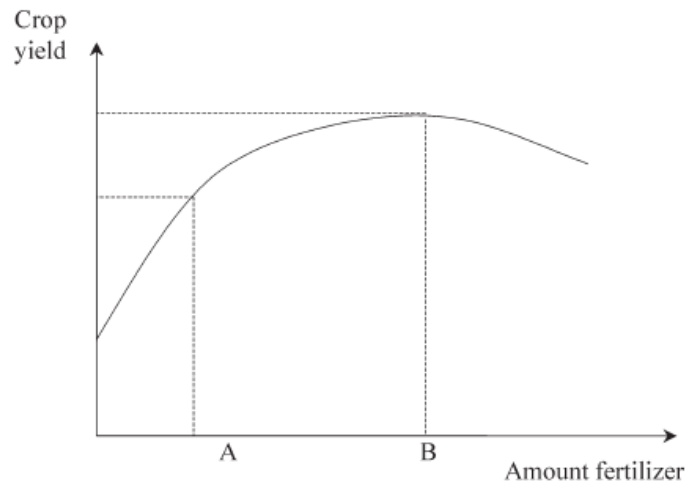


Figure 9. Courbe de réponse à l'azote (Larsen et al., 2013)

Différents essais en serre ont été réalisés en Suède, en Suisse et en Allemagne. Nous pouvons citer parmi ceux-ci les essais de Kirchmann et al. (1994), Simons (2008) et Bonvin et al. (2015). À travers ces essais, différents traitements répertoriés dans le tableau VI ont été réalisés par ces auteurs. Parmi ces traitements, différentes formes d'urine ont été testées : urine provenant de toilettes à séparation (diluées par les chasses d'eau), urine acidifiée ou nitrifiée afin d'éviter les pertes d'azote ammoniacal, urine nanofiltrée afin de réduire les quantités de micropolluants et concentrer la solution en nutriments. Tous ces traitements ont été comparés à un engrais de référence, l'ammonitrate (NH_4NO_3) qui est l'engrais chimique le plus communément utilisé en France. Les cultures réalisées par ces auteurs sont similaires ou proches de la culture réalisée au cours de notre expérimentation (famille des graminées). Afin de pouvoir suivre l'azote, de l'urine synthétique (comprenant les principales espèces normalement présentes dans les urines) marquée à l'azote 15 a été utilisée dans certains cas.

Tableau VI. Coefficients apparents d'utilisation pour les différents essais en serre

Traitement	Culture	CAU		Référence
Urine provenant de toilettes à séparation suédoise	Orge	33,1 %	(à t=65 jours)	Kirchmann et Pettersson (1995)
Nitrate d'ammonium		38,9 %		
Urine acidifiée provenant de toilettes à séparation	Ray-grass italien	83 %	(à t=160 jours)	Simons (2008)
Urine provenant de toilettes à séparation		74 %		
Urine nitrifiée		70 %		
Urine nanofiltrée		77 %		
Urine électrolyalysée		79 %		
Nitrate d'ammonium		81 %		
Urine synthétique nitrifiée	Ray-grass italien	70 %	(à t=30 jours)	Bonvin et al. (2015)
Nitrate d'ammonium		65 %		

Ces différentes expérimentations ont été réalisées dans des pots remplis de terre provenant d'une couche arable du sol. Plusieurs réplicas ont été réalisés pour chaque traitement. Nous pouvons relever que les coefficients apparents d'utilisation (qui représentent l'efficacité d'absorption de l'azote apporté par le produit) sont similaires au sein d'une même expérimentation entre les produits résiduels organiques (PRO, déchets et produits organiques issus d'activités humaines et agricoles destinés à être épandus au champ, Chambre Agriculture région Alsace) issus des urines et l'ammonitrate. Certains CAU sont plus forts comme dans le cas de l'urine acidifiée qui empêche la volatilisation de l'ammoniac par son pH plus faible. On estime que les pertes gazeuses en azote représentent environ 6 à 7 % de l'azote apporté dans le cas de l'urine provenant de toilettes à séparation. Ces pertes gazeuses peuvent expliquer les CAU légèrement plus faibles pour certains PRO issus des urines. Il est donc important de prévenir ces pertes lors du stockage et de l'épandage en incorporant par exemple les urines profondément dans le sol. Les CAU calculés sont corrélés avec les rendements obtenus pour les différents traitements et sont dépendants des cultures et du temps.

L'intérêt agronomique des urines a aussi été testé en conditions réelles dans différents pays et dans différents climats. Les essais au champ sélectionnés ci-dessous (Tableau VII) ont été réalisés dans les conditions climatiques se rapprochant le plus possible du climat français et sur des cultures de la même famille que la culture testée en serre au cours de l'expérimentation (famille des graminées).

Les rendements pour les cultures fertilisées avec des PRO à base d'urine montrent des rendements très supérieurs aux cultures témoins. Une partie de l'azote de l'urine est donc directement assimilée par les plantes. Les rendements obtenus en utilisant l'urine comme source d'azote sont assez proches des rendements obtenus avec les engrais chimiques pour une même dose d'azote (généralement entre 90 % et 110 % de rendement relatif). L'intérêt agronomique des urines comme source d'azote est donc proche de celui des engrais chimiques.

Ces résultats sont fortement influencés par plusieurs facteurs comme le climat ou le type de sol. Lors de l'essai de Johansson et al. (2000), l'année 1998 a été particulièrement pluvieuse et chaude favorisant une forte minéralisation de l'azote du sol. Cette année, les effets induits par la minéralisation de l'azote du sol étant plus importants que ceux de la fertilisation, les rendements relatifs obtenus sont donc très différents de ceux obtenus l'année précédente.

Les différences de rendement vont dépendre pour un même PRO de la technique d'épandage, car elle a beaucoup d'influence sur les pertes gazeuses. Ces pertes d'azote peuvent atteindre jusqu'à 10 % du total apporté. Lorsque les urines sont incorporées au sol rapidement, elles sont drastiquement limitées.

Les rendements relatifs observés sont dépendants du PRO épandu. Le facteur de dilution peut avoir un impact sur ces rendements, ceux obtenus avec l'urine diluée à 50 % étant par exemple supérieurs à ceux obtenus avec l'urine brute dans l'essai de Noe-Hays et Nace (2014). Les rendements relatifs dépendent également de la culture et des engrais minéraux auxquels ils sont comparés.

Tableau VII. Rendements relatifs pour les différents essais au champ

Traitement	Dose	Culture	Rendements relatifs au témoin	Rendements relatifs à l'engrais minéral		Référence
Urine provenant de toilettes à séparation	50 kgN/ha	Orge d'hiver	/	70 % (1997)	Ammonitrate	Johansson et al., (2000)
	100 kgN/ha		/	108 % (1998)		
Urine provenant de toilettes à séparation	45 kgN/ha	Orge d'hiver	229,4 %	107 %	Ammonitrate	Simons (2008)
	81 kgN/ha		148,4 %	106 %		
Urine	56 kgN/ha	Foin	190,9 %	88 %	Urée	Noe-Hays et Nace (2014)
Urine diluée à 50 %	56 kgN/ha		231,8 %	106 %		
Urine diluée à 66 %	56 kgN/ha		200 %	92 %		

6. Conclusion

Nous avons donc vu que les urines ont une composition intéressante du point de vue agronomique, et leur valorisation peut aider à réduire les impacts environnementaux de l'assainissement et de l'agriculture. Les résultats obtenus dans la littérature pour les essais en serre et les essais au champ sont dépendant d'une multitude de facteurs. Ils vont dépendre en particulier des conditions climatiques, de la culture, du type de sol, des caractéristiques de chaque PRO, de leur dose, de leur méthode d'apport. Différents pays comme la Suède, la Suisse ou l'Allemagne se sont particulièrement intéressés dans les précédentes décennies aux systèmes alternatifs d'assainissement et à la valorisation des nutriments de ceux-ci vers l'agriculture. Les différents modes de collection des urines et le régime alimentaire entre les différents pays, même s'il est assez similaire dans les références sélectionnées, vont jouer un rôle sur la qualité des PRO récupérés. Ces questions suscitent actuellement un intérêt grandissant en France de la part de plusieurs acteurs : associations, collectivités territoriales, monde de la recherche, entreprises privées (des filières de traitement,...), Agences de l'Eau, monde agricole, etc.

Plusieurs installations pilotes ont été récemment mises en place en région parisienne. Elles produisent diverses formes de produits issus des urines provenant de différents modèles d'urinoirs et de toilettes : urines mélangées à de la paille, urines fixées sur roche volcanique, urines issues d'urinoirs secs masculins, urines issues de toilettes sèches à séparation par filtration ou par tapis roulant, urines issues de toilettes à séparation par chasse d'eau. Cependant, en raison du manque de référence dans le contexte français, ces PRO sont rarement valorisés en agriculture.

Les travaux réalisés au cours de cette expérimentation visent à apporter des éléments dans le contexte français sur l'intérêt agronomique des urines en comparaison avec différents engrais de référence (engrais minéral et lisier) et participent au développement de filières de valorisation.

B. Objectifs scientifiques

1. Contexte académique

Ce stage s'inscrit dans le cadre du programme OCAPI¹. Commencé en 2014, l'objectif du programme OCAPI est d'explorer les voies possibles d'évolution des systèmes d'assainissement qui permettraient de faire face à des enjeux majeurs du XXI^{ème} siècle pour l'assainissement : maximiser la valorisation des ressources carbonées, azotées et phosphorées aujourd'hui présentes dans les eaux usées tout en limitant la consommation d'énergie et de ressources et l'impact environnemental du système d'assainissement. Ce programme pluridisciplinaire de recherche a été initié par 4 laboratoires (LEESU, METIS, Géographie-Cités et CSTB). Depuis 2016, le laboratoire ECOSYS de l'INRA, spécialisé dans l'utilisation de produits résiduaux organiques en agriculture, a rejoint l'équipe OCAPI et complète la pluridisciplinarité de l'équipe avec ses compétences agronomiques.

Ce stage s'inscrit dans les missions de l'INRA à travers sa volonté de promouvoir une agriculture durable et de participer à la lutte contre le changement climatique. Divers systèmes d'assainissement alternatifs au « tout-à-l'égout » étudiés dans le cadre du programme OCAPI peuvent permettre de substituer les engrais chimiques par des sources de nutriments issus de l'assainissement disponibles en abondance et durables. Par cette substitution, il permet entre autres une réduction des émissions de GES associées aux traitements des eaux usées et à la production d'engrais minéral.

Elle s'inscrit aussi dans les axes de recherche de l'UMR ECOSYS qui travaille sur l'optimisation des pratiques de recyclage de produits résiduaux organiques, avec une prise en compte explicite de la répartition spatiale des sources potentielles de matières organiques et des besoins structurels en fonction des types de sols et des usages à l'échelle d'un territoire.

2. Hypothèses et Objectifs scientifiques

Au début de cette expérimentation, les hypothèses suivantes ont été posées :

- 1) Les urines concentrent une grande partie de l'azote excrété par les hommes. Cet azote se trouve majoritairement sous une forme rapidement disponible pour les plantes. Les urines pourraient donc être utilisées comme fertilisant azoté.
- 2) L'azote étant présent sous forme ammoniacale, qui est une forme susceptible de se volatiliser, cette volatilisation pourrait être plus forte par rapport à d'autres engrais couramment utilisés de nos jours et entraîner une efficacité moins grande en comparaison avec ces engrais ainsi que des impacts environnementaux sur la qualité de l'air.
- 3) En étant disponibles en abondance, les urines pourraient se substituer à grande échelle aux engrais chimiques et ainsi permettre aux agriculteurs de réduire leurs charges et leur impact carbone.

L'objectif de cette expérimentation est de caractériser l'intérêt agronomique de différents PRO issus des urines comme source d'azote pour les plantes. Pour cela, un essai en serre avec ces PRO a été réalisé. Au cours de cet essai, l'effet sur les plantes et sur les caractéristiques du sol des différents PRO sera comparé à des engrais de référence. Dans un second temps, un essai de volatilisation de l'azote issu de ces PRO sera réalisé en comparaison avec des engrais de référence.

¹ OCAPI : Optimisation des cycles Carbone, Azote, Phosphore en ville

II. Matériel et méthode

A. Principe général

Deux sous-essais ont été menés en parallèle. Le premier sous-essai comprend des pots qui n'ont pas été semés. Nous souhaitons ici suivre la concentration en azote minéral dans le sol afin d'étudier les phénomènes de minéralisation ou d'organisation de l'azote originellement présent dans le sol ou apporté par les PRO. Sur ces pots des prélèvements ont été réalisés à trois dates différentes ($t = 0, 14$ jours et 56 jours) afin de réaliser un suivi dans le temps. Sur chacun de ces prélèvements, la concentration en azote minéral dans le sol a été dosée.

Le second sous-essai comprend des pots semés. Sur ces pots nous avons mesuré les rendements ainsi que les exportations d'azote obtenues pour différents traitements. Pour cela trois coupes de biomasse ont été réalisées (à $t = 21$ jours, 40 jours et 56 jours). Grâce aux résultats obtenus, nous avons pu calculer des coefficients afin de comparer l'efficacité des différents PRO avec celle d'un engrais chimique considéré comme référence.

B. Matériel expérimental

Afin de rédiger le protocole expérimental (voir Annexe 1) de l'essai en serre, un travail de synthèse bibliographique des expérimentations ayant eu des objectifs similaires a été réalisé (Annexe 2). Ce travail a permis de définir le matériel expérimental (culture, méthode d'apport...) ainsi que les conditions expérimentales de l'essai (température, luminosité...).

1. Culture

La culture choisie est le ray-grass anglais (*Lolium Perenne*). C'est une plante herbacée faisant partie de la famille des Poacées (anciennement famille des graminées). Grâce à ses feuilles très allongées, il forme des touffes de 20 cm à 60 cm de haut. Le ray-grass anglais est souvent utilisé comme culture fourragère en association avec d'autres plantes comme le trèfle blanc, mais aussi dans les mélanges pour les gazons et terrains de sport. Il pousse à l'état naturel dans les prairies permanentes de nombreuses régions humides (GNIS, 2015).

Cette culture a pour principal avantage d'avoir une germination et une croissance rapide (Figures 10 et 11). Grâce à son système racinaire très développé, cette culture supporte bien les coupes. Cela permet de récolter une biomasse importante en peu de temps. Les conditions de culture optimales du ray-grass anglais (climat humide et tempéré) sont faciles à obtenir en serre.



Figure 10. Cultures 1 semaine et demie après le semis

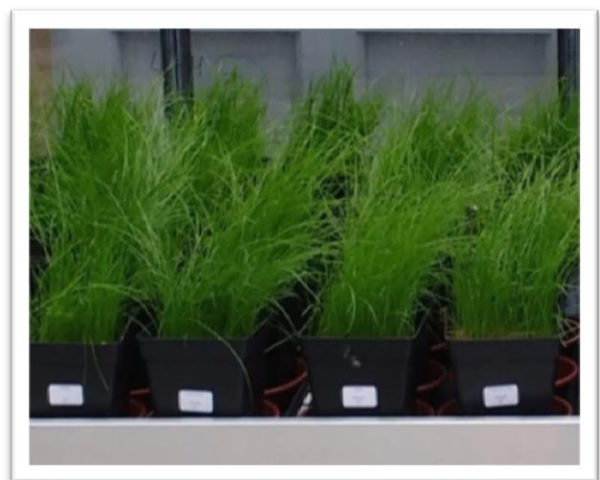


Figure 11. Cultures 3 semaines après le semis

2. Substrat

Le substrat choisi pour les cultures est un sol de l'expérimentation QualiAgro¹ (Figures 12 et 13) située à Feucherolles (78). Depuis 18 ans, les effets d'apports répétés de composts d'origine urbaine sont étudiés dans cette expérimentation.

La parcelle (parcelle 102) où a été prélevé le sol (le 22/02/2017) est une parcelle témoin n'ayant pas reçu de compost depuis le début de l'expérimentation, mais uniquement de l'engrais minéral jusqu'en 2013, puis de l'engrais organique depuis 2014, mais pas de fertilisation depuis le printemps 2015. Du seigle a été cultivé au cours de l'année précédente. C'est un sol à dominante limoneuse composée de 77,6 % limons, 16,3 % argiles et 6,1 % de sables.

Ces caractéristiques font que les nutriments ajoutés au sol ne seront pas facilement lessivés par les arrosages fréquents. Les données concernant les éléments nutritifs du sol sont disponibles depuis 1998. Les dernières mesures réalisées en 2015 (Tableau VIII) confirment que le sol est adapté à la culture du ray-grass de par ses caractéristiques et les concentrations en éléments nutritifs. Aucune carence n'a été relevée pour les macroéléments ci-dessous. Cependant, les teneurs en phosphore et potassium sont très légèrement en dessous du seuil pour lequel une fertilisation renforcée est nécessaire (20 mgP₂O₅.kgMS⁻¹ et 120 mgK₂O.kgMS⁻¹ d'après Arvalis, 2016). En raison des besoins en azote du ray-grass, l'azote est donc l'élément limitant dans la culture du ray-grass.

Tableau VIII. Caractéristiques physico-chimiques de la terre utilisée pour l'essai en serre et provenant de l'horizon de labour de la parcelle 102 de l'essai Qualiagro (traitement témoin sans apport de compost)

Conductivité (mS.cm ⁻¹)	pH	C/N	Corg	MO	N-tot	S	P ₂ O ₅ (Olsen)
			g.kgMS ⁻¹				mg.kgMS ⁻¹
0,04	6,8	10,10	10,09	17,42	1,00	0,16	47,61
Al	Fe	Mn	Ca	Mg	Na	K ₂ O	CEC
(cations échangeables Cobaltihexammine) mg.kgMS ⁻¹							meq.100g ⁻¹
2,04	0,91	7,49	1833,7	66,9	8,83	114,7	9,40

Afin de décompacter le sol et ainsi permettre une bonne aération, une bonne germination et une bonne croissance, le sol a été tamisé à 3.93 mm avant la mise en place de l'expérimentation (Figure 14).

Les reliquats en azote minéral ont été mesurés avant le début de l'expérimentation (voir II. C. 2. pour la méthode d'analyse). Le stock d'azote minéral dans le sol est de 6,95 kgN.ha⁻¹. Ce stock initial en N minéral est faible. Le N minéral sera donc bien l'élément limitant pour la croissance du Ray-Grass. La majeure partie de l'azote absorbé par les plantes sera en provenance des PRO ou de l'engrais apporté au cours de l'essai.



Figure 12. Lieu où a été prélevé le sol



Figure 13. Sol récupéré sur la parcelle



Figure 14. Étape de tamisage du sol

¹ Le site QualiAgro a été initié en 1998 dans le cadre d'une collaboration entre l'INRA et Véolia Environnement. Il fait partie du SOERE-PRO système d'observation sur les effets d'apports répétés de produits résiduels organiques. Le SOERE-PRO fait partie de l'infrastructure de Recherche ANAEE-France financée par l'ANR dans le cadre des programmes d'investissement d'avenir.

3. PRO et engrais minéral testés

Au total 5 PRO différents et un engrais minéral ont été testés au cours de l'expérimentation. Deux de ces PRO et l'engrais minéral sont régulièrement utilisés comme engrais ou amendement à ce jour, à savoir le compost de déchets verts (Compost DV), le lisier et une solution azotée (solution de nitrate d'ammonium). Les trois autres PRO testés proviennent en totalité ou en partie de la collecte des urines, à savoir des urines issues d'un urinoir sec masculin, des urines ayant reçu un traitement (Aurin) et un mélange de compost et d'urine (Compost+Urine).

Le compost de déchets verts (Figure 15, A) a été prélevé sur la plateforme de compostage de Bailly (78). Ce compost est fabriqué avec des déchets liés aux activités de jardinage et d'entretien des espaces verts. L'azote contenu dans ce compost est principalement organique. Seule une faible part est disponible pour les plantes à court terme.

Le lisier (B) a été prélevé à la ferme de Grignon (78). N'étant pas dilué par les eaux blanches (eaux de lavage des salles de traite), ce lisier de bovin possède un taux de matière sèche élevé en comparaison avec d'autres lisiers. Il représente une matière fertilisante largement répandue en agriculture, en contexte d'élevage.

La solution azotée de nitrate d'ammonium NH_4NO_3 (C) a été réalisée en laboratoire en dissolvant des cristaux de nitrate d'ammonium dans de l'eau. Cette solution azotée sert d'engrais de référence dans notre expérimentation.

Les urines (D) ont été collectées par le biais d'un urinoir sec masculin à l'École Nationale des Ponts et Chaussées (77). La qualité des urines variant au cours de la journée (exemple : urines plus concentrées en nutriments au réveil), elles sont représentatives des urines pouvant être collectées sur un lieu de travail. Elles ont été stockées environ 6 mois dans un jerrican avant utilisation.

L'Aurin (E) correspond à des urines ayant reçu un traitement simple par nitrification puis concentrées par évaporation. Ce procédé a été développé par une équipe suisse de l'EAWAG (Etter et al. 2015). Au cours de ces traitements, la moitié de l'azote sous forme ammoniacale a été transformée en nitrate et la solution a été concentrée entre 10 et 20 fois par rapport aux urines brutes.

Le mélange de compost et d'urine (F) a été réalisé à partir du compost de déchets verts et de l'urine précédemment cités. Ce mélange a l'avantage d'apporter à la fois des nutriments disponibles rapidement pour les plantes (urine), des nutriments disponibles à moyen et long terme ainsi que de la matière organique permettant de relever le taux de matière organique du sol (compost). Afin d'obtenir un mélange facilement épandable, ces deux matières ont été mélangées selon un rapport 16,7 g d'urine pour 20 g de compost (ce qui correspond à un ratio de 20 t.ha⁻¹ de compost pour 77 kg N.ha⁻¹ apportés par l'urine, doses couramment utilisées au champ).



A/ Échantillon de compost de déchets verts



B/ Échantillon de lisier



C/ Échantillon de solution azotée



D/ Échantillon d'urine

E/ Échantillon d'aurin

F/ Échantillon du mélange compost+urine

Figure 15. Échantillons des différents PRO et engrais utilisés

Les paramètres ci-dessous (Tableau IX) ont été analysés pour les différents PRO (sauf la solution azotée et l'azote de l'aurin dont les analyses ont été réalisées en interne) par le laboratoire d'analyse agronomique et environnemental SADEF. ¹La concentration en azote du mélange compost + urine a été estimée en fonction du ratio de mélange. Les caractéristiques générales (matière sèche, pH) des PRO ainsi que leurs concentrations en éléments nutritifs (C, N, P, K) ont été recherchées.

Le pourcentage de matière sèche est très différent entre les PRO, leurs modalités de diffusion dans le sol seront donc aussi différentes. Nous pouvons relever que le pH pour les différents PRO analysés est similaire et légèrement basique (sauf l'aurin qui a un pH acide de 3,9). La totalité des PRO apportent aussi d'autres éléments nutritifs comme du phosphore et du potassium. Les teneurs et la forme de l'azote varient grandement entre les produits. Le PRO le plus concentré en azote est l'Aurin et le moins concentré en azote est le lisier.

L'azote contenu dans le lisier, le compost et le mélange compost+urine est majoritairement sous forme organique, alors que l'azote présent dans l'urine, l'aurin et la solution azotée est totalement ou très majoritairement présent sous forme minérale (ammonium + nitrate).

Tableau IX. Paramètre et concentration en éléments nutritifs pour les différents PRO [analyses réalisées en interne]

PRO	Paramètre	MS (%)	pH	N-Tot	N-NH ₄	N-NO ₃	Urée	N-Org	MO	C-Org	P ₂ O ₅	K ₂ O
	Unité	%	/	g.kg ⁻¹ MB (pour Lisier, Compost Dv et Compost+Urine) g.L ⁻¹ (pour Urine, Aurin et Solution azotée)								
Lisier	Moy	12,03	8,00	5,95	1,37	<0,01	<1	4,23	/	52,20	3,08	3,84
	Ec	0,12	0,17	0,08	0,02	/	/	0,12	/	0,62	0,06	0,12
Compost Dv	Moy	74,10	8,80	14,33	0,18	0,03	<1	13,90	348,67	174,00	5,19	9,82
	Ec	0,78	0,10	0,42	0,04	0,01	/	0,53	5,51	3,00	0,16	0,14
Compost + Urine	Moy	45,43	9,03	10,81 ¹	3,21 ¹	0,02 ¹	<1	8,07	221,00	110,33	3,32	7,28
	Ec	6,82	0,06	/	/	/	/	1,08	28,58	14,43	0,45	1,04
Urine	Moy	1,64	9,1	6,6	5,45	<1	/	1,15	/	/	0,428	2,31
	Ec	0,45	0	0	0,07	0	/	0,07	/	/	0,01	0,10
Aurin	Moy	/	3,9	[66,24]	[33,37]	[32,48]	/	/	/	/	10,74	50,63
	Ec	/	0	5,47	3,55	1,92	/	/	/	/	0,18	1,79
Solution Azotée	Moy	/	/	221,88	107,52	114,36	0	0	0	0	0	0
	Ec	/	/	6,17	4,37	2,03	0	0	0	0	0	0

4. Traitements

L'analyse réalisée avec le laboratoire d'analyse SADEF n'étant pas disponible au moment du lancement de l'expérimentation, l'azote minéral a été dosé au laboratoire à Grignon pour certains PRO. Il a été considéré que l'urine et l'aurin ne contiennent pas d'azote organique ou presque, conformément au résultat de la bibliographie (Kirchmann et al. 1995). Leur dose d'apport est donc basée sur leur concentration en azote minéral. Il a été considéré que 50 % de l'azote du lisier était sous forme organique (calculs basés d'après les valeurs COMIFER).

Basé sur ces valeurs, 2 doses d'apport ont été réalisées pour chacun des PRO (Tableau X et XI) dans 1,3 kg de sol. Ces deux doses sont équivalentes à environ 75 kg Nminéral.ha⁻¹ et 150 kg Nminéral.ha⁻¹ en se basant sur la surface du pot utilisé (144 cm²).

$$\text{Quantité de Nmin pot} = \text{Quantité de Nmin champ} * 144 \text{ cm}^2 * \frac{1 \text{ ha}}{100\,000\,000 \text{ cm}^2}$$

Il est cependant difficile de parler d'équivalence stricte, car la profondeur des pots est de 10 cm or l'horizon de labour au champ est d'environ 30 cm et l'enracinement encore plus profond. La dose apportée est donc plus forte si on raisonne en termes de masse de sol. Ces doses sont proches de celles retrouvées dans la littérature pour des essais similaires et compatibles avec notre culture.

Après réception des analyses complètes du lisier faites par la SADEF, il s'est avéré que la fraction minérale du lisier ne représente en réalité que 23 % de l'azote total (Tableau XI). Les doses d'apport calculées avec l'hypothèse de 50 % du N sous forme minérale, ont donc été sous-estimées.

Les apports du mélange compost + urine ont été calculés pour apporter la même quantité d'azote provenant de l'urine que pour les traitements avec l'urine seule. Les quantités de compost alors apportées (équivalent en surface de 15,27 t/ha et 30,54 t/ha suivant le ratio de mélange 20 g de compost pour 16,7 g d'urine avec un pot de 144 cm²) restent cohérentes avec les quantités apportées en conditions réelles au champ.

Pour le traitement au compost seul, seule la dose forte (30,54 t/ha) a été apportée (en raison de la très faible disponibilité de l'azote du compost pour les plantes, il a été estimé que réaliser deux doses d'azote n'était pas pertinent).

Pour le traitement à la solution azotée (considérée comme l'engrais chimique de référence), il a été décidé d'encadrer les doses apportées par les autres PRO afin de réaliser une courbe de réponse à l'azote. Grâce à cette courbe, il est possible de calculer les résultats obtenus pour les PRO en termes de doses équivalentes à l'azote contenu dans la solution azotée. Les apports de solution azotée ont été calculés en fonction de l'azote total (il n'y a pas d'azote organique dans la solution azotée). En complément de ces différents traitements, un traitement témoin (sans apport) a été réalisé afin de pouvoir comparer les résultats obtenus pour les PRO et la solution azotée avec un sol sans fertilisation.

Tableau X. Doses et quantités de Ntot apportés en fonction des traitements

Traitement	Dose 1 (en mL pour liquide et g pour solides)	Quantité Ntot dose 1 (mgN.pot ⁻¹)	Dose 2 (en mL)	Quantité Ntot dose 2 (mgN.pot ⁻¹)
Urine	18,33	121,0	36,65	241,9
Aurin	1,68	111,1	3,36	222,3
Lisier 1	28,47	169,5	56,94	339,0
Compost	/	/	43,98	630,4
C+U (mélange)	40,32	436,1	80,63	872,3

La figure ci-dessous (Figure 16) représente les apports d'azote organique et minéral pour chacun des traitements. Le traitement apportant le plus d'azote est C+U_2 avec 1003 mgN.pot⁻¹. Le traitement apportant le moins d'azote est SA_1 avec 72 mgN.pot⁻¹.

Les traitements Aurin et Solution azotée (A et SA) sont entièrement minéraux. Le traitement Urine est majoritairement minéral (83 %). Alors que les traitements Compost, Lisier et Compost+Urine sont très majoritairement organiques. La fraction organique représente 79 % pour le mélange Compost+Urine, 80 % pour le lisier et 99 % pour le Compost.

Tableau XI. Récapitulatif des noms des traitements et des doses

Traitement	Dose		
	1	2	3
Compost	C	/	/
Lisier	L_1	L_2	/
Urine	U_1	U_2	/
Aurin	A_1	A_2	/
Compost+Urine	C+U_1	C+U_2	/
Solution azotée	SA_1 (équivalent 50 kgN.ha ⁻¹)	SA_2 (équivalent 100 kgN.ha ⁻¹)	SA_3 (équivalent 200 kgN.ha ⁻¹)

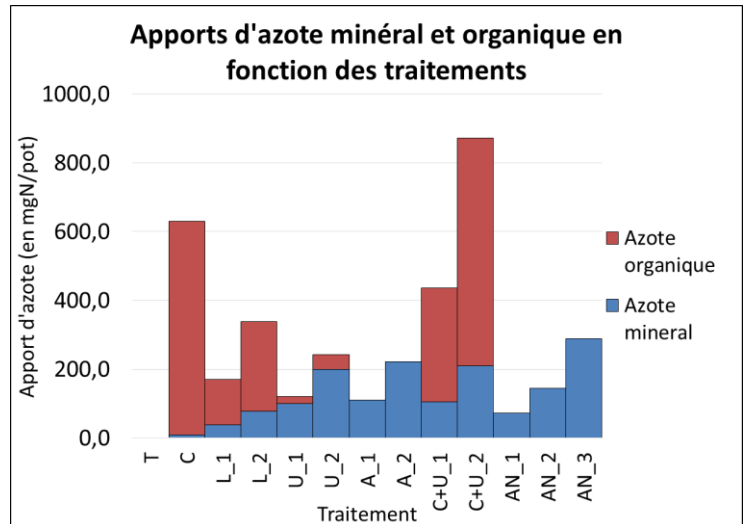


Figure 16. Répartition des apports d'azote minéral et organique en fonction des traitements

Tableau XII. Apport d'azote minéral et organique en fonction des traitements

Traitement	Fraction Min (en %)	Apport d'azote minéral (en mgN/pot)	Apport d'azote organique (en mgN/pot)	Apport d'azote total (en mgN/pot)
T	0%	0,0	0,0	0,0
C	1%	9,2	621,1	630,38
L_1	23%	38,9	130,58	169,48
L_2	23%	77,8	261,15	338,97
U_1	83%	99,9	21,1	121,0
U_2	83%	199,8	42,1	241,9
A_1	100%	111,1	0	111,1
A_2	100%	222,3	0	222,3
C+U_1	24%	104,5	331,7	436,1
C+U_2	24%	209,0	663,3	872,3
AN_1	100%	72,0	0	72,0
AN_2	100%	144,0	0	144,0
AN_3	100%	288,0	0	288,0

Pour l'incorporation des PRO dans le sol, certaines précautions ont été prises pour éviter un impact d'un apport unique en surface. En effet, un apport de surface dans les conditions en pots apporte plusieurs désavantages comme la formation d'une croûte pour les PRO ayant un fort pourcentage de matière sèche comme le lisier, ou des infiltrations préférentielles par les bords du pot vers la coupelle pour les PRO liquides. Il a donc été décidé d'incorporer les PRO sur toute la masse de sol. Pour les PRO liquides (Urine, Aurin et la solution azotée), il a été décidé de les apporter en quatre couches afin d'avoir une répartition homogène de l'azote dans toute la masse de sol (risque de déstructuration du sol si apport sur toute la masse puis mélange, figure 17). Les PRO ayant un pourcentage élevé de matière sèche (Compost, mélange Compost + Urine, Lisier) ont été mélangés à la masse de sol du pot avant mise en pots.

En fonction du pourcentage de matière sèche de chaque PRO, un apport d'eau a été effectué à chaque couche afin de faciliter la diffusion de l'azote dans la masse de sol et pour obtenir la même humidité dans chacun des pots.

La 4^e couche de surface a été séparée en deux, 1 g de graines de ray-grass (soit environ 500 graines, figure 18) a été semé entre ces deux sous-couches (ce qui représente une profondeur de semis d'environ 1 cm).

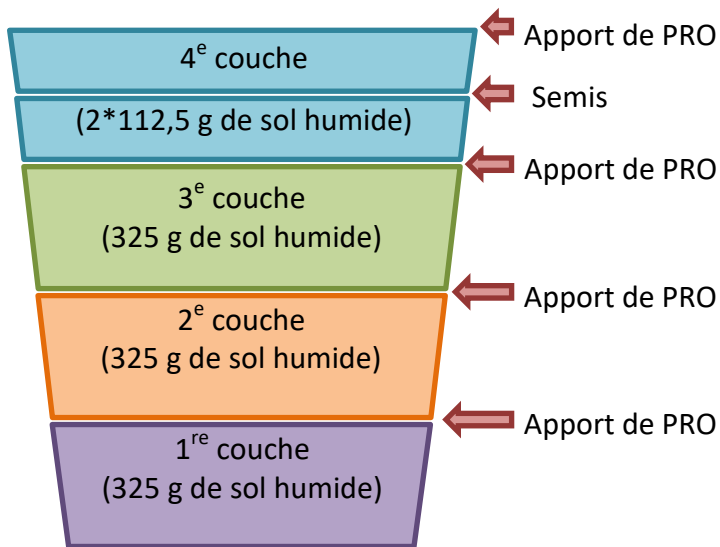


Figure 17. Schéma d'incorporation des PRO liquides

Figure 18. Densité de semis du ray-grass

5. Dispositif expérimental

L'expérimentation s'est déroulée dans les serres du site de Grignon partagées avec l'institut Terres Inovia. Ces serres comprennent un dispositif de régulation de la température et de la luminosité. Elle comprend au total 82 pots remplis avec 1,3 kg de sol humide (Figures 19 et 20). Parmi ces 82 pots, 52 ont été semés. Ils correspondent aux 13 traitements décrits précédemment (voir II. A. 4.) qui en raison d'une variance pouvant être élevée pour ce type d'expérimentation ont été répétés 4 fois (nombre de répétitions généralement réalisées dans la littérature et nécessaires pour avoir une bonne idée de la répétabilité des résultats, voir Annexe 2).

Les 30 autres pots n'ont pas été semés (Figure 21). Dans ces pots, un suivi de l'azote minéral du sol a été effectué en fonction des différents PRO apportés. 5 traitements ont été retenus pour cette partie de l'expérimentation : Urine 2, Lisier 2, Compost DV 2, Compost + Urine et un traitement Témoin. Ces 5 traitements ont été retenus afin d'étudier la minéralisation de l'azote organique apporté, excepté pour l'urine qui n'apporte pas d'azote organique, mais de l'azote sous forme ammoniacale (disponible pour les micro-organismes) et dont le phénomène d'organisation ou de nitrification a été étudié. La variance attendue pour ces résultats étant plus faible, seulement 3 répétitions ont été réalisées pour chacun des traitements.



Figure 19. Pots avant germination

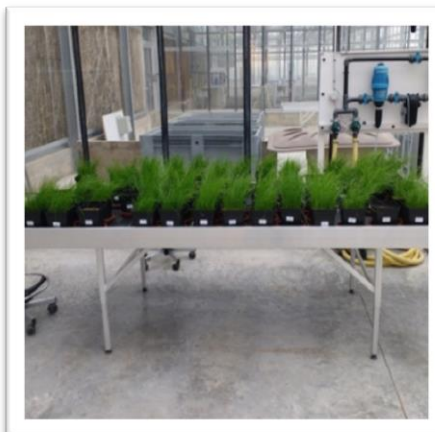


Figure 20. Pots 2 semaines après semis

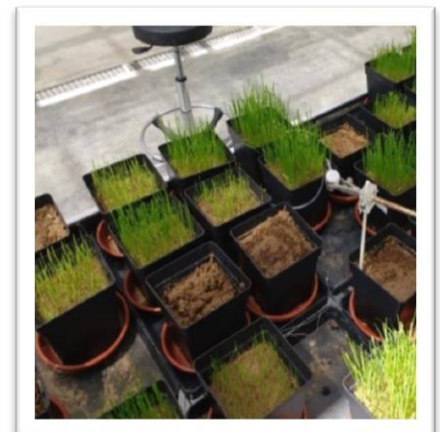


Figure 21. Pots avec et sans semis

Un tirage au sort a été effectué afin de réaliser une allocation aléatoire des pots dans la serre. Cette distribution aléatoire des pots permet d'atténuer les effets liés à la position des pots dans la serre (plus frais aux extrémités de la serre près de la ventilation, ombres de la structure...). Une rotation sur la table de deux rangées de pots est effectuée à chaque arrosage (trois fois par semaine) afin d'obtenir des conditions climatiques similaires pour chacun des pots. L'expérimentation a duré au total 56 jours (du 24/03/17 au 19/05/17).

C. Conditions expérimentales

1. Température

Tout au long de l'expérimentation, la température a été contrôlée afin de garantir une croissance optimale du ray-grass, soit entre 20 °C et 25 °C la journée et 13 °C à 17 °C la nuit. Ces paramètres ont été adaptés en fonction des conditions climatiques à l'extérieur de la serre (un fort éclaircissement entraîne une forte évapotranspiration des plantes et un dessèchement rapide des pots).

Comme présenté dans le graphique ci-dessous (Figure 22), la température est régulée. En dessous de la température de consigne inférieure, un système de chauffage se met en route. Au contraire, au-dessus de la consigne supérieure de température, un système de ventilation se met en route afin de ventiler et refroidir la serre. Afin d'évaluer les différences de conditions climatiques liées à la position des plantes dans les serres entre les pots placés au centre de la serre et ceux placés près du dispositif de refroidissement, un dispositif de 5 thermocouples répartis sur la table de l'expérimentation a été installé. Ces thermocouples ont permis pendant une semaine de relever la température du sol ainsi que la température de l'air à différents endroits de la serre. Les écarts de températures relevés pour le sol ainsi que pour l'air entre les capteurs sont très rarement au-dessus de 1 °C. Avec la rotation des pots, on considérera donc que les conditions de température sont homogènes sur toute la surface de l'expérimentation.

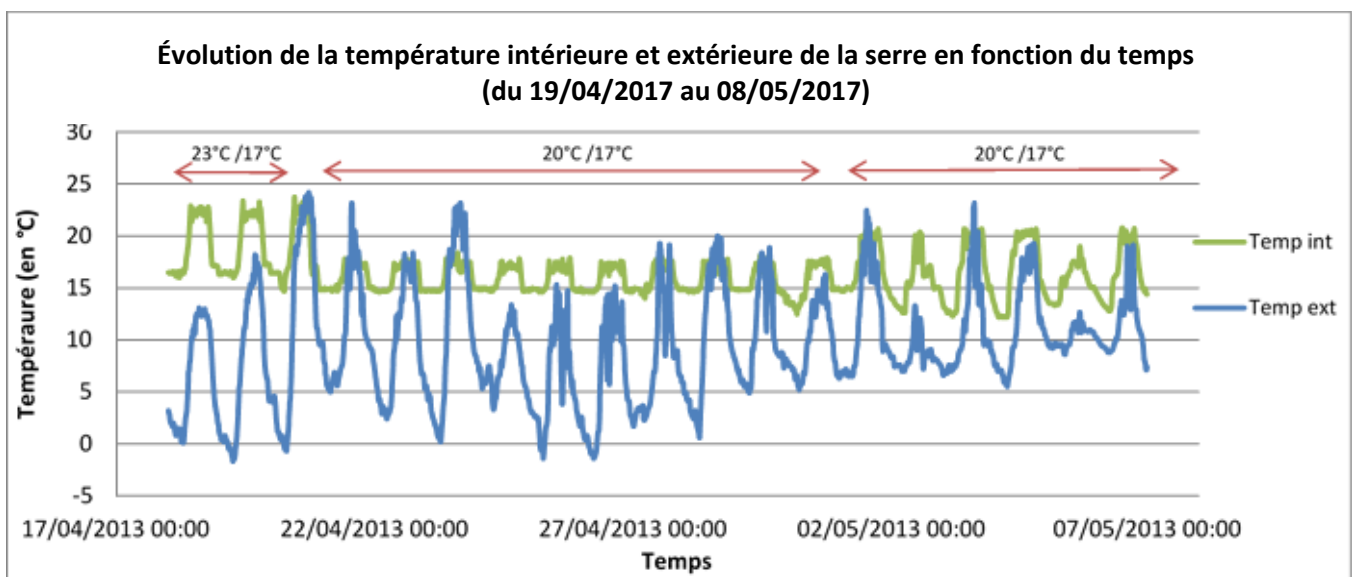


Figure 22. Évolution des températures intérieure et extérieure de la serre en fonction du temps

2. Luminosité

La luminosité à l'intérieur de la serre a aussi pu être contrôlée à l'aide d'un voile ombrageant se déployant sur le toit de la serre au-dessus d'une certaine luminosité. Cependant, malgré ce voile, il est difficile de contrôler le rayonnement incident pour les plantes, qui est un paramètre totalement dépendant des conditions extérieures de la serre.

C'est ce que nous pouvons observer sur la figure 23, où est représentée la luminosité reçue à l'intérieur en fonction de la température extérieure. Nous pouvons observer que la luminosité est très variable en fonction des jours et varie beaucoup au cours de la journée.

La serre est équipée de lampes à sodium simulant le spectre lumineux du soleil. Elles permettent d'avoir un éclairage optimal et homogène sur toute la surface. Cependant, la chaleur dégagée par ces lampes entraînant une perte d'eau trop importante au niveau du sol, il n'a pas été possible de les utiliser dans notre expérimentation.

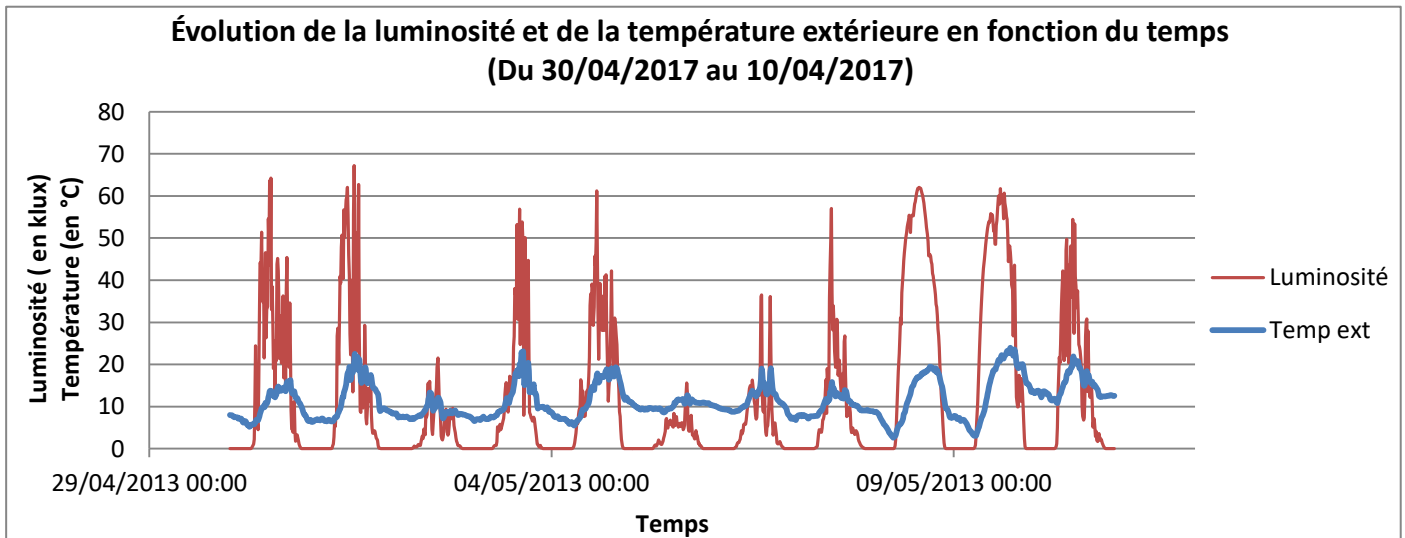


Figure 23. Évolution de la luminosité et de la température extérieure en fonction du temps

La structure de la serre forme des zones d'ombre à différents endroits en fonction du moment de la journée. Afin de vérifier que tous les pots, quels que soient leur positionnement dans la serre recevaient le même rayonnement incident, trois capteurs ont relevé pendant une semaine la luminosité incidente à trois endroits de la serre. À travers les données récupérées, nous avons pu relever que les différences entre les trois capteurs dépassent rarement les 10 % du rayonnement total sur des périodes de temps très courtes. De plus, en raison de la rotation régulière des pots, nous avons considéré que l'éclairage était le même pour tous les pots.

3. Irrigation

Les différents pots perdent de l'eau à la fois par évaporation de l'eau présente dans le sol, mais surtout par transpiration des plantes. Il était donc nécessaire d'irriguer régulièrement les cultures. Il a été décidé de conserver une humidité comprise entre 90 % et 100 % de la capacité au champ suivant ce qui est généralement réalisé dans la littérature. La perte d'eau étant proportionnelle au développement des cultures, elle va différer pour chacun des traitements. Nous avons donc choisi d'irriguer manuellement les pots, 3 fois par semaine pour les ramener à l'humidité voulue (Figure 24). La dose d'eau à ajouter est calculée par pesée des pots puis comparaison avec le poids de référence à l'humidité voulue. Cependant, ces apports discontinus de grandes quantités d'eau (jusqu'à 150 mL) ont entraîné la formation d'une croûte de battance, ce qui a entre autres posé des problèmes de germination des graines (Figure 25). Afin de limiter ce problème (qui était homogène sur tous les pots), nous avons gratté cette croûte avant la germination. Les apports d'eau sont très variables en fonction des conditions de température de la serre, mais aussi en fonction des conditions climatiques extérieures. En effet, les plantes transpirent beaucoup plus d'eau en conditions de fort ensoleillement. Les apports dépendent aussi du stade de développement de la plante. Plus la plante sera développée, plus la transpiration sera forte.

2. Azote

L'évolution de la concentration en azote minéral dans le sol après apport de PRO a été suivie dans les pots non semés. Les mesures ont été faites au départ de l'expérimentation avant apport de PRO et semis, 14 jours après apport et semis (pour 5 traitements avec 3 répétitions) et à la fin de l'expérimentation soit 56 jours après apport. Au moment de la mesure un prélèvement de sol a été réalisé sur les pots non semés. Ces 3 points nous permettent de construire une courbe d'évolution de l'azote minéral.

Les reliquats en azote minéral ont aussi été analysés à la fin de l'expérimentation dans les pots avec plantes.

L'azote minéral (ammonium, nitrate+nitrite) a été analysé dans le sol pour chacun des pots. Pour cela, 50 g de sol ont été mélangés à 100 mL d'une solution de chlorure de potassium (KCl) de concentration 1 mol.L⁻¹. Le mélange a ensuite été agité pendant une heure. Après décantation, le surnageant du mélange a été récupéré avant d'être filtré puis analysé.

Le dosage de l'azote minéral dans la solution est réalisé par colorimétrie sur un appareil Skalar (The Netherland) qui est un analyseur en flux continu permettant de mesurer la concentration en nitrate/nitrite ainsi qu'en ammonium par spectrophotométrie.

Pour les nitrates / nitrites (Méthode d'analyse Berthelot et Griess), l'échantillon est tout d'abord dilué dans un tampon puis passe sur une colonne de cadmium pour réduire les nitrates en nitrites. Différents réactifs sont ajoutés aux nitrites résultants (ceux présents à l'origine plus ceux issus de la réduction), pour former un complexe rose, dont l'intensité de la coloration, mesurée à 540 nm, est proportionnelle à la concentration initiale en nitrate+nitrite dans l'échantillon.

Pour la détermination de l'ammonium, différents réactifs sont ajoutés pour former un complexe coloré vert. L'intensité de sa coloration, mesurée à 660 nm, est en relation avec la concentration initiale en ammonium dans l'échantillon.

Le dosage en azote minéral de la solution azotée utilisé comme engrais de référence a été réalisé par la technique précédemment décrite.

Les trois coupes de biomasse pour chaque traitement ont été regroupées en un même échantillon et l'analyse de la composition en azote de ces échantillons a été sous-traitée à l'entreprise SADEF (Méthode Dumas). Ces analyses ont permis de déterminer l'exportation d'azote par les plantes.

3. Autres éléments

Les apports de fertilisant ont été effectués en fonction de leur apport d'azote, sans tenir compte des autres éléments. Ainsi tous les produits testés excepté la solution azotée apportent aussi d'autres éléments comme le phosphore et le potassium (Voir II. B. 3.) Afin de mettre en évidence l'absence de carence en d'autres éléments que l'azote dans le sol et de vérifier que l'azote sera bien l'élément limitant, des analyses sur les différents éléments du sol ont été menées sur les sols des pots avec plantes à la fin de l'expérimentation. Nous avons comparé certains traitements ayant de bons résultats à des traitements ayant une réponse à l'azote moins bonne. Seuls les traitements suivants ont été analysés : Témoin, Urine dose 2, Aurin dose 2, Solution azotée dose 1 et 3.

Ces analyses ont été réalisées en externe par le laboratoire Auréa. Seule une répétition d'analyse a été effectuée.

Le pH, la CEC, le phosphore Olsen, le bore (extraction à l'eau bouillante), le soufre total ainsi que les cations échangeables (K, Ca, Mg, Na, Fe, Al, Mn) ont été analysés.

La mesure des cations échangeables et de la CEC ont été effectués selon la méthode cobaltihexamine.

E. Calcul et statistiques

1. Coefficients

Coefficient apparent d'utilisation de l'azote : Lors d'un apport de PRO, seule la forme minérale de l'azote est directement assimilable par les plantes. Une fraction de l'azote du sol peut aussi être absorbée après minéralisation par les microorganismes du sol.

L'absorption de l'azote apporté par le PRO est dépendante de la forme de l'azote et de son mode d'apport qui peut par exemple être suivi d'un phénomène de volatilisation. Afin d'estimer la fraction absorbée de l'azote total apporté par le PRO, il est possible de calculer un coefficient apparent d'utilisation (CAU) à partir des données de l'expérimentation en serre. Ce coefficient est calculé à partir de l'azote exporté par la biomasse pour un traitement auquel on soustrait l'azote exporté par le traitement Témoin (pour lequel on considère que le N exporté provient de l'azote du sol ; on suppose également que cet azote provenant du sol est utilisé par les plantes de manière identique dans les traitements témoin et amendés). On divise ensuite cette différence par la dose d'azote apportée par le traitement (N apporté Traitement). Pour un engrais minéral, ce coefficient est généralement compris entre 50 % et 95 % en fonction de la forme apportée et de la méthode d'apport.

$$CAU = \frac{N_{exp\ Traitement} - N_{exp\ Témoin}}{N\ apporté\ Traitement}$$

Coefficient d'équivalence engrais : Afin d'exprimer l'efficacité d'un PRO en se référant à un engrais minéral comme la solution azotée, il est possible de calculer un coefficient d'équivalence engrais.

Il permet d'obtenir pour une même dose d'azote apporté par un PRO et un engrais, un pourcentage d'efficacité du PRO en comparaison à un engrais de référence.

Ce coefficient d'équivalence (KeqN) est égal au coefficient apparent d'utilisation de l'azote d'un traitement (CAU Traitement) divisé par le coefficient apparent d'utilisation de l'azote de l'engrais de référence (CAU solution azotée).

$$KeqN = \frac{CAU\ Traitement}{CAU\ Ammonitrate}$$

Écart au reliquat : Pour chacun des traitements, un bilan des apports et des exports d'azote minéral a été réalisé. Ce bilan a été comparé aux reliquats en azote minéral dans le sol à la fin de l'expérimentation. Les exports du traitement Témoin ont été considérés comme correspondants à la minéralisation de l'azote du sol et donc comme source d'azote dans le bilan.

$$\text{Écart au reliquat} = \text{Apport Nmin} + \text{Export Témoin} - \text{Export Plante} - \text{Reliquats}$$

Si cet écart est positif, cela signifie que moins d'azote minéral a été exporté par la plante ou est resté dans le sol que ce qui a été apporté ou minéralisé. Cela peut correspondre à une perte d'azote minéral par volatilisation ou organisation dans la matière organique du sol.

À l'inverse, si cet écart est négatif, cela signifie que davantage d'azote minéral a été fourni par le système, soit par minéralisation de la fraction organique du PRO ou par minéralisation supplémentaire de la matière organique du sol en comparaison à celle du témoin.

2. Tests statistiques

Différents tests statistiques ont été appliqués (Figure 28, p-value de 0,05) afin de déterminer les différences significatives de biomasse entre les traitements. Les tests paramétriques et plus particulièrement le test ANOVA (ANALYSIS OF VARIANCE) étant puissants et plus précis, ils ont été privilégiés si les conditions d'application (normalité et homoscedasticité de l'échantillon ou des résidus de l'ANOVA de l'échantillon) étaient remplies.

Dans le cas où les conditions d'application du test ANOVA n'étaient pas remplies, un test non paramétrique (test de Kruskal-Wallis) a été appliqué. Ces deux tests ont permis de détecter la présence de différences significatives entre nos différents traitements.

À la suite de ces deux tests, des tests post hoc (Tukey HSD à la suite de l'ANOVA et Willcoxon-Mann-Whitney à la suite du test Kruskal-Wallis) ont été utilisés afin de comparer deux à deux les différentes populations et ainsi déterminer entre quelles populations des différences significatives existent.

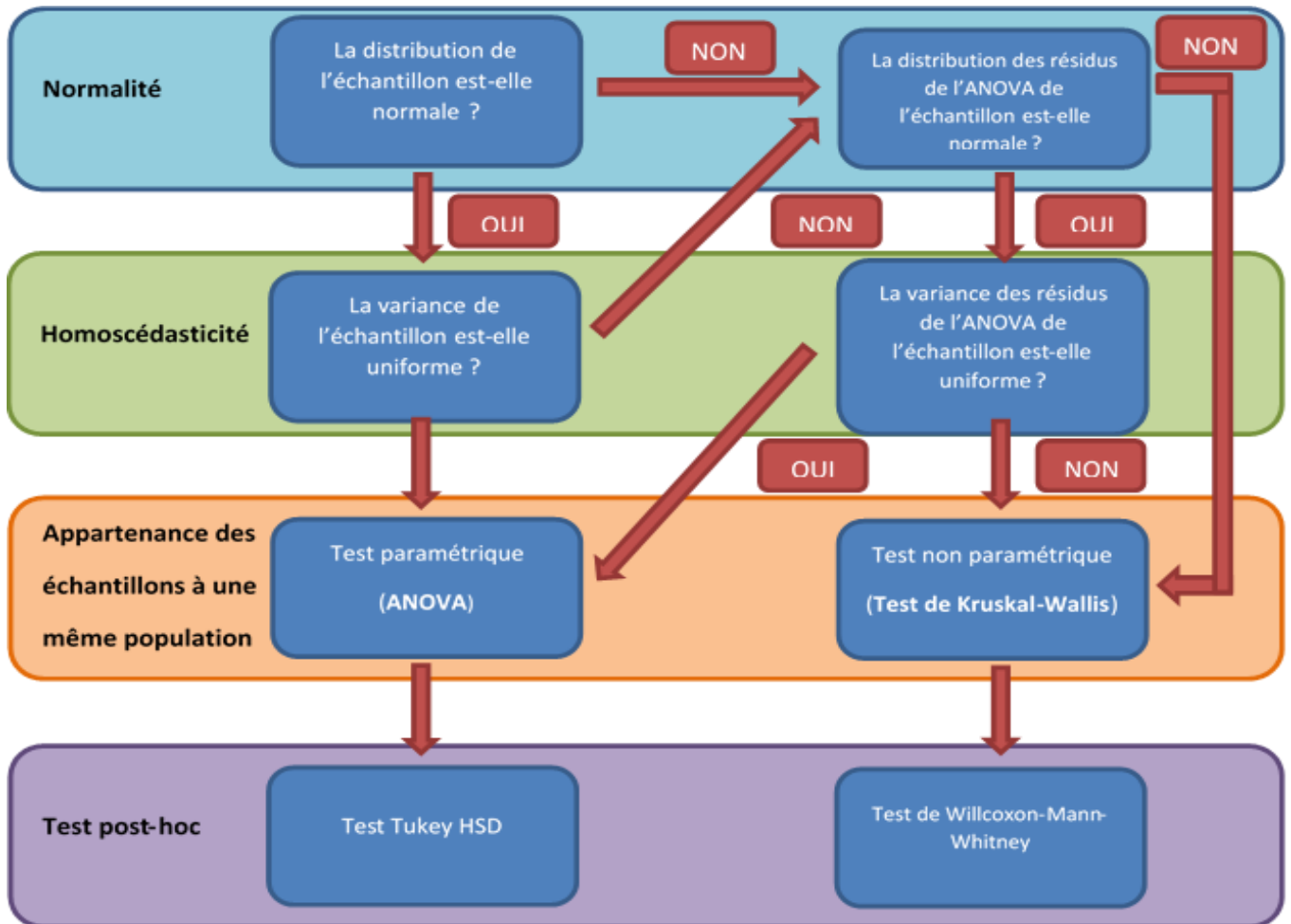


Figure 28 Arbre de décision pour les tests statistiques utilisés

III. Résultats et discussion

A. Résultats

1. Matière fraîche

Les résultats obtenus pour les trois coupes du ray-grass sont présentés dans la figure 29. Il est difficile de comparer tous ces rendements en biomasse fraîche entre eux, car les doses d'azote minéral (directement assimilables par les plantes) et total sont différentes. Nous pouvons relever que la biomasse produite est plus forte sur la deuxième coupe (19 jours de culture) en comparaison à la première coupe (21 jours de culture) et à la troisième coupe (16 jours de culture) pour les traitements Lisier dose 2, Urine, Aurin et Compost+Urine dose 1 et 2. Le rendement obtenu pour le traitement témoin est faible en comparaison des autres traitements (jusqu'à 5 fois plus faible en comparaison avec le traitement Aurin dose 2, A_2). Les rendements obtenus pour le traitement Compost (C) sont plus élevés que pour le témoin, mais restent faibles en raison du peu d'azote minéral disponible. Pour les traitements Urine, Aurin et Compost+Urine (U, A, C+U), les rendements obtenus sont égaux pour des doses proches d'azote minéral. Les rendements obtenus avec le traitement Lisier (L) sont intermédiaires. La dose 2 de ce traitement (soit 78 mgNmin.pot⁻¹) est équivalente à la dose 1 des traitements U, A et C+U (100 à 111 mgNmin.pot⁻¹). Avec la première dose de solution azotée (72 mgN.pot⁻¹), la production de biomasse est statistiquement supérieure à celle du traitement Témoin sans apport. Cependant, il n'y a qu'une faible réponse à l'azote pour les doses supérieures de solution azotée (SA) en comparaison à la dose 1, et statistiquement pas de réponse entre les doses 2 et 3. Les rendements obtenus pour les deux doses supérieures (144 et 288 mgNmin.pot⁻¹) sont équivalents à ceux de la dose 1 de lisier (78 mgNmin.pot⁻¹). Ceux obtenus pour la dose 1 (SA_1) sont compris entre les traitements Compost et Lisier_1.

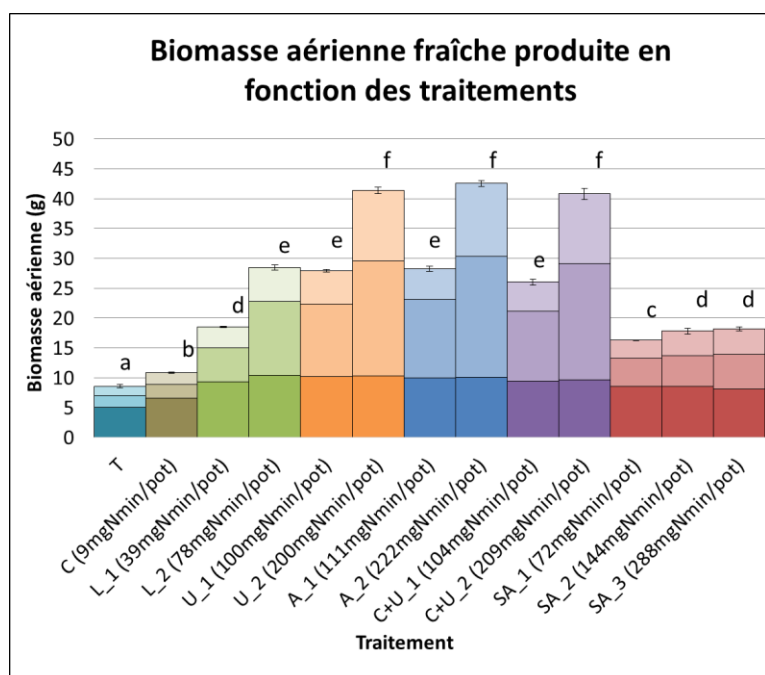


Figure 29. Biomasse aérienne fraîche de ray-grass produite en fonction des traitements (moyenne et erreur-type). Les 3 coupes sont représentées cumulées (la 1re coupe étant la plus foncée et la 3^e, la plus claire). Les différences statistiquement significatives sont représentées par les lettres indiquées au-dessus des histogrammes.

Ci-dessous sont présentées quelques photographies (Figure 30) pour les biomasses obtenues avant la deuxième coupe. Nous pouvons observer les grandes différences entre les pots des traitements Témoin et Compost par rapport au traitement Urine dose 2 (U_2).

Les plantes dans les traitements Témoin (A), Compost (B), Solution azotée dose 1, 2 et 3 (C, D) présentent un aspect « jauni », symptôme de carence. Cette carence pourrait potentiellement être en azote pour les traitements Témoin et Compost en raison du peu de N minéral immédiatement disponible. Ce n'est pas le cas pour les traitements SA_2 et SA_3 ayant reçu beaucoup de N minéral. Nous pouvons observer les différences de biomasses entre deux traitements ayant reçu le même PRO à des doses différentes (F et G).



Figure 30. Photographies des biomasses aériennes avant la 2^{ème} coupe pour différents traitements

2. Matière sèche

Les résultats des trois coupes de ray-grass après séchage à l'étuve sont représentés dans la figure 31. Les plantes ont une teneur en eau similaire pour chacun des traitements. Les résultats obtenus sont donc similaires à ceux obtenus pour la biomasse fraîche.

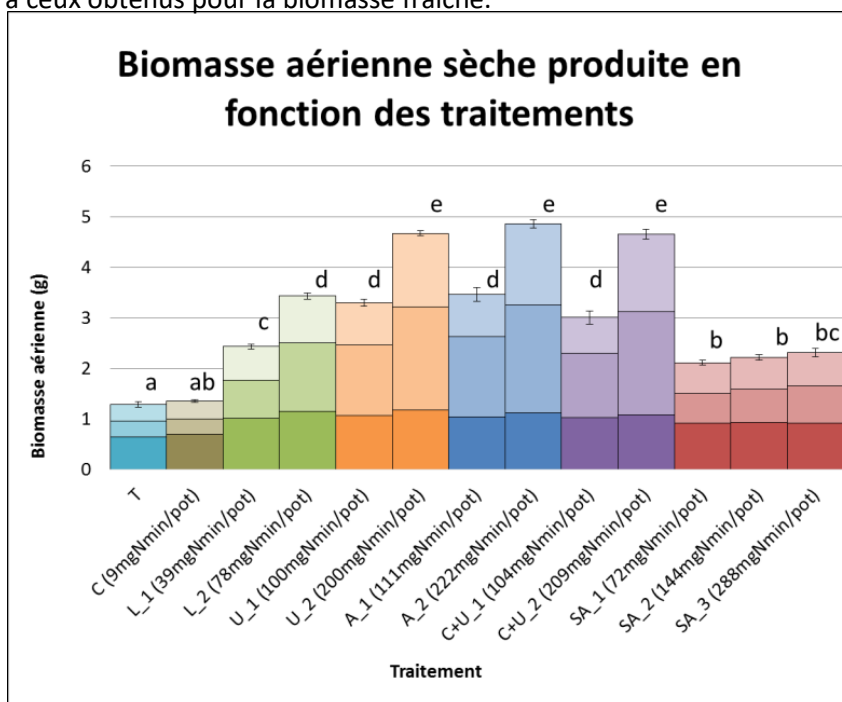


Figure 31. Biomasse aérienne sèche produite lors des 3 coupes en fonction des traitements (moyenne et erreur-type). Les différences statistiquement significatives sont représentées par les lettres indiquées au-dessus des histogrammes.

Nous pouvons relever les faibles rendements pour les traitements témoin et compost, les 2 traitements qui apportent le moins d'azote minéral. Les traitements Urine, Aurin et Compost+Urine ont des rendements similaires pour une même dose d'azote minéral apportée sous forme d'urine. Les traitements lisier ont des rendements intermédiaires en comparaison de leur composition en azote minéral. Le traitement avec la première dose de solution azotée présente un rendement supérieur au traitement Témoin. En revanche, les rendements ne sont pas statistiquement différents pour les traitements avec doses supérieures en solution azotée.

3. Dynamique de l'azote dans le sol

Évolution du N minéral en absence de plantes : Les résultats du suivi de l'azote minéral dans le sol en absence de plantes sont présentés dans les figures 32a, b et c. Dans le cas de l'ammonium, la concentration dans le sol diminue rapidement au cours de l'expérimentation.

Cette décroissance est statistiquement significative pour tous les traitements. À 14 jours, la concentration en azote ammoniacal dans le sol est proche de 0 mgN-NH₄.kg sol sec⁻¹ pour les traitements Témoin, Compost, Compost+Urine 2 et Lisier 2. Pour le traitement Urine 2, environ 68 % de la quantité initiale d'ammonium s'est transformée à 14 jours. À la fin de l'expérimentation (56 jours), les reliquats en azote ammoniacal dans le sol sont proches de 0 mgN-NH₄.kg sol sec⁻¹ pour tous les traitements.

Nous pouvons observer le phénomène inverse pour la concentration en nitrate dans le sol. Très peu de nitrates sont apportés par les PRO (sauf avec l'Aurin, mais la dynamique de l'azote minéral pour ce traitement n'a pas été suivie). La concentration en nitrate dans le sol augmente pour tous les traitements (sauf pour le témoin où la concentration, reste stable). La symétrie entre les évolutions de la concentration en ammonium et en nitrate indique la nitrification de l'ammonium en nitrate.

Pour le traitement Compost, nous pouvons observer la nitrification du NH_4^+ apporté puis une faible décroissance de la concentration en nitrate. Pour les traitements L_2 et C+U_2, tout l'ammonium apporté a été converti en nitrate à 14 jours. Il est ensuite possible d'observer une légère augmentation de la concentration en nitrate pour le traitement L_2 et une diminution pour le traitement C+U_2 entre 14 jours et 56 jours. À 14 jours, environ 68 % de l'ammonium apporté par le traitement U_2 a été nitrifié en nitrate. Cependant, la concentration en nitrate observée à cette date est supérieure de $45 \text{ mgN-NO}_3.\text{kg sol sec}^{-1}$ à la quantité d'azote nitrifié. Entre 14 et 56 jours, la concentration en nitrate continue d'augmenter, la concentration mesurée à 56 jours est toujours supérieure à la quantité d'azote nitrifié, même si cet écart n'est plus que de $22 \text{ mgN.kg sol sec}^{-1}$.

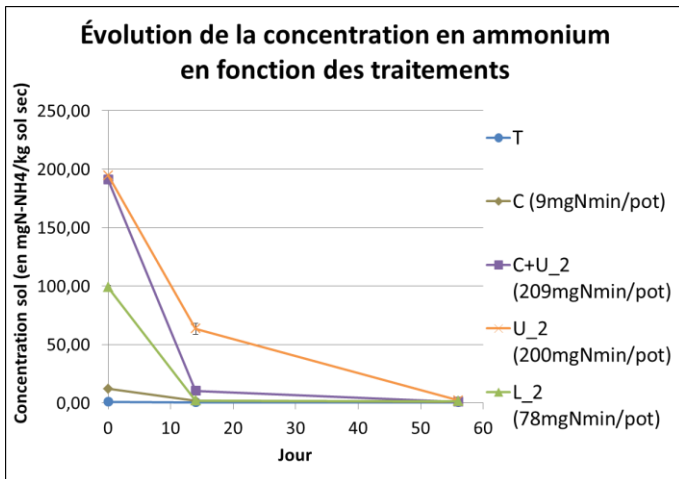


Figure 32a. Évolution de la concentration en ammonium dans le sol en fonction des traitements (moyenne et erreur-type)

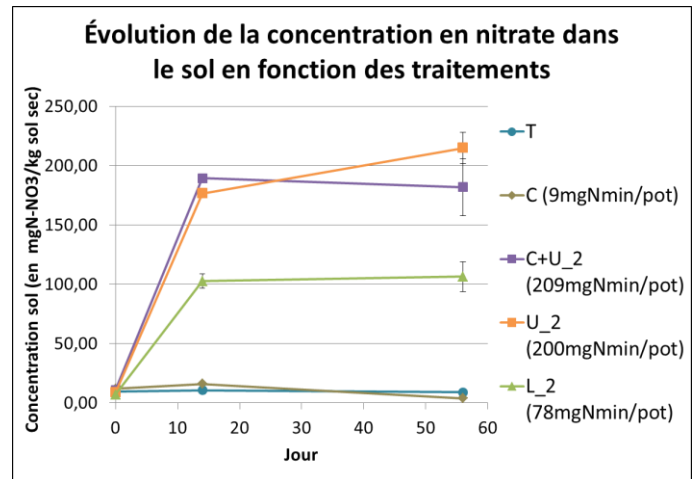


Figure 32b. Évolution de la concentration en nitrate dans le sol en fonction des traitements (moyenne et erreur-type)

Le bilan de l'azote minéral (ammonium + nitrate) dans le sol est représenté dans la figure 32c. Pour chacun des traitements, on observe très peu d'évolution de l'azote minéral au cours du temps. La concentration en azote minéral dans le sol du traitement Témoin augmente très légèrement au cours de l'expérimentation. Tout comme celle du traitement Lisier pour lequel tout l'ammonium apporté a été nitrifié. Nous pouvons observer une légère baisse de la concentration en azote minéral pour le traitement Compost. Dans le cas du traitement Urine 2, la concentration en azote minéral augmente de $38 \text{ mgN.kg sol sec}^{-1}$ au bout de 14 jours, puis diminue de $23 \text{ mgN.kg sol sec}^{-1}$ entre 14 et 56 jours.

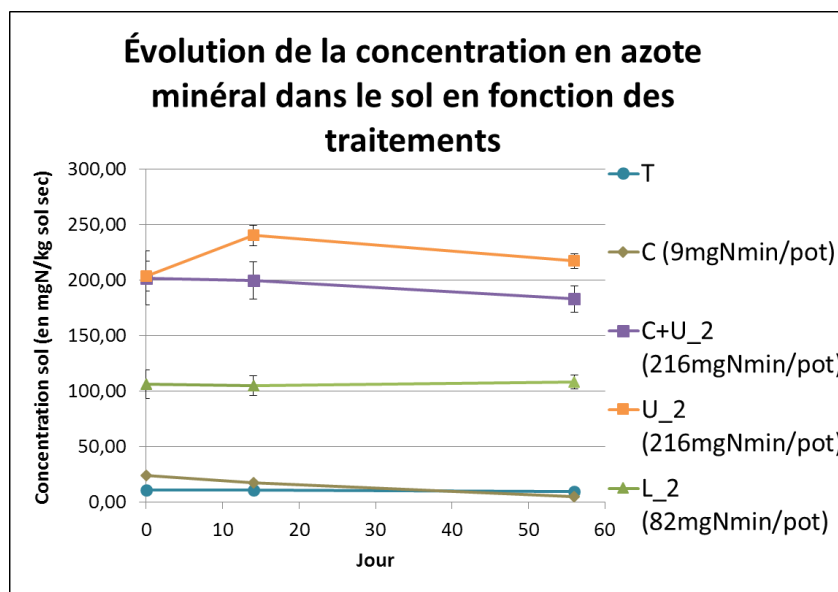


Figure 32c. Évolution de la concentration en azote minéral dans le sol en fonction des traitements (moyenne et erreur-type)

Reliquats d'azote en fin de culture : En parallèle du suivi de l'azote minéral au cours du temps, les reliquats en azote minéral ont été mesurés sur les pots avec plantes à la fin de l'expérimentation (figures 33a, et b).

Les reliquats en ammonium sont très faibles (moins de 3 mgN.kg sol sec⁻¹ pour la plupart des traitements) sauf pour les traitements SA_2 et SA_3. Comme pour le suivi de l'azote minéral, ces reliquats faibles indiquent une nitrification de l'ammonium en nitrate, ainsi qu'une absorption par les plantes. Les reliquats en NH₄ pour les traitements SA_2 et SA_3 représentent respectivement 6 % et 8 % des apports en ammonium. Les reliquats ne sont pas statistiquement différents entre eux sauf avec les traitements SA_2 et SA_3.

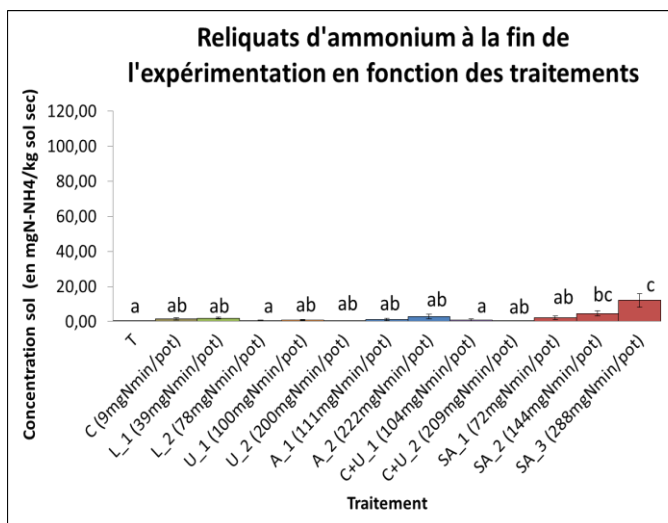


Figure 33a. Reliquats d'ammonium à la fin de l'expérimentation en fonction des traitements (moyenne et erreur-type). Les différences statistiquement significatives sont représentées par les lettres indiquées au-dessus des histogrammes.

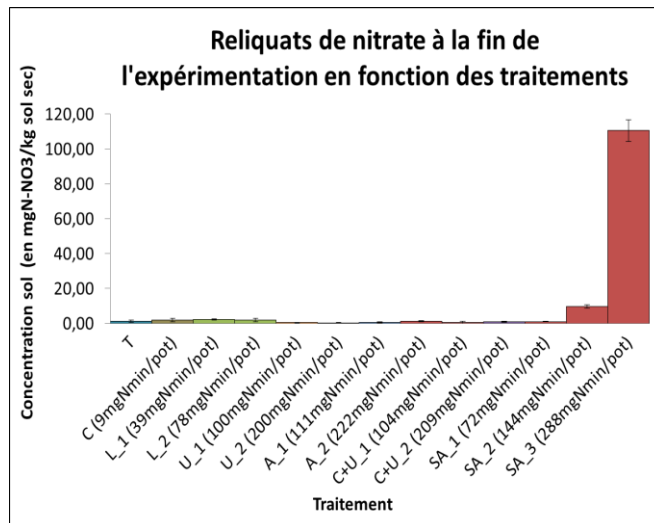


Figure 33 b. Reliquats de nitrate à la fin de l'expérimentation en fonction des traitements (moyenne et erreur-type). Les différences statistiquement significatives sont représentées par les lettres indiquées au-dessus des histogrammes.

Les reliquats en nitrate sont eux aussi très faibles (moins de 2 mgN.kg sol sec⁻¹ pour la plupart des traitements) sauf pour les traitements SA_2 et SA_3. Les nitrates étant la forme majoritairement biodisponible de l'azote pour les plantes, ces reliquats faibles indiquent une bonne absorption des nitrates par les plantes. Les reliquats des traitements SA_2 et SA_3 représentent respectivement 13 % et 77 % des apports en nitrate. Nous pouvons donc considérer que l'absorption de l'azote de ces traitements par les plantes n'a pas fonctionné. Les reliquats ne sont pas statistiquement différents entre eux sauf avec les traitements SA_2 et SA_3.

En réalisant la somme de l'ammonium et des nitrates (Figure 33c), nous obtenons les mêmes résultats avec des reliquats très faibles en azote minéral pour tous les traitements sauf les traitements SA_2 et SA_3. Les reliquats en azote minéral pour ces deux derniers traitements représentent respectivement 10 % et 65 % des apports totaux en azote minéral. Les reliquats ne sont pas statistiquement différents entre eux sauf avec les traitements SA_2 et SA_3.

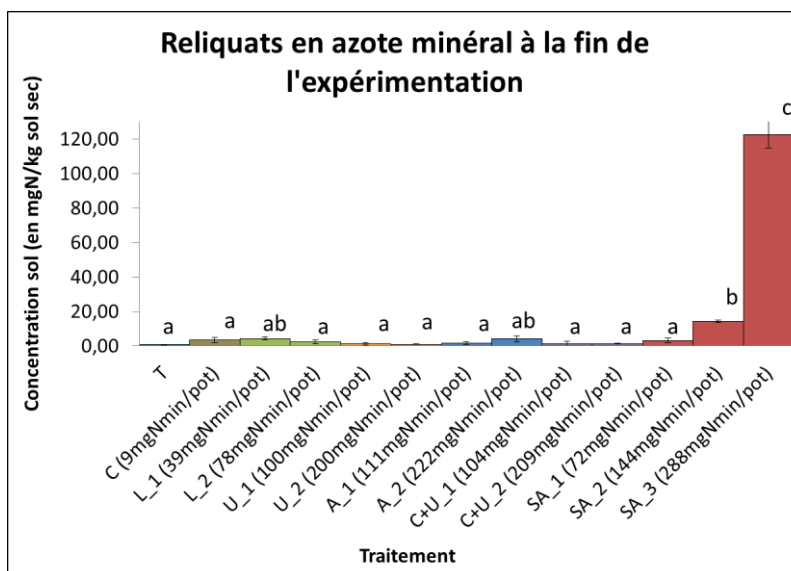


Figure 33c. Reliquats en azote minéral à la fin de l'expérimentation (moyenne et erreur-type). Les différences statistiquement significatives sont représentées par les lettres indiquées au-dessus des histogrammes.

4. Exportations d'azote par les plantes

Les exportations d'azote par les plantes ont été mesurées à la fin de l'expérimentation. Les résultats en termes de teneur en azote dans les plantes et les exportations en fonction des traitements sont présentés dans les figures 34 et 35.

Teneurs en azote dans les plantes : Les teneurs en azote diffèrent moins entre les traitements que les biomasses produites. Elles sont similaires dans le traitement Témoin et Compost. Elles sont légèrement supérieures, mais pas significativement pour les traitements lisier et compost+urine dose 1 et 2 ainsi que pour les traitements urine et aurin dose 1. Elles sont significativement supérieures dans les traitements recevant les doses 2 d'urine et aurin, ainsi que dans les traitements avec les 2 doses les plus importantes de SA. Ces teneurs en azote dans les plantes augmentent avec les apports d'azote minéral en allant de 2,5 % pour le compost (apport de 9 mgN.pot⁻¹) à 7,3 % pour le traitement SA_3 (apport de 288 mgN.pot⁻¹).

Exportations d'azote : Les exportations d'azote sont calculées en multipliant la biomasse produite par les teneurs en N mesurées dans les plantes. On retrouve les mêmes différences entre traitements que pour les productions de biomasse. Les exportations d'azote vont de 31,6 mgN.pot⁻¹ pour le traitement Témoin à 237,7 mgN.pot⁻¹ pour le traitement Aurin dose 2 (apport d'azote minéral de 222 mgN.pot⁻¹).

Les plus faibles exportations sont mesurées dans les traitements témoin et compost, celles-ci étant équivalentes. Elles augmentent dans les traitements recevant les 3 doses de solution azotée (SA). Concernant l'exportation de N, on observe une augmentation significative des exportations avec la dose de SA apportée pour les doses 1 et 2. En revanche la dose SA_3 n'est pas significativement différente de SA_2. Les exportations pour les traitements sont similaires pour une même dose entre les traitements U et A. Les exportations de N dans les traitements lisiers sont intermédiaires entre le témoin et les traitements recevant des urines. Les traitements L_2, U_1 et A_1 sont équivalents à SA_2 et SA_3. Les exportations d'azote du traitement C+U_1 sont équivalentes au traitement SA_1 et donc significativement inférieures au traitement U_1 et A_1 contrairement aux résultats de biomasse.

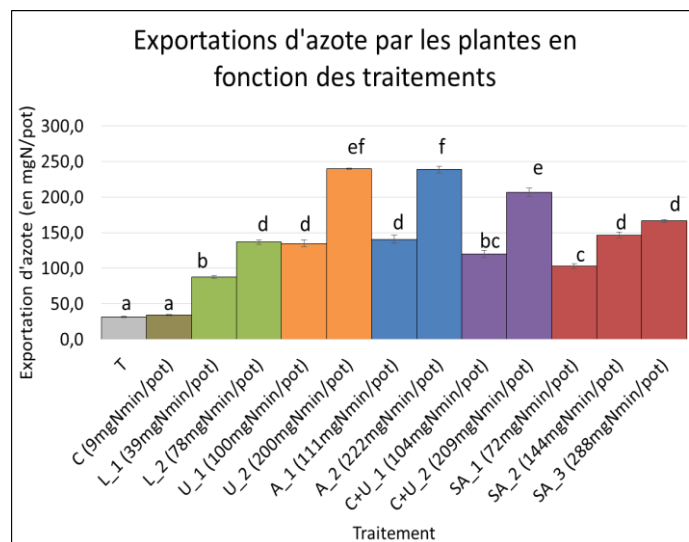
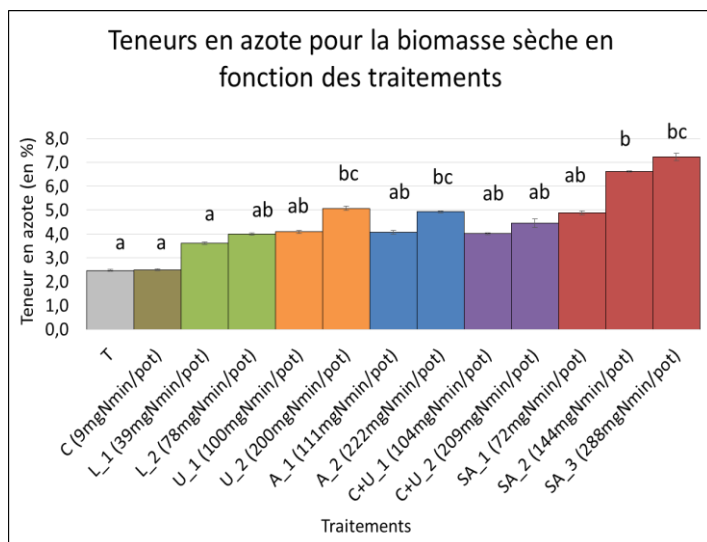


Figure 34. Teneurs en azote pour la biomasse sèche en fonction des traitements (moyenne et erreur-type). Les différences statistiquement significatives sont représentées par les lettres indiquées au-dessus des histogrammes.

Figure 35. Exportations d'azote par les plantes en fonction des traitements (moyenne et erreur-type). Les différences statistiquement significatives sont représentées par les lettres indiquées au-dessus des histogrammes.

5. Bilan de l'azote

Grâce aux paramètres précédemment mesurés, un bilan de l'azote (Tableau XIV) pour les différents traitements a été réalisé. Les apports en azote minéral et azote total pour les différents PRO ont été comparés aux reliquats et aux exports par la plante. Pour chacun des traitements, les coefficients apparents d'utilisation de l'azote et les coefficients d'équivalence engrais ont été calculés. Les différences statistiquement significatives sont représentées par les lettres indiquées à la suite des coefficients.

Nous pouvons relever que les coefficients d'utilisation de l'azote pour les traitements U, A et SA_1 sont très élevés et proches de 100 % indiquant une très bonne utilisation de l'azote issu de ces traitements. Les CAU de ces traitements sont statistiquement équivalents.

Dans le cas des traitements L_1 et L_2, les CAU ont été calculés en fonction de l'azote total et de l'azote minéral apporté. Les CAU calculés en fonction de l'azote minéral sont supérieurs à 100 %, En prenant en compte l'azote total, les CAU sont légèrement supérieurs à 30 %. Ces coefficients sont équivalents pour les deux doses.

Pour le traitement C+U, les CAU calculés sont autour de 20 % en considérant l'apport d'azote total et autour de 80 % en considérant seulement l'apport d'azote minéral. Ces coefficients sont équivalents pour les deux doses.

Les CAU obtenus pour les traitements SA_2 et SA_3 (respectivement 80 % et 47 %) sont faibles en comparaison avec les traitements SA_1 (99 %). Ces résultats indiquent une mauvaise absorption de l'azote de ces traitements par les plantes.

Nous obtenons des résultats similaires pour les coefficients d'équivalence (KeqN). Ils ont été calculés en comparaison avec le traitement SA_1 pour lequel l'absorption de l'azote a fonctionné au contraire des traitements SA_2 et SA_3.

Les coefficients obtenus pour les traitements A et U sont très élevés et compris entre 85 % et 98 % indiquant une efficacité d'utilisation de l'azote très proche de celle de la solution azotée (traitement SA_1).

Pour les traitements Lisier, les KeqN sont supérieurs à 100 % en ne prenant en compte que la fraction minérale, légèrement supérieurs à 30 % en considérant les apports d'azote total.

Tableau XIII. Bilan de l'azote minéral pour les différents traitements. Les différences statistiquement significatives sont représentées par les lettres indiquées au-dessus des valeurs.

Traitement	Apport Nmin (en mgN/pot)	Reliquats Nmin sol (en mgN/pot)	Export plante (en mgN/pot)	CAU	CAU réalisés sur la fraction minérale	KeqN	Écart au reliquat	
T	0,0	0,9	31,6	/	/	/	-0,35	
C	9,2	3,7	33,8	0%	24%	0%	3,64	
L_1	38,9	4,7	87,6	33%	a	144%	33%	-21,37
L_2	77,8	2,6	136,8	31%	a	135%	31%	-29,73
U_1	99,9	1,3	134,8	85%	b	103%	86%	-4,44
U_2	199,8	0,9	239,7	86%	b	104%	87%	-9,17
A_1	111,1	1,8	140,7	98%	b	/	99%	0,40
A_2	222,3	4,4	238,9	93%	b	/	94%	11,02
C+U_1	104,5	3,8	119,7	17% (73% sur Ntot Urine) ¹	c	84%	17%	11,89
C+U_2	209,0	1,5	206,3	20% (72% sur Ntot Urine) ¹	c	84%	20%	32,88
AN_1	72,0	3,4	103,0	99%	b	/	/	-2,56
AN_2	144,0	15,5	146,6	80%	/	/	/	14,73
AN_3	288,0	133,2	166,6	47%	/	/	/	30,45

¹ CAU calculé en prenant en compte seulement les apports d'azote de l'urine

Les coefficients pour les traitements C+U sont autour de 80 % pour la fraction minérale et 20 % pour l'azote total.

Nous pouvons relever que les coefficients d'utilisation de l'azote pour les traitements A et SA_1 sont très élevés et proches de 100 % indiquant une bonne utilisation de l'azote issu de ces traitements. Les CAU pour les traitements urine sont légèrement inférieurs autour de 85 %.

Dans le cas des traitements L_1 et L_2, les surplus d'exportation de N par rapport au témoin sont supérieurs aux doses de N minéral apportées avec le lisier. Cela indique donc une possible minéralisation de la fraction organique du lisier. En prenant en compte l'azote total, les CAU sont légèrement au-dessus de 30 %, ce qui est cohérent avec les valeurs retrouvées dans la littérature. Ces coefficients sont équivalents pour les 2 doses d'apport de lisier.

Pour le traitement C, on observe un très faible surplus de N exporté par le ray-grass par rapport au témoin, ce qui conduit à calculer un CAU de 0 pour le N total apporté par le compost. Le compost est une matière organique très stabilisée. Sa décomposition dans le sol est très lente, ce qui explique la disponibilité très faible du N du compost. Étant donnée cette faible disponibilité du N du compost, le CAU du traitement C+U a aussi été calculé par rapport à l'azote apporté par l'urine (72 % et 73 %). On détermine alors la conséquence sur la disponibilité du N de l'urine, de l'apport de l'urine sur un support compost. Les CAU calculés sont ainsi de 73 % et 72 % pour les 2 doses. La présence du compost diminue un peu la disponibilité de l'azote de l'urine. Ces CAU sont plus faibles en comparaison des traitements à l'urine seule (85 % et 86 %) et peuvent être dus à l'organisation d'une partie du N minéral.

Nous pouvons observer que pour les traitements Témoin, Compost, Aurin, Solution azotée 1, l'écart avec les reliquats est proche de 0. Les différents processus décrits représentent donc bien la dynamique de l'azote dans le pot.

Dans le cas des traitements U_1, U_2, L_1 et L_2, cet écart est négatif indiquant que plus d'azote minéral a été exporté en comparaison aux reliquats dans le sol. Cette différence représente respectivement 38 % et 28 % des exports d'azote minéral liés au lisier pour les doses 1 et 2 et 4 % pour les deux doses d'urine.

Pour les traitements C+U_1 et C+U_2, l'écart avec les reliquats est au contraire positif indiquant que moins d'azote a été exporté en comparaison avec les reliquats présents dans le sol. La différence avec les reliquats représente 11 % et 16 % des apports en azote minéral pour les doses 1 et 2.

Nous observons les mêmes phénomènes avec les traitements SA_2 et SA_3. Les écarts avec les reliquats représentent respectivement 10 % et 11 % des apports en azote minéral pour ces deux doses.

6. Analyses de sol après l'expérimentation

Les résultats obtenus pour les analyses de sol à la fin de l'expérimentation pour les pots avec plantes sont présentés dans le tableau XIII. Cinq traitements ont été analysés afin de mettre en évidence d'éventuelles carences dans le sol entre les traitements ayant bien répondu à l'azote et ceux avec une réponse moins bonne. Seulement un réplica d'analyse a été effectué, nous ne disposons donc pas d'écart type.

Nous pouvons relever le plus faible pH et la plus faible CEC pour le traitement Solution azotée dose 3 en comparaison des autres traitements. Les concentrations en magnésium et manganèse échangeables sont beaucoup plus élevées pour la dose 3 de solution azotée en comparaison des autres traitements. Les concentrations en fer, aluminium, sodium et phosphore Olsen sont plus élevées que pour les autres traitements.

La plus faible CEC mesurée correspond au traitement Témoin. Les valeurs obtenues pour le sodium, le fer et l'aluminium échangeable de ce traitement se situent en dessous de la limite de quantification pour la méthode utilisée et sont plus faibles que celles des autres traitements (en particulier pour le sodium où la différence est de plus d'un ordre de grandeur 10). La teneur en manganèse dans le sol est aussi beaucoup plus faible que celle des autres traitements.

Nous pouvons aussi relever que la plus grande CEC est pour le traitement Solution azotée dose 1 avec une valeur de 16,85 meq.100g⁻¹. Le pH pour ce traitement est aussi plus élevé en comparaison des autres traitements (excepté le traitement témoin).

Pour les autres traitements et éléments, les résultats obtenus se situent au même ordre de grandeur. Les résultats obtenus sont différents, mais du même ordre de grandeur par rapport aux analyses réalisées en 2015 sur le site de l'expérimentation QualiAgro où a été prélevé le sol (voir II. B. 2.), sauf pour le sodium et le fer échangeable où les concentrations sont environ 10 fois plus fortes pour les analyses post-expérimentation et le pH qui se situe de 0,2 à 1,38 unités en dessous de la valeur initiale.

Tableau XIV. Résultats des analyses de sol réalisés à la fin de l'expérimentation

Paramètres	Témoin	Urine dose 2	Aurin dose 2	Solution azotée dose 1	Solution azotée dose 3	QualiAgro 2015	Unités
pH KCl	6,34	6,01	6,07	6,30	5,16	/	/
Ph Eau	6,84	6,51	6,57	6,80	5,66	6,8	/
CEC cobaltihexamine	9,51	13,62	13,98	16,85	9,33	9,4	még/100g
P ₂ O ₅	41,059	38,084	44,12	37,835	48,365	47,6	mg/kgMS
K ₂ O échangeable cobaltihexamine	61,9	53,24	49,08	56,47	56,92	114,7	
CaO échangeable cobaltihexamine	2132,95	2225,04	2184,65	2068,37	2620,23	2567,1	
MgO échangeable cobaltihexamine	90,93	81,23	81,01	84,35	106,49	89,2	
Na ₂ O échangeable cobaltihexamine	< 8.990	96,53	96,15	91,58	102,04	11,9	
Fer échangeable cobaltihexamine	< 8.990	9,65	9,62	9,16	10,2	0,9	
Aluminium échangeable cobaltihexamine	< 1.800	1,93	1,92	1,83	2,04	2,0	
Manganèse échangeable cobaltihexamine	5,13	16,88	16,16	11,42	28,04	7,5	
Bore soluble (Eau bouillante)	0,33	0,36	0,35	0,32	0,36	/	
Soufre total	0,13	0,13	0,15	0,15	0,17	0,2	

B. Discussion

1. Effets sur le développement des plantes

Pour ce qui est de l'effet des différents traitements sur le développement des plantes, nous pouvons relever une bonne réponse à l'azote apporté en termes de rendement pour chacun des traitements en comparaison au témoin, excepté pour le traitement Compost. Ces résultats se traduisent aussi en termes d'exportation d'azote par les plantes.

Les rendements et exportations d'azote sont plus élevés dans les traitements à base d'urine ou aurin en comparaison des traitements témoin, compost, solution azotée et lisier. Comme attendu, les rendements et exportations obtenus pour le traitement Témoin sont beaucoup plus faibles en comparaison avec les autres traitements (excepté le traitement compost). Les exports de la plante étant de 30 mgN.pot^{-1} et le reliquat initial d'azote minéral de $10 \text{ mgNmin.pot}^{-1}$, nous considérons que la différence entre ces deux valeurs provient de la minéralisation du sol (voir II. B. 2.).

Excepté pour les rendements en biomasse fraîche (où ils sont supérieurs) les résultats obtenus pour le traitement Compost sont équivalents avec ceux du traitement témoin. En raison de la faible disponibilité de l'azote organique et du peu d'azote apporté sous forme minérale, nous obtenons des CAU et KeqN très faibles (0,34 % et 0,35 %) pour le compost. Ces résultats sont situés dans la fourchette basse des résultats documentés (pour une culture de printemps avec apport au printemps, les CAU et KeqN pour un compost de déchet verts sont de 10 % +/- 10 %, COMIFER, 2013). Les rendements et exportations d'azote sont équivalents au témoin malgré l'apport de $10 \text{ mgNmin.pot}^{-1}$ et peuvent être expliqués par une organisation de cette fraction minérale (voir II. B. 2.)

Nous pouvons relever l'efficacité des traitements L_1 et L_2 en termes de rendement, de teneur en azote et d'exportation d'azote par les plantes. En effet, pour le traitement L_2 ayant apporté $78 \text{ mgNmin.pot}^{-1}$, nous obtenons des rendements non différents statistiquement avec les traitements U_1, A_1 et C+U_1 ayant apporté entre 100 et $111 \text{ mgNmim.pot}^{-1}$. Ces résultats pourraient être expliqués par une minéralisation rapide d'une partie de la fraction organique du lisier. Cette minéralisation est équivalente à environ 25 mgN.pot^{-1} soit environ 28 % des exports d'azote minéral pour la dose 2 de lisier. Les CAU et KeqN obtenus pour les traitements lisier sont légèrement supérieurs à 30 % ce qui est inférieur aux valeurs relevées dans la littérature (KeqN de 65 % pour un apport de printemps et une culture de printemps, COMIFER, 2013). Cette valeur peut être expliquée par le temps court de l'expérimentation en comparaison avec un cycle complet de culture. Elle peut aussi être expliquée par la grande fraction organique de l'azote du lisier (non dilué par les eaux de traite) qui représente 77 % du N total. La fraction organique généralement admise pour les lisiers est de 50 % (Chambre d'agriculture Languedoc-Roussillon, 2011). Seulement 23 % (fraction organique) de l'azote est donc directement disponible pour les plantes diminuant ainsi les CAU et KeqN en raison de la nécessité de la minéralisation de la fraction organique.

Les CAU obtenus pour l'aurin sont compris entre 93 et 98 % indiquant une très bonne utilisation de l'azote apporté par ce traitement. Les coefficients d'équivalence (KeqN) indiquent une efficacité très proche de celle de l'engrais chimique. Les CAU et KeqN obtenus pour l'urine sont environ 10 % plus faibles (85-86 %). La fraction organique de l'urine qui n'est pas assimilable directement par les plantes et qui représente 17 % de l'azote total peut expliquer ces coefficients plus faibles. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Kirchmann et al. (1995) Simons (2008), Etter et al. (2015) et Johansson (2000.)

Les résultats obtenus pour les traitements Compost+Urine sont proches de ceux obtenus pour les deux traitements précédents. Cependant, nous pouvons observer que les exportations d'azote sont un peu plus faibles que les traitements Urine et Aurin pour une même dose. Les CAU calculés sur la fraction minérale sont inférieurs d'environ 20 % à ceux du traitement Urine. Ces résultats peuvent être expliqués par l'organisation d'une partie de l'azote minéral apporté (voir II. B. 2.).

Enfin, les résultats obtenus pour les différents traitements Solution Azotée sont très différents en fonction des doses apportées. Pour la dose 1 (72 mgNmin.pot⁻¹), les rendements et exportations restent cohérents avec la dose d'azote minéral apporté. Pour cette dose nous obtenons un CAU de 99 % indiquant une absorption quasi complète de l'azote apporté par le traitement. En revanche, les rendements et exportations sont très en dessous de ceux attendus pour les doses 2 et 3 (144 mgNmin et 288 mgNmin.pot⁻¹).

Ainsi les CAU calculés pour ces traitements sont respectivement de 81 % et 47 % pour les doses 2 et 3, ce qui est fortement inférieur à celui obtenu pour la dose 1. Sur les essais de ce type réalisés précédemment, les auteurs n'observent pas de toxicité liée à un apport trop élevé d'azote aux doses appliquées.

D'après la figure 34, la teneur en azote dans les plantes est significativement plus élevée (en raison de la production de biomasse réduite) pour ces deux traitements. La couleur jaune du feuillage (figure 30) n'est donc pas due à une carence en azote. Les CAU supérieurs obtenus pour les traitements urine et aurin pourraient être dus à l'apport d'autres éléments et en particulier de phosphore et de potassium (l'urine apporte 0,6 unité de phosphore et 3,5 unités de potassium pour 10 unités d'azote, l'aurin apporte 1,6 unité de phosphore et 7,6 unités de potassium pour 10 unités d'azote).

Afin de vérifier que les rendements plus faibles qu'attendus dans les doses 2 et 3 de solution azotée ne sont pas dus à des carences en autres éléments que l'azote, nous avons contrôlé la teneur en différents éléments du sol avec les analyses réalisées en 2015 (récapitulées dans le Tableau VIII, ces teneurs varient très peu à court terme). Le sol ne présentait pas de carence apparente pour ces éléments mais les teneurs de certains éléments étaient légèrement en dessous des seuils pour lesquels une fertilisation renforcée est nécessaire (50 mgP₂O₅.kgMS⁻¹ pour le phosphore et 120 mgK₂O.kgMS⁻¹ pour le potassium d'après Arvalis, 2016). Ces seuils sont indiqués pour des cultures en plein champ, or en raison de la plus faible profondeur de sol en pot et donc la masse de sol disponible pour les racines, nous nous attendons à des seuils plus hauts pour ce mode de culture). Les résultats obtenus sur l'essai au champ QualiAgro où a été prélevé le sol ne présentent pas non plus de carence connue en éléments autres que l'azote sur les parcelles fertilisées uniquement avec de l'engrais azoté avant 2014 et depuis avec de l'engrais organique (apporte aussi du P, K et Ca). Nous pouvons cependant relever l'acidité du sol particulièrement élevée pour la dose 3 de solution azotée (pH eau de 5,66). Cette acidité pourrait être liée à la nitrification de l'ammonium apporté par le traitement. La mauvaise croissance du ray-grass pourrait être due à cette acidité. En effet, à ces pH, la disponibilité des nutriments et en particulier de l'azote, du phosphore et du potassium diminue (Truog, 1948).

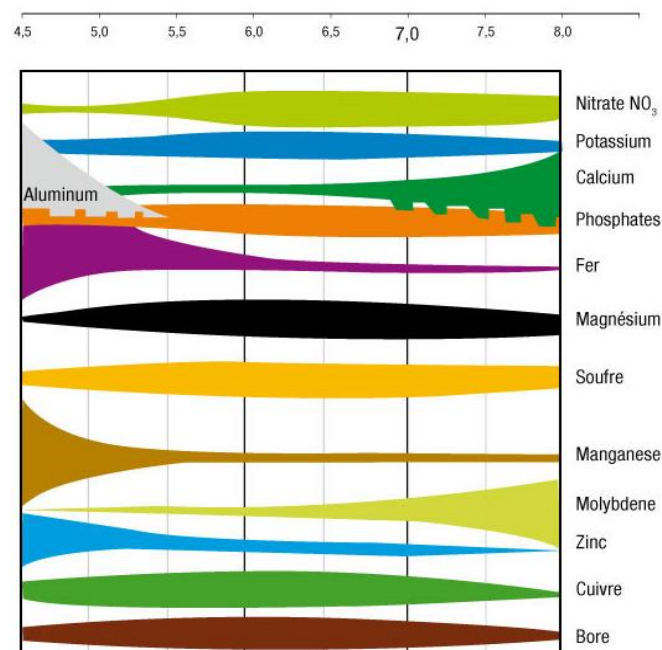


Figure 36. Diagramme d'assimilation des éléments minéraux en fonction du pH (Truog, 1948 et UNIFA)

Cependant, nous n'observons de carence sur aucun des éléments pour ce qui est des analyses réalisées après l'expérimentation pour la dose 3 de solution azotée.

Des effets de phytotoxicité peuvent aussi apparaître à ce pH, notamment en raison de la solubilisation de l'aluminium et du manganèse (Felix-Faure, 2013). Ces effets phytotoxiques apparaissent généralement avec un pH inférieur à 5,5- 5,8. Cependant, ces concentrations d'ions échangeables restent très en dessous des seuils de toxicité (50 mg.kgMS⁻¹ pour l'aluminium d'après Felix-Faure, 2013 et 50 mg.kgMS⁻¹ pour le manganèse pour un pH inférieur à 6,2 d'après Techniloire). Enfin, l'acidité du sol perturbe aussi la vie du sol en particulier la microbiologie et pourrait ainsi limiter la croissance des cultures.

Cette acidité pourrait être causée par la réaction de nitrification de l'ammonium apporté par la solution azotée en nitrate [$NH_4 + 2 O_2 \rightarrow NO_2 + 2 H^+ + H_2O$ puis $2 NO_2 + O_2 \rightarrow 2 NO_3$]. En effet, l'emploi d'engrais azoté ammoniacal est très souvent lié à une acidification des sols (Pernes-Debuyser et al. 2002). Cette acidification pourrait être renforcée par le fait que l'expérimentation se déroule en pot avec un petit volume de sol et sans phénomène de lixiviation. Cependant, nous n'avons pas relevé d'acidification sur la dose 1 de solution azotée (pH de 6,8). Il se pourrait donc qu'il existe un effet de seuil au-dessus duquel l'acidification devienne significative.

Quantitativement, il y a plus d'ammonium nitrifié pour le traitement Urine dose 2, avec une acidité du sol plus faible pour ce traitement. L'effet acidifiant de la nitrification pourrait être compensé par l'apport de carbonates et de matière organique dans les urines.

Les concentrations en carbone organique total sont de 3,4 g.kg⁻¹ (Larsen, 2013), 1 g.kg⁻¹ pour l'Aurin (Etter, 2015), la concentration en carbonates de l'urine est de 3,2 gC.kg⁻¹ (Udert et al, 2006). Cependant, les apports de Soufre, Phosphore et Chlore peuvent aussi acidifier le sol (Bouthier et al. 2017). Une quantité non négligeable de ces éléments est apportée avec les traitements Urine et Aurin (pour l'urine 1,3 gS.kg⁻¹ d'après Larsen et al. 2013, 3.8 gCl.kg⁻¹ et 0.54 gP.kg⁻¹ d'après Udert et al. 2006, pour l'Aurin, 8 gS.kg⁻¹, 31 gCl.kg⁻¹ et 5 gP.kg⁻¹ d'après Etter et al. 2015). Afin d'infirmer ou confirmer ces différentes hypothèses, des analyses complémentaires sont nécessaires, analyses qu'il n'a pas été possible de mener pendant ce stage.

2. Effets sur les teneurs en N minéral du sol

Les effets sur les plantes décrits précédemment sont directement liés aux effets observés dans le sol. Pour le traitement Témoin, nous pouvons observer sur l'expérimentation de suivi de l'azote minéral (pots sans plantes) que la concentration en azote minéral reste stable. La concentration en ammonium est proche de 0 mgN-NH₄.kg sol sec⁻¹ et la concentration en nitrate reste stable autour de 10 mgN-NO₃.kg sol sec⁻¹. Nous n'observons donc pas de minéralisation du N organique du sol à travers cette expérience. Néanmoins dans les pots avec plantes, nous calculons que 20 mgNmin.pot⁻¹ ont été minéralisés à partir du sol, ce que nous n'observons pas sur l'expérimentation sans plante. Nous pouvons émettre l'hypothèse d'un « effet plante » sur la minéralisation de la matière organique du sol (Shahzad et al. 2015). La présence de la plante et de ses racines aurait pu stimuler la vie du sol et par la même occasion, la minéralisation du sol. En absorbant l'azote minéral originellement présent dans le sol avant l'expérimentation, il se peut que la présence de la plante et l'absorption d'azote aient déplacé l'équilibre entre les fractions minérale et organique du sol et ainsi permis la minéralisation d'une partie de l'azote organique. Une seconde hypothèse est que la minéralisation dans les pots sans plantes ait été limitée par les conditions de l'expérimentation. En effet dans les pots sans plantes, les apports d'eau étaient au début calés sur les pots avec plantes, alors que la demande en eau pour maintenir le sol à la capacité au champ était plus faible. Ajouté à la croûte de battance formée en surface du sol, cela a pu entraîner des conditions d'anaérobiose dans ces pots qui ont bloqué la minéralisation (des pertes liées au phénomène de dénitrification pendant les périodes durant lesquelles le sol était engorgé et en conditions anoxiques et de volatilisation pourraient être possibles).

Pour le traitement Compost (pots sans plantes), nous pouvons observer sur la figure 32 une légère diminution de l'azote minéral dans le sol au cours du temps pour le traitement Compost (pots sans plantes). En raison du mode d'incorporation, nous pouvons estimer les pertes d'azote liées à la volatilisation de l'ammoniac comme proches de 0.

Nous considérons aussi les pertes d'ammonium et de nitrate par lixiviation comme très faibles, car lors de nos arrosages, nous n'atteignons pas la saturation en eau du sol et l'eau ajoutée ne percole pas dans la coupelle. Les seules fois où de l'eau a percolé dans la coupelle, cela était dû à des infiltrations préférentielles entre le bord de la motte de terre et le pot. Cette eau était par ailleurs recyclée en arrosage et/ou rapidement réabsorbée par le sol. Nous pouvons donc considérer cette diminution de la concentration en azote minéral dans le sol comme étant due à l'organisation de l'azote en raison de l'apport de compost riche en éléments carbonés (rapport C/N de 12) et à une possible réaction de dénitrification ou de volatilisation.

Pour les pots avec plantes, nous pouvons observer que les reliquats en azote minéral sont très faibles, l'azote minéral apporté ou minéralisé à partir du traitement compost a donc été absorbé par les plantes. Dans le cas des traitements Lisiers, nous pouvons observer au niveau du suivi de l'azote que l'ammonium apporté par le lisier est rapidement nitrifié. Cette nitrification peut être considérée comme complète au bout d'une vingtaine de jours.

Cependant, sur la somme de ces deux éléments, nous observons seulement une très légère augmentation de la concentration en azote minéral. Au contraire dans le cas de l'expérimentation avec plantes, nous pouvons observer que les exportations d'azote sont supérieures à l'apport d'azote minéral par le PRO auquel sont soustraites les exportations d'azote du témoin (considérées comme étant la fraction des exports d'azote provenant du sol et non du PRO). Tous ces indicateurs montrent des exportations plus grandes que l'apport d'azote minéral. Nous pouvons donc considérer que cette exportation supplémentaire provient de la minéralisation de la fraction organique du lisier. Nous pouvons donc aussi émettre l'hypothèse d'un effet plante sur la minéralisation du lisier. Cette minéralisation est comprise entre 11 % et 16 % de la fraction organique du lisier ce qui est cohérent avec les valeurs relevées dans la littérature (COMIFER, 2013). Il est aussi possible que l'apport de lisier ait stimulé la minéralisation du sol (Priming Effect, Fontaine et al. 2004). Enfin, les conditions proches de l'anaérobiose évoquées pour le témoin peuvent également expliquer la faiblesse de la minéralisation du lisier dans les pots sans plantes.

Pour le traitement Urine, nous pouvons observer lors du suivi de l'azote minéral du sol, la nitrification de l'ammonium en nitrate. Cette nitrification est moins rapide que pour les traitements Lisiers et Compost+Urine (seulement 68 % du NH_4 à 14 jours contre 100 % pour les autres traitements). Nous pouvons relever que la concentration en nitrate est supérieure de $45 \text{ mgN.kgsoil}^{-1}$ à la quantité d'ammonium nitrifié. Cet azote minéral supplémentaire pourrait provenir de la fraction organique des urines (17 % de l'azote total selon nos résultats, voir II.B. 3.) ou d'un effet positif des PRO sur la minéralisation du sol. À 56 jours, tout l'ammonium a été nitrifié et la quantité supplémentaire en azote n'est plus que de $23 \text{ mgN.kgsoil}^{-1}$ indiquant une possible réorganisation de cet azote. Les reliquats finaux en azote minéral dans le sol pour ce traitement sont faibles tout comme ceux obtenus pour le traitement Aurin indiquant une bonne absorption de l'azote par les plantes.

La nitrification de l'ammonium apporté par le traitement Compost+Urine se fait rapidement (avant 14 jours). Au niveau des nitrates, nous pouvons observer une baisse de la concentration pour le suivi de l'azote minéral dans les pots sans plantes. Nous observons aussi cette baisse sur le bilan total de l'azote minéral. Cette diminution de la concentration en nitrate dans le sol pourrait être due à l'organisation d'une partie de la fraction minérale par la biomasse du sol. Pour les mêmes raisons que pour le traitement compost seul, cette organisation a pu être stimulée par l'apport de compost. Les faibles reliquats en azote minéral indiquent une bonne absorption par les plantes de l'azote minéral disponible.

Les CAU, KeqN et exportations d'azote plus faibles que pour les traitements Urine et Aurin ainsi que l'écart au reliquat positif indiquent aussi qu'une partie de l'azote a été organisée et non exportée par la plante. D'après les écarts aux reliquats, cette organisation est estimée à 15 % et 18 % des apports d'azote minéral pour les doses 1 et 2. Pour ce traitement, nous avons considéré les apports d'azote minéral comme étant la somme de l'azote minéral apporté par les urines et le compost. En effet, les analyses réalisées en laboratoire extérieur montrent qu'environ 52 % de l'azote minéral s'est organisé dans le mélange.

Or, ces analyses ont été réalisées 1 semaine à 10 jours après, alors que le mélange pour l'expérimentation a été réalisé juste avant l'incorporation du PRO dans le sol. Nous avons donc considéré qu'il n'y avait pas d'organisation au moment de l'apport.

Pour les traitements solution azotée, nous pouvons observer des reliquats faibles en azote minéral pour la dose 1, mais élevés pour les doses 2 et 3 indiquant une mauvaise absorption de l'azote par la plante pour ces deux dernières doses. Les reliquats en ammonium sont beaucoup plus faibles que les reliquats en nitrate (94 % et 92 % de l'ammonium ont été transformés pour les doses 2 et 3) indiquant une bonne nitrification (et/ou organisation) de l'ammonium.

Sur la somme de l'ammonium et des nitrates, environ 10 % pour la dose 2 et 42 % pour la dose 3 sont restés sous forme minérale dans le sol.

Les faibles CAU, KeqN et exportations confirment la mauvaise absorption de l'azote par les plantes pour ces traitements. L'écart aux reliquats est positif indiquant des reliquats plus faibles qu'attendus en réalisant le bilan de flux d'azote.

Ces reliquats plus faibles pourraient être dus à une organisation de l'azote minéral non absorbé par les plantes et donc disponible pour la biomasse du sol (voire une dénitrification ou volatilisation). Cette organisation représenterait respectivement 10 % et 11 % de l'apport d'azote minéral par les doses 2 et 3.

3. Intérêt des PRO à base d'urine en agriculture

En extrapolant les résultats obtenus aux conditions agricoles, les PRO à base d'urine (sous forme brute ou concentrée) présentent un fort intérêt. L'urine brute et l'Aurin avec des coefficients d'équivalence engrais supérieurs à 85 % pourraient être gérés par les agriculteurs comme des engrais minéraux. Cela présente l'avantage de pouvoir piloter la fertilisation des cultures plus aisément qu'avec des engrais organiques à minéralisation lente et aléatoire selon les conditions pédoclimatiques.

La différence principale entre l'urine, l'Aurin et un engrais minéral serait la plus faible concentration des deux premiers, ce qui implique l'usage de matériel d'épandage spécifique, type tonne à lisier équipée de pendillards. L'usage de ce genre de matériel peut s'avérer délicat en sortie d'hiver au moment où les grandes cultures sont fertilisées du fait de la masse qu'il représente. L'Aurin aurait pour cela un avantage, étant 10 fois plus concentré que l'urine brute, les volumes à épandre seraient donc plus faibles (mais resteraient plus élevés que pour une solution azotée). Il est aussi possible d'utiliser une tonne déposée en bout de champ et reliée à un épandeur circulant dans le champ afin de limiter le tassement du sol.

Une autre différence à prendre en compte dans l'utilisation des PRO à base d'urine serait l'apport d'un ensemble de nutriments et non pas seulement d'azote. La fertilisation devrait donc être raisonnée sur l'ensemble des éléments apportés (azote, phosphore, potasse notamment) et non pas uniquement sur l'azote.

Concernant le mélange compost + urine, il semble également prometteur. Il présente l'intérêt amendement du compost, tout en conservant une bonne efficacité fertilisante, mais plus faible que l'urine brute ou traitée en raison des phénomènes d'organisation stimulés par le compost.

4. Perspectives et limites

Afin de confirmer ces intérêts pour l'agriculture francilienne, des essais au champ en conditions réelles restent cependant nécessaires, dans les conditions pédoclimatiques de l'Île-de-France et pour des systèmes de cultures courants (rotation à base de colza, blé, maïs...). D'autres aspects que la valeur fertilisante seront également à considérer, comme les apports de micropolluants, la salinité de l'urine, etc.

Nous avons obtenu de très bons CAU pour les différents PRO testés ainsi que la dose 1 de solution azotée (ce qui nous permet de comparer l'efficacité des PRO à la dose 1 de solution azotée). Cependant, les doses 2 et 3 de solution azotée n'ont pas répondu à la dose d'azote apportée. Après analyses des sols en fin d'expérimentation, il semblerait que ces résultats n'étaient pas dus à une ou des carences. Ces résultats pourraient potentiellement être dus à l'acidité du sol pour ces traitements, acidité qui aurait pu être causée par la réaction de nitrification. Ces hypothèses sont à confirmer par des analyses complémentaires.

Il aurait été intéressant de poursuivre les manipulations de minéralisation sur un temps plus long. En effet, sur 56 jours, nous n'avons observé que la nitrification de l'ammonium en nitrate. Très peu de matière organique originaire du PRO a été minéralisée pendant ce laps de temps. Nous n'avons donc pas pu observer la dynamique de minéralisation des différents produits épandus.

Il est aussi possible d'améliorer le protocole de l'expérimentation en particulier au niveau de l'irrigation. L'irrigation manuelle que nous avons effectuée a permis d'apporter la quantité d'eau nécessaire pour atteindre l'humidité souhaitée. Cependant, l'apport d'une grande quantité d'eau a entraîné la formation d'une croûte de battance et pu créer des zones d'anaérobie au sein des pots. Au contraire, lorsque les plantes commençaient à être très développées, entraînant une forte évapotranspiration, les apports espacés d'eau pouvaient entraîner une période de sécheresse pour les plantes. Il pourrait être intéressant d'envisager une irrigation automatique par goutte-à-goutte.

Conclusion

À travers les expérimentations menées dans le cadre de cette étude, nous avons caractérisé les effets sur le ray-grass et la dynamique de l'azote dans le sol de l'utilisation des urines en agriculture, en conditions contrôlées en serre.

Ainsi dans les conditions particulières de ces essais, nous avons pu démontrer l'intérêt agronomique des PRO à base d'urine, que ce soit en termes de rendement ou de teneur en azote. Les coefficients d'équivalence engrais de ces PRO à base d'urine en comparaison avec l'engrais chimique sont compris entre 85 % pour l'urine brute et près de 100 % pour l'urine traitée (Aurin).

Nous avons aussi démontré pour ces PRO à base d'urine un comportement similaire à celui d'un engrais chimique minéral, ainsi qu'une efficacité supérieure en comparaison avec un engrais organique (qui par sa forte fraction organique, ne permet pas une disponibilité immédiate de l'azote pour les plantes) largement utilisé en agriculture : le lisier de bovins.

Les résultats obtenus dans le cadre de cette expérimentation viennent renforcer ceux déjà obtenus dans la littérature scientifique et sont prometteurs dans l'optique du développement de filières de valorisation de produits issus de techniques alternatives d'assainissement.

Cependant, la mise en place de ces filières soulève d'autres questions du point de vue agronomique. Des mesures de volatilisation des différents PRO testés au cours de ces essais sont prévues sur la suite de ce projet afin de pouvoir quantifier ces flux dans des conditions proches de celles obtenues aux champs. Des essais de modélisation sont aussi prévus afin de pouvoir extrapoler les résultats obtenus en conditions contrôlées à des systèmes de culture réels. À partir de ces résultats, nous souhaitons aussi réaliser des bilans biogéochimiques de flux de nutriments afin de déterminer le potentiel de ces filières à différentes échelles, ainsi que l'intérêt économique de la pratique.

Afin de consolider les résultats et données présents dans la littérature scientifique, il est nécessaire de réaliser des essais en conditions réelles au champ de ces produits.

La mise en place de ces filières de valorisation de produits issus de techniques alternatives soulève aussi des questions sur d'autres problématiques. C'est le cas de la question des contaminants présents dans ces produits et en particulier des micropolluants émergents tels que les résidus médicamenteux.

De par le caractère innovant de ces filières, il est aussi indispensable de s'intéresser à la question de l'appropriation des pratiques par les différents acteurs des futures filières (agriculteurs, collectivités, usagers, citoyen...).

Enfin pour participer au développement de ces filières, il est nécessaire de disposer d'indicateurs comme un bilan carbone ou encore un bilan économique afin de les comparer à des filières classiques d'assainissement.

Cette démarche pluridisciplinaire sera utilisée pour approfondir tous les points précédemment cités dans une thèse.

Références

- Agence de l'eau Seine-Normandie, Billen, G. et al., Programme interdisciplinaire de recherche sur l'environnement de la Seine (2011). La cascade de l'azote dans le bassin de la Seine : comprendre les processus pour inverser les tendances.
- Allain, Rouez, and Martel (2014). Contribution de Suez environnement à la tache 5 : Valorisation agronomique du digestat programme ANR DIVA.
- Avarlis (2016), les bases du raisonnement de la fertilisation phosphatée et potassique [en ligne]. (Page consulté le 07/06/2017) <https://www.arvalis-infos.fr/view-240-arvarticle.html>
- Barles, S. 2005. L'invention des déchets urbains : France 1790-1970. Seyssel (Ain) : Champ Vallon.
- Billen, G., Garnier, J., Thieu, V. et al. (2012). Localising the nitrogen imprint of the Paris food supply: the potential of organic farming and changes in human diet. *Biogeosciences* 9, 607–616.
- Bisinella de Faria, A.B., M. Spérandio, A. Ahmadi, et L. Tiruta-Barna. « Evaluation of New Alternatives in Wastewater Treatment Plants Based on Dynamic Modelling and Life Cycle Assessment (DM-LCA) ». *Water Research* 84 (novembre 2015) : 99 111. doi:10.1016/j.watres.2015.06.048.
- Bollon, J., Filali, A., Fayolle, Y., Guerin, S., Rocher, V., Gillot, S., (2016). N₂O emissions from full-scale nitrifying biofilters. *Water Res.* 102, 41–51.
- Bonvin, C., Etter, B., Udert, K.M. et al. (2015). Plant uptake of phosphorus and nitrogen recycled from synthetic source-separated urine. *Ambio* 44, S217–S227.
- Bouthier A., Cambier P., Félix-Faure B., and Houot S. (2017). Effets des produits résiduaux organiques sur le statut acido-basique du sol. 13èmes Rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse.
- Cébron A., Garnier J., Martinez A. et al. (2003). Émission de N₂O en station d'épuration et dans le milieu naturel (UMR Sisyphe / SIAAP).
- Chambre d'agriculture Languedoc-Roussillon (2011). Guide des produits organiques utilisables en Languedoc-Roussillon.
- Chambre Agriculture région Alsace (2015). Les matières organique, le gisement de Produits Résiduaux Organiques dans le Bas-Rhin
- Chaminade, R. (1959). Influence de la matière organique humifiée sur l'efficacité de l'azote. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 84, 22–25.
- Chen, X., Boeckx, P., Shen, S., and Van Cleemput, O. (1999). Emission of N₂O from rye grass (*Lolium perenne* L.). *Biology and Fertility of Soils* 28, 393–396.
- COMIFER (2013). Calcul de la fertilisation azotée. Guide méthodologique pour l'établissement des prescriptions locales (Édition 2013)
- Conseil des communautés européennes (1991). Directive du Conseil relative au traitement des eaux urbaines résiduaux.

- Cordell, D., Drangert, J.-O., and White, S. (2009). The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Glob. Environ. Change* 19, 292–305.
- Deschesne, (2016). Mise en place d'un réacteur de précipitation de struvite à partir d'urine humaine.
- Directive 2000/60/CE du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, 32000L0060, adoptée le 23 octobre 2000, JO du 22 décembre 2000, p. 1-73
- Esculier, F., Le Noë, J., Barles, S et al. (soumis). The biogeochemical imprint of human metabolism in Paris Megacity: a regionalized analysis of a water-agro-food system. *Journal of Hydrology*
- Etter, B., Udert, K.M., and Gounden, T. (2015). VUNA Final Report - Valorisation of Urine Nutrients
- Félix-Faure, B., Carrière, M., and Kalt, S (2013) Les indicateurs de l'acidité. 11èmes rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse COMIFER-GEMAS
- Fontaine, S., Bardoux, G., Abbadie, L., & Mariotti, A. (2004). Carbon input to soil may decrease soil carbon content. *Ecology letters*, 7(4), 314-320.
- GNIS (2015). Les petits guides prairies : le Ray-Grass Anglais
- Jeng, A.S., Haraldsen, T.K., Grønlund, A., and Pedersen, P.A. (2007). Meat and bone meal as nitrogen and phosphorus fertilizer to cereals and rye grass. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 76, 183–191.
- Johansson, M., Jönsson, H., Höglund, C. et al. (2000). Urine Separation - Closing the Nutrient. (*Verna Ecology*)
- Juste, C., and Soldà, P. (1988). Influence de l'addition de différentes matières fertilisantes sur la biodisponibilité du cadmium, du manganèse, du nickel et du zinc contenus dans un sol sableux amendé par des boues de station d'épuration. *Agronomie* 8, 897–904.
- Jönsson, H. (2002). Urine separating sewage systems - environmental effects and resource usage. *Water Sci. Technol.* 46, 333–340.
- Jönsson H. (2001). Source separation of human urine—separation efficiency and effects on water emissions, crop yield, energy usage and reliability. In *First International Conference on Ecological Sanitation*.
- Heinonen-Tanski, H., and van Wijk-Sijbesma, C. (2005). Human excreta for plant production. *Bioresour. Technol.* 96, 403–411.
- IRSTEA. Eaux usées : limiter l'effet de serre [en ligne]. (Page consulté le 13/05/2017)
<http://www.actions-territoires.irstea.fr/energie-durable/eaux-usees-effet-de-serre>
- Kampschreur, Marlies J., Hardy Temmink, Robbert Kleerebezem, Mike S.M. Jetten, et Mark C.M. van Loosdrecht. (2009) « Nitrous Oxide Emission during Wastewater Treatment ». *Water Research* 43, no 17
- Karak, T., and Bhattacharyya, P. (2011). Human urine as a source of alternative natural fertilizer in agriculture: A flight of fancy or an achievable reality. *Resour. Conserv. Recycl.* 55, 400–408.

Kirchmann, H., and Pettersson, S. (1995). Human urine-chemical composition and fertilizer use efficiency. *Fertil. Res.* 40, 149–154.

Lecuyer, B., Chatellier, V., & Daniel, K. (2013). Les engrais minéraux dans les exploitations agricoles françaises et européennes. *Economie rurale*, (1), 147-157.

Lemaire, F., and Papin, J.-L. (1985). Comparaison des besoins en éléments minéraux de différentes espèces de graminées à gazon. *Agronomie* 5, 39–46.

Lienert, J., Bürki, T., and Escher, B.I. (2007). Reducing micropollutants with source control: substance flow analysis of 212 pharmaceuticals in faeces and urine. *Water Sci. Technol. J. Int. Assoc. Water Pollut. Res.* 56, 87–96.

Larsen, T.A., and Lienert, J. (2007). Novaquatis final report. NoMix – A new approach to urban water management. (8600 Duebendorf, Switzerland: Eawag).

Larsen, T.A., Udert, K.M., and Lienert, J. (2013). Source separation and decentralization for wastewater management (IWA Publ).

Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire (2009). Éléments de contexte et réglementation française relatifs à la valorisation des boues issues du traitement des eaux usées.

Morisot, A., and Tournier, J.-P. (1986). Répercussions agronomiques de l'épandage d'effluents et déchets de moulins à huile d'olive. *Agronomie* 6, 235–243.

Morisot, A., Agius, I., Ballino, N., and Tournier, J.-P. (1986). Utilisation agricole de quelques déchets de distilleries de vins rouges. *Agronomie* 6, 203–212.

Noe-Hays A., and Nace K. (2014). SARE Final Report 2013 (Rich Earth Institute).

Noe-Hays A., and Nace K. (2014). SARE Annual Report 2014 (Rich Earth Institute).

Mougin, N & Fontaine, S. (2015). Contribution of exudates, arbuscular mycorrhizal fungi and litter depositions to the rhizosphere priming effect induced by grassland species. *Soil Biology and Biochemistry*, 80, 146-155.

OMS (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater.

Otterpohl, R. (2003). New technological development in ecological sanitation. *Proc. 2nd Int. Symp. Ecol. Sanit.* 455.

Pernes-Debuyser, A., and Tessier, D. (2002). Influence du pH sur les propriétés des sols : l'essai de longue durée des 42 parcelles à Versailles. *Revue des sciences de l'eau* 15, 27.

Pom, J.T. (2007). Disponibilité de l'azote de composts de boue d'épuration urbaine, influence du co-substrat de compostage (EGC (INRA)).

Pommel, B., and Lasserre, M. (1982). Aptitude de plusieurs déchets urbains à fournir du phosphore aux cultures. *Agronomie* 2, 851–857.

Pradhan, S.K., Holopainen, J.K., and Heinonen-Tanski, H. (2009). Stored Human Urine Supplemented with Wood Ash as Fertilizer in Tomato (*Solanum lycopersicum*) Cultivation and Its Impacts on Fruit Yield and Quality. *J. Agric. Food Chem.* 57, 7612–7617.

Richert A., Robert G., Håkan. Et al. (2011). *Conseils Pratiques pour une Utilisation de l'Urine en Production Agricole* (Stockholm Environment Institute).

Rodhe, L., Richert Stintzing, A., and Steineck, S. (2004). Ammonia emissions after application of human urine to a clay soil for barley growth. *Nutr. Cycl. Agroecosystems* 68, 191–198.

Römer, W., Egle, K., Kang, D.-K., Keller, H., and Gerke, J. (2001). L'absorption de Cd par différentes variétés de lupins (*Lupinus albus* et *Lupinus angustifolius*) comparée à celle du ray-grass (*Lolium multiflorum*) en fonction de la fertilisation phosphatée. *Agronomie* 22, 431–442.

de la Rosa, J.M., Paneque, M., Miller, A.Z., and Knicker, H. (2014). Relating physical and chemical properties of four different biochars and their application rate to biomass production of *Lolium perenne* on a Calcic Cambisol during a pot experiment of 79days. *Science of The Total Environment* 499, 175–184.

Shahzad, T., Chenu, C., Genet, P., Barot, S., Perveen, N., Mougin, C., & Fontaine, S. (2015). Contribution of exudates, arbuscular mycorrhizal fungi and litter depositions to the rhizosphere priming effect induced by grassland species. *Soil Biology and Biochemistry*, 80, 146-155.
<https://www.arvalis-infos.fr/view-240-arvarticle.html>

Sangare, D., Dakoure, M.S., Hijikata, N. et al. (2015). Toilet compost and human urine used in agriculture: fertilizer value assessment and effect on cultivated soil properties. *Environ. Technol.* 36, 1291–1298.

Sene, M. (2013). *Application of human urine as liquid fertilizer in agriculture*. Hokkaido, Hokkaido University.

Simons, J. (2008). *Eignung nährstoffreicher Substrate aus zentraler und dezentraler Abwasserbehandlung als Düngemittel*. Inaugural-Dissertation Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn, Germany.

Smail A. (2016). *Mise en place d'une chaîne complète instrumentée de traitement et de valorisation de l'urine dans le bâtiment Coriolis de l'École Nationale des Ponts et Chaussées (Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains à l'École Nationale des Ponts et Chaussées : École Nationale des Ponts et Chaussées)*.

Soumaré, M., Tack, F.M.G., and Verloo, M.G. (2003). Ryegrass Response to Mineral Fertilization and Organic Amendment with Municipal Solid Waste Compost in Two Tropical Agricultural Soils of Mali. *Journal of Plant Nutrition* 26, 1169–1188.

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J. et al. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347.

Talpin, J. (2010). *Economies d'énergie : sur l'exploitation agricole* (France Agricole Editions).

Techniloire. *Fiche carence et toxicité en éléments minéraux* [en ligne]. (Page consulté le 02/11/2017) https://techniloire.com/sites/default/files/fiche_carences_et_toxicite%3%A9.compressed.pdf

Triger, A. (2012). Procédé hybride cristallisation et séparation membranaire pour le traitement d'un fluide complexe (urine). Toulouse, INSA.

Truog, E. (1948). Lime in relation to availability of plant nutrients. *Soil Science* 65, 1.

UNIFA - Parlons fertilisation [en ligne]. (Page consulté le 02/11/2017) <http://www.fertilisation-edu.fr/14-cultures-fiches-pratiques.html>

Winker, M., Vinneras, B., Muskolus, A. et al. (2009). Fertiliser products from new sanitation systems: Their potential values and risks. *Bioresour. Technol.* 100, 4090–4096.

Annexes

Annexe 1. Protocole d'expérimentation	54
Annexe 2. Synthèse bibliographique sur les essais en pots	58

Annexe 1. Protocole Expérimentation Serre Urine Ray Grass

A. Général :

- Début expérimentation : 23 Mars 2017
- Fin expérimentation : 19 Mai 2017
- Conditions climatiques initiales de la serre : 24 °C jour / 17 °C nuit – 14 h lumière / jour (à ajuster en fonction de l'état des cultures)
- Analyses prévues : Matière fraîche, Matière sèche, Exportation d'azote, pH, éléments nutritifs du sol, développement racinaire.

B. Matériel :

- Sol (Parcelle témoin n° 102 de l'expérimentation QualiAgro)
- PRO (Bidon d'urine, Bidon de lisier, Flacon d'Aurin, Seau de compost, 12 Seaux de mélange compost + urine)
- Grande bâche pour homogénéisation du sol
- Cuillères en métal
- Grosses cuillères en plastique
- Essuie-tout
- Bidon de 10 L eau osmosée
- 2 Balances
- 3 micropipettes (10/1/0,5 mL)
- Dispensette pour eau osmosée + bidon
- Pipette / bécher / pissette d'eau
- Boite de gants
- Blouses
- Lunettes
- Masque
- Manchettes
- Spatule en bois pour mélange
- Sac Poubelle
- Seaux en plastique pour mélange
- 76 Étiquettes pour pots
- Pots : Forme carrée légèrement évasée à la base. Dimensions au sommet 13x13x10 cm)
- Ciseaux

C. Manipulations préexpérimentation :

- Préparation de 52 sachets de 1 g de graines
- Préparation des 76 étiquettes
- Préparation de 12 seaux de mélange compost + urine

Mélange Compost/urine	Dose 1	Dose 2
Urine (g)	18,33	36,65
Compost (g)	21,99	43,98
Total (g)	40,32	80,63

- Transport du sol, pots, plateaux, coupelles aux serres et autre matériel aux serres
- Homogénéisation du sol sur une bâche avec pelle

D. Pots avec Plantes

1. Objectif :

Comparer l'efficacité des différents PRO avec celle d'un engrais chimique considéré comme référence.

2. Traitements :

- 5 PRO : Urine, Aurin, Lisiers, Compost DV, Compost + Urine
- 2 Doses pour chaque PRO (environ 108 et 216 mgNmin/pots, équivalent de 75 et 150 kgNmin/ha en surface)
- 1 Dose de Compost DV de 22,5 g/pot (équivalent de 22,5 Tonnes/ha en surface)
- 3 Doses de solution azotée : 72 – 144 – 288 mgNmin/pots (équivalent de 50,100 et 200 kgNmin/ha en surface)
- 1 Traitement témoin
- 4 Répétitions par traitement
- 3 Coupes à t21, t40 et t56
- 52 pots au total

3. Expérimentation :

a) Urine, Aurin, Solution azotée :

- Étiqueter le pot
- Remplir les pots de 325 g de terre
- Épandre le PRO ou la solution azotée avec une. Ajuster l'humidité jusqu'à la capacité au champ avec pissette et balance.
- Recommencer l'opération pour 3 couches.
- Remplir 162,5 g de terre pour la dernière couche de sol.
- Tasser légèrement le sol
- Semer 1 g de graines
- Recouvrir des derniers 162,5 g de sol
- Épandre le PRO ou la solution azotée avec une micropipette (avec une cuillère pour les PRO solides). Ajuster l'humidité jusqu'à la capacité au champ avec pissette et balance.
- Tasser légèrement le sol
- Placer sur le plateau selon le plan de répartition

Traitement	Volume de PRO par couche (en mL)	Volume eau à compléter par couche (en mL)
Urine dose 1	4,58	7,96
Urine dose 2	9,16	3,38
Aurin dose 1	0,42	12,12
Aurin dose 2	0,84	11,70
Solution azotée dose 1	0,11	12,43
Solution azotée dose 2	0,22	12,32
Solution azotée dose 3	0,43	12,11

b) Lisier, Compost DV et Compost + Urine :

- Étiqueter le pot
- Dans un seau, faire des lasagnes avec la dose de PRO et 1,3 kg de sol
- Mélanger pour homogénéiser
- Remplir avec une cuillère les pots avec un quart du mélange
- Ajuster l'humidité jusqu'à la capacité au champ avec pissette et balance.

- Recommencer l'opération pour 3 couches.
- Remplir avec une cuillère les pots avec un huitième du mélange
- Tasser légèrement le sol
- Semer 1 g de graines
- Remplir avec une cuillère les pots avec le reste du mélange
- Ajuster l'humidité jusqu'à la capacité au champ avec pissette et balance.
- Tasser légèrement le sol
- Placer sur le plateau selon le plan de répartition

Traitement	Masse de PRO par pot (en g)	Volume eau à compléter par couche (en mL)
Lisier dose 1	28,47	6,27
Lisier dose 2	56,94	0,00
Compost DV dose 2	43,98	12,54
Compost + urine dose 1	40,32	7,96
Compost + urine dose 2	80,63	3,38

4. Prélèvement :

- Coupe à 1 cm du sol
- Pesée fraîche
- Mise à l'étuve à 40 °C pendant 4 jours
- Pesée sèche
- Stockage à 4 °C en attendant l'analyse
- Au moment de l'analyse, prélever trois échantillons de sol

E. Pots sans plantes

1. Objectif :

Suivre la concentration en azote minéral dans le sol afin d'étudier les phénomènes de minéralisation ou d'organisation de l'azote originellement présent dans le sol ou apporté par les PRO.

2. Traitements :

- 4 Traitements : Urine, Compost DV, Compost + Urine, Témoin
- 3 Dates par minéralisation (t0, t14 et t56)
- 3 Réplicas par traitement
- 24 Pots au total

3. Expérimentation :

a) Urine :

- Étiqueter le pot
- Remplir les pots de 325 g de terre
- Épandre le PRO ou la solution azotée avec une micropipette. Ajuster l'humidité à la même valeur avec pissette et balance.
- Recommencer l'opération pour 4 couches.
- Tasser légèrement le sol
- Placer sur le plateau selon le plan de répartition

Traitement	Volume de PRO par couche (en mL)	Volume eau à compléter par couche (en mL)
Urine dose 1	4,58	7,96
Urine dose 2	9,16	3,38

b) Lisier, Compost DV et Compost + Urine :

- Étiqueter le pot
- Dans un seau, faire des lasagnes avec la dose de PRO et 1,3 kg de sol
- Mélanger pour homogénéiser
- Remplir avec une cuillère les pots avec un quart du mélange
- Ajuster l'humidité jusqu'à la capacité au champ avec pissette et balance.
- Recommencer l'opération pour 3 couches.
- Tasser légèrement le sol
- Placer sur le plateau selon le plan de répartition

Traitement	Masse de PRO par pot (en g)	Volume eau à compléter par couche (en mL)
Lisier dose 1	28,47	6,27
Lisier dose 2	56,94	0,00
Compost DV dose 2	43,98	12,54
Compost + urine dose 1	40,32	7,96
Compost + urine dose 2	80,63	3,38

4. Prélèvement :

- Prélèvement de la masse de sol d'un pot et homogénéisation
- Mettre le sol dans un sachet
- Congeler le sol en attendant l'analyse
- Au moment de l'analyse, prélever trois échantillons de sol

F. Suivi de l'expérimentation

- 3 Arrosages par semaine (Lundi – Mercredi – Vendredi) (à ajuster en fonction des observations)
- Arrosage à 90 % de la capacité aux champs (cal)
- Pesée d'un pot sans plante et avec plante avant arrosage (essayer de suivre le poids de la plante)
- Si eau dans la coupelle juste après l'arrosage, recyclage de l'eau de la coupelle pour éviter les pertes azote
- Rotation des plateaux par groupe chaque arrosage en fonction du plan.
- Apporter un bidon d'eau osmosée « neuf » chaque lundi pour éviter le développement de biofilms.

Annexe 2. Synthèse bibliographique sur les essais en pots

Référence	Cheminade 1959	Pom, 2007	Allain, 2014	Morisot 1986a
Objectif de l'essai	Influence de la matière organique humifiée sur l'efficacité de l'azote	CAU et efficacité de l'azote pour différents digestats	Test de biodisponibilité pour l'azote issue de digestats	Utilisation agricole de quelques déchets de distilleries de vins rouges
Culture et variété	Ray-grass Anglais (var. Trianon)	Ray-grass Anglais (Lolium perenne)	Ray-grass d'Italie (Lolium multiflorum)	Ray-grass italien (var. tétrope)
Densité de semis	0,7 g/kg_sol	0,67 g/kg_sol	4 g/kg_sol	0,25-0,5 mg/kg_sol
Volume des pots	1,3L	1L	0,75L	/
Substrat	Quartz broyé + solution nutritive	450 g sol + sable	500 g sol	800 g – 1 kg sol
Nombre de répétitions	/	5	5	6
Nombre de traitements	/	18	24	/
Type d'engrais minéral	/	Ammonitrate 33,5	Ammonitrate 33,5	/
Dose d'engrais minéral (mg N)	/	111 à 1556 mgN/kgsol	80 à 160 mgN/kgsol	/
PRO testés	/	Compost, Boues	Digestats	Déchets de distilleries de vins rouges
Dose PRO (mgN)	/	111mgN à 1556 mgN/kgsol	33,2-66,6-99,8 mgN/kgsol	36-2000 mgN/kgsol
Nombre applications	/	1 fois, avant semis	1 fois, avant semis	/
Dose compost	/	48,9 g/kgsol	/	/
Autres apports	/	/	/	/
Irrigation	Quotidienne à la CC	Par capillarité	Goutte à goutte	/
Régulation température	20 °C	15-31 °C	/	/
Humidité de l'air	/	26-92 %	/	/
Éclairage	/	/	Oui	/
Nombre de coupes et durée	8	2	3	3 (90 jours)
Écart entre coupes	3 semaines	1 mois	1 mois	1 mois
Réussite de l'essai	Baisse des rendements et de l'utilisation de l'azote si la dose apportée est trop forte	OK, sauf phytotoxicité pour dose >500mgN	Problème de températures « extrêmes », dose N trop faible pour PRO, déstructuration du sol quand mélange	Phytotoxicité au-dessus 284mgN/pots / Immobilisation azote après épandage (manque azote disponible plante)
Types de mesure	Rendements	Matière sèche / Exportation azote plantes / Minéralisation	Matière sèche / Exportation azote plantes	Matière sèche /Azote min / Exportation azote

Référence	Morisot 1986b	Juste 1998	Lemaire 1985	Pommel 1982
Objectif de l'essai	Répercussions agronomiques de l'épandage d'effluents et déchets de moulins à huile d'olive	Effet de matières fertilisantes sur la biodisponibilité des ETM	Comparaison des besoins en éléments minéraux de différentes espèces de graminées à gazon	Aptitude de plusieurs déchets urbains à fournir du phosphore aux cultures
Culture et variété	Ray grass	Ray grass d'Italie / alternatif (sabrina)	6 graminées, dont ray-grass anglais (Lolium Perenne / var. manhattan)	Ray grass (Lolium hybridum Hauskn var. « Sabrina »)
Densité de semis	/	1 g/kg_sol	0,625 g/kg_sol	3,3 g/kg_sol
Volume des pots	/	/	1L	/
Substrat	800-1250 g sol	1 kg sol fin	Inerte (culture avec solution nutritive)	600 g sable
Nombre de répétitions	4	5	2	4
Nombre de traitements	5	7	3	15
Type d'engrais minéral	/	Ammonitrate 33,5	Solution azotée (33 % NH ₄ , 67 % NO ₃)	/
Dose d'engrais minéral (mg N)	/	46 mgN/kg_sol	/	/
PRO testés	Effluents moulin huile olive (margines)	/	/	/
Dose PRO (mgN)	21-124 mg/pot	153,8 mgN/kg_sol	/	/
Nombre applications	/	1 fois, avant semis	En continu (solution nutritive)	20 jours, après semis
Dose compost	/	/	/	/
Autres apports	/	/	/	/
Irrigation	/	Régulièrement à 75 % de la CC	En continu (solution nutritive)	Par capillarité
Régulation température	/	/	/	22 °C jour / 15 °C nuit
Humidité de l'air	/	/	/	75 % jour / 95 % nuit
Éclairage	/	/	Naturel 1 Mai – 15 Août (Abri vitré)	16 h/jours (15 000 lux)
Nombre de coupes et durée	/	6	12 (la première effectuée 4 semaines après semis)	6 (90jours)
Écart entre coupes	1 mois après épandage (42 à 75 jours après semis)	1 mois	7 jours	15 jours
Réussite de l'essai	Phytotoxicité (salinité ? polyphénols ? peu azote minéral dans PRO et/ou immobilisation de celui-ci)	Pas de phytotoxicité apparente même pour 170kgN/ha	Baisse de rendement si concentration solution nutritive supérieure à 100mgN/L	/
Types de mesure	Matière sèche / minéralisation	Matière sèche / pH	Matière sèche	Consommation oxygène pour minéralisation / Exportation Phosphore

Référence	Bonvin 2015	Kirchmann 1995	Sene 2013	Pradhan, 2013
Objectif de l'essai	Absorption de l'azote et du phosphore des urines	Efficacité des urines comme engrais	Meilleure méthode d'application / Conséquences des apports excédentaires / Application de l'urine à long terme	Efficacité de l'utilisation de l'urine comme engrais en mélange avec de la cendre de bois
Culture et variété	Ray grass italie (Lolium multiflorum var. Gemini)	Orge (Hordeum vulgare L. variety Fillipa)	Épinards	Tomates
Densité de semis	1 g/kg_sol	40 graines	6 graines/pot	/
Volume des pots	/	/	0,7L	4,7L
Substrat	1 kg (sec) sol (loam sableux)	8,5 kg sol sableux	0,84 kg de Sol sableux	Sol avec mixture tourbe/sable
Nombre de répétitions	4	4	7	5
Nombre de traitements	7	4	7	4
Type d'engrais minéral	Nitrate d'ammonium	/	Solution de Hoagland	Puutarhan Y1 (6.5 % NH ₄ -N et 2.5 % NO ₃ -N)
Dose d'engrais minéral (mg N)	100 mgN/kg sol	163 et 327 mgN/kg sol	133-167 mgN/kgsol	663 mgN/pot
PRO testés	Urine artificielle, struvite	Urines diluées 1/2	Urines artificielles	Urine + cendre bois / urine seul
Dose PRO (mgN)	100 mgN/kgsol	163-327 mgN/kg sol	133-500 mgN/kgsol	663 mgN/pot
Nombre applications	1 fois, avant semis	1 fois, avant semis	/	5
Dose compost	/	/	/	/
Autres apports	Apport autres nutriments pour ne pas limiter la croissance (K, Ca, Mg, S)	/	/	/
Irrigation	Eau déminéralisée chaque jour jusqu'à 50 % de la CC la première semaine puis 60 % de la CC	/	400-700ml/pots/semaine	/
Régulation température	22 °C jour / 18 °C nuit	/	19-43 °C	30 °C jour / 17 °C nuit
Humidité de l'air	85 % 2 premières semaines puis 65 %	/	27-88 %	26-100 %
Éclairage	12 h/jour	/	1,2-10,3 h (7,2-21,8 MJ/m ²)	12 h/jour
Nombre de coupes et durée	3 (72jours)	1 (65 jours)	1 (70 jours)	1 (88jours)
Écart entre coupes	20 jours	/	/	/
Réussite de l'essai	Rendements et % adsorption pour PRO très proche des engrais minéraux	Plus de pertes gazeuses et rendements un peu plus faibles que pour l'engrais minéral		Rendement égal au fertilisant minéral et 4,2 fois plus élevé que le contrôle
Types de mesure	Matière sèche / Exportation de N / Marquage 15N et mesure isotopique	Marquage 15N et efficacité utilisation de l'azote	Propriétés du sol / Lixiviat collecté et analysé / Matière sèche / Exportation N et P	Analyse microbienne / Conteneur des fruits en nutriments / Sucre / Antioxydants / Surface foliaire

Référence	Simons, 2008	M. de la Rosa, 2014	Romer, 2001	Chen, 1999
Objectif de l'essai	Efficacité utilisation de différents produits dérivés des urines comme engrais	Effet des biochars sur du Ray Grass	Absorption du Cd par le ray-grass en fonction de la fertilisation phosphorée	Émissions N ₂ O du Ray Grass
Culture et variété	Ray grass d'Italie (Lolium multiflorum italicum)	Ray-grass anglais (Lolium Perenne)	Ray grass d'Italie (Lolium multiflorum italicum)	Ray-grass anglais (Lolium Perenne L.)
Densité de semis	0,16 g/kg_sol	0,53 g/kg_sol	0,07-0,214 g/kg_sol	0,24 g/kg_sol
Volume des pots	/	250 mL	0,9L	0,48L
Substrat	9 kg sol	120 g sol	700 g à 2,5 kg sol calcaire + 0,5 kg sable	624 g de sol
Nombre de répétitions	4	4	4	3
Nombre de traitements	/	4	4	4
Type d'engrais minéral	Nitrate d'ammonium calcaire (KAS)	/	Nitrate de Calcium	Urée
Dose d'engrais minéral (mg N)	111 mgN/kg_sol	/	214 mgN/kg_sol	100 mgN/kg_sol
PRO testés	Urine pH4-9, urine nanofiltrée, urine concentrée, urine + fumier, urine nitrifiée	Biochars	Cd + phosphore	/
Dose PRO (mgN)	111 mgN/kg_sol	9,21 — 240 mgN/kg_sol	/	/
Nombre applications	1 fois, avant semis	1 fois, avant semis	1 fois, 2 semaines avant semis ou avant semis	1 fois, avant semis
Dose compost	/	3,07 g-12 g/kg_sol	/	/
Autres apports	Apport éléments nutritifs de base	/	/	/
Irrigation	Humidité souhaitée de 70 % de la CC / Arrosage quotidien	Régulièrement avec équivalent précipitations annuelles (760L/m ²)	Arrosage régulier à 70 % de la CC	/
Régulation température	/	25 °C	21 °C jour / 16 °C nuit	/
Humidité de l'air	/	/	0,7	/
Éclairage	/	14 h/jours	14 h/jours	/
Nombre de coupes et durée	4 (162jours)	5 (79jours)	1 ou 2	7 (70jours)
Écart entre coupes	Environ 40jours	14jours	44 ou 35 / 13-25	10 jours
Réussite de l'essai	Pas de différences significatives pour l'azote avec engrais minéral	Meilleure germination quand faibles doses biochars	Temps de croissance un peu court, pas beaucoup de matière	/
Types de mesure	Matière sèche / Exportation N	Matière sèche / pH/ Capacité au champ	Matière sèche / longueur racines / pH	/

Référence	Soumaré, 2011	Jeng, 2006	Protocole
Objectif de l'essai	Réponse du ray-grass à une fertilisation minérale et organique avec un compost d'ordure ménagère	Viande et farine d'os comme engrais azotés et phosphorés pour les céréales et l'herbe à rayons	Efficacité de différents produits dérivés des urines comme engrais
Culture et variété	Ray-grass anglais (Lolium Perenne L.)	Ray-grass anglais (Lolium Perenne)	Ray-grass d'Italie
Densité de semis	1,14 g/kg_sol	/	1 g/kg_sol
Volume des pots	/	3L	1L
Substrat	250 g sol agricole malien	Sol sableux / limoneux / calcaire	1 kg
Nombre de répétitions	3	4	4
Nombre de traitements	11	8	7
Type d'engrais minéral	Solution de Hoagland	Nitrate de Calcium	Ammonitrate 33,5 ou solution azotée
Dose d'engrais minéral (mg N)	175,2 mgN/kg_sol	61 mgN/kg_sol	75 - 150 - 300 mgN/kg_sol
PRO testés	MSW Compost	Meat and Bone meal	Urine, Urine concentrée, Lisier, Compost DV, Compost + Urine
Dose PRO (mgN)	152,19 à 615,6 mgN/kg_sol	61-144 mgN/kg_sol	100 — 200mgN/kg_sol
Nombre applications	1 fois, 14 j avant semis	/	1 fois avant semis et mélange
Dose compost	16,2 à 64,8 g/kg_sol	/	Équivalent 22,5 T/ha
Autres apports	/	Apport de potassium et magnésium sulfate, sols chaulés	
Irrigation	4/9 de la CC avant germination puis 2/3 après	/	70 % capacité au champ
Régulation température	Moyenne de 25 °C /30 °C	/	25 °C jour – 18 °C Nuit
Humidité de l'air	/	/	0,7
Éclairage	14 h à 16 h de lumière / jour et pas de lumière artificielle	/	12 h à 16 h par jours
Nombre de coupes et durée	2 (60jours)	/	3 (20, 40, 60 jours)
Écart entre coupes	28 à 30 jours	/	20 jours
Réussite de l'essai	Croissance limitée par N si que compost épandu	Meilleure réponse que engrais minéral et contrôle	/
Types de mesure	Matière sèche / N plante	pH / N kjeldahl plante / Matière sèche	Exportation azote / Matière fraîche / Matière sèche / Propriété sol / pH / minéralisation

Référence	Densité de semis	Photo
Pom, 2012	0,67 g/kgsoil	
Allain, 2014	4 g/kgsoil	
Bonvin, 2005	1 g/kgsoil	
Simons, 2008	0,16 g/kgsoil	

Résumé

La séparation à la source des urines est un paradigme prometteur pour la transition énergétique et écologique ainsi que le développement d'un métabolisme urbain durable. Aujourd'hui, le recyclage des nutriments des eaux usées est faible, seulement 4 % de l'azote et 41 % du phosphore présents dans les eaux usées de la région parisienne sont actuellement recyclés alors que la consommation en engrais azotés franciliens pourrait être couverte par les excréments de l'agglomération parisienne. Cette valorisation est notamment possible via les urines, qui comportent la majeure partie de ces nutriments (75 % de la charge en azote des eaux usées domestiques) et qui de plus, sont peu chargées en polluants. Ce projet participe au développement de filières de valorisation de produits issus de techniques alternatives d'assainissement et a pour objectif de caractériser l'intérêt agronomique des produits. Pour cela, une expérimentation en serre a été menée. Cette expérimentation comprend deux sous-essais menés en parallèle. Le premier sous-essai (comportant des pots non semés) a permis d'étudier les phénomènes de minéralisation ou d'organisation de l'azote apporté par les produits. Le second sous-essai (comportant des pots semés avec du ray-grass) a permis de comparer l'efficacité des produits issus de techniques alternatives utilisés en tant que source d'azote pour les plantes, en comparaison à celle d'engrais minéral ou d'engrais ou amendement organique. Nous avons pu démontrer dans les conditions précises de l'expérimentation que l'efficacité des urines brutes ou traitées (nitrifiées et concentrées) est proche de celle d'un engrais minéral, et que le caractère minéral de ces produits permet une assimilation de l'azote supérieure à un engrais organique classique (lisier bovins). L'apport supplémentaire de nutriments autres que l'azote (0,6 [urine] à 1,6 [aurin] unité de phosphore et 3,5 [urine] à 7,6 [aurin] unités de potassium pour 10 unités d'azote) pourrait permettre une meilleure production végétale pour des apports en azote équivalents à un engrais azoté dans les sols légèrement déficitaires en nutriments. L'efficacité du mélange compost et urine est légèrement moindre du fait d'une organisation d'une partie de l'azote minéral de l'urine, mais reste très bonne (80 % de celle d'un engrais minéral) en plus d'être un bon amendement pour les sols. Nous concluons que les PRO à base d'urine sont une solution prometteuse en substitution aux engrais minéraux azotés en agriculture, et qui permettrait également des diminutions des consommations d'énergie et des émissions de gaz à effet de serre (au niveau de la production d'engrais et des stations d'épuration des eaux usées) et une amélioration de la qualité des eaux réceptrices des rejets de station d'épuration.

Mots clés :

Techniques alternatives d'assainissement / Urine / Valorisation agronomique / Recyclage / Économie circulaire / Transition écologique

Summary

Urine source separation is a promising paradigm for energy and environmental transition as well as the development of sustainable urban metabolism. Today, recycling of nutrients from wastewater is low. Only 4 % of the nitrogen and 41 % of the phosphorus present in the wastewater of the Paris region are currently recycled while the consumption of nitrogen fertilizers in the Ile de France region could be covered by the excretions of the Parisian agglomeration. This valorization is especially possible via the urine, which contains most of these nutrients (75 % of the nitrogen load in domestic wastewater) and which is also low in pollutants. This project participates to the development of valorization chain of by-products resulting from alternative sanitation technologies and aims to characterize the agronomic interest of by-products. For this, a greenhouse experiment was carried out. This experimentation includes two tests carried out in parallel. The first test (with non-seeded pots) permits to study the mineralization and organization of nitrogen bring by the by-products. The second test (with ray-grass seeded pots) made it possible to compare the agronomic interest of by-products used as a source of nitrogen for plants, in comparison with mineral fertilizer and organic amendment. We were able to demonstrate, under the conditions of the experiment, that the efficiency of the raw or treated urine (nitrified and concentrated) is near to that of a mineral fertilizer, and the mienral nature of these by-products permits an assimilation of nitrogen higher than that of a conventional organic fertilizer (cattle slurry). The additional intake of nutrients other than nitrogen (0.6 [urine] to 1.6 [aurin] phosphorus unit and 3.5 [urine] to 7.6 [aurin] potassium unit for 10 nitrogen unit) could allow better crop production for nitrogen inputs equivalent to nitrogen fertilizer in soil that is slightly nutrient deficient. The efficiency of the compost and urine mixture is slightly reduced by the organization of some of the mineral nitrogen in the urine, but remains very good (80% of that of a mineral fertilizer) in addition to being an amendment. We conclude that urine PROs are a promising alternative to mineral nitrogen fertilizers in agriculture and that would also allow decreases in energy consumption and reductions in greenhouse gas emissions (at the level of fertilizer production and wastewater treatment plants) and an improvement in the quality of the receiving water of wastewater treatment plant wastewater.

Key words:

Alternative sanitation technologies / Urine / Agronomic valorization / Recycling / Circular economy / Ecological transition