

# PROJET AGROCAPI



Étude de filières de valorisation  
agricole d'urinofertilisants

**RAPPORT FINAL**

EXPERTISES

2022

# REMERCIEMENTS

Membres du comité de pilotage et principaux contributeurs :

Fabien ESCULIER, LEESU	Enola GILLES, SAS
Sabine HOUOT, ECOSYS	Jennifer MCCONVILLE, SLU
Florent LEVAVASSEUR, ECOSYS	Marjolaine DESCHAMPS, ECOSYS
Tristan MARTIN, ECOSYS/LEESU	Anaïs GOULAS, ECOSYS
Christine AUBRY, SAD-APT	Jakob MAGID, KU
Florent BRUN, LEESU	Dorette Sophie MULLER-STOVER, KU
Steve JONCOUX, UQAR	Sophie GENERMONT, ECOSYS
Bernard DE GOUVELLO, LEESU	Marco CAROZZI, ECOSYS
Léa TORDERA, ECOSYS	Isabelle DEPORTES, ADEME
Christophe DION, CA IDF	Maëlen POITRENAUD, SEDE
Morgane VIDAL, CA IDF	Brahim OUDOUIH, SEDE
Sylvie NAZARET, LEM	Claire LHOUTELLIER, SEDE
Amandine CHAUVIAT, LEM	Olivier ROUSSELOT, SIAAP
Elisabeth BROTHIER, LEM	Jean-Pierre TABUCHI, SIAAP
Joël AUBIN, SAS	Frédéric DARSAUT, SIAAP
Julie AUBERGER, SAS	

Le projet Agrocapi a impliqué de très nombreuses structures et de très nombreuses personnes. Elles ne sont pas toutes nommément listées ci-dessus. Nous les remercions chaleureusement pour leur contribution qui a permis que ce projet soit mené à bien.

## CITATION DE CE RAPPORT

ESCULIER Fabien, HOUOT Sabine, LEVAVASSEUR Florent, MARTIN Tristan, DESCHAMPS Marjolaine, NAZARET Sylvie, AUBRY Christine, BRUN Florent, AUBIN Joël. 2022. Projet Agrocapi – Étude de filières de valorisation agricole d'urino-fertilisants. Rapport final. 55 p.

Cet ouvrage est disponible en ligne : <https://bibliothèque.ademe.fr/> & [www.leesu.fr/ocapi](http://www.leesu.fr/ocapi). Toutes les publications et communications associées sont disponibles sur [www.leesu.fr/ocapi](http://www.leesu.fr/ocapi).

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par le caractère critique, pédagogique ou d'information de l'oeuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

### Ce document est diffusé par l'ADEME

#### ADEME

20, avenue du Grésillé  
BP 90 406 | 49004 Angers Cedex 01

Numéro de contrat ADEME : 1806C0021

Étude réalisée par LEESU, ECOSYS, SAD-APT, LEM, SAS, co-financée par ADEME, SIAAP, SEDE, AgroParisTech, INRAE, Université Paris-Saclay, Ecole des Ponts ParisTech

Projet de recherche coordonné par : ESCULIER Fabien, LEESU

Appel à projet de recherche : GRAINE

Coordination technique - ADEME : DESPORTES Isabelle

Direction/Service : Service Mobilisation et valorisation des Déchets

# SOMMAIRE

<b>SOMMAIRE</b> .....	<b>3</b>
<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>5</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>6</b>
<b>1. IMPASSES DES SYSTEMES ALIMENTATION/EXCRETION ACTUELS</b> .....	<b>7</b>
1.1. Contexte général.....	7
1.2. Production agricole et fertilisation.....	7
1.3. Gestion actuelle des excréments humains .....	8
<b>2. FERTILISATION A L'URINE HUMAINE ET PROJET AGROCAPI</b> .....	<b>11</b>
2.1. L'urine humaine en agriculture .....	11
2.2. Émergence du projet AgrocapI .....	12
2.3. Structuration du projet AgrocapI.....	13
<b>3. REVUE DES URINOFERTILISANTS</b> .....	<b>14</b>
3.1. Composition de l'urine fraîche.....	14
3.2. Pourquoi traiter l'urine ? .....	14
3.3. Traitements de l'urine par stockage, stabilisation ou imprégnation .....	15
3.4. Traitements de réduction du volume .....	15
3.5. Comparaisons entre les traitements et entre les urinofertilisants .....	16
<b>4. EFFICACITE FERTILISANTE AZOTEE ET IMPACTS ASSOCIES</b> .....	<b>19</b>
4.1. Efficacité fertilisante azotée en conditions contrôlées .....	19
4.2. Efficacité fertilisante azotée et mesures d'émissions gazeuses en conditions réelles .....	21
4.3. Mesures d'émissions gazeuses en conditions contrôlées.....	23
<b>5. MICROPOLLUANTS ORGANIQUES</b> .....	<b>25</b>
5.1. Choix des micropolluants à analyser .....	25
5.2. Mises au point pour l'analyse des micropolluants.....	26
5.3. Mesures des micropolluants dans les urines, boues d'épuration et lisiers.....	27
5.4. Mesures des micropolluants dans les sols.....	28
<b>6. ANTIBIORESISTANCE</b> .....	<b>30</b>
6.1. Méthodologie.....	30
6.2. Résultats .....	32
6.3. Conclusions .....	34
<b>7. APPROPRIATION DE LA PRATIQUE</b> .....	<b>35</b>
7.1. Enquête qualitative auprès d'agriculteurs franciliens .....	35
7.2. Itinéraires techniques envisageables.....	36
<b>8. CONSTRUCTION DE SCENARIOS DE FILIERES ET EVALUATION DE LEURS IMPACTS</b> .....	<b>38</b>
8.1. Objectif et champs de l'étude .....	38
8.2. Inventaire et scénarios .....	39

8.3.	Impacts environnementaux .....	40
8.4.	Évaluation économique simple.....	41
8.5.	Insertion dans des scénarios de transition systémique.....	42
<b>9.</b>	<b>VALORISATION ET TRANSFERT .....</b>	<b>43</b>
<b>10.</b>	<b>CONCLUSION.....</b>	<b>46</b>
10.1.	Synthèse des résultats .....	46
10.2.	Perspectives .....	47
	<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>	<b>48</b>

## RÉSUMÉ

Pour nourrir les humains, l'agriculture française actuelle est fortement tributaire de l'utilisation de fertilisants issus de ressources fossiles. Or la majorité des nutriments de l'alimentation est ensuite excrétée dans les urines. Alors que la fertilisation à l'urine humaine a été pratiquée par un très grand nombre de sociétés, en particulier en France au XIX<sup>e</sup> siècle, le mode dominant de gestion des urines humaines en France est progressivement devenu le mélange avec les eaux usées, dont la gestion ne permet qu'un faible recyclage de ces nutriments et entraîne de nombreux impacts environnementaux. L'objectif du projet Agrocapi est d'étudier les filières aujourd'hui envisageables de valorisation de l'urine humaine en agriculture, sous forme de matières fertilisantes nommées urinofertilisants.

Une revue de la littérature des différents traitements de l'urine et des urinofertilisants obtenus montre leur très grande diversité, encore méconnue, en termes d'aspect, de formulation, de concentration en nutriments, etc. L'efficacité fertilisante azotée d'une dizaine d'urinofertilisants a ensuite été mesurée au champ et en serre. Elle est élevée pour la majorité et proche de celle des engrais minéraux. Elle est liée à une forte teneur en azote minéral dans la majorité des urinofertilisants.

Plusieurs vigilances sont à prendre en compte dans la mise en place de filière de valorisation d'urinofertilisants. La consommation d'énergie et de réactifs des traitements peut être élevée. Selon les urinofertilisants, la volatilisation ammoniacale à l'épandage peut être importante, le pH élevé et la teneur en azote ammoniacal étant des facteurs de risque importants. Si la majorité des pathogènes peuvent être facilement inactivés, les résidus de pharmaceutiques sont plus difficilement dégradés par les traitements standard. De même, des gènes d'antibiorésistance peuvent être présents dans les urinofertilisants. Les analyses réalisées n'indiquent toutefois pas que ces éléments indésirables entraînent des risques substantiels, au regard de leur devenir dans les filières actuelles de gestion des urines (usine de traitement des eaux usées) et des indésirables présents dans les différents intrants et produits résiduels organiques actuellement utilisés en agriculture, conventionnelle ou biologique (lisiers, fumiers, biodéchets, digestats, boues d'épuration, etc.). Il n'a pas été identifié de risque important d'accumulation d'indésirables dans les sols et il n'a pas été possible de définir de seuils de teneurs en indésirables qui seraient réhibitoires pour l'utilisation d'urinofertilisants courants, ce qui rejoint l'avis émis par l'Organisation Mondiale de la Santé sur la possibilité de leur utilisation, en l'état actuel des connaissances. Si jugé nécessaire, des traitements spécifiques peuvent en outre être appliqués afin de diminuer les teneurs en indésirables.

Une évaluation par analyse du cycle de vie des impacts environnementaux associés à la production de céréales avec urinofertilisation a montré que les impacts sont plus faibles pour la majorité des indicateurs en comparaison des pratiques actuelles, en grande partie grâce aux impacts évités de la production d'engrais minéraux et du traitement des eaux usées. Ces résultats montrent que le déploiement de filières de valorisation de l'urine humaine peut contribuer à une transition vers une gestion systémique et soutenable des nutriments et des systèmes alimentaires.

Selon les configurations territoriales et les liens de confiance établis entre acteurs, plusieurs filières de valorisation agricole d'urinofertilisants semblent envisageables, d'autant plus favorisées que des démonstrateurs, tel celui mis en place sur le plateau de Saclay, permettent aux acteurs de connaître et de s'appropriier la pratique. Il s'agit donc pour notre société et ses différentes parties prenantes de diffuser les informations relatives à ces filières, d'investiguer encore davantage les résultats ici obtenus, d'y investir davantage de moyens et de mener et accompagner les transformations nécessaires à l'advenue effective et pérenne de telles filières.

## ABSTRACT

---

To feed humans, current French agriculture is heavily dependent on the use of fertilizers derived from fossil resources. Most of the nutrients in food are excreted in urine. While fertilization with human urine was practiced by a large number of societies, particularly in France in the 19th century, the dominant mode of management of human urine in France has gradually become mixing with wastewater, whose management allows little recycling of these nutrients and leads to numerous environmental impacts. The objective of the Agrocapi project is to study the possible ways of using human urine in agriculture, in the form of fertilizing products called urinofertilizers.

A review of the literature on the various treatments of urine and the urinofertilizers obtained shows their great diversity, which is still little-known, in terms of appearance, formulation, nutrient concentration, etc. The nitrogen fertilizing efficiency of about ten urinofertilizers was then measured on the field and in a greenhouse. The majority of them were found to be highly effective and close to those of mineral fertilizers. It is linked to a high mineral nitrogen content in most of the urinofertilizers.

Several points must be taken into account when setting up a urinofertilizer value chain. The energy and reagent consumption of treatments can be high. Depending on the urinofertilizer, ammonia volatilization during spreading can be significant, the high pH and ammonia nitrogen content being important risk factors. While the majority of pathogens can be easily inactivated, pharmaceutical residues are more difficult to degrade by standard treatments. Also, antibiotic resistance genes may be present in urinofertilizers. However, the analyses carried out do not indicate that these undesirable elements entail substantial risks, in view of their fate in the current urine management systems (wastewater treatment plant) and the undesirable elements present in the various inputs and organic waste products currently used in agriculture, be it conventional or organic (liquid manure, biowaste, digestates, sewage sludge, etc.). No significant risk of accumulation of undesirable substances in soils has been identified and it has not been possible to define thresholds of undesirable substances that would be prohibitive for the use of common urino-fertilizers, which is in line with the recommendations of the World Health Organization on the possibility of their use, in the current state of knowledge. If deemed necessary, specific treatments can also be applied in order to reduce the content of undesirable substances.

A life cycle assessment of the environmental impacts associated with the production of cereals with urinofertilization showed that the impacts are lower for the majority of indicators compared to current practices, largely due to the avoided impacts of mineral fertilizer production and wastewater treatment. These results show that the deployment of human urine value chains can contribute to a transition towards a systemic and sustainable management of nutrients and food systems.

Depending on the territorial configurations and the trust links established between stakeholders, several agricultural urinofertilizer value chains seem possible, especially since demonstrators, such as the one set up on the Saclay plateau, allow stakeholders to learn about and appropriate the practice. It is therefore important for our society and its various stakeholders to disseminate information on these sectors, to further investigate the results obtained here, to invest more resources in them, and to carry out and support the transformations necessary for the effective and long-term development of such practices of fertilization based on human urine.

# 1. Impasses des systèmes alimentation/excrétion actuels

---

## 1.1. Contexte général

Au XIX<sup>e</sup> siècle, en France, les urines et matières fécales humaines n'étaient pas évacuées des villes par les égouts via une dilution et un transport par l'eau ; elles étaient évacuées par transport terrestre et les excréments humains étaient valorisés dans des filières similaires à celles des autres déchets organiques urbains. Depuis 1894 et l'entrée en vigueur de la loi du tout-à-l'égout dans l'ancien département de la Seine, le mélange des urines et matières fécales avec les eaux résiduaires urbaines, puis leur évacuation hors des agglomérations, a été légalement institué. Après plusieurs décennies de baisse de qualité de l'eau des rivières du fait des rejets d'eaux usées, le traitement des eaux usées en station d'épuration est devenu la norme (Esculier & Barles, 2019).

La directive-cadre européenne sur l'eau impose désormais aux états membres d'atteindre le bon état chimique et écologique des masses d'eaux. Dans de nombreux contextes, la logique de dilution des eaux usées traitées dans les rivières n'apparaît pas soutenable. Par exemple, dans le contexte francilien, le développement du Grand Paris entraîne une augmentation de la population de l'agglomération parisienne et donc une augmentation de sa pression sur la Seine. Le débit de la Seine est quant à lui en diminution en raison du changement climatique (Habets et al., 2011). Face à cette double contrainte, les capacités et performances de traitement des eaux usées devraient augmenter, entraînant une hausse des coûts de traitement pour une résilience plus faible et une forte incertitude sur la capacité technique à atteindre le bon état des masses d'eaux.

Au cours du XX<sup>e</sup> siècle, la linéarisation de l'économie et l'abondance de ressources fossiles facilement exploitables ont fait que les eaux usées ont été considérées comme des déchets à évacuer et une source de pollution alors qu'elles représentent une grande ressource en nutriments (Barles, 2005).

Les nutriments majeurs nécessaires à la croissance des cultures sont l'azote, le phosphore et le potassium. Dans l'agriculture française actuelle, ces éléments représentent des charges non négligeables pour les exploitations agricoles. L'azote sous forme réactive est majoritairement obtenu par la combustion d'hydrocarbures fossiles via le procédé Haber-Bosch. Ce procédé consomme une grande quantité d'énergie (1,6 % de la consommation finale d'énergie en France – Talpin, 2010). Le phosphore et le potassium, ressources fossiles, sont quant à eux obtenus par extraction minière. Or la France est totalement dépendante d'importations provenant de l'étranger pour son approvisionnement en hydrocarbures (synthèse de l'azote) et en nutriments miniers (phosphore, potassium, etc.). Cela questionne la résilience alimentaire de la France. Aujourd'hui, seule une faible partie des éléments nutritifs contenus dans les eaux usées est valorisée en agriculture. La dilution des urines et matières fécales dans le grand volume d'eaux usées collectées et le mélange avec de nombreuses autres matières représente un verrou pour la valorisation de ces éléments nutritifs.

## 1.2. Production agricole et fertilisation

Aujourd'hui, la majeure partie de notre alimentation repose sur la production végétale pour nourrir directement les êtres humains ou les animaux d'élevage qui seront consommés. Les plantes sont des organismes autotrophes qui produisent leurs tissus à partir de molécules inorganiques prélevées dans leur environnement : les nutriments. Toute société basant sa subsistance sur l'agriculture doit trouver le moyen de restituer la fertilité des sols cultivés et compenser les exports de nutriments des récoltes pour garantir une production alimentaire pérenne. L'azote est le nutriment qui limite la croissance des plantes dans la plupart des agroécosystèmes.

La pratique classique pour satisfaire les besoins en nutriments des récoltes consiste à utiliser des fertilisants. Ainsi, au cours du XX<sup>e</sup> siècle, la production agricole a très fortement augmenté par l'utilisation de fertilisants minéraux d'origine industrielle (Erisman et al. 2008). L'azote compose 78 % de l'atmosphère, mais sous une forme inutilisable par les plantes (diazote N<sub>2</sub>), hormis pour les plantes associées à des microorganismes pouvant fixer l'azote atmosphérique. En 1909, Fritz Haber a développé un procédé permettant de transformer le diazote de l'air en ammoniac (NH<sub>3</sub>) puis en diverses formes d'azote constituant les engrais de synthèse. Actuellement, environ 50 % de la population mondiale dépend du procédé Haber-Bosch pour se nourrir (Figure 1.1). Cependant, la production et le transport des engrais azotés est dépendante de l'utilisation d'énergie et notamment des combustibles fossiles. Le procédé Haber-Bosch est un procédé énergivore qui représente environ 2 % de la consommation énergétique mondiale (Sutton et al. 2013). En plus de l'azote, l'agriculture actuelle est aussi basée sur l'utilisation de phosphore et de potassium qui sont extraits de mines. Ce sont des ressources non renouvelables et leur extraction est également énergivore. Les engrais minéraux sont donc largement utilisés, mais leur usage n'est pas durable, aussi en raison des impacts environnementaux résultant de leur utilisation. En effet, l'utilisation massive des engrais minéraux depuis le XX<sup>e</sup> siècle perturbe très fortement l'environnement. Dans le cas spécifique de l'azote, une fois introduit dans les systèmes agricoles sous forme réactive (formes autres que N<sub>2</sub>), l'azote va se retrouver dans de nombreux compartiments environnementaux par « cascade biogéochimique » (Billen et al. 2011). Ainsi, au-delà des enjeux de résilience alimentaire, différents impacts environnementaux causés par l'introduction d'azote réactif en excès ont été listés par Sutton et al. (2011) : acidification des sols et des masses d'eau, diminution de l'ozone stratosphérique, augmentation de l'ozone troposphérique, formation de gaz à effet de serre, diminution de la qualité de l'air et formation de particules fines, eutrophisation terrestre, des eaux douces et des océans liée au déséquilibre du milieu par excès de nutriments, pollution des

nappes et des rivières par les nitrates, entraînant des effets néfastes pour la santé humaine via l'eau de boisson et des coûts élevés de potabilisation (Aubert, 2021).

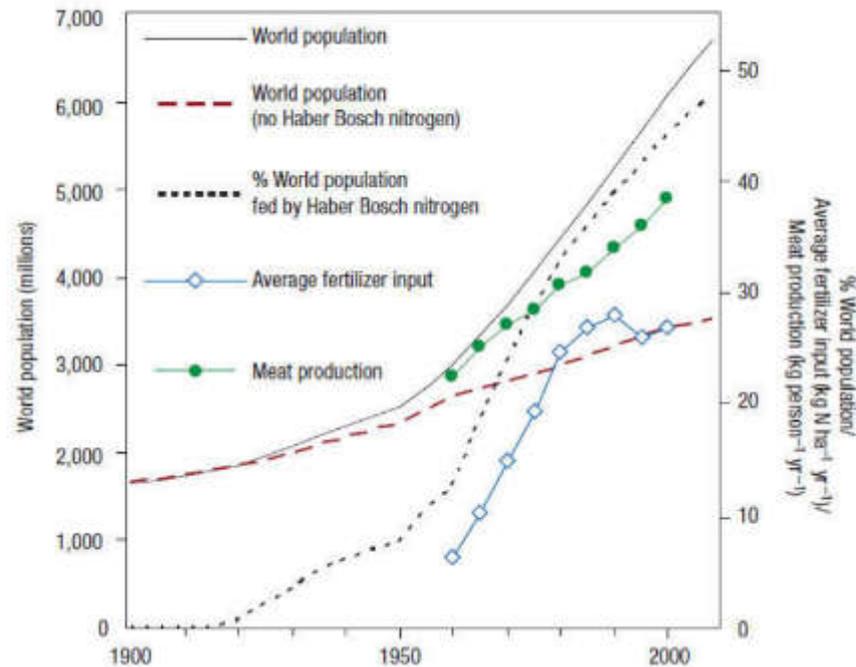


Figure 1.1. Évolution de la population humaine (mesurée et modélisée sans l'azote Haber-Bosch), de la consommation d'engrais azotés et de la production de viande au cours du XXème siècle (Erismann et al. 2008).

Des alternatives aux engrais minéraux existent. C'est par exemple le cas des effluents d'élevage. Cependant, ils sont déjà en très grande partie valorisés directement à la pâture ou après récupération dans les bâtiments d'élevage. Et les animaux ne sont pas des producteurs nets de nutriments : les nutriments de leurs excréments proviennent intégralement de leur alimentation, toujours liée à une production initiale végétale, qui aura nécessité un apport de nutriments pour sa production et induisant nécessairement des pertes. De nouvelles ressources potentielles ont été identifiées, en particulier issues des déchets urbains conventionnels (biodéchets, déchets verts, etc.). Cependant, cela ne représente que quelques millions de tonnes au niveau de la France et les quantités mobilisables d'azote, de phosphore et de potassium sont globalement limitées, hormis autour de certaines zones urbaines. Les boues de stations d'épuration sont quant à elles déjà valorisées en agriculture à hauteur de 60-70 % en France (Houot et al. 2014). Elles permettent le recyclage d'une part non négligeable du phosphore contenu dans les eaux usées (environ 40%). Mais les boues d'épuration contiennent une très faible part de l'azote des eaux usées et représentent des flux mineurs à l'échelle nationale (Le Noë et al. 2018).

Une autre stratégie (seulement valable pour les apports d'azote) est l'utilisation de légumineuses qui permettent de fixer directement l'azote de l'air (diazote, N<sub>2</sub>). Elles peuvent être intercalées entre différentes cultures non fixatrices d'azote, fournir une partie de l'azote à travers leurs résidus de culture et servir d'alimentation pour le bétail. C'était la pratique dominante en France avant l'introduction des engrais miniers ou de synthèse et c'est un principe fondamental de l'agriculture biologique aujourd'hui. Cependant, il est difficilement envisageable, à l'échelle française ou planétaire, de faire reposer la production agricole exclusivement sur la fixation symbiotique d'azote (Barbieri et al. 2021).

### 1.3. Gestion actuelle des excréments humains

Le corps humain n'accumule pas de nutriments, excepté en faible quantité lors des périodes de croissance. Ingérer des nutriments est nécessaire au fonctionnement du métabolisme du corps humain mais les êtres humains ont besoin d'excréter ces nutriments absorbés et transformés après usage. On retrouve donc la même quantité de nutriments (azote, phosphore, potassium, etc.) dans l'alimentation d'un être humain et dans ses excréments, même s'ils ne sont pas sous la même forme. On nomme ainsi système alimentation/excrétion les systèmes qui permettent aux sociétés humaines de gérer l'alimentation des humains et, symétriquement, les excréments humains (rarement intégrés dans les analyses relatives aux systèmes alimentaires) (Esculier 2018). Dans les sociétés industrielles, les excréments humains sont usuellement évacués des habitations en mélange avec les différentes eaux domestiques, formant ensemble les eaux usées. Environ 0,5 m<sup>3</sup>/personne/an d'urine est excrété. L'urine est composée à 95 % d'eau et à 5 % de sels dissous (Friedler et al. 2013). La fraction organique, caractérisée par la demande chimique en oxygène (DCO), présente dans l'urine est assez faible (environ 4,7 kg DCO/personne/an). Environ 4 kg N, 0,3 kg P et 0,9 g K/personne/an sont excrétés dans l'urine, ce qui représente 5 kg de nutriments/personne/an. L'urine représente la plus grande partie de l'azote, du phosphore et du potassium présents dans les eaux usées (respectivement 79, 47 et 71 %) dans moins de 1 % du volume total des eaux usées (Figure 1.2).

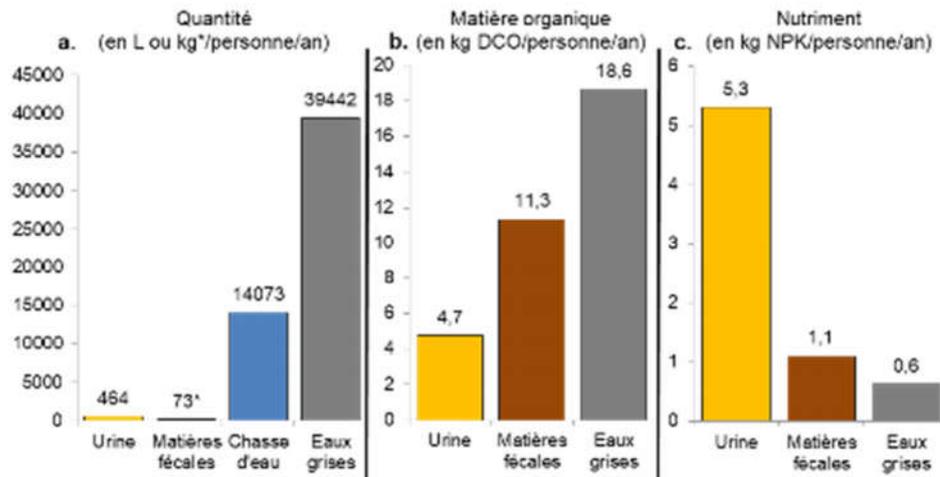


Figure 1.2. Quantité (a.), flux de matière organique (b.) et de nutriments (c.) par personne et par an pour les différentes composantes des eaux usées domestiques. Basé sur les valeurs de Friedler et al. (2013).

La gestion des excréments et des eaux usées est très inégalement mise en œuvre selon les pays. Dans le monde, 80% des eaux usées sont rejetées dans les milieux sans traitement (WWAP, 2017). Dans les pays industrialisés, les eaux usées dans les zones densément peuplées sont majoritairement collectées via un égout et théoriquement orientées vers les stations d'épuration pour être traitées. Depuis la seconde moitié du XX<sup>e</sup> siècle, les traitements se sont complexifiés et ont permis une efficacité de traitement des eaux usées de plus en plus élevée.

Pour ce qui est de l'azote, il était majoritairement rejeté vers les masses d'eau (il l'est encore souvent dans les bassins Adour-Garonne et Rhône-Méditerranée-Corse ou les petites agglomérations), constituant en même temps une pollution et une perte de nutriments. La directive Eaux Résiduaires Urbaines (DERU) a imposé des traitements minimaux en 1991 que la France a appliqué avec de nombreuses années de retard. Aujourd'hui, la dénitrification (transformation de l'azote en diazote gazeux) est désormais considérée comme une bonne pratique. Toutefois, la grande majorité de l'azote étant alors émise vers l'atmosphère, ce traitement empêche le recyclage de l'azote vers l'agriculture. En outre, les obligations réglementaires de traitement des eaux usées imposent une efficacité minimale de traitement de 70 % pour l'azote pour la majorité des agglomérations du territoire français. En considérant le cas de l'agglomération parisienne avec ses 10,8 millions d'habitants, c'est l'équivalent en azote de l'urine de 3,2 millions de personnes qui est encore présent dans les eaux après traitement et rejeté vers la Seine (Esculier et al. 2018). Les boues issues des différentes étapes des traitements peuvent être recyclées quand elles ne contiennent pas trop de contaminants issus des eaux ménagères, des eaux pluviales ou des eaux industrielles (éléments-traces métalliques, organohalogénés comme le PCB, etc.). Elles contiennent cependant une très faible partie résiduelle de l'azote des eaux usées (usuellement moins de 10%) et leur épandage en agriculture ne permet donc pas de recyclage significatif de ce nutriment. Le traitement des eaux usées à la station d'épuration a aussi des impacts négatifs sur l'environnement en raison de la consommation d'énergie et des émissions de gaz à effet de serre, notamment de protoxyde d'azote lié aux procédés intensifs de dénitrification.

Pour le phosphore, il était, comme l'azote, majoritairement rejeté vers les masses d'eau, constituant également une perte de ressource et une pollution. De nombreuses stations d'épuration ont été équipées d'unité de traitement du phosphore, usuellement par précipitation dans les boues. Quand les boues sont valorisées en agriculture, cela permet donc le retour au sol du phosphore capté (typiquement 80%).

Enfin, le potassium n'est pas considéré comme sensible pour les milieux aquatiques et il n'est presque pas capté par les stations de traitement des eaux usées. Il est donc majoritairement rejeté en rivière, constituant ainsi une perte de ressources.

En raison de la gestion actuelle des excréments humains, le système alimentation/excrétion sur sa partie urbaine peut ainsi être considéré comme majoritairement linéaire. Par exemple, seulement 4 % de l'azote, 41 % du phosphore et 2 % du potassium excrétés sont actuellement recyclés vers l'agriculture via les boues d'épuration en Ile-de-France (Esculier 2018). La figure 1.3 ci-dessous résume l'impasse de non-soutenabilité du système alimentation/excrétion actuel des sociétés industrielles, ici dans le cas de l'agglomération parisienne, du fait de leur caractère intensif en ressources, polluant et linéaire.

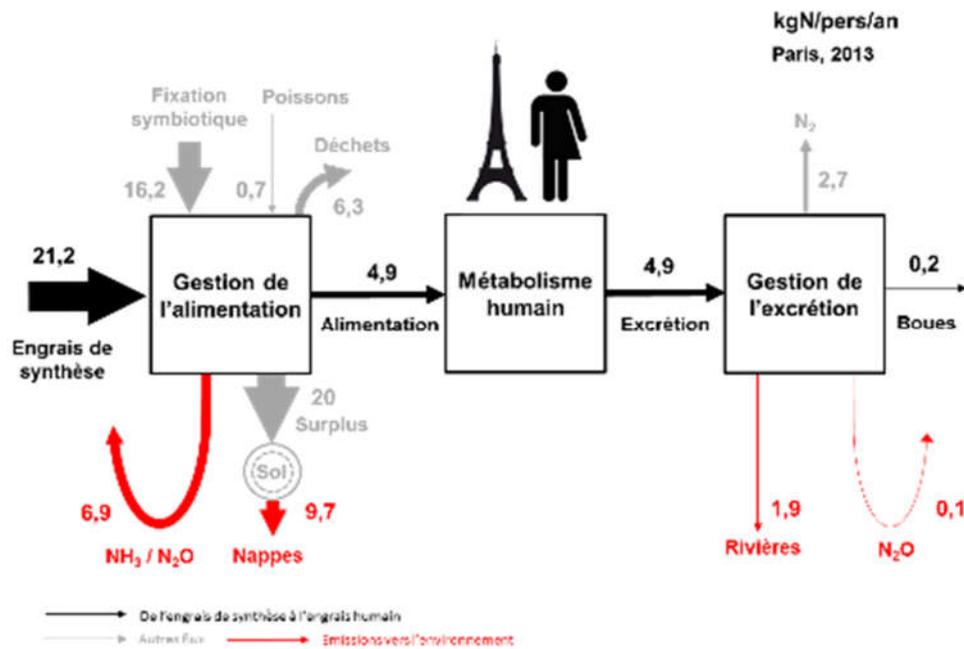


Figure 1.3. Empreinte azote liée à l'alimentation et à l'excrétion d'un habitant de l'agglomération parisienne (données 2013 – d'après Esculier et al. 2018)

Comme vu précédemment, l'urine concentre la majeure partie des nutriments des eaux usées (79 % de l'azote, 47 % du phosphore et 71 % du potassium des eaux usées). En fonction du contexte géographique (urbain et agricole), les nutriments des excréments pourraient couvrir une grande partie des besoins des cultures. Par exemple, dans le cas de l'agglomération parisienne qui comporte 10,8 millions d'habitants et est entourée par 569 000 hectares de terres cultivées majoritairement en grandes cultures, l'urine des habitants de l'agglomération pourrait couvrir 140 % de la consommation actuelle d'azote, 75 % pour le phosphore et 156 % de la consommation de potassium (calculé à partir des données de Esculier et al., 2018 et l'Union des industries de la fertilisation, 2018).

## 2. Fertilisation à l'urine humaine et projet Agrocap

### 2.1. L'urine humaine en agriculture

La valorisation des nutriments présents dans les excréments n'est pas une pratique nouvelle. En effet, de nombreux cas de pratiques de valorisation de l'urine et matières fécales sont rapportés, depuis plusieurs milliers d'années, en particulier dans les villes d'Asie et notamment en Chine et au Japon (Ferguson, 2014). Il est probable que la non-valorisation des urines et matières fécales humaines ait été très minoritaire dans l'histoire de l'humanité, et encore davantage le fait de rejeter les urines et matières fécales humaines dans l'eau (Drangert, 1998). Dans le cas particulier des villes françaises, à partir du XIX<sup>e</sup> siècle et ce jusque pendant la première partie du XX<sup>ème</sup> siècle, se développent, dans la plupart des villes, des systèmes circulaires et se met en place un « mutualisme fécond », notamment entre l'agriculture et la ville (Barles 2005). Les matières sont principalement récupérées au pied des immeubles dans des fosses d'aisance (matières fécales et urine mélangées) et épandues sur les cultures après un traitement plus ou moins élaboré (Figure 2.1). Avec le développement concomitant du tout-à-l'égout et des engrais industriels à la fin du XIX<sup>e</sup> siècle et au XX<sup>e</sup> siècle, la majorité des villes perd « l'engrais humain » qui est envoyé en rivière. Au début du XXI<sup>e</sup> siècle, l'urine humaine n'est plus considérée comme un engrais dans l'imaginaire collectif français.

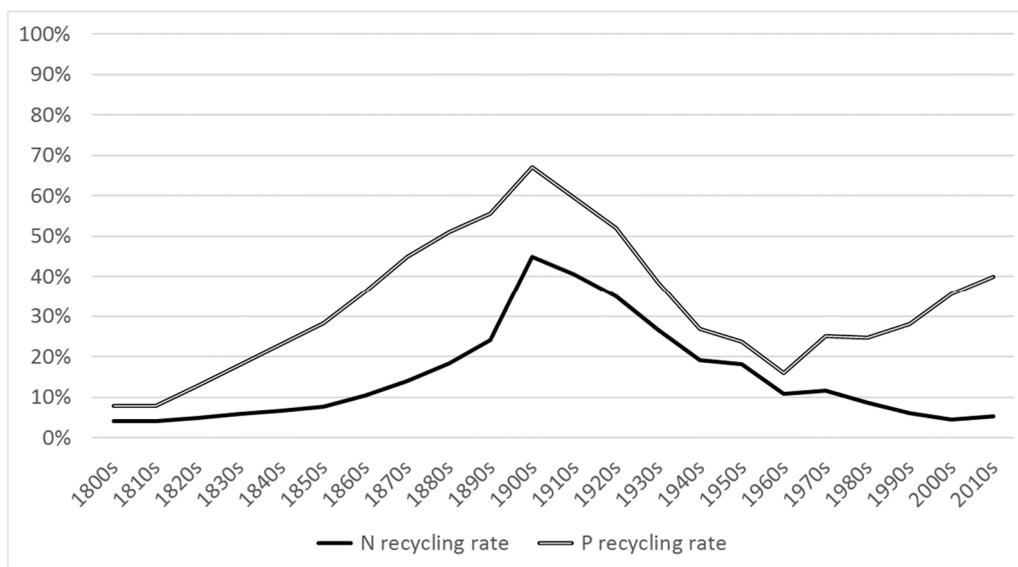


Figure 2.1. Taux de recyclage de l'azote et du phosphore des excréments humains de 1800 à 2010 à Paris (Esculier et Barles 2019).

Les eaux usées étant actuellement collectées avec un égout et orientées vers les stations d'épuration, il pourrait être intéressant de transformer les stations d'épuration en station de récupération des ressources pour parvenir à une plus grande circularité (Besson 2020). Cependant, une fois toutes les composantes des eaux usées mélangées, il devient difficile d'extraire la plupart des nutriments. En effet, aujourd'hui seul le phosphore peut être récupéré efficacement, usuellement par précipitation. Les grandes stations d'épuration peuvent typiquement récupérer 80 % du phosphore entrant dans les boues. Cependant, dans le cas de l'azote, les meilleures technologies disponibles ne permettent qu'une récupération limitée au niveau de la station d'épuration, souvent de l'ordre de 10 % et très difficilement supérieure à 30 %, et sont énergivores et émettrices de gaz à effet de serre (en particulier protoxyde d'azote – N<sub>2</sub>O). Le mélange de l'urine, qui contient la plupart des nutriments, avec les autres composantes des eaux usées (matières fécales, eaux ménagères, eaux pluviales, eaux industrielles, etc.) entraîne différents impacts négatifs, par exemple la présence de pathogènes, de métaux, la dilution des nutriments avec les volumes élevés des eaux ménagères, etc. Cependant, ces impacts peuvent être évités par la séparation à la source de l'urine. Comme pour un tri sélectif des déchets, cette pratique consiste à séparer les différentes composantes des eaux usées en fonction de leurs caractéristiques et potentielles utilisations. Ainsi, la séparation à la source permet de séparer l'urine du reste des eaux usées pour éviter sa dilution. Elle permet aussi de séparer l'urine des matières fécales, car leur composition et leurs caractéristiques physiques (liquide ou solide) sont très différentes. L'urine étant peu contaminée en pathogènes, la séparation à la source de l'urine permet de limiter sa contamination par les autres composantes des eaux usées et en particulier par les matières fécales (ARCEAU-IF, 2021). De très nombreux dispositifs, illustrés par quelques exemples sur la figure 2.2 ci-dessous, permettent une collecte sélective de l'urine.

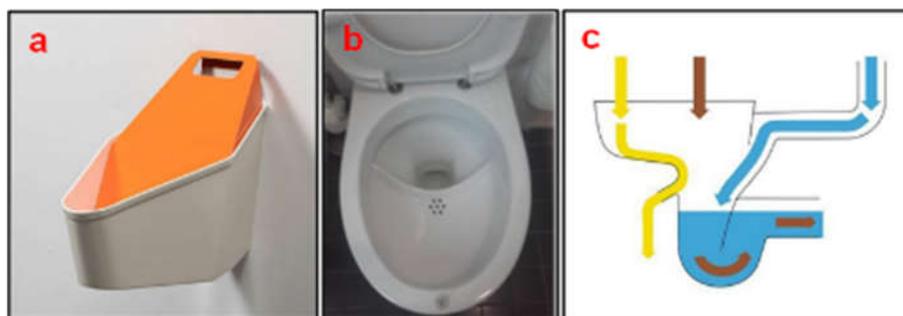


Figure 2.2. Différents types de toilettes permettant la séparation à la source. a. Urinoir féminin « Marcelle », b. Toilette à séparation « Roediger » installé à l'EAWAG, c. Principe de fonctionnement d'une toilette à séparation « Save! » (Laufen).

Crédits : Louise Raguét, Tristan Martin, EOOS.

D'un point de vue réglementaire, le statut de l'urine pour un usage agricole n'est pas explicitement précisé. Cependant, il est à ce jour possible, a minima, d'assimiler l'urine à des matières de vidange de l'assainissement non collectif relevant du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées et son épandage en agriculture pourrait relever de la mise en place de plans d'épandage. Une fois l'urine séparée, de nombreux traitements sont possibles. La plupart de l'azote est excrété dans l'urine sous forme d'urée, cependant cette urée s'hydrolyse rapidement en azote ammoniacal qui est sensible à la volatilisation. Certains traitements ont pour objectif de stabiliser l'azote dans une forme qui limite ces pertes par volatilisation. L'urine étant une solution peu concentrée en comparaison des engrais minéraux, certains traitements ont pour objectif d'augmenter la concentration en nutriments et de réduire le volume. Des traitements ont pour but de réduire la contamination en pathogènes/résidus de pharmaceutiques. Enfin, certains traitements ont pour objectif d'extraire un ou plusieurs nutriments de l'urine. Les fertilisants résultant de ces traitements sont appelés « urinofertilisants ».

## 2.2. Émergence du projet Agrocapi

À partir des années 1990, un grand nombre d'initiatives ont été menées en Europe, dans les pays scandinaves et germaniques principalement, pour proposer des paradigmes alternatifs au tout-à-l'égout (Esculier, 2018). Jusqu'à récemment, la majorité des initiatives françaises étaient cantonnées à des contextes spécifiques (milieu rural, sites isolés, événementiel, etc.). Les initiatives de retour au sol des urines et matières fécales humaines, principalement fédérées en France au sein du Réseau de l'Assainissement Écologique, se sont beaucoup développées en France depuis les années 2000, avec un intérêt récent pour l'urine humaine (De Looze, 2016), plus tardif que dans les pays scandinaves (Jönsson et al. 1997). Depuis les années 2010, ce sujet a commencé à bénéficier d'une certaine reconnaissance institutionnelle, appuyée par le très fort potentiel de contribution à la transition écologique qu'il recèle (Legrand, 2020). On peut citer comme bénéfiques environnementaux attendus :

- Une réduction de la consommation d'énergie via la substitution des engrais minéraux et une réduction des traitements en station d'épuration.
- Une réduction de la consommation d'engrais minéraux (azote, phosphore, potassium...) et des installations nécessaires à leur extraction, production, traitement et transport.
- Une diminution des émissions de gaz à effet de serre au niveau de la station d'épuration et de la production d'engrais.
- Une réduction de la pression sur les stations d'épuration, des traitements plus efficaces et donc une diminution des rejets d'azote et de phosphore dans les masses d'eaux.
- Une réduction de la consommation de réactif dans les stations d'épuration.
- Une réduction de la consommation d'eau au niveau des habitations...

Depuis 2014, le programme de recherche-action OCAP1<sup>1</sup> investigate et accompagne les changements de paradigme possibles via la séparation à la source, avec une approche très largement pluridisciplinaire et cherchant à couvrir au mieux l'étendue des changements induits par ces nouvelles approches dans la production agricole, les régimes alimentaires et la gestion des excréments humains ([www.leesu.fr/ocapi](http://www.leesu.fr/ocapi)). Ses premiers résultats (Esculier, 2018) ont permis de mettre en exergue l'intérêt d'analyser plus spécifiquement la possibilité de mettre en place, en contexte français, et tout particulièrement francilien, des filières de valorisation d'urinofertilisants. Agrocapi s'inscrit ainsi dans ce programme, de même que dans la continuité de projets menés sur les produits résiduels organiques. En particulier, il s'inscrit dans le réseau de sites expérimentaux au champ de longue durée étudiant le recyclage agricole des Produits Résiduels Organiques (PRO), l'observatoire SOERE-PRO<sup>2</sup> (<https://www6.inrae.fr/valor-pro/Presentation-de-l-observatoire-SOERE-PRO>). Or, jusqu'à présent, les urinofertilisants n'avaient pas été inclus dans les PRO étudiés<sup>3</sup>. Il s'inscrit enfin à la suite de projets de recherche sur la valorisation de l'urine réalisés dans des pays pionniers en Europe (Suède, Suisse, Allemagne), mais dont les résultats restent incomplets et nécessitent d'être adaptés au contexte français. L'approche « globale » permet de prendre en compte, autant que possible, les multiples aspects liés au développement de ces filières.

<sup>1</sup> Organisation des cycles Carbone, Azote et Phosphore dans les territoires ([www.leesu.fr/ocapi](http://www.leesu.fr/ocapi))

<sup>2</sup> Système d'Observation et d'Expérimentation au long terme pour la Recherche en Environnement

<sup>3</sup> En tout cas pas depuis les dernières décennies. L'utilisation d'urine humaine en agriculture était très bien connue à l'École d'Agriculture de Grignon au XIX<sup>e</sup> siècle (Dehéran, 1873).

Le projet Agrocap, porte ainsi sur la valorisation de l'urine humaine en agriculture et cherche à répondre à la question suivante : quelles sont les filières de valorisation d'urino-fertilisants envisageables selon les contextes territoriaux et quels en sont les avantages et inconvénients ? L'objectif global du projet est donc de permettre d'accompagner l'émergence des premières filières de valorisation des urines humaines en Île-de-France et faciliter leur mise en œuvre au niveau national.

### 2.3. Structuration du projet Agrocap

Le projet Agrocap a pour but d'étudier différentes filières de valorisation de l'urine en agriculture. **Un des objectifs consiste à caractériser les filières envisageables de valorisation de l'urine humaine en agriculture au niveau agronomique et leurs impacts environnementaux.** Étant données la présence de nombreux macro et micro nutriments dans l'urine (Etter et al. 2015) et l'importance de clore tous les cycles biogéochimiques en valorisant ces nutriments au champ, nous nous sommes intéressés principalement aux traitements de l'urine qui conservent tous les nutriments (traitements conservatifs). Nous nous sommes aussi majoritairement concentrés sur les urino-fertilisants présentant l'azote sous forme minérale – l'azote est naturellement présent sous forme quasiment minérale à l'excrétion<sup>4</sup> –, et correspondant donc à des engrais minéraux ou organo-minéraux.

Le projet Agrocap est structuré en sept lots, comme indiqués sur la figure 2.3 ci-après.

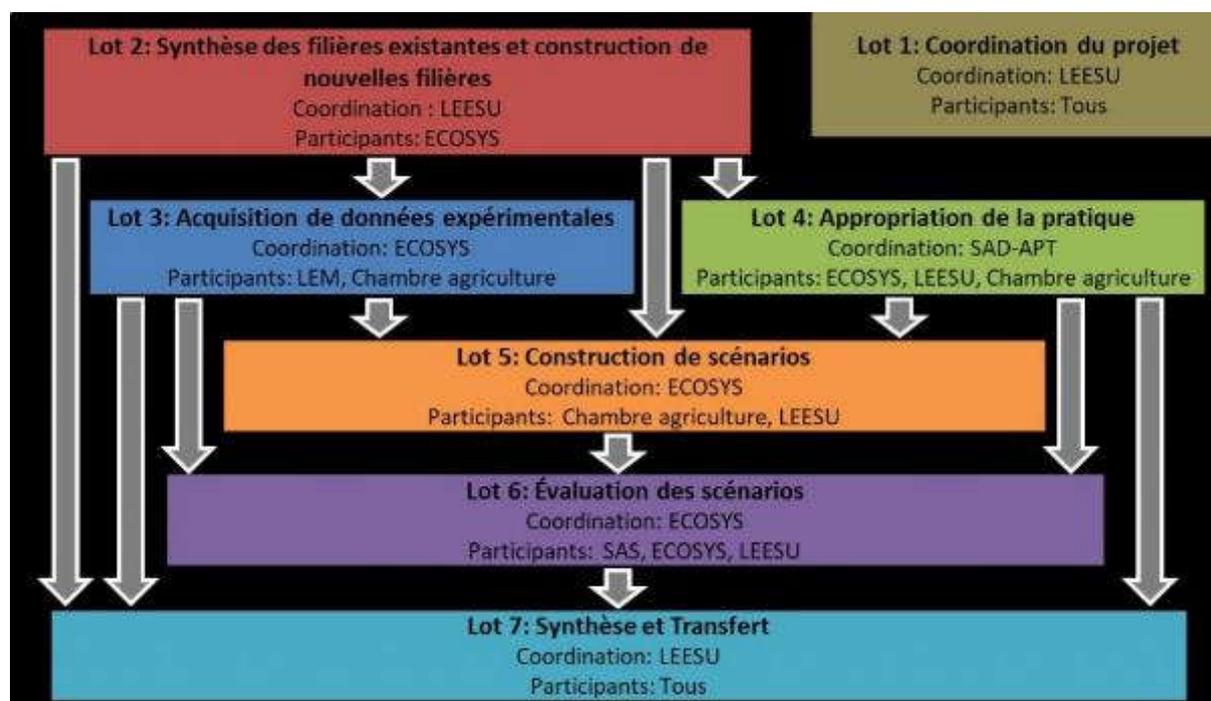


Figure 2.3. Organisation du projet Agrocap

Ce rapport rend compte du travail réalisé dans les différents lots dans les parties qui suivent. Une grande partie des résultats détaillés du projet Agrocap ont été publiés dans la thèse de Tristan MARTIN : **Martin, T. 2020. L'urine humaine en agriculture : des filières variées pour contribuer à une fertilisation azotée durable**. Thèse de doctorat. Univ. Paris-Saclay. <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-03189185>.

<sup>4</sup> L'azote est majoritairement excrété dans l'urine sous la forme d'urée, une molécule organique exceptionnellement riche en azote (2 atomes d'azote pour 1 atome de carbone) et l'urée est très rapidement dégradée sous forme minérale (ammoniac) après excrétion dans les conditions usuelles.

### 3. Revue des urinofertilisants

Les objectifs de ce lot sont de passer en revue les traitements existants pour l'urine et d'analyser les propriétés des urinofertilisants résultant de ces traitements en termes de : (i) Contenu en nutriment, (ii) Efficacité fertilisante, (iii) Teneur en contaminants, (iv) Autres impacts environnementaux associés à leur utilisation. Nous avons choisi de nous concentrer sur les traitements conservant la majeure partie des nutriments pour les retourner aux sols en tant que fertilisants (traitements conservatifs).

Cette partie a fait l'objet de la publication scientifique suivante : Martin, T. M., Esculier, F., Levavasseur, F., & Houot, S. (2020). [Human urine-based fertilizers: A review](https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1838214). *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 1-47. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1838214>

#### 3.1. Composition de l'urine fraîche

Environ 1,3 L d'urine est excrété quotidiennement par personne (Friedler et al. 2013). Environ 85 % de l'azote est excrété sous forme d'urée, 5 % sous forme d'azote ammoniacal et 10 % sous forme d'azote organique (Udert et al. 2006). Si l'urine n'est pas diluée, sa concentration moyenne quotidienne en azote se situe généralement autour de 9 g N/L dans le régime alimentaire occidental standard actuel.

#### 3.2. Pourquoi traiter l'urine ?

*Stabilisation de l'azote* : La majeure partie de l'azote excrétée dans l'urine sous forme d'urée est rapidement transformée pendant le stockage de l'urine en azote ammoniacal en raison de la présence de l'enzyme ubiquiste uréase sécrétée par les micro-organismes (Friedler et al. 2013). L'azote ammoniacal est très sensible à la volatilisation en raison du pH élevé de l'urine hydrolysée. L'ammoniac est responsable des pertes d'azote après épandage et d'une partie de la mauvaise odeur de l'urine (Rodhe et al. 2004; Hashemi and Han 2017). La stabilisation correspond aux procédés qui maintiennent l'azote sous une forme qui limite les pertes lors du traitement et permet une réduction supplémentaire du volume ou limite les pertes lors des autres étapes de la filière de valorisation comme l'épandage sur les cultures.

*Réduction du volume* : La teneur en eau de l'urine représente environ 95 % du poids de l'urine fraîche (Rose et al. 2015). L'urine est un engrais faiblement concentré par rapport aux engrais minéraux classiques. La réduction du volume est utile pour les différentes étapes de stockage, de transport et d'épandage.

*Traitement des résidus pharmaceutiques et/ou des pathogènes* : L'éventuelle contamination de l'urine par des résidus pharmaceutiques ou des pathogènes peut être réduite par des traitements adéquats tels que des procédés de filtration ou de sorption.

Cette revue des traitements de l'urine, résumée dans la figure 3.1 ci-dessous, s'est concentrée sur les deux premiers objectifs.

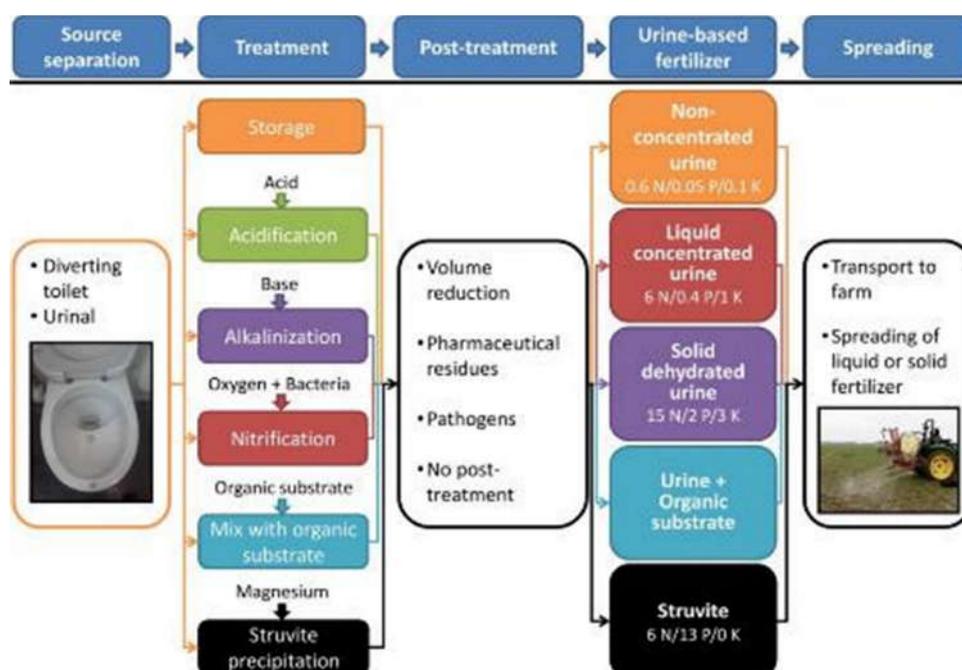


Figure 3.1. Résumé des traitements étudiés

### 3.3. Traitements de l'urine par stockage, stabilisation ou imprégnation

*Stockage* : Le stockage de l'urine avant utilisation correspond au traitement le plus simple. Pendant le stockage, l'urée est rapidement hydrolysée en azote ammoniacal (de quelques secondes à quelques jours, selon les conditions). Après hydrolyse de l'urée, environ 90 % de l'azote présent dans l'urine est sous forme ammoniacale (Udert et al. 2006). Le reste de l'azote est sous forme organique.

*Acidification* : L'acidification stabilise l'azote dans l'urine. Lorsqu'elle opère sur de l'urine fraîche (Hellström et al. 1999), l'acidification à un pH inférieur à 4 empêche l'hydrolyse de l'urée pendant le stockage et maintient l'azote sous forme d'urée (Kabdaşlı et al. 2006). L'ajout d'environ 60 mEq H<sup>+</sup>/L est recommandé pour inhiber l'hydrolyse de l'urée pendant plus de 100 jours (Hellström et al. 1999). La fermentation lactique peut également être utilisée pour diminuer le pH de l'urine fraîche en dessous de 5 en ajoutant de la matière organique facilement dégradable et des bactéries lactiques (Andreev et al. 2017). L'urine stockée (hydrolysée) peut également être acidifiée pour maintenir l'azote ammoniacal sous la forme NH<sub>4</sub><sup>+</sup> plutôt que sous la forme NH<sub>3</sub> (Antonini et al. 2012). Cependant, 10 fois plus d'acide (600 à 650 mEq H<sup>+</sup>/L) est alors nécessaire pour acidifier l'urine stockée en raison de la capacité tampon élevée de l'urine hydrolysée causée par l'ammoniac et les carbonates formés après l'hydrolyse de l'urée (Udert et al., 2006).

*Alcalinisation* : Un autre moyen de stabiliser l'azote et de le conserver sous forme d'urée consiste à alcaliniser l'urine fraîche. Un pH ajusté au-dessus de 10 par l'ajout d'une base inhibe l'enzyme uréase (Kabdaşlı et al., 2006).

*Nitrification* : L'azote dans l'urine stockée peut être stabilisé par nitrification. Cette réaction acidifie l'urine. Environ 50 % du contenu en ammonium de l'urine peut être converti en nitrate avant d'approcher le pH 5,5, la limite pour les bactéries nitrifiantes (Etter et al. 2015).

*Mélange avec des substrats organiques* : Le mélange avec des substrats organiques est largement appliqué dans de nombreux contextes (p. ex. les toilettes sèches à litière). L'urine peut être mélangée à divers substrats organiques, tels que le compost ou les copeaux de bois. Les processus vont d'une simple imprégnation des substrats organiques (p. ex. l'ajout d'urine à des copeaux de bois dans des toilettes sèches à litière) à une transformation complète (p. ex par compostage).

Une sélection des différents urinofertilisants ainsi obtenus sont représentés dans les photographies ci-dessous (Figure 3.2).

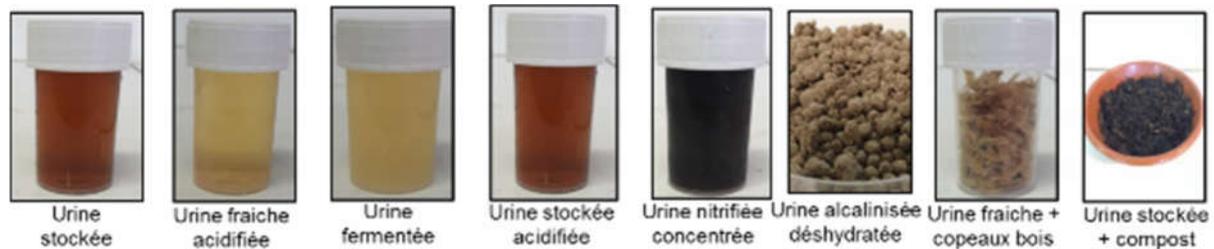


Figure 3.2. Illustrations de différents urinofertilisants conservatifs étudiés

On notera qu'il existe beaucoup d'autres traitements et usages de l'urine possibles, mais qui ne correspondent pas à la fabrication d'urinofertilisants conservatifs, destinés essentiellement à retourner aux sols les nutriments présents dans l'urine humaine. On peut citer les traitements extractifs (précipitation de l'urine sous forme de struvite – Ronteltap 2009 ; extraction de l'azote par divers procédés – Harder et al. 2019), les systèmes électrochimiques ou bioélectrochimiques (Martin et al. 2020), les procédés d'adsorption sélective (Martin et al. 2020), la culture de bactéries sur urine (entreprise française Toopi Organics, Henze & Randall 2018), la culture d'algues sur urine (Piltz & Melkonian, 2018), les usages industriels de l'urine (Aubert & Alcan, 1848), les usages médicaux de l'urine (Dussourt & Ruel-Kellermann 2012), etc.

### 3.4. Traitements de réduction du volume

La teneur en eau de l'urine représente environ 95 % du poids de l'urine fraîche (Rose et al. 2015). L'azote représente jusqu'à 24 % du poids sec de l'urine (Simha et al. 2020). Les traitements de réduction du volume interviennent après le stockage et les autres traitements mentionnés précédemment.

*Évaporation* : L'azote est stabilisé avant l'évaporation pour éviter les pertes par volatilisation ammoniacale. Ensuite, l'eau peut être évaporée en gérant la température, la pression et l'hygrométrie (p. ex. évaporation passive, Bethune et al. 2015). L'évaporation peut être un simple processus de réduction de volume (le produit final reste liquide) ou peut se poursuivre jusqu'à la déshydratation (le produit final est un solide).

*Distillation* : La distillation de l'eau consiste en une évaporation à haute température (p. ex. 80 °C) et à basse pression (p. ex. 500 mbar). Pour effectuer la distillation, l'azote doit être stabilisé sous une forme autre que le NH<sub>3</sub> (pour éviter la

volatilisation) ou l'urée (pour éviter l'hydrolyse chimique de l'urée à haute température) par des traitements tels que la nitrification ou l'acidification après hydrolyse de l'urée.

*Osmose directe* : Pour l'osmose directe, en raison de la pression osmotique, l'eau est séparée de l'urine en passant à travers une membrane semi-perméable dans une solution hautement saline telle que de l'eau de mer (Zhang et al. 2014).

*Osmose inverse* : Lors de l'osmose inverse, l'eau de l'urine passe à travers une membrane semi-perméable grâce à l'application d'une pression supérieure à la pression osmotique.

*Congélation-décongélation* : Lorsque la solution est lentement congelée, les ions et les composés chimiques sont exclus de la structure cristalline de la glace. Lors de la fonte, les ions et les composés chimiques sont les premiers à se retrouver en solution et peuvent être séparés de l'eau (Lind et al. 2001).

*Lyophilisation* : Pendant la lyophilisation, l'eau est sublimée à des pressions et des températures très basses (inférieures à -40 °C) (Udert and Wächter 2012).

*Distillation membranaire* : Lors de la distillation par membrane, l'eau est éliminée à travers une membrane hydrophobe microporeuse. La distillation est entraînée par le gradient de pression de vapeur induit par la différence de température de chaque côté de la membrane (p. ex. Volpin et al. 2020).

Les fourchettes de concentrations en azote des différents urinofertilisants obtenus sont indiquées dans la figure 3.3 ci-dessous.

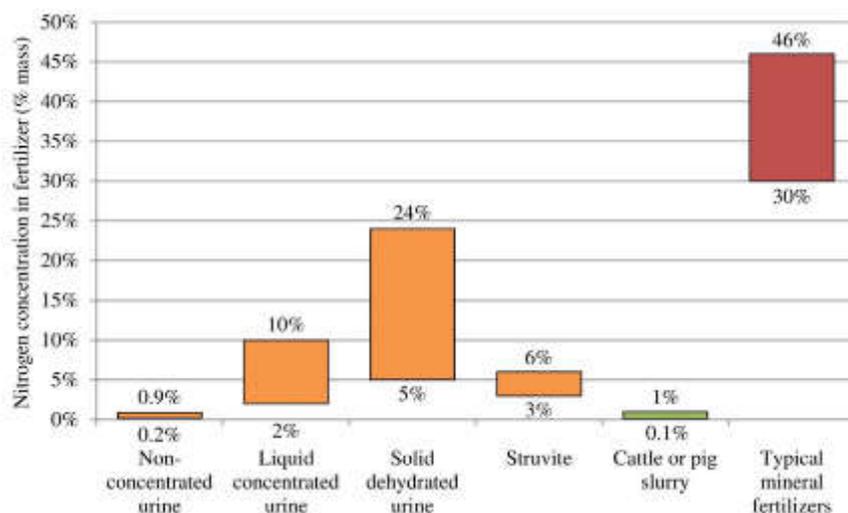


Figure 3.3. Concentration en azote dans les urinofertilisants (en % massique), comparée aux teneurs en azote dans les lisiers animaux et dans les engrais minéraux les plus utilisés pour les cultures céréalières en France : nitrate d'ammonium, urée, solution de nitrate d'ammonium et urée.

### 3.5. Comparaisons entre les traitements et entre les urinofertilisants

*Azote* : L'urine non concentrée (0,2-0,9 % N) et les lisiers d'animaux (0,1 -1 % N) sont du même ordre de concentration, avec des teneurs en azote bien inférieures à celles des engrais minéraux (30-46 % N). L'urine concentrée liquide est environ 10 fois plus concentrée (2-10 % N), mais reste en dessous du niveau des engrais minéraux. Seule l'urine déshydratée (5-24 % N) atteint des concentrations proches de celles des engrais minéraux. Dans les mélanges d'urine et de substrats organiques solides, la teneur en azote varie considérablement en fonction du mélange. Les formes d'azote présentes dans les urinofertilisants varient en fonction du fertilisant. À l'exception des mélanges urine-substrats organiques, les formes d'azote sont similaires à celles que l'on trouve dans les engrais minéraux classiques (urée, ammoniacal et nitrate). L'urée est la principale forme d'azote présente dans l'urine fraîche ou dans les produits stabilisés après acidification ou alcalinisation de l'urine fraîche. L'urine stockée et l'urine stockée acidifiée sont dominées par l'azote ammoniacal. De manière générale, la teneur en azote organique est plus faible dans les urinofertilisants que dans le lisier, sauf dans les mélanges d'urine et de substrats organiques (Figure 3.4).

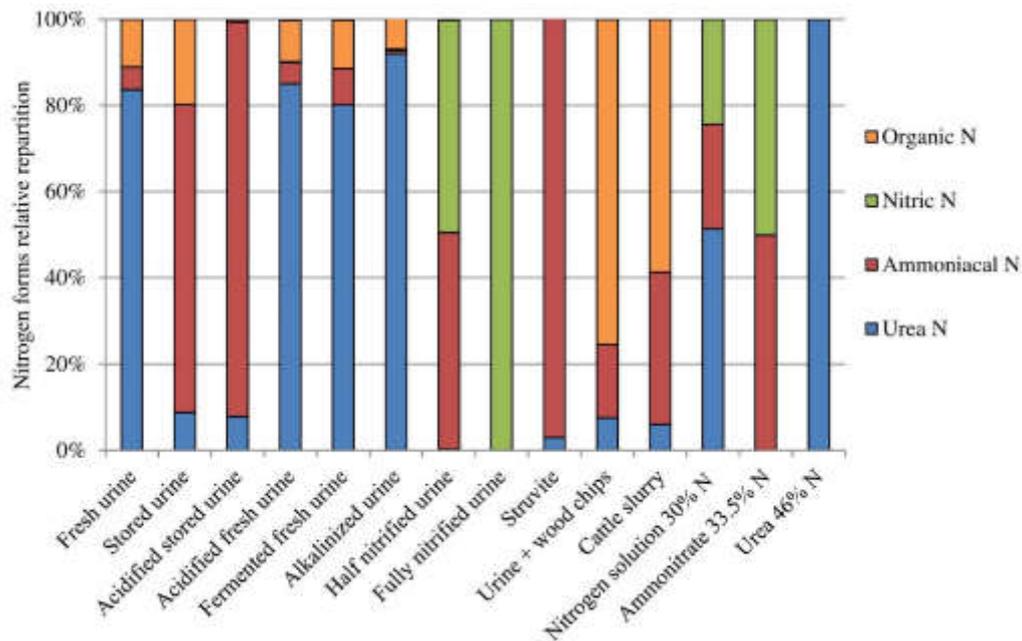


Figure 3.4. Répartition relative des formes d'azote dans les différents urinofertilisants, le lisier de bovins et les engrais minéraux.

*Efficacité fertilisante* : L'efficacité fertilisante des urinofertilisants est peu étudiée. Cependant, dans les quelques études publiées, l'efficacité fertilisante en tant qu'engrais azoté des urinofertilisants est similaire ou légèrement inférieure à celle des engrais minéraux. Les différences entre les urines acidifiées, nitrifiées et stockées sont faibles. Cependant, l'efficacité fertilisante semble être légèrement plus élevée pour l'urine nitrifiée et l'urine acidifiée par rapport à l'urine stockée. L'efficacité fertilisante des mélanges urine-substrat organique peut être plus faible en raison de la fixation possible de l'azote de l'urine avec le substrat organique (p. ex., Martin 2018). L'efficacité fertilisante en tant qu'engrais azoté est généralement plus élevée que pour les lisiers d'animaux et le fumier (Pradhan et al. 2011).

*Résidus de pharmaceutiques* : Parmi les différents contaminants trouvés dans l'urine, les résidus pharmaceutiques semblent être les plus préoccupants en raison de leur potentiel écotoxicologique, de leur concentration relativement élevée par rapport aux autres composés de leur possible diversité et de la difficulté à en mesurer les teneurs. Lienert et al. (2007) ont réalisé un screening des voies d'excrétion de 212 principes actifs pharmaceutiques. En moyenne, 64 % des principes actifs étaient excrétés dans les urines. Les résidus pharmaceutiques sont présents dans les urines moyennes à des concentrations allant de zéro à plusieurs centaines de µg/L (Winker et al. 2008) et atteignent même des concentrations supérieures à quelques mg/L pour les individus sous traitement (Bischel et al. 2015). La nécessité de traitements spécifiques pour éliminer les résidus pharmaceutiques avant l'épandage des urines sur les sols fait actuellement l'objet de débats (Winker 2009 ; WHO 2012). Tous les traitements ont un impact sur les résidus pharmaceutiques, cependant, aucun des traitements ne permet une élimination élevée, à l'exception des traitements spécifiquement dédiés à leur élimination. Aucun résidu pharmaceutique n'a été détecté dans les cultures après l'application d'urine stockée non dopée (Mullen 2018) et les impacts négatifs sur le rendement ou la qualité des cultures sont supposés être négligeables par certains auteurs (WHO 2012). La comparaison avec les fumiers animaux est difficile, car les composés utilisés en médecine vétérinaire ne sont pas toujours les mêmes que ceux utilisés pour les humains ; néanmoins, ceux-ci sont épandus. L'utilisation d'antibiotiques est fréquente dans l'élevage, mais les humains peuvent utiliser d'autres substances impactantes, comme des médicaments anticancéreux. Hammer et Clemens (2007) ont calculé que les flux de tétracycline (un des types d'antibiotiques les plus vendus pour les humains et les animaux) sont beaucoup plus faibles lorsqu'un champ est fertilisé avec de l'urine humaine qu'avec du lisier de bovin ou de porc. Des traitements tels que la filtration sur charbon actif peuvent être réalisés et sont efficaces (p. ex., Köpping et al. 2020).

*Pathogènes* : L'urine n'est pas complètement stérile au moment de l'excrétion pour les adultes en bonne santé et elle peut comporter environ 240 OTU bactériennes de divers ordres (Lahr et al. 2016). Certains agents pathogènes, tels que *Schistosoma haematobium*, *Salmonella typhi*, *Salmonella paratyphi*, *Leptospira interrogans* peuvent être naturellement excrétés dans l'urine (Feachem 1983)<sup>5</sup>. Cependant, la contamination de l'urine par des agents pathogènes provient principalement de la contamination fécale croisée, qui peut se produire au niveau des toilettes à séparation. La plupart des traitements ont un impact modéré sur les pathogènes. Pendant le stockage, l'effet dépend de la concentration en NH<sub>3</sub> (qui est toxique pour de nombreux microorganismes), de la température et de la durée du stockage (Decrey and Kohn 2017). Pendant

<sup>5</sup> Les maladies liées à ces agents pathogènes sont peu répandues en France métropolitaine. Les fièvres typhoïdes et para-typhoïdes sont rares, la schistosomiase est tropicale – quoiqu'elle soit apparue en 2013 en Corse –, la leptospirose est peu fréquente. Le changement climatique et la mondialisation modifient toutefois les risques liés à ces pathogènes.

le stockage, la plupart des bactéries pathogènes étudiées sont généralement inactivées en quelques jours (Höglund et al. 1998), et la plupart des virus et oocystes étudiés, en quelques semaines (Chandran et al. 2009). D'autres agents pathogènes, comme *Clostridia* ou les œufs d'*Ascaris*, peuvent encore être présents après plusieurs mois de stockage (Höglund et al. 2000). L'Organisation mondiale de la santé (OMS) recommande 1 à 6 mois de stockage pour l'urine stockée en fonction de la température et des cultures sur lesquelles l'urine sera appliquée (WHO 2012). Le stockage de l'urine ne conduit pas à une stérilisation complète, mais offre un " environnement sélectif " avec une communauté bactérienne dominée par les Lactobacillales et les Clostridiales, bien adaptées à cet environnement (Lahr et al. 2016). L'acidification est peu documentée, mais un pH très bas favorise l'inactivation des bactéries, tandis que l'acidification résultant en un pH supérieur à 2 diminue l'inactivation des bactéries par rapport à celle de l'urine non acidifiée (Hellström et al. 1999). L'alcalinisation permet l'inactivation des bactéries et des bactériophages même si la teneur en ammoniac est faible en raison de la stabilisation de l'azote sous forme d'urée (Senecal et al., 2018). La nitrification peut améliorer l'inactivation des bactéries par rapport au stockage, mais pas des bactériophages (Schertenleib 2014). Seuls certains des traitements de réduction de volume à haute température, comme la distillation ou les traitements dédiés spécifiquement à l'élimination des pathogènes, ont un impact fort.

*Autres impacts liés à l'apport d'urinofertilisants :* D'autres impacts peuvent être liés à l'apport d'urinofertilisants, sur les populations de vers de terre ou la germination des graines lorsque les produits contiennent une forte proportion d'azote ammoniacal. Des problématiques de salinisation des sols dans des climats arides, liées à la très forte teneur en sodium des régimes alimentaires occidentaux, peuvent aussi apparaître.

En conclusion, les urinofertilisants représentent une catégorie de fertilisants aux caractéristiques variées. Leur efficacité fertilisante semble être élevée, mais leur utilisation peut entraîner différents impacts environnementaux. La filière de traitement conditionne très fortement ces caractéristiques.

## 4. Efficacité fertilisante azotée et impacts associés

Nous avons vu que les différents traitements de l'urine résultent en de nombreux urinofertilisants aux caractéristiques physico-chimiques variées (p. ex. solide ou liquide, concentré ou dilué). Cependant, l'efficacité fertilisante des urinofertilisants reste très peu étudiée. Les quelques urinofertilisants déjà étudiés ont montré une efficacité fertilisante élevée. Ce chapitre vise à quantifier l'efficacité fertilisante azotée des urinofertilisants. Comme la volatilisation de l'ammoniac après apport des urinofertilisants au champ constitue un impact environnemental potentiel important, nous nous sommes intéressés également à ce potentiel de volatilisation qui, outre son impact environnemental, peut diminuer fortement la valeur fertilisante azotée des urinofertilisants. Nous nous sommes également intéressés aux émissions de protoxyde d'azote ( $N_2O$  – gaz à effet de serre).

Ces travaux ont fait l'objet des publications suivantes :

Martin, T., 2017. Valorisation des urines humaines comme source d'azote pour les plantes : une expérimentation en serre. Rapport de Master 2 Systèmes Aquatiques et Gestion de l'Eau. Institut National de la Recherche Agronomique & École Nationale des Ponts et Chaussées.

Tordera, 2018. Comment valoriser l'urine en agriculture ? Construction d'un protocole et mise en place d'un essai pour mesurer l'efficacité fertilisante de différents produits à base d'urine en agriculture. Rapport de stage de Master 1, Université du Havre.

Martin, Tristan M. P.; Levavasseur, Florent ; Dox, Kris ; Tordera, Léa ; Esculier, Fabien ; Smolders, Erik et Houot, Sabine. (2021). [Physico-Chemical Characteristics and Nitrogen Use Efficiency of Nine Human Urine-Based Fertilizers in Greenhouse Conditions](#). *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, [En ligne].

Martin, Tristan M. P., Levavasseur Florent, Dion Christophe, Vidal Morgane, Genermont Sophie, Carozzi Marco, Esculier Fabien, Houot Sabine. Nitrogen use efficiency of human urine-based fertilizing products in on-farm trials. Submitted in Agronomy for Sustainable Development

### 4.1. Efficacité fertilisante azotée en conditions contrôlées

L'efficacité fertilisante azotée a d'abord été étudiée en conditions contrôlées en serre, afin de caractériser dans les mêmes conditions expérimentales l'efficacité fertilisante en tant qu'engrais azoté de 9 urinofertilisants (Figure 4.1). Les différents fertilisants testés étaient :

- l'urine stockée,
- l'urine nitrifiée concentrée,
- l'urine stockée acidifiée,
- l'urine fraîche acidifiée,
- l'urine fermentée (lactofermentation),
- l'urine alcalinisée,
- l'urine alcalinisée déshydratée
- un mélange entre de l'urine fraîche et des copeaux de bois.

Leur potentiel fertilisant a été comparé à celui du nitrate d'ammonium et du lisier bovin. Les urinofertilisants avaient des concentrations en azote très variables comprises entre 3 g N/kg et 107 g N/kg. En parallèle de l'efficacité fertilisante, la teneur en éléments traces métalliques des fertilisants a aussi été mesurée. Cependant, ces concentrations sont faibles et les flux d'éléments traces métalliques en considérant une dose d'apport de 200 kg N/ha seraient inférieurs à la limite de la norme française pour l'utilisation des composts de boues d'épuration en agriculture (NF U 44-095).



Figure 4.1. Essai en serre

L'expérimentation a été réalisée en serre avec du ray-grass anglais. Cette culture a pour principal avantage d'avoir une germination et une croissance rapide. 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. Le ray-grass a été semé dans un sol prélevé dans l'horizon de surface d'un champ. Pour la comparaison avec le nitrate d'ammonium, une courbe de réponse à l'azote avec un traitement témoin sans fertilisation et 2 doses de nitrate d'ammonium a été réalisée. Les urinofertilisants et le lisier ont été apportés à des doses similaires et tous les engrais ont été incorporés dans la totalité de la masse du sol. Trois répétitions ont été réalisées pour chaque traitement. L'expérimentation a duré 75 jours et la biomasse aérienne du raygrass a été coupée dans chaque pot aux jours 22, 42, 63 et 75. Cette biomasse a été pesée et sa teneur en azote a ensuite été mesurée afin de calculer les exportations d'azote par la biomasse. L'efficacité fertilisante a été estimée à l'aide de deux coefficients classiques dans les essais de fertilisation : le coefficient apparent d'utilisation de l'azote (CAU) et le coefficient équivalence engrais (KEQ). Le CAU du nitrate d'ammonium correspondait à la pente de la courbe de réponse de l'absorption de l'azote par les plantes en fonction de la quantité d'azote ajoutée. Pour les urinofertilisants et le lisier bovin, le CAU a été calculé en utilisant l'équation suivante :

$$CAU (\%) = \frac{\text{Absorption d'azote par la culture fertilisée} - \text{absorption d'azote par le témoin non fertilisée}}{\text{Azote apporté par le fertilisant}} \times 100$$

L'efficacité d'utilisation de l'azote des urinofertilisants peut être comparée à celle de l'engrais minéral en calculant le KEQ comme étant le rapport entre le CAU de l'urinofertilisant et le CAU du nitrate d'ammonium.

L'urine stockée acidifiée et l'urine nitrifiée présentaient des valeurs de KEQ supérieures à 100 %. L'urine stockée, l'urine fraîche acidifiée et l'urine alcalinisée (sous forme liquide ou déshydratée) avaient des KEQ compris entre 85 % et 95 %. L'urine fermentée a montré un KEQ plus faible que les autres traitements avec 76 %. Le mélange d'urine fraîche et de copeaux de bois a présenté un KEQ significativement plus faible que la plupart des urinofertilisants avec 66 %. Le KEQ du lisier de bovin (51 %) était significativement plus faible que ceux de tous les urinofertilisants, à l'exception du mélange avec des copeaux de bois (Figure 4.2). Les efficacités observées dans cet essai sont similaires à celles observées par Gutser et al. (2005) pour l'urine animale et le lisier de bovins. Elles sont aussi similaires à d'autres expérimentations menées pour les quelques urinofertilisants déjà testés comme l'urine stockée (Kirchmann and Pettersson 1995).

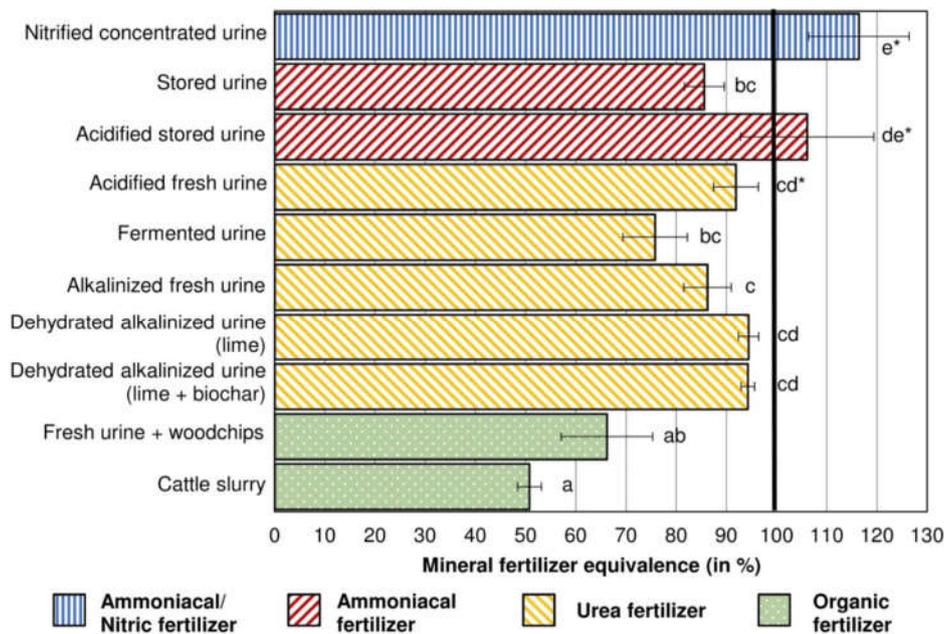


Figure 4.2. Équivalent d'engrais minéral (azote) des différents urinofertilisants et le lisier de bovins. Les traitements qui ne sont pas significativement différents de 100 % (engrais minéral) sont marqués d'un \*.

La variation des valeurs de KEQ pourrait être liée à la forme de l'azote. L'urine stockée acidifiée et l'urine nitrifiée ont toutes deux présenté les KEQ les plus élevés et ces urinofertilisants ne contenaient que de l'azote minéral ou de l'urée et aucun azote organique. Pour les autres urinofertilisants (à l'exception du mélange avec des copeaux de bois), le pourcentage d'azote organique variait de 4 % à 19 % de l'azote total et cela peut expliquer les valeurs de KEQ inférieures à 100 %, car cette fraction organique doit être minéralisée avant d'être disponible pour les plantes. Les efficacités plus faibles observées pour le mélange avec copeaux de bois et le lisier de bovins peuvent s'expliquer par la proportion encore plus élevée d'azote organique (plus de 50% de l'azote total) dans ces traitements. Le plus faible KEQ de l'urine fermentée pourrait être dû aux bactéries présentes dans l'urinofertilisant qui pourraient avoir augmenté l'immobilisation de l'azote après apport du fertilisant au sol.

## 4.2. Efficacité fertilisante azotée et mesures d'émissions gazeuses en conditions réelles

Après avoir mis en évidence la forte efficacité fertilisante des urinofertilisants en conditions contrôlées, nous nous sommes attachés à quantifier cette efficacité en conditions réelles où de nombreux facteurs pédoclimatiques peuvent avoir un impact. Les expérimentations ont été réalisées sur 6 sites différents pendant deux années culturales en 2018 et 2019. Toutes les parcelles expérimentales étaient situées au milieu de parcelles agricoles plates et homogènes. Hormis la fertilisation azotée et la récolte, les expériences ont été gérées par les agriculteurs avec leurs pratiques usuelles (travail du sol, semis, désherbage, etc.). 11 engrais différents ont été testés, comprenant quatre urinofertilisants (deux urines stockées de provenances différentes – festival et bâtiment Coriolis de l'École des Ponts ParisTech –, de l'urine fermentée et de l'urine nitrifiée), sept autres engrais organiques (lisier de bovin, fumier de bovin, fumier de cheval, compost de la partie solide du lisier de porc, boues d'épuration chaulées déshydratées, digestat de ferme laitière et digestat de biodéchets) et un engrais minéral (ammonitrate) (Figure 4.3). Comme observé lors de l'essai en conditions contrôlées, les urinofertilisants ainsi que les autres engrais organiques ont des teneurs en azote variables. Tous les urinofertilisants ont une teneur en azote minéral supérieure à 80 %. L'azote organique était la principale forme d'azote dans les fumiers, le compost, le digestat de ferme laitière et les boues d'épuration chaulées prélevées en 2018. Les autres engrais organiques (digestat de biodéchets, lisiers et boues d'épuration chaulées de 2019) étaient plus équilibrés entre azote organique et ammoniacal. En parallèle de l'efficacité fertilisante, neuf indicateurs pathogènes ont été mesurés dans les urinofertilisants et le lisier bovin. La présence de ces pathogènes indicateurs était beaucoup plus faible dans les urinofertilisants que dans le lisier de bovins et inférieure au seuil de détection pour la plupart d'entre eux. Seule l'urine stockée provenant de festival dépasse la norme pour l'utilisation sur culture maraîchère pour un des organismes pathogènes mesurés (*C. perfringens*) (Martin, 2020).

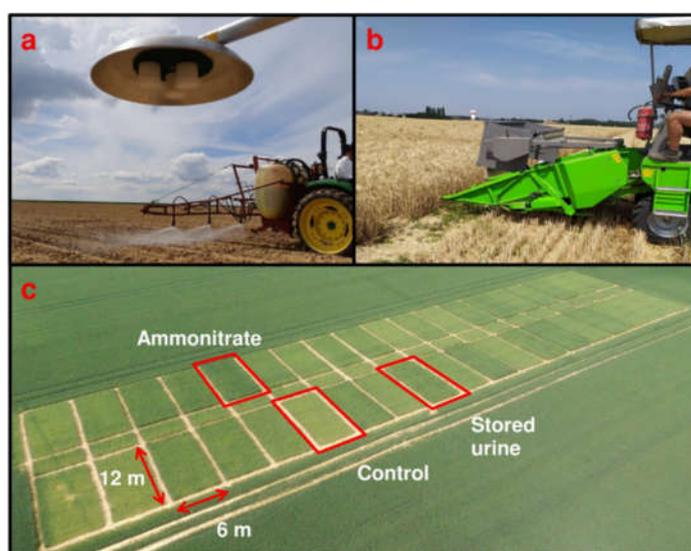


Figure 4.3. Expérimentations sur le terrain réalisées en 2019.

Quatre types d'expérimentation ont été réalisés avec des objectifs différents : (i) Mesure des coefficients d'équivalence engrais (KEQ), (ii) Essai de substitution totale de l'engrais minéral par des urinofertilisants, (iii) Mesure de la volatilisation ammoniacale et (iv) Mesure des émissions de  $N_2O$ . Les essais de mesure des KEQ sont basés sur la même méthodologie que les essais en conditions contrôlées. Plusieurs doses d'ammonitrate (nitrate d'ammonium sous forme solide) ont été apportées afin de déterminer la courbe de réponse à l'azote des différentes cultures. Les urinofertilisants et autres fertilisants organiques ont été apportés à des doses similaires. Les coefficients apparents d'utilisation engrais (CAU) ont été calculés à partir du rendement en grain et de la teneur en azote dans le grain. Cinq essais différents ont été menés : 3 sur blé et 2 sur colza.

L'objectif de l'expérimentation de substitution était d'étudier la possibilité de remplacer complètement les engrais minéraux pour la fertilisation d'une culture par un urinofertilisant en obtenant le même rendement et le même niveau de qualité des grains. L'expérience a été réalisée sur du blé d'hiver avec deux traitements différents : l'urine stockée et l'ammonitrate. La fertilisation a été basée sur la pratique des agriculteurs et fractionnée en trois apports.

L'ammoniac est un polluant atmosphérique qui provoque à la fois des impacts sur l'environnement (acidification, eutrophisation) et sur la santé, avec la formation de particules fines (Erisman et al. 2008). La volatilisation ammoniacale représente également une perte d'efficacité fertilisante en raison des pertes d'azote. Une mesure de volatilisation après apport d'urine stockée et d'ammonitrate sur maïs a été réalisée. Pour déterminer les flux d'ammoniac, un modèle de dispersion atmosphérique a été utilisé (FIDES, Loubet et al. 2018). Ce modèle nécessite la concentration d'ammoniac dans l'air au centre de la parcelle qui a été mesurée à l'aide de badges passifs (ALPHA, Tang et al. 2001). À l'intérieur des badges se trouve un papier filtre imprégné d'acide citrique qui permet de piéger l'ammoniac. La concentration en ammoniac dans l'air a été calculée à partir de la concentration en ammonium de la solution extraite des filtres et du temps d'exposition. Les mesures ont été effectuées pendant 26 jours après épandage (26 mai au 17 juin 2019).

Le protoxyde d'azote (N<sub>2</sub>O) est un gaz à effet de serre avec un pouvoir de réchauffement global élevé et qui contribue significativement aux émissions de gaz à effet de serre du secteur agricole. Les flux d'azote en jeu sont par contre généralement négligeables d'un point de vue fertilisation. Les émissions de N<sub>2</sub>O ont été mesurées pendant 35 jours avec la méthode des chambres statiques (Rochette and Eriksen-Hamel 2008) pour de l'ammonitrate, de l'urine stockée et de l'urine nitrifiée concentrée, apportés en surface avant un travail du sol superficiel.

Pour les essais KEQ, les coefficients d'équivalence engrais variaient de 7 % (fumier solide de bovin sur colza) à 116 % (urine nitrifiée sur blé d'hiver). Les équivalents engrais minéraux étaient plus élevés pour les urino-fertilisants que pour les autres engrais organiques et proches de l'efficacité de l'ammonitrate avec un KEQ supérieur à 70 % dans la plupart des cas (Figure 4.4). En raison de la forte variabilité lors des essais au champ, aucune différence significative n'a été observée entre les urino-fertilisants, cependant le KEQ élevé observé pour l'urine nitrifiée pourrait être dû à des pertes par volatilisation limitées en raison du faible pH du fertilisant et de la plus faible proportion en azote ammoniacal. Le principal facteur expliquant le KEQ élevé semble être la teneur en azote minéral des engrais. En effet, l'azote organique doit être minéralisé avant d'être disponible pour les plantes. Selon la stabilité de la matière organique, seule une petite partie de l'azote organique peut être minéralisée au cours d'une année culturale.

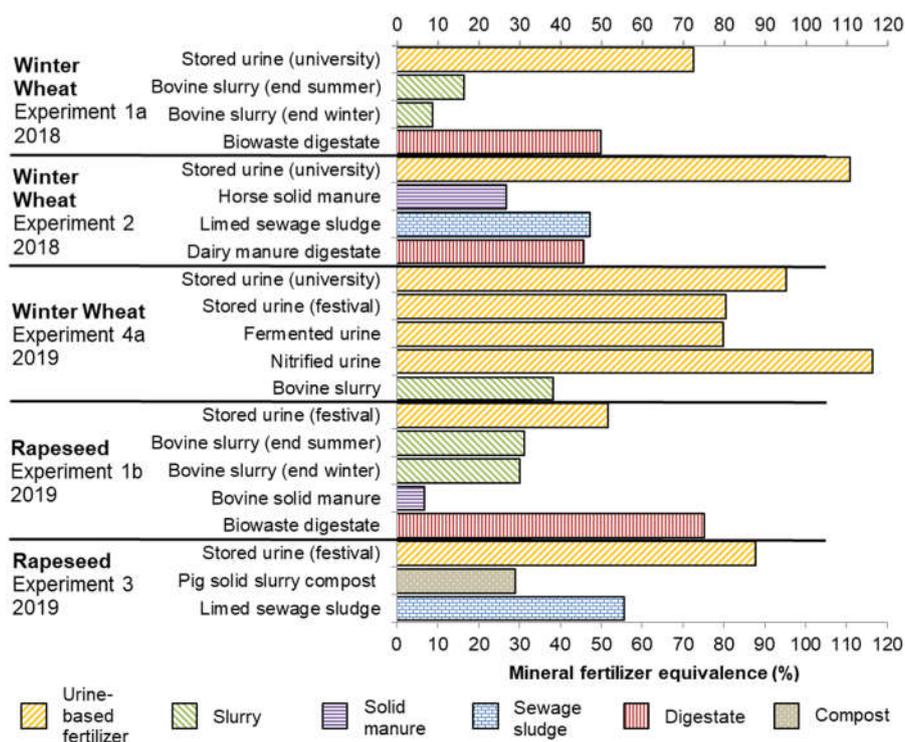


Figure 4.4. Coefficient d'équivalence engrais (en %) pour les urino-fertilisants et les autres engrais organiques testés dans les différentes expérimentations.

Pour l'expérimentation de substitution des engrais minéraux, les rendements observés après les trois apports d'urine stockée ou d'ammonitrate étaient très similaires et n'étaient pas statistiquement différents. La qualité du grain traduit par le taux de protéine n'était pas non plus statistiquement différente entre l'ammonitrate et l'urine stockée. Cependant, cette substitution complète pose de nombreuses questions sur les contraintes techniques pour les différents apports. Par exemple, pour apporter 190 kg N/ha (comme dans l'expérience), 49,6 t/ha d'urine stockée (festival) sont nécessaires, mais seulement 0,57 t/ha d'ammonitrate.

Pour l'essai de volatilisation ammoniacale, les flux observés sont faibles pour l'ammonitrate avec moins de 1 % de l'azote apporté volatilisé. Cependant, 34 % de l'azote apporté avec l'urine stockée s'est volatilisé. La volatilisation ammoniacale est fortement dépendante de la teneur en azote ammoniacal ou uréique. Les conditions météorologiques et d'application ont également été favorables à la volatilisation : fort ensoleillement, température élevée, absence de pluie pendant les jours suivant l'épandage, utilisation d'un épandeur à fines gouttelettes, absence d'incorporation dans le sol et faible développement du couvert végétal. Ainsi, ces conditions favorables au moment de l'épandage ont probablement maximisé la volatilisation qui était plus importante que dans les expériences précédentes avec de l'urine stockée (p. ex. moins de 10 % observés par Rodhe et al., 2004 pour un épandage de printemps en suède). Cependant, différentes méthodes d'apport peuvent réduire cette volatilisation (p. ex. apport par pendillard, injection...).

Enfin, la mesure des émissions de N<sub>2</sub>O au champ indique des émissions nettes (traitement fertilisé – témoin non fertilisé) supérieures pour l'urine stockée (156 g N<sub>2</sub>O-N/ha) que pour l'urine nitrifiée et l'ammonitrate (31 et 45 g N<sub>2</sub>O-N/ha, respectivement) sur la période de 35 jours suivant l'épandage. Ces plus fortes émissions pourraient être liées aux conditions de l'essai (chaud et sec) qui ont favorisé la nitrification et les émissions de N<sub>2</sub>O associées, l'urine stockée étant plus concentrée en azote ammoniacal sujet à nitrification. Ces premiers résultats ne permettent pas de trancher sur le potentiel

d'émissions de  $N_2O$  des urinofertilisants. Ils semblent indiquer cependant que des différences significatives peuvent exister entre urinofertilisants et avec des engrais minéraux. Il conviendrait de poursuivre ces expérimentations, dans des conditions pédoclimatiques plus variées et avec des temps de mesure plus longs. Il conviendrait également de pouvoir comparer les émissions au champ avec les émissions de  $N_2O$  intervenant lors de la production d'urine nitrifiée ou d'ammonitrate, ainsi qu'aux émissions en station de traitement des eaux usées et dans les milieux aquatiques récepteurs de rejets d'azote.

### **4.3. Mesures d'émissions gazeuses en conditions contrôlées**

La volatilisation ammoniacale a seulement pu être mesurée en conditions réelles sur un seul urinofertilisant : l'urine stockée. Les mêmes urinofertilisants que ceux testés lors de l'essai en serre (mais pas issus du même échantillon) ont été testés lors d'un essai en conditions contrôlées de la volatilisation ammoniacale. Leur volatilisation a été comparée à celle du nitrate d'ammonium et d'un lisier bovin. Les potentiels de volatilisation se mesurent à l'aide de chambres dynamiques (cf. Figure 4.5). Ces chambres ont une surface de  $177\text{ cm}^2$  (7,5 cm de rayon). Le sol (prélevé sur un des essais KEQ) est contenu dans un cylindre sur une hauteur d'environ 7 cm. Les fertilisants sont épandus en surface du sol. Une fois les fertilisants apportés, les chambres sont fermées hermétiquement. Un flux d'air de 3,5 L par minute balaye la surface du sol. Une fois l'air passé par la chambre, le flux est dirigé vers un barboteur rempli d'une solution d'acide sulfurique. Ce système de piège acide permet de fixer l'ammoniac volatilisé. Régulièrement, les barboteurs sont changés et la concentration en azote ammoniacal dans la solution d'acide sulfurique est mesurée puis les flux de volatilisation sont recalculés.



Figure 4.5. Dispositif de mesure de la volatilisation en caisson

La volatilisation observée est très variable entre les urinofertilisants, allant de 0 % de l'azote apporté volatilisé pour l'urine nitrifiée ou le nitrate d'ammonium, à 18 % pour l'urine alcalinisée (Figure 4.6). La première hypothèse permettant d'expliquer la volatilisation ammoniacale est le pH des fertilisants. En effet, les fertilisants ayant un pH élevé (urine stockée, urine alcalinisée) ont une volatilisation supérieure à 15 %. Cela concerne à la fois les fertilisants ayant une forte teneur en azote ammoniacal (urine stockée), mais aussi les fertilisants ayant une forte teneur en azote uréique. Une fois apporté au sol, cet azote uréique s'hydrolyse rapidement en azote ammoniacal. L'hydrolyse de l'urée entraîne une augmentation du pH du sol et favorise la volatilisation (Overrein and Moe 1967). Au contraire, nous pouvons observer une faible volatilisation pour les produits acides (urine fraîche acidifiée, urine stockée acidifiée et urine fermentée), peu importe la forme de l'azote majoritaire dans l'urinofertilisant (ammoniacale ou uréique). Cette volatilisation a été mesurée autour de 2 à 3 % de l'azote total apporté pour ces urinofertilisants acides. L'acidification de l'urine stockée a permis de diminuer de 80 % la volatilisation (17 % pour l'urine stockée contre 3 % pour l'urine stockée acidifiée). La stabilisation de l'azote sous forme uréique par acidification permet de fortement limiter la volatilisation au contraire de la stabilisation sous forme uréique par alcalinisation. La nitrification de 50 % de l'azote ammoniacal de l'urine (urine nitrifiée concentrée) permet de limiter quasiment totalement la volatilisation. Cela est à la fois dû aux 50 % d'azote nitrique qui ne peuvent pas se volatiliser et à l'effet acidifiant du traitement (pH 3,9 dans le produit final). La volatilisation pour le lisier bovin était similaire aux urinofertilisants alcalins (entre 8 % et 17 % de l'azote apporté) en raison de la teneur élevée en azote ammoniacal et au taux de matière sèche plus élevé qui retient le fertilisant à la surface du sol.

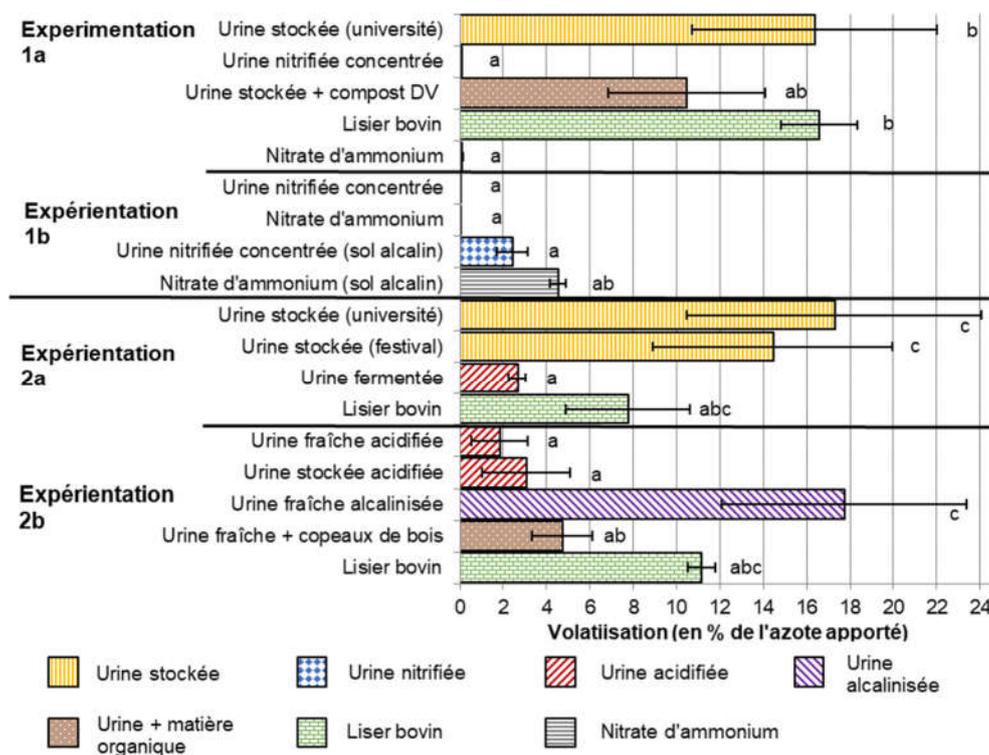


Figure 4.6. Volatilisation mesurée en fin d'expérimentation en pourcentage de l'azote apporté. Les tests statistiques ont été réalisés au sein d'une même expérience (1a, 1b ensemble et 2a, 2b ensemble). Ces différences significatives ne doivent pas être comparées entre les expérimentations 1 et 2.

En conclusion, les différents essais menés en conditions réelles et contrôlées ont mis en évidence une efficacité élevée des urinofertilisants avec une équivalence avec l'engrais minéral généralement supérieure à 70-80 %. L'efficacité des urinofertilisants était plus élevée que celles des autres engrais organiques testés. Cette efficacité est corrélée avec la forte teneur en azote minéral de la majorité des urinofertilisants. Selon les urinofertilisants, il peut exister un risque de volatilisation de l'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ). Il convient alors d'appliquer les bonnes pratiques déjà identifiées par exemple dans le cas de l'épandage des digestats (Bes de Berc et al. 2021). Le potentiel d'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  nécessite quant à lui d'être davantage investigué.

## 5. Micropolluants organiques

---

Il existe de nombreux articles scientifiques qui montrent la présence de résidus de médicaments dans les boues d'épuration et dans les effluents d'élevage. La filtration rénale est le mode d'élimination de la plupart des médicaments (50-70%). Les urinofertilisants peuvent donc contenir des résidus de médicaments. Leur présence pose des questions sanitaires ou environnementales. Par exemple, la présence d'antibiotiques peut être à l'origine de l'apparition et de la dissémination de gènes de résistance, les hormones sont des perturbateurs endocriniens, d'autres molécules peuvent avoir des effets écotoxiques. En outre, d'autres micropolluants peuvent être présents dans des urinofertilisants : produits de soin appliqués sur le corps et excrétés *in fine* dans les urines, micropolluants non pharmaceutiques présents dans la nourriture consommée et excrétés dans les urines, molécules liées au tabagisme, produits utilisés pour l'entretien des toilettes, etc. Cette étude a principalement porté sur les résidus pharmaceutiques et hormonaux. Les questions que nous nous sommes posées pour ce projet ont été : quels résidus de médicaments, hormones et bactéricides sont présents dans les urinofertilisants et à quelles concentrations ? Les traitements des urines permettent-ils d'abaisser les teneurs ? Quels sont les risques d'accumulation dans les sols après des apports répétés ? Les objectifs ont été de : (1) définir une liste de composés à analyser dans les urines et les sols fertilisés ; (2) identifier et mettre au point des méthodes d'analyse ; (3) comparer les teneurs dans les urinofertilisants pour évaluer l'effet des traitements et les comparer avec des produits résiduels organiques usuels (boue, lisier) ; (4) déterminer les concentrations dans les sols, les flux, les temps de demi-vie de dissipation. Pour ce dernier point, nous nous sommes basés sur l'essai de 2019 sur le plateau de Saclay (voir paragraphe 4.2) et sur une collaboration établie avec Jakob Magid et Dorette Müller-Stöver, de l'Université de Copenhague, qui disposent d'un essai au champ de longue durée « CRUCIAL », mis en place en 2003, et qui étudie l'effet répété de l'apport au champ notamment de l'urine et d'autres produits résiduels organiques comme une boue d'épuration ou un lisier bovin.

Cette partie a fait l'objet de la publication de la note suivante :

Anaïs Goulas, Marjolaine Deschamps, Sabine Houot, Marine Legrand, Fabien Esculier. (2020) Principaux enjeux liés à la présence de micropolluants organiques dans les urino-fertilisants (résidus pharmaceutiques, hormonaux et de soins personnels). Fiche pratique AGROCAPI. [https://www.leesu.fr/ocapi/wp-content/uploads/2020/04/AGROCAPI\\_note\\_pharma\\_200420.pdf](https://www.leesu.fr/ocapi/wp-content/uploads/2020/04/AGROCAPI_note_pharma_200420.pdf)

Une publication dans une revue scientifique des résultats présentés ci-dessous, ainsi que de ceux relatifs à l'antibiorésistance, est en cours de préparation.

### 5.1. Choix des micropolluants à analyser

L'unité ECOSYS a déjà une expertise dans l'analyse de 35 résidus de médicaments et deux bactéricides, à usages humain et/ou vétérinaire, contenus dans des produits résiduels organiques, les sols les recevant et les eaux du sol (Sertillanges et al. 2020 ; Bourdat-Deschamps et al. 2017). Une recherche bibliographique a été conduite en début de projet pour sélectionner d'autres résidus de médicaments susceptibles d'être retrouvés dans les urines. Les critères pour ce choix ont été : les médicaments les plus utilisés en France (Cavalié et Djeraba 2014), les voies d'administration et les taux d'excrétion urinaire des principes actifs ou des métabolites (par exemple Benet et al. 2011, RCP médicament (résumé des caractéristiques du produit) en annexe de la décision d'autorisation de mise sur le marché (AMM), Drugbank) et les listes de surveillance pour le monitoring des micropolluants dans l'environnement (AFSSA 2008, Liste vigilance UE 2015, Amalric et al. 2011). Des médicaments tels que des somnifères, anti-dépresseurs, anti-cancéreux ou stupéfiants n'ont pas pu être inclus dans ce travail à cause des contraintes réglementaires pour l'obtention des étalons analytiques ou des difficultés pratiques pour leur analyse. Outre deux hormones naturelles, quatre molécules non-pharmaceutiques ont été étudiées : trois bactéricides et un stimulant (la caféine, également marqueur anthropique usuel). Une liste de 61 molécules à rechercher a ainsi été établie, incluant les molécules déjà suivies à ECOSYS ainsi que 14 molécules parmi les 38 les plus consommées au Danemark (Pedersen et al. 2007)<sup>6</sup>. Cette liste comporte 6 à 38 molécules de plus que les études publiées sur les urines (Winker et al. 2008, Schürmann et al. 2012, Etter et al. 2015, Jaatinen et al. 2016, Mullen et al. 2017, Viskari et al. 2018). Elle comprend :

- 52 résidus de médicaments (principes actifs ou métabolites), dont 18 à usage humain exclusif, 10 à usage vétérinaire exclusif et 24 à usage humain et vétérinaire, répartis en plusieurs groupes thérapeutiques :
  - o 28 antibiotiques de 5 familles (fluoroquinolones, tétracyclines, sulfonamides, macrolides-lincosamides,  $\beta$ -lactamines)
  - o 10 anti-inflammatoires – antalgiques
  - o 5 neuroleptiques
  - o Trois antiparasitaires, un diurétique, un corticoïde, deux  $\beta$ -bloquants, deux hypolipidémiants, un antidiabétique
- 4 hormones (deux humaines et deux naturelles retrouvées chez les humains et les animaux)
- 3 bactéricides
- la caféine

---

<sup>6</sup> La liste complète des molécules est disponible en ligne sur le site internet du programme OCAP ( [www.leesu.fr/ocapi](http://www.leesu.fr/ocapi) ), rubrique projet Agrocapi, à la fin du diaporama « Micropolluants organiques » du colloque de restitution.

## 5.2. Mises au point pour l'analyse des micropolluants

Les analyses de micropolluants organiques ont été réalisées avec un chromatographe liquide ultra-haute performance équipé d'un système de pré-concentration en ligne et couplé à un spectromètre de masse en tandem (SPE-UHPLC-MS-MS). Cette technique analytique offre une grande sensibilité et sélectivité, mais a pour inconvénient majeur une modification du signal (extinction ou plus rarement augmentation) due à la présence d'interférents lors de l'analyse, ayant pour conséquences la dégradation des limites de quantification et des problèmes de justesse de méthode. L'objectif était de mettre au point une méthode simple de préparation des échantillons d'urine pour limiter ces effets de matrice. Les différentes pistes étudiées ont été : la modification de pH (pH 3 ou 9), la dilution de l'échantillon (1/2 ou 1/5), la purification par une méthode QuEChERS adaptée (Bourdat-Deschamps et al. 2014). Les effets de matrice observés dans chaque condition expérimentale ont été comparés entre eux, pour les molécules qui n'étaient pas ou très peu présentes initialement dans les échantillons (résultats exploitables pour 27 molécules sur 47 – ont été exclues les molécules à usage vétérinaire exclusif). Une stratégie de traitement des échantillons (acidification ou non, dilution ou non) a pu être élaborée selon le type d'urines analysées (Figure 5.1), afin de limiter au maximum ces effets de matrice. Une fois les échantillons préparés, ils doivent être analysés en SPE-UHPLC-MS-MS selon deux modalités (phase mobile acide pour le mode dit « positif » ou non acide pour le mode dit « négatif ») afin d'obtenir la meilleure sensibilité selon les composés. Malgré cette stratégie adaptée aux types d'échantillons et aux molécules, les effets de matrices peuvent demeurer important pour certains composés : par exemple des pertes de signal entre 50 et 75% ont été observées pour 9 micropolluants sur 22 analysés en mode dit « positif » dans l'urine stockée et des pertes de plus de 75% du signal ont été observées pour 7 micropolluants sur 22. Afin d'assurer la justesse de la méthode, les biais analytiques liés à ces pertes ou gain de signal ont été corrigés en utilisant des étalons internes. Tous les analogues isotopiques disponibles commercialement ont été achetés pour servir d'étalons internes (dilution isotopique), soit 36 composés marqués au  $^2\text{H}$  ou  $^{13}\text{C}$ . Pour les molécules ne disposant pas d'analogue marqué, l'étalonnage interne a été réalisé en choisissant l'étalon dont le comportement analytique était le plus proche. Deux résidus de médicaments ont dû être sortis de la liste car ils n'étaient pas retenus en SPE en ligne (le 4-aminophénol, métabolite de l'acétaminophène et la metformine, un antidiabétique)

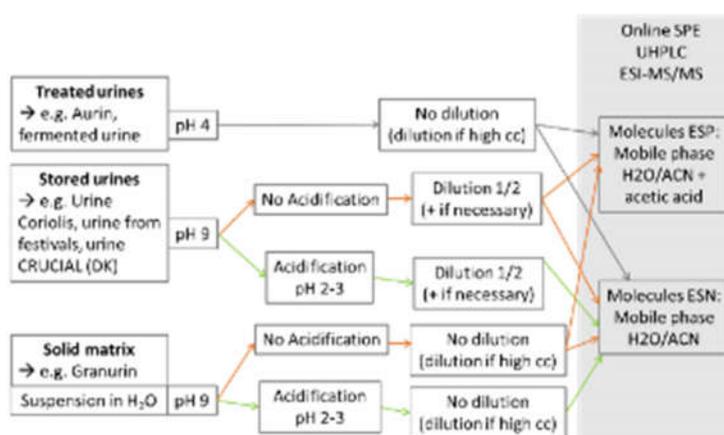


Figure 5.1. Schéma de préparation des échantillons d'urine avant analyse, selon le type d'urine

Les limites de quantification des micropolluants ont ensuite été déterminées dans une urine stockée (urine « Coriolis » collectée dans le bâtiment Coriolis de l'Ecole des Ponts ParisTech), après dopage de l'urine et dilutions successives dans la matrice pour atteindre un niveau de rapport signal/bruit de l'ordre de 10. Ces limites sont variables selon les molécules. Pour les antibiotiques, elles varient de 0,06  $\mu\text{g/L}$  (érythromycine) à 12  $\mu\text{g/L}$  (tétracycline). Pour les autres micropolluants susceptibles d'être retrouvés dans les urines humaines, elles varient de 0,03  $\mu\text{g/L}$  (tramadol) à 30  $\mu\text{g/L}$  (prednisolone). L'amoxicilline et l'acide clavulanique, les deux antibiotiques de la famille des  $\beta$ -lactamines, ont dû être retirés de la liste des composés analysés car leur réponse instrumentale était trop faible, même en l'absence de matrice. La méthode utilisée pour les hormones autres que l'estrone n'a pas permis d'obtenir une grande sensibilité et l'absence de détection de ces molécules est potentiellement liée aux limites analytiques.

Pour l'analyse des contaminants dans les sols, boues et lisiers, nous avons décidé d'appliquer les méthodes optimisées au laboratoire en 2016 (Ferhi et al.), en réalisant un étalonnage par dilution isotopique quand cela était possible (analogue marqué commercialement disponible) ou en sélectionnant l'étalon interne le plus adapté aux molécules ne disposant pas d'analogue marqué. Dans le cas de ces matrices solides ou présentant une phase particulière, les biais analytiques sont non seulement dus aux effets de matrice lors de l'analyse en SPE-UHPLC-MS-MS mais également aux pertes lors des étapes d'extraction et de purification (rendements inférieurs à 100%). Les étalons internes ont donc été ajoutés en amont de ces étapes de préparation d'échantillon. En plus des quatre résidus de médicaments ne pouvant pas être analysés dans les urines, 6 autres micropolluants ont dû être retirés de la liste pour l'analyse dans le sol, la boue ou le lisier, à cause de très mauvais rendements d'extraction combinés à de très forts effets de matrice. C'est le cas de l'érythromycine (antibiotique), des hormones 17- $\alpha$ -éthinyloestradiol et 17- $\beta$ -estradiol, du furosémide (diurétique) et de l'acétaminophène (autre nom du paracétamol – antalgique). Le DDAC (agent désinfectant des urinoirs) n'a pas pu être analysé dans les matrices solides à cause de très fortes contaminations du système analytique.

### 5.3. Mesures des micropolluants dans les urines, boues d'épuration et lisiers

Les échantillons analysés ont été (1) des urines stockées : France (2019 – Coriolis et Festivals – urinoirs masculins), Danemark – quartier Hyldespjældet de Copenhague (2015, 2018, 2019) ; (2) des urines traitées (2019) : Fermentée, Aurin®, Granurin ; (3) des produits résiduels organiques : France (2019 – lisier bovin), Danemark (2018, 2020 – boue d'épuration et lisier bovin).

Dans les urines stockées (Figure 5.2), 8 à 22 contaminants sont quantifiés de 1 µg/L à 11 mg/L, essentiellement des anti-inflammatoires/antalgiques et des métabolites (7 composés), des antibiotiques (8 composés) et la caféine. Le stockage de l'urine ne permet donc pas d'éliminer les résidus de médicaments. Les concentrations sont variables selon l'origine des urines (par ex. urines collectées à Coriolis vs. urines de festivals) et les années. Elles sont du même ordre de grandeur que celles décrites dans la littérature (Winker et al. 2008, Schumann et al. 2012, Mullen et al. 2017). De nombreuses molécules sont communes aux urines danoises et françaises, avec des concentrations similaires (carbamazépine, estrone, diclofénac, ibuprofène, OH-ibuprofène), ou inférieures voire très inférieures dans les urines danoises par rapport aux urines françaises (kétoprofène, tramadol, acide salicylique, caféine et acétaminophène). Le plus faible nombre de molécules retrouvé dans les urines danoises pourrait s'expliquer par la consommation d'un nombre plus limité de médicaments au Danemark et/ou par le nombre plus limité de personnes dont l'urine est collectée (10 foyers) ou parce que les molécules qui ont été recherchées sont plus adaptées aux prescriptions et aux pratiques de consommation françaises que danoises. Les antibiotiques retrouvés dans les urines danoises sont différents de ceux des urines françaises.

Dans les urino-fertilisants obtenus après traitements (autres que le stockage), seulement 4 micropolluants sont quantifiés dans l'Aurin® (3 anti-inflammatoires – tramadol, OH-ibuprofène, acide salicylique – et la caféine, entre 2 et 49 µg/L), 5 dans le granurin (4 anti-inflammatoires – ibuprofène, kétoprofène, OH-ibuprofène, acide salicylique – et la caféine, entre 146 et 4493 µg/kg) et 8 dans l'urine fermentée (6 anti-inflammatoires – kétoprofène, tramadol, ibuprofène, OH-ibuprofène, acide salicylique, acétaminophène – le lévamisole et la caféine, entre 3 et 5574 µg/L).

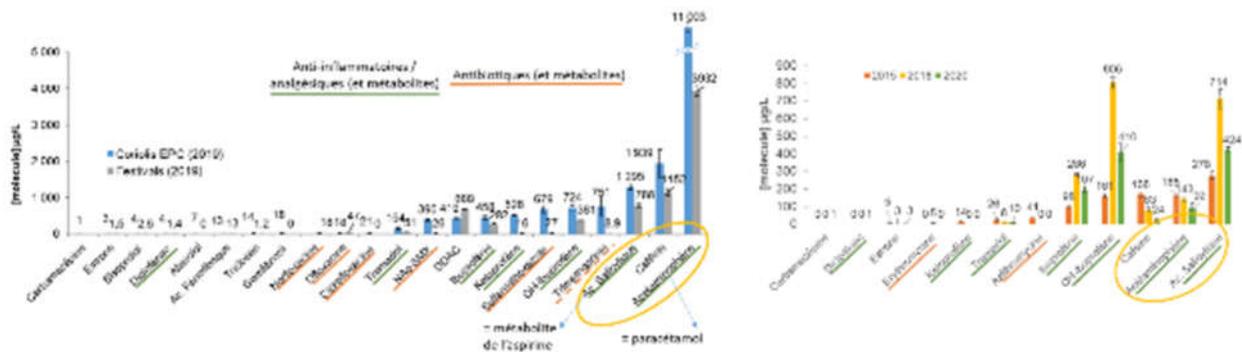


Figure 5.2. Concentrations (en µg/L) des micropolluants dans les urines stockées. A gauche, urines France ; à droite, urines Danemark

Afin de comparer les urino-fertilisants entre eux, les concentrations ont été normalisées en les rapportant, pour chaque urino-fertilisant, à l'apport d'une même quantité d'azote (Figure 5.3). Cela a été fait pour les trois molécules généralement les plus concentrées : l'acétaminophène, la caféine et l'acide salicylique (métabolite de l'aspirine). La fermentation semble ne pas être efficace pour éliminer ces trois composés tandis que la stabilisation puis la filtration sur charbon actif que subit l'urine pour produire l'Aurin® semble être le traitement le plus efficace. Etter et al. (2015) ont d'ailleurs montré une réduction entre 90 et 99% de la concentration d'une dizaine de médicaments induite par ce procédé.

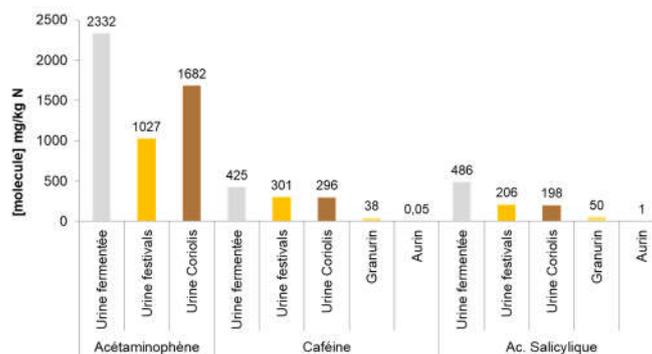


Figure 5.3. Concentrations des principaux micropolluants normalisées par rapport à l'azote contenu dans les différents urino-fertilisants (en mg/kg d'azote)

La figure 5.4 permet de comparer les concentrations des micropolluants dans les urino-fertilisants à d'autres produits plus classiquement épandus au champ (boue d'épuration et lisier), en normalisant à nouveau ces concentrations à l'azote contenu dans les produits (comme pour la Figure 5.3). Les profils sont différents entre l'urine, la boue et le lisier (Figure 5.4a), en lien

avec les médicaments absorbés. La différence de profil entre urine et boue d'épuration peut aussi être attribuée aux groupes de personnes différents auprès desquels la collecte a été réalisée (10 foyers vs. métropole), à la sorption et la dégradation des micropolluants qui peut intervenir dans les égouts et les stations de traitement des eaux usées et aux résidus de médicaments excrétés par voie biliaire. Les antibiotiques sont plus concentrés dans la boue ou le lisier que dans les urines, l'acide salicylique est retrouvé à des fortes concentrations dans le lisier et l'ibuprofène, l'acétaminophène (paracétamol) et la caféine sont plus concentrés dans les urines.

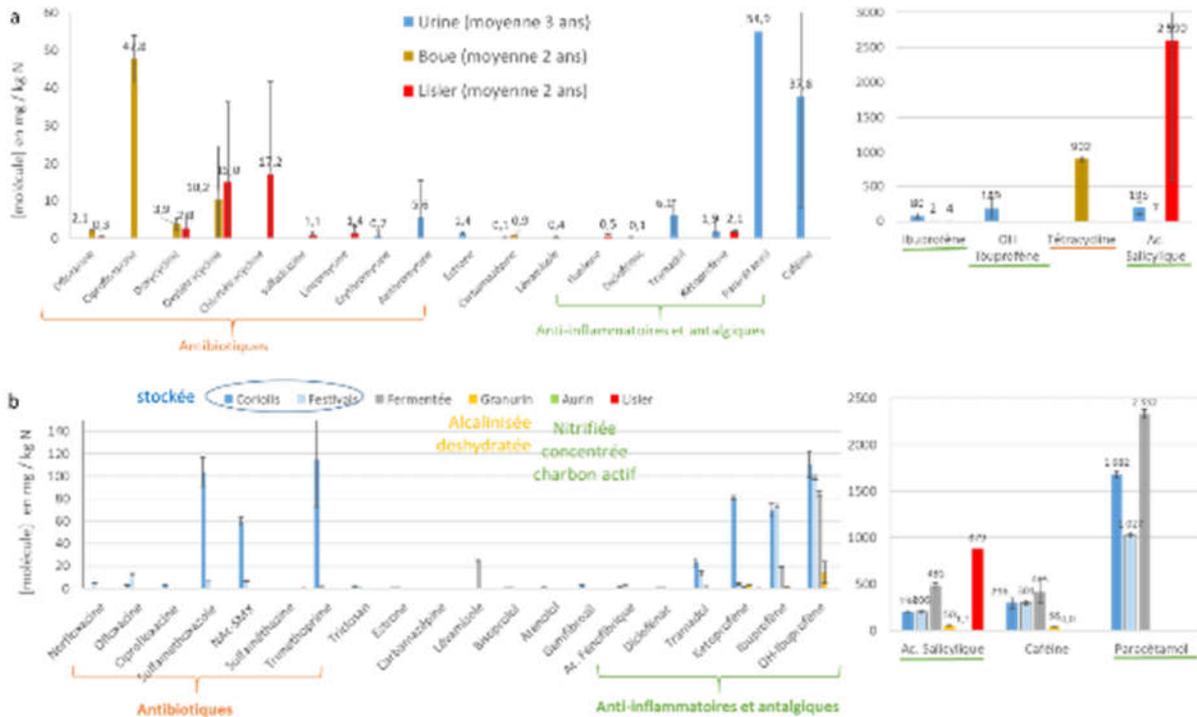


Figure 5.4. Concentrations des micropolluants normalisées par rapport à l'azote contenu dans les différents urino-fertilisants, les boues et les lisiers (en mg/kg d'azote) provenant (a) du Danemark et (b) de France

## 5.4. Mesures des micropolluants dans les sols

Les échantillons analysés ont été prélevés sur (1) un essai en France (voir paragraphe 4.2), sur le plateau de Saclay : sols avant et un mois après un épandage en 2019 (Figure 5.5) ; (2) l'essai de longue durée CRUCIAL au Danemark (Peltre et al. 2015) : sols après épandage de 2018 (soit après 16 épandages) et sols avant et après épandage de 2020 (soit avant et après le 18<sup>e</sup> épandage) (Figures 5.6a et b).

L'acide salicylique a été retrouvé dans tous les sols à un niveau de concentration constant, ce qui pourrait témoigner d'une contamination accidentelle des échantillons ou de l'appareil de mesure. En attendant d'en comprendre l'origine, nous n'avons pas gardé les résultats pour ce résidu de médicament, bien qu'il était très concentré dans les urines et dans le lisier.

Un mois après un unique épandage (Figure 5.5), deux à trois composés sont retrouvés dans les sols fertilisés par les urines, à de très faibles concentrations, inférieures à la dizaine de  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de sol sec. Les sols avant épandage ne contiennent pas les micropolluants recherchés. Il est difficile de conclure sur la persistance des molécules dans les sols avec cet essai.

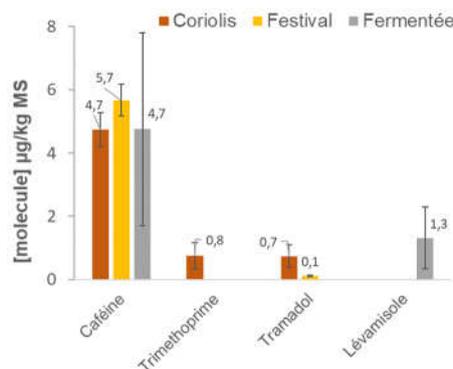


Figure 5.5. Concentrations ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  matière sèche) des micropolluants dans les sols après épandage de différentes urines (essai Saclay)

Dans l'essai de longue durée CRUCIAL, aucune molécule n'a été détectée dans le sol témoin ni dans le sol amendé avec du lisier. Seulement deux à quatre micropolluants ont été quantifiés entre 0,1 et 23 µg/kg MS après 16 à 18 apports d'urines ou de boues (Figure 5.6), ce qui montre un risque d'accumulation faible. Les micropolluants retrouvés dans les sols ne sont pas forcément ceux qui étaient les plus concentrés dans les urines ou dans les boues. Dans le sol fertilisé avec l'urine (Figure 5.6a), les micropolluants sont en plus faibles concentrations que dans le sol amendé par la boue (Figure 5.6b). Il faut cependant noter que la dose d'apport d'urine est basée sur 170 kg N/ha/an alors que celle d'apport de boue est quasiment le double (310 kg N/ha/an).

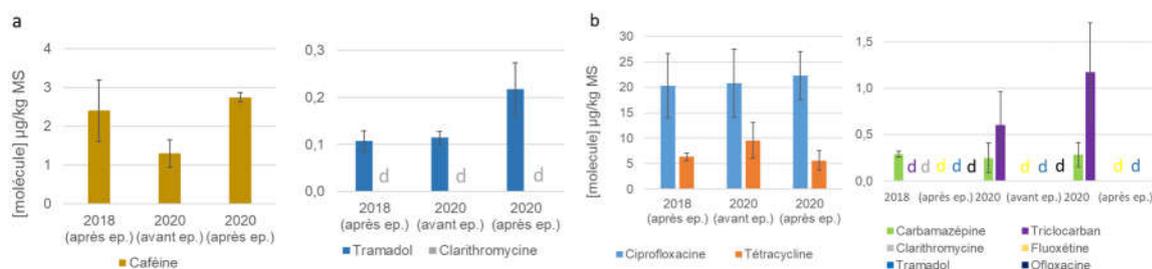


Figure 5.6. Concentrations (µg/kg matière sèche) des micropolluants dans les sols de l'essai CRUCIAL avant et après épandage (a) d'urine stockée et (b) de boue d'épuration. Lorsque la molécule a été détectée mais non quantifiée, un « d » a été placé sur le graphique.

Pour l'essai CRUCIAL, les concentrations attendues (ou prédites, Figure 5.7) après 17 applications ont été calculées en considérant la concentration moyenne dans le fertilisant/amendement, le taux d'application moyen, le nombre d'épandages, la profondeur d'enfouissement dans le sol et la densité du sol (voir eq. 1 Bourdat-Deschamps et al. 2017). Elles ont été mises en regard des concentrations mesurées dans les sols avant épandage en 2020, c'est-à-dire un an après le 17<sup>e</sup> épandage. Les concentrations prédites sont supérieures à très supérieures aux concentrations mesurées (facteur 4 à 170), ce qui montre l'importance de prendre en compte la dissipation pour obtenir des concentrations prédites réalistes. Le terme de dissipation englobe plusieurs processus tels que la dégradation, la formation de résidus non extractibles (sorption irréversible à des constituants du sol), le transfert vers les eaux du sol ou vers des couches inférieures à celle explorée. Les temps de demi-vie (DT<sub>50</sub> en jours) des micropolluants retrouvés dans les sols ont pu être calculés en considérant des cinétiques du premier ordre (voir eq. 2 Bourdat-Deschamps et al. 2017) et sont présentés en couleur Figure 5.7. Ils mettent en évidence des composés plus ou moins persistants, avec des valeurs par exemple pour la ciprofloxacine et la carbamazépine proches de celles retrouvées dans les sites de longue durée du SOERE-PRO implantés en métropole (Bourdat-Deschamps et al. 2017).

	sol + urine			sol + boue		
	cc. Prédites	cc mesurées 2020 av. ep		cc. Prédites	cc mesurées 2020 av. ep	
Acide Salicylique	200,1	nd				
Acétaminophène	56,5	nd				
Caféine	38,8	>> 1,30	DT <sub>50</sub> = 250 j			
OH ibuprofène	194,6	nd				
Ibuprofène	82,2	nd				
Azithromycine	5,8	nd				
Tramadol	6,3	>> 0,11	DT <sub>50</sub> ≈ 170 j			
Kétoprofène	2,0	nd				
Etythromycine	0,7	nd				
Estrone	1,5	nd				
Didofénac	0,1	nd				
Carbamazépine	0,1	nd				
Tétracycline				1663,9	>> 9,6	DT <sub>50</sub> = 110 j
Ciprofloxacine				88,1	> 20,8	DT <sub>50</sub> = 1250 j
Oxytétracycline				18,9	nd	
Acide salicylique				13,6	nd	
Doxycycline				7,3	nd	
Ofloxacine				4,0	nd	
Ibuprofène				4,2	nd	
Carbamazépine				1,6	> 0,25	DT <sub>50</sub> = 800 j
Lévamisole				0,8	nd	

Figure 5.7. Concentrations prédites et mesurées (µg/kg MS) dans les sols de l'essai CRUCIAL ayant reçu 17 apports d'urines ou de boue. En couleur : valeurs de temps de demi-vie (DT<sub>50</sub> en j) pour les micropolluants quantifiés dans les sols.

## 6. Antibiorésistance

L'antibiorésistance, ou résistance aux antibiotiques, désigne la capacité d'un micro-organisme à résister aux effets des antibiotiques. La perte d'efficacité des antibiotiques impacte la santé humaine, la santé animale et celle des écosystèmes, ces santés étant interconnectées et formant un tout. L'augmentation de l'antibiorésistance est un défi mondial de santé publique qui fait l'objet de plans d'action français depuis 2011.

Les urinofertilisants sélectionnés et l'essai au champ réalisé (cf. paragraphe 4.2) ont également permis d'acquérir des données relatives à l'antibiorésistance. Nous nous sommes intéressés à l'innocuité sanitaire des produits fertilisants dérivés d'urine humaine par la recherche de gènes de résistance aux antibiotiques (GRA) et de proxy de l'antibiorésistance (intégrons) dans les produits sources et dans l'environnement (i.e. sol) après leur utilisation au champ. Une publication dans une revue scientifique des résultats présentés ci-dessous, ainsi que de ceux relatifs aux micropolluants, est en cours de préparation.

### 6.1. Méthodologie

#### 6.1.1. Urinofertilisants et sols amendés

Cinq fertilisants dérivés d'urine humaine ont été analysés : urine stockée issue d'un festival, urine stockée du bâtiment Coriolis de l'Ecole des Ponts ParisTech (dite ici urine « bureau »), urine fermentée, granurin et 1 produit commercialisé (Aurin). Ces fertilisants ont été comparés à un fertilisant issu d'excréments animaux (lisier de bovin) (Figure 6.1).



Figure 6.1. Caractéristiques des produits analysés

Les sols amendés en urinofertilisants ont été prélevés avant et un mois après épandage sur le site expérimental à Maule lors d'une campagne d'échantillonnage menée en 2019 (Figure 6.2).



## Microflore bactérienne totale, GRA et EGM

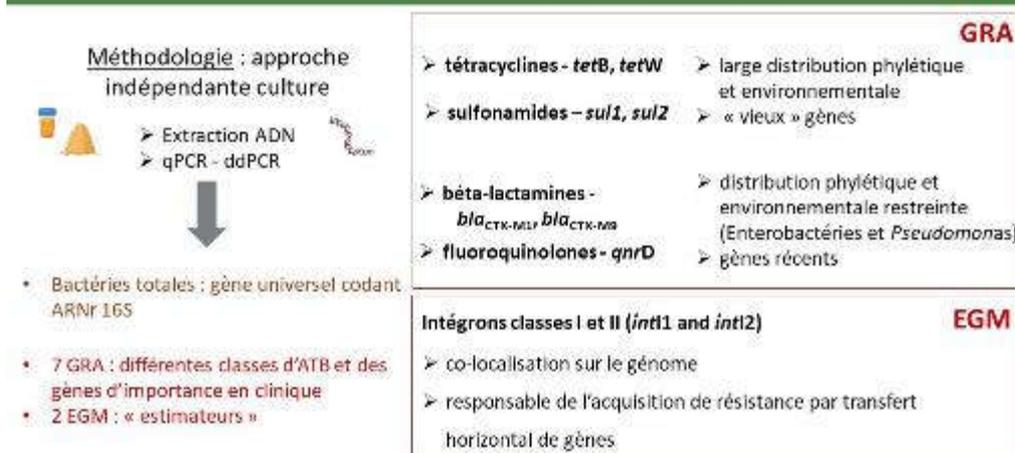


Figure 6.3. Résumé de la méthodologie utilisée pour évaluer la présence de gènes d'antibiorésistance dans les produits et les sols amendés avec les urinofertilisants.

## 6.2. Résultats

### 6.2.1. Abondance des GRA et EGM dans les fertilisants

Sept des 9 gènes (tous sauf *bla<sub>CTX-M</sub>*) ont pu être détectés. Parmi ces 7 gènes (*sul1*, *sul2*, *int1*, *int2*, *qnrD*, *tetB* et *tetW*) *qnrD* est le moins prévalent puisqu'il n'a été retrouvé que dans les urines stockées de festival, et il est le moins abondant ( $7,7 \times 10^5$  copies / ml d'échantillon). C'est parmi ces dernières que l'on a la plus grande diversité de gènes puisque tous, sauf *bla<sub>CTX-M</sub>*, ont été détectés et qu'ils sont les plus abondants. Ceci peut être le reflet de la très grande diversité d'individus représentés comparativement à ce qui est observé au niveau des urines collectées à l'échelle d'un bureau professionnel. Si l'échantillon urine stockée bureau ne contient pas les gènes *bla<sub>CTX-M</sub>*, *qnrD* et *tetW*, il contient tous les autres gènes y compris l'intégron *int2*.

Au contraire les produits AURIN et GRANURIN ne contiennent que les gènes *sul1* et *sul2* ainsi que l'intégron *int1* tout comme l'échantillon urine fermentée fourni par le partenaire ECOSYS. Leur présence n'est pas réellement une surprise car ces gènes ont la particularité d'être distribués dans un large éventail d'espèces bactériennes autant parmi les bactéries à Gram négatif que celles à Gram positif. Les urines n'ont toutefois pas pu être analysées avant traitement et il est donc délicat de discriminer ce qui relève d'un impact du traitement sur la présence des GRA et EGM de ce qui relève de leur présence ou absence initiale dans les urines collectées (en particulier pour le granurin, issu d'une collecte d'urine sur un nombre de personnes a priori assez faible) (Figures 6.4 et 6.5).

	Lisier	Urine stockée festival	Urine stockée bureau (Coriolis)	Urine fermentée	Aurin	Granurin
<i>sul1</i> , <i>sul2</i>	+	+	+	+	+	+
<i>tetB</i>	+	+	+	-	-	-
<i>tetW</i>	+	+	-	-	-	-
<i>bla<sub>CTX-M1-M9</sub></i>	-	-	-	-	-	-
<i>qnrD</i>	-	+	-	-	-	-
<i>int1</i>	+	+	+	+	+	+
<i>int2</i>	-	+	+	-	-	-

Figure 6.4. Prévalence des gènes et proxy d'antibiorésistance dans les fertilisants

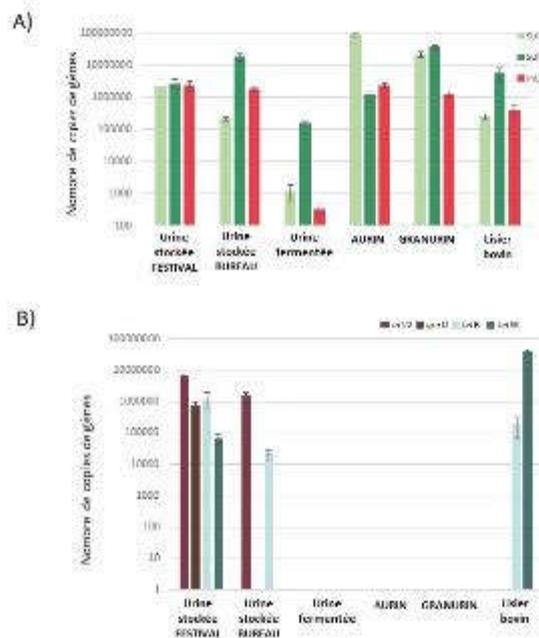


Figure 6.5. Abondance des gènes et proxy d'antibiorésistance (en nombre de copies par g ou ml d'échantillon) : (A) Gènes présents dans tous les fertilisants ; (B) Gènes présents que dans certains fertilisants

Comme pour les autres traitements, les urines ayant subi une fermentation n'ont pas pu être analysées avant fermentation mais les résultats suggèrent que la fermentation est potentiellement plus efficace que le stockage pour éliminer des GRA et EGM les plus à risque vis-à-vis de la santé humaine et diminuer l'abondance des gènes de 1 à 2 log (cas des gènes sul). Les abondances des gènes varient de  $10^5$  à  $10^7$  copies par g ou ml d'échantillon. Il est à noter que les gènes peuvent être détectés dans les fertilisants sans que ne soient détectés les antibiotiques pour lesquels ils confèrent la résistance. Dans la figure 6.6 ci-dessous sont synthétisés la prévalence des antibiotiques, des indicateurs de pathogènes et de GRA dans les différents urinofertilisants.

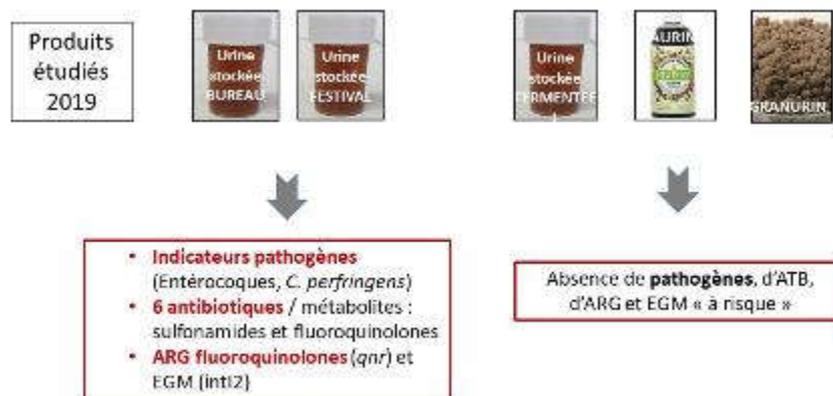


Figure 6.6. Synthèse de l'analyse du risque sanitaire dans les urinofertilisants

## 6.2.2. Abondance des GRA et EGM dans les sols après application des urinofertilisants

L'abondance des GRA et EGM dans les sols a pour l'instant été mesurée pour les deux urinofertilisants concentrés (Aurin et granurin). Alors que les fertilisants sont potentiellement sources de GRA et de EGM (Figure 6.7A), les gènes apportés ne sont pas significativement enrichis dans les sols un mois après l'épandage (Figure 6.7B). On n'observe en effet pas de changement significatif dans le nombre de copies de gènes ( $10^3$  à  $5 \times 10^3$  / g d'échantillon de sol) avant et après épandage pour les gènes sul et intI1. Les gènes qnr et intI2 n'ont jamais été détectés.

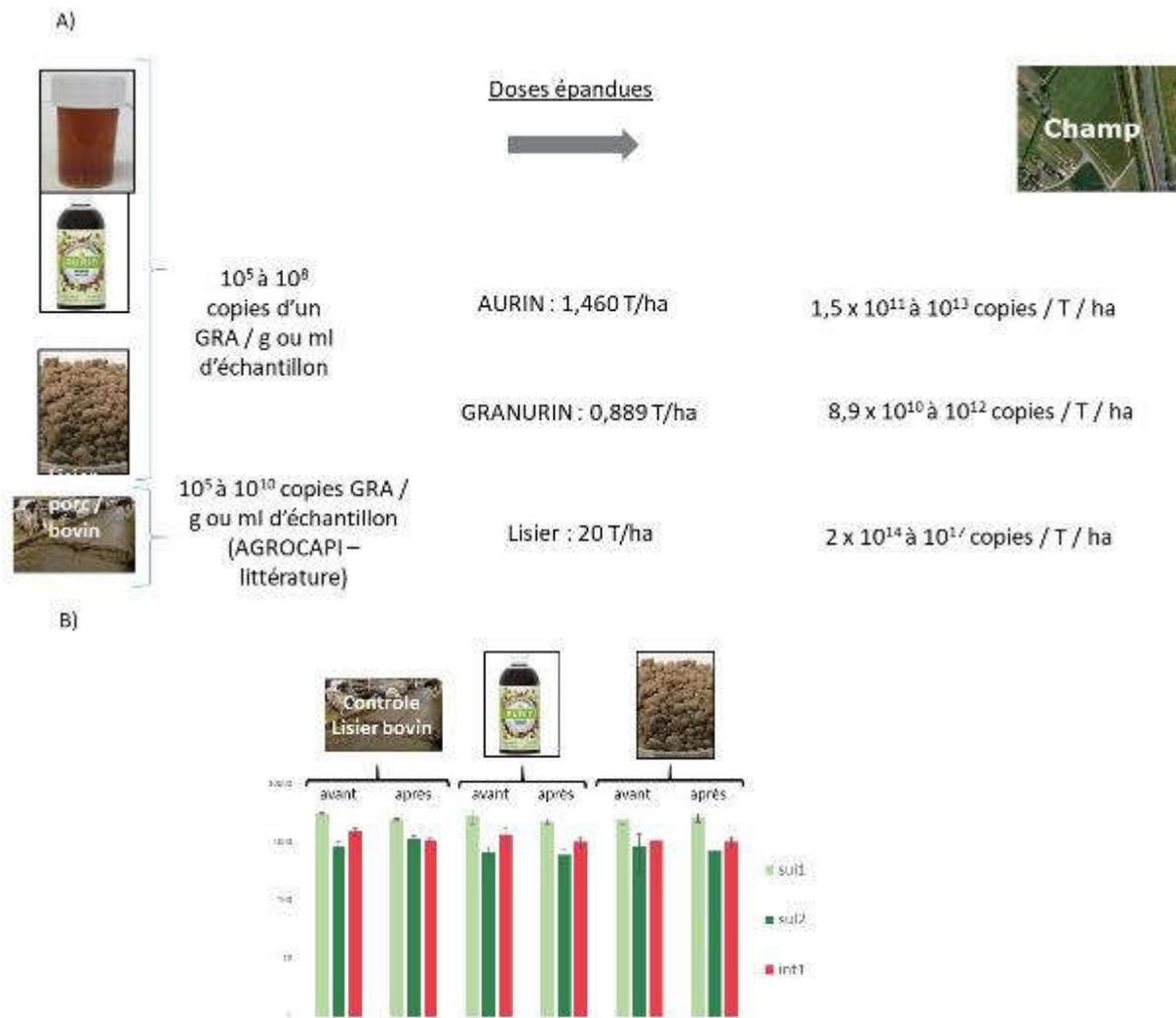


Figure 6.7. Estimation du nombre de copies de GRA apportés par un épandage d'urinofertilisants (A) et abondance des GRA (sul) et proxy (int1) quantifiés dans les sols avant et un mois après épandage (B). Les abondances sont exprimées en nombre de copies de gènes par g d'échantillon.

### 6.3. Conclusions

Les analyses conduites relatives à l'antibiorésistance ont porté sur des échantillons de 5 urinofertilisants différents. Aucun gène de résistance aux bêta-lactamines n'a été retrouvé. Les échantillons d'urines simplement stockées révèlent une prévalence plus importante de gènes et proxy d'antibiorésistance, dont les gènes qnr codant la résistance aux fluoroquinolones (antibiotique de dernier recours sur les souches multi-drug résistantes et résistance plasmidique transférable entre espèces). Bien que les urines ayant subi d'autres traitements (aurin, granurin et fermentation) n'aient pas été analysées avant traitement, cela suggère que ces traitements seraient plus efficaces que le stockage pour diminuer cette prévalence, en particulier pour les gènes à risque pour la santé humaine (gènes qnr). Il est probable qu'un pH acide favorise l'élimination des espèces porteuses des gènes de résistance. La fermentation de l'urine semble également permettre de diminuer l'abondance des gènes de résistance et intégrons. Pour aller plus loin, il conviendrait de mener des analyses spécifiques de l'efficacité des différents traitements quant au risque relatif à l'antibiorésistance, en réalisant des analyses avant et après traitement.

À ce stade, les 5 urinofertilisants étudiés, et a fortiori ceux ayant subi un traitement plus poussé que le stockage, ne semblent pas présenter plus de risques que les autres fertilisants d'origine animale ou urbaine dans le sens où les gènes sont présents dans ces fertilisants à des abondances équivalentes à celles retrouvées dans d'autres produits résiduels organiques pouvant être épandus. En outre, les analyses avant et après épandage n'ont pas révélé d'enrichissement dans les sols.

À l'instar des études menées ou à mener sur les biodéchets recyclés comme engrais organiques, l'analyse de l'impact de l'apport d'urinofertilisants d'origine humaine sur la dissémination de l'antibiorésistance nécessiterait d'être complétée par une étude d'impact à long terme après des applications répétées. Par ailleurs elle devrait être réalisée dans des contextes de pratiques, de couverts végétaux, de types de sol et d'épandages plus diversifiés.

## 7. Appropriation de la pratique

---

Le lot relatif à l'appropriation de la pratique d'utilisation d'urino-fertilisants a donné lieu à la publication d'un rapport de recherche et d'un article :

Florent Brun. Freins et leviers à l'emploi de fertilisants à base d'urine humaine en agriculture en Île-de-France. [Rapport de recherche] École des Ponts Paristech; Laboratoire Eau Environnement et Systèmes Urbains. 2018. [hal-01914242v2](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01914242v2)

Florent Brun, Steve Joncoux, Bernard de Gouvello, Fabien Esculier. Vers une valorisation des urines humaines : Le regard des agriculteurs franciliens. *Études rurales*, Éditions de l'École pratique des hautes études, 2020. [hal-03132504](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03132504)

### 7.1. Enquête qualitative auprès d'agriculteurs franciliens

Pour comprendre les atouts et contraintes de l'utilisation agricole d'urino-fertilisants, il a été procédé en 2018 à une enquête qualitative auprès d'agriculteurs franciliens, sur la base de la présentation de 4 urino-fertilisants et de scénarios de filières potentielles pouvant les mettre à disposition. Deux urino-fertilisants liquides (lisain – urine brute stockée et Aurin – urine concentrée) et deux urino-fertilisants solides (granurin et struvite) ont été proposés. 24 agriculteurs franciliens dont la répartition en quatre profils professionnels (Céréaliériste/Maraîcher, en conventionnel ou en agriculture biologique, 6 agriculteurs par classe variant par la localisation, la taille de l'exploitation, les circuits de commercialisation) ont été enquêtés en supposant des positionnements différents vis-à-vis des urino-fertilisants. Nous avons fait l'hypothèse qu'à travers ces profils était captée une diversité d'enjeux sanitaires et techniques, mais aussi de grilles de perception propres, dans le rapport possible aux urino-fertilisants. De plus, 14 acteurs institutionnels du monde agricole (administrations, syndicats, instituts techniques, groupements d'agriculteurs, coopératives agricoles) ont été interviewés : leur positionnement est en effet susceptible d'influencer celui des agriculteurs et surtout ces entretiens ont permis d'éclairer et de mieux contextualiser les discours tenus par les agriculteurs.

L'analyse des résultats montre une diversité de positionnement des agriculteurs quant à l'utilisation possible des urino-fertilisants dans leurs systèmes, diversité qui ne se réduit pas aux profils professionnels construits a priori. Au-delà de cette diversité, il apparaît que :

- une ou des filières d'urino-fertilisants solides pourraient générer une acceptabilité plus forte que des filières liquides, les premières permettant, par le changement d'état, de « couper » les représentations associées à l'urine brute et de faire « évaporer » les perceptions négatives liées aux polluants ; les propriétés de concentration et d'homogénéité d'un urino-fertilisant solide sont également soulignées. De plus, plusieurs agriculteurs soulignent l'acceptabilité décroissante par les riverains de fertilisants liquides, assimilés à des phytosanitaires ;
- la fiabilité de l'organisation de la production et de la commercialisation des urino-fertilisants est fondamentale et leur reconnaissance réglementaire apparaît nécessaire. Certains préféreraient que ces filières soient dans les mains du secteur agricole plutôt que dans celles du secteur de l'assainissement auquel il n'est pas fait *a priori* de délégation de confiance. De même les préférences semblent aller vers des organisations locales de cette production et distribution. C'est ainsi 3 filières potentielles qui ont pu être proposées par les agriculteurs : à dominante « agricole », « assainissement » ou plus équilibré avec un rôle fort des coopératives à l'interface entre les deux dominantes précédemment citées. Tous mettent l'accent sur la nécessité de filières pilotes et de démonstrateurs.

Les perspectives du travail ouvrent sur la nécessité d'un travail plus poussé avec les acteurs pour scénariser finement les filières et développer des pilotes. L'option de réaliser un sondage pour obtenir des données quantitatives auprès d'un plus grand panel d'agriculteurs apparaît moins pertinente eu égard à l'intérêt de la scénarisation. Il serait par ailleurs important de travailler en parallèle sur les normalisations et les réglementations pouvant encadrer les usages agricoles des urino-fertilisants pour les différentes productions (céréales/maraîchage notamment) et les signes de qualité (certification de type Agriculture Biologique notamment) dans lesquelles s'inscrivent ces productions.

Cette recherche a insufflé une importante dynamique relative à la mise en place de filières de valorisation d'urino-fertilisants. La fertilisation aux urino-fertilisants continue en 2022 sur le plateau de Saclay (projet Urinagri) et devrait vraisemblablement se déployer en liaison avec les nouvelles constructions du plateau de Saclay. De plus, le projet KOLOS porté par OCAPI et TBI (INSA de Toulouse), qui devrait démarrer en octobre 2022, est directement issu du besoin de démonstrateur émis par les agriculteurs. Ce projet vise à générer la séparation à la source des excréments humains dans les petites collectivités grâce à de nouvelles filières de circularité couplant assainissement et fertilisation. Il s'agit alors de conduire une analyse sociotechnique de la mise en place – de la genèse à l'opérationnalité – de la séparation à la source pour des petites collectivités situées en périphérie du Grand Lyon. Il est proposé d'analyser les conditions organisationnelles, sociales et techniques de la réussite de ces nouvelles filières circulaires en se basant sur le montage d'un démonstrateur de valorisation des excréments chez un agriculteur accompagné d'actions d'animation auprès de la communauté agricole locale et de la collectivité. Il s'agit *in fine* de contribuer à diffuser la mise en circularité des nutriments à d'autres territoires.

## **7.2. Itinéraires techniques envisageables**

L'enquête qualitative menée en 2019 a été complétée, en s'appuyant également sur les résultats des autres lots, par une seconde enquête qualitative, menée en 2021. Cette enquête, menée auprès d'agriculteurs et de chercheurs a permis de préciser quelques itinéraires techniques envisageables en grandes cultures, en agriculture conventionnelle et en agriculture biologique.

### **7.2.1. Itinéraires techniques envisageables en agriculture conventionnelle**

L'objectif en agriculture conventionnelle est de venir substituer tout ou une partie des engrais minéraux aujourd'hui utilisés.

#### **7.2.1.1. Urinofertilisants non concentrés**

Les urinofertilisants non concentrés ont généralement des teneurs en azote inférieures à 1% de la matière brute. Pour la plupart d'entre eux, leurs caractéristiques physico-chimiques (teneur en azote, caractère minéral, matière sèche) peuvent être rapprochées des digestats de méthanisation. Les bonnes pratiques d'apport des digestats de méthanisation ayant déjà été identifiées (Bes de Berc et al. 2021), il est possible d'appliquer ces itinéraires techniques aux apports d'urinofertilisants.

Parmi les apports pertinents à réaliser à l'aide d'urinofertilisants, nous pouvons identifier les apports de sortie d'hiver. C'est en particulier le cas pour le premier ou le deuxième apport réalisé sur céréale (entre le 15 février et la fin mars en Ile-de-France). Ces apports peuvent être réalisés à une dose équivalente à 100 kgN/ha, ce qui représente environ 17 t/ha pour un urinofertilisant ayant une concentration en azote de 6 gN/L. L'apport de ces quantités nécessite l'utilisation de machines conséquentes (e.g. tonne à lisier avec un réservoir de plusieurs m<sup>3</sup>). Le passage répété de ces machines peut endommager le sol ou les cultures. Il est donc possible d'aller vers des méthodes d'apport moins impactantes comme les épandeurs sans tonne. Ces épandeurs peuvent être reliés à des caissons mobiles sur le bord de la parcelle, à des réseaux d'irrigation ou à des lagunes de stockage couvertes. La volatilisation ammoniacale peut être importante, selon les types d'urinofertilisants (cf. chapitre 4). Pour les urinofertilisants à risque de volatilisation, il est important d'utiliser des méthodes d'apport réduisant cette volatilisation (e.g. pendillard, injecteur). De par les volumes importants et le caractère liquide des urinofertilisants non concentrés, il peut être compliqué d'envisager une fertilisation complète de cultures d'hiver ou de printemps uniquement par des urinofertilisants. En effet, le matériel et la main-d'œuvre disponible pour envisager une massification de la pratique sont très limités. De plus, certains apports peuvent être techniquement difficiles à réaliser (sol non portant trop tôt dans la saison, dommage aux cultures sur les apports trop tardifs).

Il est aussi envisageable d'apporter des urinofertilisants sur des cultures de printemps avant semis (p. ex. maïs) ou en fin d'été sur des intercultures ou du colza. La volatilisation doit d'autant plus être limitée lors d'apports à cette période. Le nombre d'apports étant généralement limité dans ces cas, il est possible d'envisager une fertilisation complète à l'aide d'urinofertilisants.

#### **7.2.1.2. Urinofertilisants concentrés**

Les urinofertilisants concentrés ont des caractéristiques qui se rapprochent des engrais minéraux, que ce soit pour les formes de l'azote ou pour leur teneur en azote. Ces urinofertilisants peuvent être liquides avec une concentration en azote comprise entre 2% et 6% de la matière brute ou solides avec des concentrations généralement comprises entre 10% et 24% de la matière brute (cf. chapitre 3). Même si ces concentrations sont légèrement inférieures aux engrais minéraux, il est envisageable d'utiliser les mêmes doses d'apport (en azote) et les mêmes machines que pour l'épandage des engrais minéraux classiques (e.g. pulvérisateur, épandeur centrifuge) en adaptant les techniques au risque de volatilisation. Il est aussi envisageable d'imaginer des itinéraires techniques mixtes comprenant plusieurs types d'urinofertilisants. Par exemple, le premier et deuxième apport sur céréale peut être réalisé à l'aide d'un urinofertilisant liquide concentré et le dernier apport peut être assuré par un urinofertilisant solide, ce qui limite les dommages aux cultures par les machines et permet au fertilisant d'atteindre le sol au lieu de rester sur les feuilles.

Il existe cependant plusieurs freins sociotechniques à la mise en place de ces itinéraires et notamment en termes réglementaire, de matériel disponible aujourd'hui sur les exploitations franciliennes et de temps de travail que représenteraient ces épandages.

### **7.2.2. Itinéraires techniques envisageables en agriculture biologique**

Des fertilisants avec les caractéristiques physico-chimiques des urinofertilisants et avec une forte proportion d'azote minéral sont assez nouveaux dans un contexte d'agriculture biologique. En effet, la plupart des engrais utilisables en agriculture biologique disponibles aujourd'hui sont majoritairement sous forme organique. Ces propositions d'itinéraires techniques ont été réalisées à la suite de 4 entretiens auprès d'agriculteurs biologiques en Ile-de-France et dans l'Eure. Parmi ces agriculteurs, 3 étaient céréaliculteurs et un agriculteur était en polyculture élevage.

En système biologique, la fertilisation azotée est majoritairement basée sur l'insertion de légumineuses dans les rotations culturales, celles-ci assurant une fixation d'azote atmosphérique. Cependant, l'azote est souvent considéré comme un facteur limitant du rendement des cultures biologiques (Barbieri et al. 2021). Une partie des apports d'azote est aussi réalisée à l'aide de différents types de matières organiques (p. ex. fiente de poules). Cependant, ces engrais peuvent provenir de loin et représenter des charges économiques importantes au niveau des exploitations agricoles.

En échangeant avec les agriculteurs, nous avons identifié un fort intérêt pour un apport d'urino-fertilisant en fin d'hiver/début de printemps sur la plupart des cultures (autres que les légumineuses). En effet, à cette période, la minéralisation provenant du sol et des matières organiques apportées est encore trop faible par rapport aux besoins des cultures, notamment en raison de la faible température qui réduit entre autres l'activité bactériologique. Cet apport pourrait être compris entre 50 et 100 unités d'azote (kgN/ha). Les modalités d'apport pourraient être les mêmes qu'en agriculture conventionnelle.

Les urino-fertilisants pourraient aussi être utilisés en substitution d'engrais organiques aujourd'hui utilisés, comme les fientes de poules. Pour les agriculteurs possédant des élevages, il est possible d'envisager une gestion conjointe des urino-fertilisants avec ces effluents.

Contrairement à une hypothèse émise avant ces entretiens, l'utilisation d'urino-fertilisants en agriculture biologique ne viendrait a priori pas modifier structurellement les rotations culturales en raison des autres bénéfices liés aux cultures des légumineuses (p. ex. lutte contre les adventices).

Rappelons que les urino-fertilisants ne peuvent pas aujourd'hui être utilisés dans le cadre de la réglementation sur l'agriculture biologique dans l'Union Européenne (Brun 2018). De plus, différents freins sont apparus au cours des entretiens, notamment concernant les micropolluants, principalement médicamenteux, pouvant être contenus dans les urino-fertilisants (cf. chapitre 5). Il reste donc un champ des possibles à explorer et à inventer quant aux filières de valorisation d'urino-fertilisants susceptibles d'être mise en place dans des contextes de pratiques équivalentes à celle de l'agriculture biologique.

## 8. Construction de scénarios de filières et évaluation de leurs impacts

Les urinofertilisants ont donc une efficacité fertilisante azotée élevée et proche des engrais minéraux pour la plupart d'entre eux. Cependant, des impacts associés aux filières de valorisation peuvent exister en fonction des traitements réalisés, des caractéristiques physicochimiques des urinofertilisants, des méthodes d'épandage, etc.

Afin d'identifier les filières de valorisation les plus prometteuses et les points d'amélioration éventuels, un bilan environnemental de l'ensemble de ces filières, depuis la toilette jusqu'à l'apport au champ, a été mené sous la forme d'une analyse de cycle de vie (ACV). Un bilan économique simple a également été fait. Enfin, l'insertion de filières de valorisation d'urinofertilisants au sein d'une transition systémique plus large des systèmes alimentation/excrétion a également été investiguée.

L'analyse de cycle de vie fait l'objet d'un article scientifique :

Tristan M.P. Martin, Enola Gilles, Joël Aubin, Julie Auberger, Fabien Esculier, Florent Levavasseur, Jennifer McConville, Pernilla Tidåker, Sabine Houot. *Comparative study of environmental impacts related to cereal production with human-urine based fertilizers versus mineral fertilizers*. Submitted in Journal of Cleaner Production.

### 8.1. Objectif et champs de l'étude

L'objectif était d'évaluer les impacts environnementaux de la production de blé fertilisé avec des urinofertilisants en utilisant la méthode de l'analyse du cycle de vie (ACV). Trois filières de valorisation d'urinofertilisants différentes ont été étudiées : l'urine stockée, l'urine concentrée nitrifiée et l'urine déshydratée alcalinisée. Ces filières ont été choisies en raison de leurs différentes caractéristiques en termes de traitement et de méthodes d'épandage (liquide dilué, liquide concentré et solide). Leurs impacts environnementaux ont été comparés aux pratiques actuelles : l'utilisation d'engrais minéraux et le traitement de l'urine en station d'épuration.

L'unité fonctionnelle choisie pour le calcul des différents impacts était la production de 1 kg de grain de blé. Pour les filières de valorisation des urinofertilisants, les impacts depuis la toilette jusqu'à la ferme ont été pris en compte. Elles comprennent (i) la collecte de l'urine à l'aide de toilettes à séparation (ii) le traitement de l'urine pour produire les urinofertilisants, (iii) le transport des urinofertilisants jusqu'à la ferme, (iv) le stockage des urinofertilisants au niveau de la ferme et (v) toutes les activités associées à la production du blé. Pour le scénario de référence en agriculture conventionnelle, seule la production d'engrais minéraux et les activités associées à la production de blé ont été prises en compte. Comme l'urine n'a plus besoin d'être traitée à la station d'épuration, les impacts évités en termes de consommation de réactifs (méthanol et  $\text{FeCl}_3$ ) et d'énergie au niveau de la station d'épuration ainsi que les économies de chasse d'eau au niveau de la toilette ont été considérés.

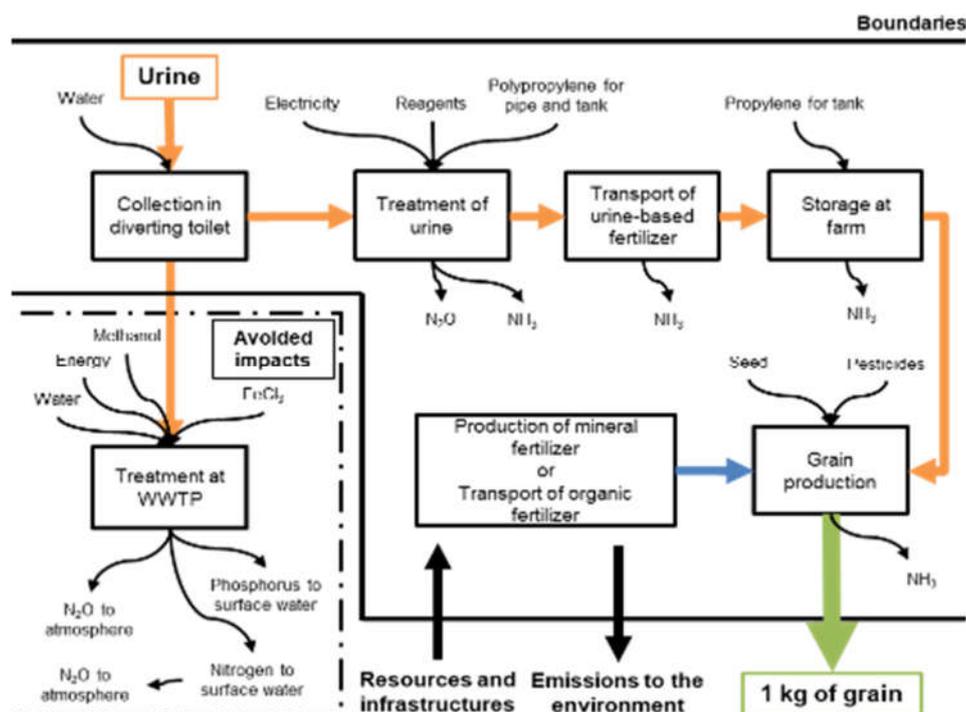


Figure 8.1. Frontières des systèmes étudiés pour l'ACV de la production d'un kilogramme de blé à l'aide d'urinofertilisant.

## 8.2. Inventaire et scénarios

Les scénarios se déroulent en région parisienne. Le mix électrique considéré est le mix français avec plus de deux tiers de l'électricité produite d'origine nucléaire. Pour la production des urinofertilisants, un nouveau quartier de 1020 habitants (17 immeubles de 60 habitants) équipé de toilettes à séparation à la source a été considéré. Nous avons considéré que les habitants passaient 65 % de leur temps chez eux. En considérant une efficacité de séparation de l'urine de 90 % au niveau de la toilette, le volume d'urine, légèrement dilué par la chasse d'eau (100 mL par chasse d'eau), est d'environ 450 m<sup>3</sup> au niveau du quartier. Après dilution avec la chasse d'eau, la concentration en azote de l'urine est de 5 g N/L.

**Pour le scénario « urine stockée »,** nous avons considéré que l'urine était stockée dans des cuves de 6 m<sup>3</sup> en pied d'immeuble. Ces cuves sont vidangées tous les deux mois et l'urine est transportée par camion vers la ferme située à 25 km où elle est stockée dans deux cuves de 250 m<sup>3</sup> avant épandage.

**Pour le scénario urine nitrifiée concentrée,** l'urine est collectée au niveau du quartier et orientée vers une station de traitement située au centre du quartier. La moitié de l'azote ammoniacal de l'urine stockée est nitrifiée et une partie de l'eau de l'urine est distillée pour atteindre une concentration de 54 g N/kg dans le produit final (facteur de concentration de 10). Cependant, ces deux traitements consomment de l'énergie (130 kWh/m<sup>3</sup> d'urine traitée). Environ 45 m<sup>3</sup> d'urine nitrifiée sont alors produits chaque année. L'urine nitrifiée concentrée est stockée dans une cuve de 10 m<sup>3</sup> au niveau du quartier avant d'être transportée à la ferme (25 km) et stockée dans une cuve de 50 m<sup>3</sup> avant épandage.

**Pour le scénario urine alcalinisée déshydratée,** l'alcalinisation de l'urine fraîche au-dessus d'un pH 10 par l'ajout d'une base inhibe l'enzyme uréase et stabilise l'azote sous forme d'urée (Simha et al. 2020). Comme pour les autres scénarios, l'urine est collectée dans une toilette à séparation. Cependant, ce processus est un traitement décentralisé au niveau de la toilette. L'urine est recueillie dans une boîte de déshydratation (située sous la toilette) remplie de chaux hydratée (10 g Ca(OH)<sub>2</sub>/L d'urine). Un ventilateur d'une puissance de 80 W fonctionne en continu pour évaporer l'eau de l'urine. La consommation est de 533 kWh/m<sup>3</sup> d'urine traitée. Les pertes d'ammoniac dans la boîte de déshydratation sont estimées à 10 % car 5 % de l'azote de l'urine sont déjà excrétés sous forme d'ammoniac et se volatilisent en raison du pH élevé de la chaux et 5 % se volatilisent pendant le reste du traitement. Les boîtes sont vidées quatre fois par an pour une production totale à l'échelle du quartier de 20,2 t d'urine déshydratée par an. Le stockage de l'urine déshydratée alcalinisée sur la ferme n'est pas pris en compte en raison du faible espace occupé impliquant des infrastructures qui existent déjà.

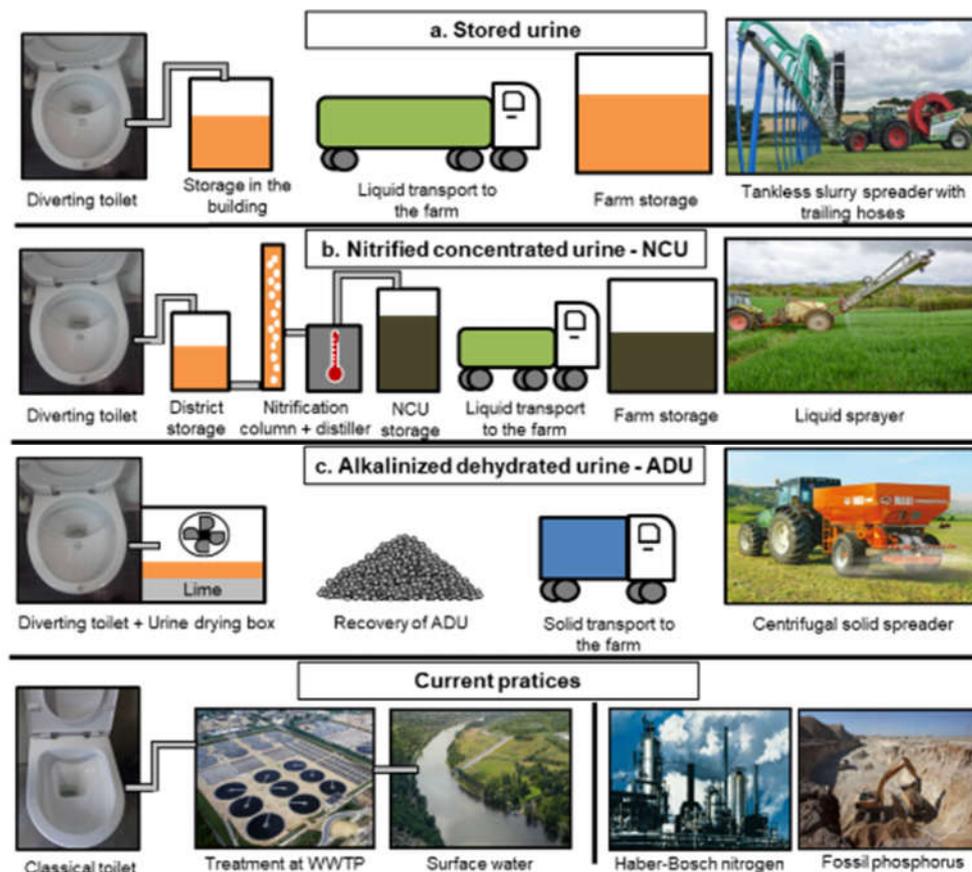


Figure 8.2. Partie amont des différentes filières de valorisation des urinofertilisants et pratiques actuelles

La ferme considérée pour la production du blé correspond aux caractéristiques moyennes des fermes en grandes cultures d'Ile-de-France (environ 140 ha, rotations culturales dominées par le blé). Nous avons considéré que la ferme collectait tous les urinofertilisants produits au niveau du quartier. L'ensemble des urines collectées dans le quartier (1020 hab.) pourrait couvrir environ 10 % de la demande totale en azote d'une telle exploitation.

Les itinéraires techniques ont été élaborés en fonction des pratiques locales et des recommandations de la Chambre d'Agriculture de région Ile-de-France. L'itinéraire technique conventionnel correspond aux pratiques de l'agriculture intensive. Pour les doses d'apport, nous avons considéré que 100 % de l'azote apporté par les fertilisants étaient disponibles pour la culture moins les pertes estimées par volatilisation (7 % pour l'urine stockée, 0,5 % pour l'urine nitrifiée concentrée, 15 % pour l'urine alcalinisée déshydratée et 7 % pour les engrais minéraux). Ainsi, les coefficients d'équivalence engrais sont donc respectivement de 93 % pour l'urine stockée, 99,5 % pour l'urine nitrifiée et 85 % pour l'urine alcalinisée déshydratée. L'urine stockée est apportée avec un épandeur sans tonne (36 t/ha) afin de limiter la compaction des sols, l'urine nitrifiée concentrée à l'aide d'un pulvérisateur (3,8 t/ha) et l'urine alcalinisée déshydratée à l'aide d'un épandeur centrifuge (1,9 t/ha).

### **8.3. Impacts environnementaux**

Les impacts environnementaux suivants ont été calculés : (i) Changement climatique, (ii) Acidification de l'environnement, (iii) Production de particules fines, (iv) Eutrophisation de l'environnement, (v) Épuisement de la ressource en eau, (vi) Épuisement des ressources fossiles, minérales et renouvelables et (vii) Demande énergétique cumulée.

**Pour la catégorie d'impact « changement climatique »**, l'impact des trois scénarios urinofertilisants est inférieur à celui de la filière de référence (engrais minéraux). C'est notamment le cas en raison des forts impacts évités au niveau de la station d'épuration qui compensent largement les impacts liés à l'apport, au transport et au traitement des urinofertilisants. En effet, le traitement de l'urine à la station épuration est fortement émissif en gaz à effet de serre (1 à 2 % de l'azote entrant est usuellement émis sous forme de N<sub>2</sub>O). L'impact de la forte « consommation d'énergie » pour certains traitements est faible en raison de la faible intensité en carbone du mix énergétique français.

**Les impacts « acidification de l'environnement » et « production de particules fines »** sont fortement liés à la volatilisation ammoniacale. Ainsi, l'impact du scénario urine nitrifiée concentrée est très inférieur au scénario de référence. Pour le scénario urine stockée, l'impact est dans le même ordre de grandeur que le scénario de référence pour l'impact « acidification », mais inférieur pour l'impact « particules fines » en raison de fortes émissions de particules fines lors de la production des engrais minéraux. L'impact du scénario urine alcalinisée déshydratée est en revanche beaucoup plus élevé que celui du scénario de référence en raison de la forte volatilisation au niveau du traitement et de l'épandage.

**L'impact « eutrophisation »** regroupe les impacts liés aux émissions d'azote et de phosphore vers l'environnement. Les scénarios urinofertilisants ont un impact très inférieur à celui du scénario de référence en raison des impacts évités au niveau du système d'assainissement par tout-à-l'égout. En effet, les rendements de traitement de l'azote et du phosphore du système d'assainissement sont respectivement de 62 % et 84 % (Esculier et al. 2018). Ainsi, une quantité importante d'azote et de phosphore sont émis vers la rivière<sup>7</sup>.

**Pour l'impact « épuisement de la ressource en eau »**, les impacts des trois scénarios urinofertilisants sont là aussi très inférieurs à celui du scénario de référence en raison des chasses d'eau évitées au niveau de la toilette. En effet, la chasse pour la partie urine de la toilette est de seulement 1,5 L contre 3 L pour les toilettes classiques.

**L'impact « épuisement de ressources fossiles, minérales et renouvelables »** agrège de nombreux indicateurs différents. L'impact est élevé pour le scénario de référence principalement en raison des ressources fossiles utilisées pour la production des engrais minéraux (gaz fossile pour les engrais azotés et phosphore minier). L'impact est inférieur pour les scénarios urine stockée et urine nitrifiée concentrée en raison de la moindre consommation de ressource. Cependant, l'impact du scénario urine alcalinisée déshydratée est plus important que tous les autres scénarios en raison de la forte consommation d'électricité.

Malgré la forte consommation d'énergie pour la production des engrais minéraux, la **consommation cumulée d'énergie** reste assez faible pour le scénario de référence. Elle est encore plus faible pour le scénario urine stockée en raison de l'énergie économisée au niveau de la station d'épuration. Cependant, elle est beaucoup plus forte pour les scénarios urine nitrifiée concentrée et urine alcalinisée déshydratée en raison de la forte consommation d'énergie lors du traitement de l'urine.

Les impacts des scénarios urinofertilisants sont plus faibles que le scénario de référence pour de nombreuses catégories d'impact notamment en raison des impacts évités au niveau de la station d'épuration. Cependant, la volatilisation ammoniacale et la consommation d'énergie peuvent être plus impactants pour certaines filières d'urinofertilisants que le scénario de référence. Ces deux facteurs ont été identifiés comme les deux éléments les plus sensibles du bilan et doivent être surveillés lors de la future mise en place des filières. Le scénario qui semble globalement le moins impactant, à savoir celui basé sur l'utilisation d'urine simplement stockée, est comparé dans la figure 8.3 ci-après au scénario de référence.

<sup>7</sup> Selon les contextes territoriaux, le scénario de référence peut grandement varier sur ces paramètres. En France, la fourchette de rendement des systèmes d'assainissement collectif est typiquement comprise entre ~10% (absence de traitement spécifique azote et phosphore) et ~90% (traitement optimal azote et de phosphore). Notre scénario de référence est relativement proche de la moyenne pondérée des systèmes d'assainissement français.

Impact (/kg grain) Filière	Épuisement ressource eau	Eutrophisation eau douce	Changement climatique	Utilisation énergie	Épuisement ressource min, fossiles, renouvelable	Particules fines	Acidification
Unité	<i>L eq</i>	<i>ngPO<sub>4</sub><sup>3-</sup> eq</i>	<i>gCO<sub>2</sub> eq</i>	<i>MJ</i>	<i>mgSb eq</i>	<i>mgPM2.5 eq</i>	<i>mmol H<sup>+</sup> eq</i>
Engrais minéral + STEP (réf)	4,5	420	940	4,9	27	330	7,6
Urine stockée	0,3	50	260	1,4	11	210	7,8
Ratio	<b>15</b>	<b>8</b>	<b>3,6</b>	<b>3,5</b>	<b>2,5</b>	<b>1,6</b>	<b>1,0</b>

Figure 8.3. Comparaison des résultats de l'ACV pour le scénario de référence et le scénario urine stockée.

#### 8.4. Évaluation économique simple

Une évaluation économique de la séparation à la source avait été menée dans le programme OCAPi en 2016 et avait abouti au fait que, pour les collectivités locales en charge de l'assainissement, la mise en place de filières de valorisation des urines humaines est économiquement bénéfique sur le long terme et à grande échelle, même sans prendre en compte les externalités positives liées au plus faible impact environnemental, du fait de la baisse des charges liées au traitement des urines en usine de traitement des eaux usées (Crolais et al. 2016). Cette analyse est ici complétée par une analyse économique au niveau agricole.

Une évaluation économique a été réalisée à la parcelle du point de vue de l'agriculteur, pour une culture de blé épanchée avec de l'urine. Le coût du machinisme (main d'œuvre comprise) correspond à des ordres de grandeur moyens estimés à partir des données de l'Assemblée permanente des chambres d'agriculture (APCA, 2018), tandis que les prix moyens des engrais et de la tonne de blé sont issues de Hirschy et al. (2015). L'urine est considérée à coût nul pour l'agriculteur (l'urine ayant actuellement un statut de déchet, il est envisageable qu'elle soit mise à disposition gratuitement). La description de l'itinéraire technique du blé pour le scénario de référence (engrais minéral) et le scénario urine est indiquée dans la figure 8.4. L'apport d'urine (15 m<sup>3</sup>/ha) est réalisé avec une tonne à lisier et remplace le 2<sup>e</sup> apport d'azote minéral sur blé. Les quantités de N, P et K apportées par l'urine sont supposées substituer les quantités équivalentes de NPK minéraux (avec 100 % d'équivalence).

		Quantité		Coût/prix unitaire (€)	Total (€/ha)		Différence	
		Référence	Urine		Référence	Urine	€/ha	%
Intrants	Engrais N (kg N/ha)	200	103	1.0	195	100	-95	-49%
	Engrais P (kg P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /ha)	50	43	0.8	38	33	-5	-13%
	Engrais K (kg K <sub>2</sub> O/ha)	38	4.5	0.7	27	3	-24	-88%
	Urine (m <sup>3</sup> /ha)	0	15	0	0	0	0	-
	Phytos (forfait)	1	1	183	183	183	0	0%
	Semences (forfait)	1	1	76	76	76	0	0%
Opération culturale	Épandage engrais N	3	2	10	30	20	-10	-33%
	Épandage engrais PK	1	1	5	5	5	0	0%
	Tonne à lisier	0	1	65	0	65	65	-
	Labour	1	1	60	60	60	0	0%
	Semoir combiné	1	1	60	60	60	0	0%
	Récolte	1	1	90	90	90	0	0%
	Phyto	5	5	10	50	50	0	0%
	Rendement (t/ha, 15% h)	9	9	130	1170	1170	0	0%
	Charges engrais				259	136	-123	-48%
	Charges mécanisation				295	350	55	19%
	Charges totales				813	745	-68	-8%
	Marge semi-nette				357	425	68	19%

Figure 8.4. Itinéraire technique du blé et coût associé

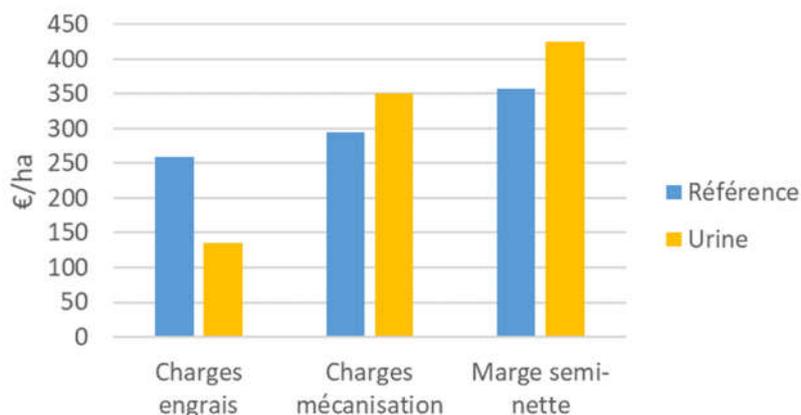


Figure 8.5. Charges en engrais et de mécanisation et marge semi-nette pour une fertilisation de référence ou avec de l'urine et pour un scénario économique moyen.

Avec le prix moyen des engrais et du blé de la figure 8.4, on observe une diminution des charges en engrais de 123 €/ha avec un apport d'urine de 15 m<sup>3</sup>/ha, une augmentation des charges de mécanisation de 55 €/ha, pour finalement amener à une augmentation de la marge semi-nette de 68 €/ha, soit 19 % (Figure 8.4 et 8.5). Ces résultats sont très dépendants du contexte économique. En considérant un coût des engrais et du prix de blé multiplié par 3, ce qui pourrait correspondre au contexte de l'année 2022, l'économie en engrais atteindrait 370 €/ha. La marge serait améliorée de 320 €/ha, mais correspondrait à peu près au même pourcentage d'augmentation (15%) que dans le scénario moyen.

## 8.5. Insertion dans des scénarios de transition systémique

Le projet Agrocapi permet d'ouvrir vers une investigation de la façon dont la séparation à la source de l'urine pourrait s'inscrire dans une transition systémique des systèmes alimentation/excrétion. Il conviendra pour cela d'investiguer en particulier les possibilités et modalités d'usage d'urinofertilisants dans les autres formes d'agriculture que les grandes cultures, principalement étudiées ici (horiculture, maraîchage, sylviculture, agroforesterie, etc.).

Plusieurs scénarios ont été présentés lors du colloque de restitution (Scénarios prospectifs. Tristan Martin, Fabien Esculier. [www.leesu.fr/ocapi/les-projets/agrocapi/colloque-de-cloture](http://www.leesu.fr/ocapi/les-projets/agrocapi/colloque-de-cloture)). Le premier consiste à envisager une poursuite des tendances récentes de spécialisation des cultures et d'intensification des pratiques et du commerce international. Les urinofertilisants viendraient alors en remplacement, à la marge, des engrais de synthèse actuellement utilisés. Un second consiste à envisager la disparition de l'agriculture avec une production, en usine, de la nourriture. Les urines humaines seraient utilisées pour produire directement de la nourriture de synthèse (mélange de glucides, lipides et protides de synthèse, etc.). Un troisième scénario, décrit dans l'article de Billen et al. (2021) consisterait lui à modifier conjointement quatre caractéristiques des systèmes alimentation/excrétion actuels :

- modification des régimes alimentaires vers la sobriété (baisse des protéines totales et inversion des protéines animales et végétales pour un régime à dominante végétale) ;
- couplage des productions agricoles végétales et animales ;
- bannissement des engrais de synthèse et recours majoritairement à la fixation symbiotique ;
- utilisation des urines humaines, ainsi que des autres matières organiques urbaines, pour permettre l'équilibre de la fertilisation des sols.

Ce scénario montre la possibilité de nourrir ainsi toute la population, et de continuer à exporter de la nourriture, à l'échelle de toute l'Union Européenne. La mise en place de filières de valorisation des urinofertilisants est une condition nécessaire à la réalisation d'un tel scénario, *a priori* compatible et favorable aux engagements de respects des limites planétaires pris par la France et améliorant également sa résilience alimentaire.

## 9. Valorisation et transfert

---

Le projet Agrocapa s'est inscrit dans des dynamiques pré-existantes, en particulier celle du programme OCAPAPI et du SOERE-PRO et dans une logique multipartenariale forte. Cela a permis au projet Agrocapa d'avoir un fort rayonnement de recherche-action. Le projet Agrocapa aura été caractérisé par de multiples productions scientifiques mais également par de fortes reprises médiatiques et des effets d'entraînement positifs pour les différentes parties prenantes impliquées, traduites concrètement par les nombreuses filières de valorisation d'urinofertilisants mises en place ou en émergence (Joveniaux et al. soumis). Il s'appuie également sur une dynamique internationale de plus en plus marquée (États-Unis, Suisse, Allemagne, Suède, Danemark, Pays-Bas, Australie, Afrique du Sud, Chine, etc.).

Les publications et communications liées au projet Agrocapa sont les suivantes, disponibles sur le site internet du programme OCAPAPI ([www.lesu.fr/ocapi/bibliotheque/les-productions-docapi/publications-agrocapa](http://www.lesu.fr/ocapi/bibliotheque/les-productions-docapi/publications-agrocapa)) :

### Articles scientifiques :

Martin, Tristan M. P.; Levavasseur, Florent ; Dox, Kris ; Tordera, Léa ; Esculier, Fabien ; Smolders, Erik et Houot, Sabine. (2021). Physico-Chemical Characteristics and Nitrogen Use Efficiency of Nine Human Urine-Based Fertilizers in Greenhouse Conditions. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, [En ligne].

Martin, T. M., Esculier, F., Levavasseur, F., & Houot, S. (2020). Human urine-based fertilizers: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 1-47.

Brun Florent, Steve Joncoux, Bernard de Gouvello et Fabien Esculier, (2020). Vers une valorisation des urines humaines, le regard des agriculteurs franciliens. *Études rurales* 206 [En ligne].

Martin, Tristan M. P., Levavasseur Florent, Dion Christophe, Vidal Morgane, Genermont Sophie, Carozzi Marco, Esculier Fabien, Houot Sabine. Nitrogen use efficiency of human urine-based fertilizing products in on-farm trials. Submitted in *Agronomy for Sustainable Development*

Tristan M.P. Martin, Enola Gilles, Joël Aubin, Julie Auberger, Fabien Esculier, Florent Levavasseur, Jennifer McConville, Pernilla Tidåker, Sabine Houot. *Comparative study of environmental impacts related to cereal production with human-urine based fertilizers versus mineral fertilizers*. Submitted in *Journal of Cleaner Production*.

Deschamps et al. Présence de micropolluants organiques et de marqueurs d'antibiorésistances dans différents urinofertilisants et dans les sols après épandage. En cours de rédaction

### Thèse :

Martin, T. 2020. L'urine humaine en agriculture : des filières variées pour contribuer à une fertilisation azotée durable. Thèse de doctorat. Univ. Paris-Saclay.

### Rapports de recherche :

Freins et leviers à l'emploi de fertilisants à base d'urine humaine en agriculture en Île-De-France. Florent. Brun, 2018. 87 p.

ESCULIER Fabien, HOUOT Sabine, LEVAVASSEUR Florent, MARTIN Tristan, DESCHAMPS Marjolaine, NAZARET Sylvie, AUBRY Christine, BRUN Florent, AUBIN Joël. 2022. Projet Agrocapa – Étude de filières de valorisation agricole d'urinofertilisants. Rapport final. 55 p.

### Note de synthèse :

Principaux enjeux liés à la présence de micropolluants organiques dans les urino-fertilisants (résidus pharmaceutiques, hormonaux et de soins personnels). Goulas A. et al, AGROCAPAPI, 2020.

### Sélection d'interventions publiques :

Colloque de clôture du projet Agrocapa, 2022 (15 présentations)

Martin et al. 2018 Recycler les urines humaines en agriculture N-workshop. Rennes.

Esculier et al. 2018. Le projet Agrocapa. EAWAG, Zûrich, Suisse.

Esculier et al. 2019. Allons faire pipi sur la rhubarbe. Salon International de l'Agriculture. Paris.

Florent Brun, Steve Joncoux, Bernard de Gouvello. L'emploi de fertilisants à base d'urine humaine, une pratique d'économie circulaire acceptable ? *Les 14è rencontres de la fertilisation raisonnée et de l'analyse*, Nov 2019, Dijon, France. [hal-02374228](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02374228).

Esculier et al. 2019. Les filières envisageables d'urinofertilisants. Rencontres annuelles du Réseau de l'Assainissement Écologiques, Barret-sur-Méouge.

Esculier et al. 2019. Valorisation des urines humaines en engrais. Conférence Adebitech IDSA. Romainville.

Esculier et al. 2019. Le circuit des nutriments. Exposition « Ceci est mon corps ». Montreuil.

Esculier et al. 2019. Vers des filières de valorisation agricole de l'urine humaine. Colloque de la FNCCR. Nice.

Esculier et al. 2019. Le projet Agrocap. Rencontres annuelles de l'assainissement non collectif. Dijon.

Tristan M.P. Martin, Joël Aubin, Enola Gilles, Julie Auberger, Fabien Esculier, Florent Levavasseur, Jennifer McConville, Sabine Houot, 2022. Etude comparative des impacts environnementaux liés à la production céréalière avec des engrais à base d'urine humaine ou des engrais minéraux. Journée ACV INRAE : l'ACV pour des systèmes alimentaires territorialisés et la circularité des flux. 29 mars 2022, en ligne.

Tristan Martin, Florent Levavasseur, Fabien Esculier, Sabine Houot, 2022. Recycler les urines humaines en agriculture. Groupe de travail PRO du COMIFER, 24 mars 2022, en ligne.

Levavasseur Florent, 2022. Recycler les urines humaines en agriculture. Journée de rencontre VivAgriLab, 17 février 2022, Orsay.

Levavasseur Florent, 2021. Résultats des projets PSDR PROLEG et Agrocap. Réunion du collège agriculteur de l'association Terre et Cité. 13 janvier 2021. Igny.

#### Publications pour le grand public :

Utiliser l'urine humaine en agriculture. Fiches pratiques. Agrocap, 2022.

De l'urine recyclée pour les futurs engrais. Levavasseur, F., Martin, T. 2020. The Conversation.

Quelle quantité d'urine utiliser pour fertiliser vos cultures de légumes ? OCAPI (d'après R. de Looze), 2019.

#### Rapports de stage :

Elmira, C., 2021. La valorisation de l'urine humaine en agriculture sur le plateau de Saclay : Rapprocher acteurs de la recherche et acteurs locaux pour développer de nouvelles synergies entre ville et agriculture et accroître la résilience des territoires. Mémoire d'Ingénieur AgroParitech avec Terre & Cité.

Tordera, L., 2018. Construction d'un protocole et mise en place d'un essai pour mesurer l'efficacité fertilisante de différents produits à base d'urine en agriculture. Rapport de Master 2 Risques et environnement, Institut National de la Recherche Agronomique & Université du Havre.

Martin, T., 2017. Valorisation des urines humaines comme source d'azote pour les plantes : une expérimentation en serre. Rapport de Master 2 Systèmes Aquatiques et Gestion de l'Eau. Institut National de la Recherche Agronomique & École Nationale des Ponts et Chaussées.



De nombreux projets de recherche ont déjà émergé dans le prolongement du projet Agrocap :

- Projet Enville, filières low-tech appropriables par des simples citoyens et des petites structures agricoles types AMAP ([www.leesu.fr/ocapi/2021/12/06/enville-outils-low-tech-pour-citadins-producteurs-de-fertilisants/](http://www.leesu.fr/ocapi/2021/12/06/enville-outils-low-tech-pour-citadins-producteurs-de-fertilisants/)) ;
- Thèse de Paul Minier (2020-2023) sur les risques biologiques liés aux filières de valorisation des matières fécales ;
- Thèse de Thomas Starck sur les modifications systémiques des systèmes alimentation/excrétion liées aux filières de retour au sol des nutriments humains ;
- Thèse de Florent Lelenda Kebalo sur l'utilisation de PRO, y compris urinofertilisants, en maraîchage ;
- Projet Kolos sur la démonstration des filières de retour au sol d'engrais humains (cf. paragraphe 7.1) ;
- Projet Urinagri, sur la faisabilité de la valorisation agricole d'urine humaine sur le plateau de Saclay
- Projet MedUrinAgri, sur l'approfondissement du volet résidus pharmaceutiques du projet Agrocap, par analyse d'urines humaines, traitées ou non par charbon actif, et de l'impact sur les sols
- Etc.

De nombreuses investigations complémentaires, mentionnées tout au long de ce rapport, ne sont toutefois pas encore organisées, de même que les implications d'acteurs publics et privés peuvent encore très largement se développer.

Le projet Agrocap a aussi été caractérisé par de très fortes reprises médiatiques, dont un article dans La France Agricole en 2018. En 2019, le reportage tourné dans les champs de l'essai Agrocap par France 3 en juillet et passé au journal télévisé du

23 août 2019 a entraîné un retentissement médiatique fort (2,3 millions de vue le jour même, 3,6 millions de vue sur Facebook au 29 juin 2022). Par la suite, les retombées médias ont été nombreuses et soutenues : radio (France Inter, Voltage, RTL...), papier (Le Parisien, La Croix, Les Echos, Ouest France...), télévision (BFM-TV...), web (L'Express...) et tout particulièrement avec l'envolée des prix des engrais, du gaz et du blé en 2022. Les retombées médiatiques de début 2022 se chiffrent en dizaines de reprises dans une très grande variété de médias nationaux et internationaux ([www.leesu.fr/ocapi/ocapi-dans-les-medias/](http://www.leesu.fr/ocapi/ocapi-dans-les-medias/)).

Enfin, le projet Agrocapi a donné lieu à deux formes de valorisation originale. D'une part, la réalisation de conférences-spectacles, nommées Humus Humains, restituant sous forme contée et musicale les résultats du projet Agrocapi (6 représentations à ce jour, plus de 400 spectateurs au total) : <https://my.weezevent.com/humus-humains/>

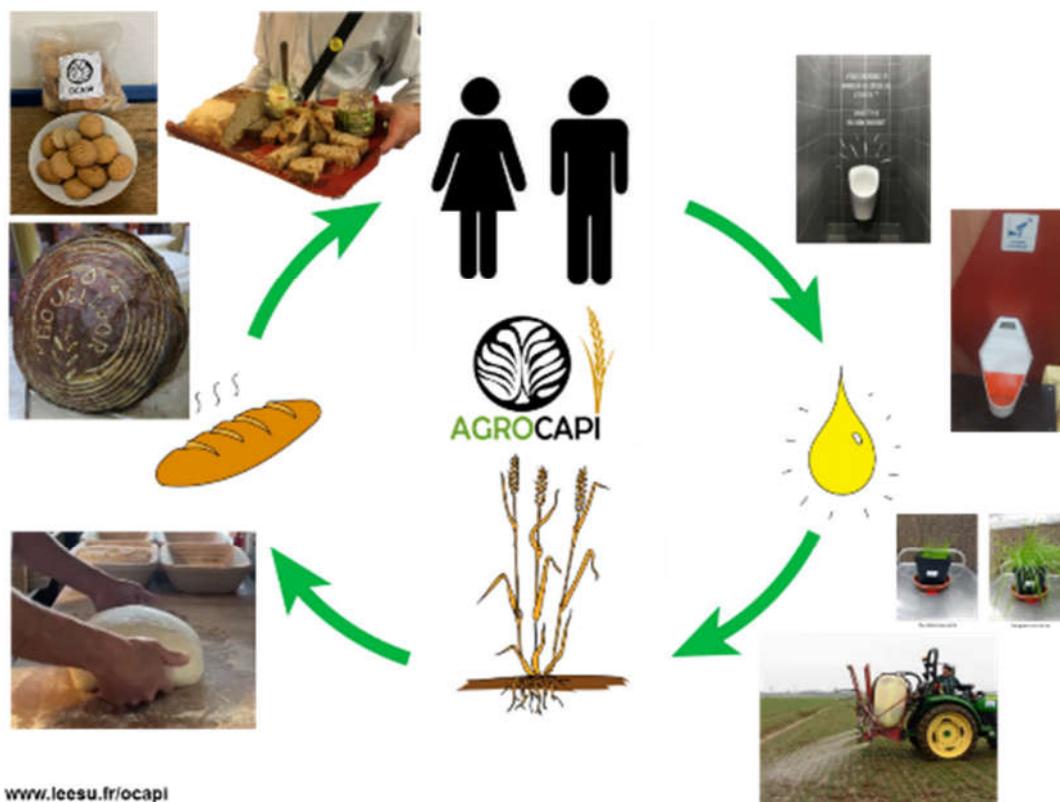
D'autre part, une partie du blé fertilisé à l'urine humaine des essais au champ a été mis de côté au moment de la récolte. Il a pu être moulu en farine et travaillé par un boulanger pour produire le pain Boucle d'Or et les biscuits Biscodors, incarnation concrète et déjà partagée avec plus de mille personnes de ce que la valorisation agricole des urines humaines peut produire.



Pain Boucle d'Or



Biscuits Biscodors



[www.leesu.fr/ocapi](http://www.leesu.fr/ocapi)

Figure 9.1 : Filière démonstrative d'urinofertilisation réalisée durant le projet Agrocapi

## 10. Conclusion

---

### 10.1. Synthèse des résultats

*Quels sont les traitements possibles de l'urine et quelles sont les caractéristiques des urinofertilisants résultant de ces traitements ?*

La revue de la littérature a permis de faire la synthèse des différents traitements possibles de l'urine et des urinofertilisants résultant de ces traitements. Elle a mis en évidence une grande diversité de traitements ayant différents objectifs : (i) réduction des pertes azotées tout au long de la filière de valorisation en stabilisant l'azote dans une forme les limitant, (ii) réduction du volume dans le but d'augmenter la concentration en nutriments dans les urinofertilisants et de réduire l'espace nécessaire au stockage, les besoins en transport ainsi que le travail lors de l'épandage, (iii) réduction de la contamination en pathogènes et en micropolluants (dont résidus de pharmaceutiques) pour réduire les risques sur la santé ou l'environnement.

*Quelle est l'efficacité fertilisante azotée des urinofertilisants en tant qu'engrais azotés ?*

Les différents essais menés en conditions réelles et contrôlées ont mis en évidence une efficacité élevée des urinofertilisants avec une équivalence avec l'engrais minéral généralement supérieure à 70-80 %. L'efficacité des urinofertilisants était plus élevée que celles des autres engrais organiques testés. Cette efficacité est corrélée avec la forte teneur en azote minéral de la majorité des urinofertilisants. Le mélange de l'urine avec des matières organiques entraîne une décroissance de l'efficacité fertilisante à court terme du fait de l'organisation de l'azote (ie de la transformation de l'azote minéral en azote organique, moins rapidement disponible pour les plantes).

*Quels sont les impacts associés à l'apport d'urinofertilisants au niveau de la parcelle ?*

Les impacts associés aux apports d'urinofertilisants analysés ont été les contaminants apportés par ces urinofertilisants et la volatilisation ammoniacale. Les urinofertilisants sont faiblement contaminés en éléments traces métalliques. La contamination en sept pathogènes indicateurs a été mesurée sur les urinofertilisants testés au champ. Cette contamination était, pour la majorité des indicateurs, plus faible que celle du lisier bovin et en dessous des valeurs seuils requises par la norme NF U 44-095 pour l'utilisation du compost de boues d'épuration en agriculture. La volatilisation ammoniacale apparaît comme un impact potentiel important au niveau de la parcelle. Les urinofertilisants ont montré des potentiels de volatilisation différents en fonction de leurs caractéristiques physico-chimiques. La plus forte volatilisation a été mesurée pour les urinofertilisants alcalins avec jusqu'à 1/3 de l'azote perdu pour l'urine stockée lors de l'essai en conditions réelles. En revanche, une faible volatilisation a été mesurée pour les urinofertilisants acides.

Les urinofertilisants peuvent contenir des résidus de médicaments (jusqu'à 21 molécules mesurées dans cette étude) dans une large gamme de concentrations, inférieures au µg/L jusqu'à la dizaine de mg/L, qui dépendent des médicaments absorbés et de leur métabolisation dans l'organisme. Cependant, après une vingtaine d'années d'épandages (essai longue durée), seulement quelques résidus de médicaments ont été quantifiés dans les sols, à de très faibles concentrations, ce qui montre un risque d'accumulation faible dans les sols et des persistances variables selon les molécules. De même, des gènes d'antibiorésistance peuvent être présents dans les urinofertilisants mais aucun enrichissement spécifique des sols n'a été mesuré. Les analyses réalisées n'indiquent pas que ces éléments indésirables entraînent des risques supplémentaires substantiels, notamment au regard de leur devenir dans les filières actuelles de gestion des urines (usine de traitement des eaux usées) et des indésirables présents dans les différents intrants et produits résiduels organiques actuellement utilisés en agriculture, conventionnelle et biologique (lisiers, fumiers, biodéchets, digestats, boues d'épuration, engrais de synthèse, phytosanitaires, etc.). Il n'a pas été possible de définir de seuils de teneurs en indésirables qui seraient rédhibitoires pour l'utilisation d'urinofertilisants courants, ce qui rejoint l'avis émis par l'Organisation Mondiale de la Santé sur la possibilité de leur utilisation, en l'état actuel des connaissances. Si jugé nécessaire, des traitements spécifiques peuvent en outre être appliqués afin de diminuer les teneurs en indésirables.

*Quelles sont les filières susceptibles d'émerger au vu des positions des acteurs agricoles ?*

La rencontre des agriculteurs franciliens a permis de mettre en évidence l'intérêt des urinofertilisants dans les itinéraires agronomiques comme fertilisant d'appoint. Si une filière avec des urinofertilisants solides semble prédominer dans les attentes des agriculteurs, d'autres facteurs importants comme le coût ou la provenance associée à la disponibilité et l'homogénéité des quantités et de la qualité du gisement doivent être considérés. Ainsi, il n'y aurait pas de filière unique à préconiser en réponse aux acteurs agricoles mais bien plusieurs à explorer sous formes de pilotes et de démonstrateurs, à différentes échelles. C'est en s'essayant à leurs mises en place qu'il sera possible de porter des analyses sur les conditions organisationnelles, sociales et techniques de la réussite de ces filières. Cette construction doit se faire en collaboration avec le titulaire de la compétence assainissement – la collectivité – et le secteur agricole. Il s'agit d'ailleurs du scénario le plus durable proposé par les agriculteurs dans le cadre de l'enquête menée dans le projet Agrocap.

*Quels sont les impacts environnementaux des différentes filières de valorisation de l'urine ?*

L'analyse du cycle de vie de la production de céréales conduite en considérant trois filières de valorisation de l'urine a mis en évidence un meilleur bilan environnemental de ces trois filières en comparaison des pratiques actuelles (utilisation d'engrais minéraux et traitement de l'urine à la station d'épuration) pour une grande partie des catégories d'impacts. Cependant, les

impacts liés à la volatilisation peuvent être élevés, en comparaison des pratiques actuelles. Pour les urino-fertilisants concentrés, la consommation d'énergie pour réduire le volume peut aussi être plus élevée que les pratiques actuelles.

## 10.2. Perspectives

Les effets considérés au cours de ce travail opèrent majoritairement à court terme (p. ex., efficacité fertilisante à court terme, volatilisation ammoniacale après apport). Cependant, de nombreux impacts intervenant à plus long terme (p. ex. impacts sur les communautés bactériennes du sol) doivent être pris en compte et pourraient être étudiés à travers des essais pluriannuels, tel que le projet CRUCIAL à Copenhague. Un autre point important à investiguer davantage est la présence de micropolluants organiques, et en particulier de résidus de produits pharmaceutiques et les risques liés à leur présence.

En France, la déconnexion actuelle entre la gestion de l'alimentation humaine et la gestion de l'excrétion humaine résulte d'un processus conjoint d'urbanisation, d'industrialisation et de développement de l'hygiénisme qui date de plus d'un siècle (Esculier et Barles 2019). Différents freins et verrous sociotechniques ont déjà été identifiés (Brun 2018; Esculier 2018 ; Legrand et al. 2021 ; Joveniaux et al. soumis). En ce qui concerne la communauté agricole, nous retrouvons entre autres : (i) la méconnaissance des effets fertilisants de l'urine, (ii) l'insertion des urino-fertilisants dans les itinéraires techniques et la possibilité d'épandre des volumes importants en terme d'organisation et de matériel disponible, (iii) le nombre élevé d'acteurs impliqués dans les filières de valorisation entre la ville et l'agriculture, (iv) l'absence de prise en compte claire des urino-fertilisants dans la réglementation, (v) l'absence de traduction économique des externalités des modes actuels de fertilisation azotée et de gestion de l'urine humaine.

Une fois le frein lié à la méconnaissance du pouvoir fertilisant l'urine dépassé, on observe que la plupart des projets d'envergure impulsés en France sont soutenus par des acteurs publics (Agence de la Transition Écologique, Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne, Agence de l'Eau Seine Normandie, Ville de Paris, Métropole de Lyon, Etablissement Public d'Aménagement Paris Saclay, etc.). Il semble donc que l'appropriation du sujet par les acteurs publics soit un enjeu déterminant pour le soutien à la séparation à la source et le déploiement de filières de valorisation d'urino-fertilisants. Le travail des acteurs du Réseau de l'Assainissement Écologique et du groupe de travail « Séparation à la source » de l'association ARCEAU-IDF participe actuellement à l'émulation autour de l'émergence de ces filières. Une appropriation plus large par les différents acteurs publics et privés, et notamment l'impulsion promise par le Ministère en charge de l'Agriculture lors du colloque de restitution de projet Agrocapi le 31 janvier 2022, seront probablement déterminantes pour permettre la mise en place effective de filières. L'implication de ce Ministère, en lien avec le Ministère en charge de l'Écologie et celui en charge de la Santé, est ainsi très attendue.

Nous pouvons déjà observer une forte dynamique en région parisienne ces dernières années sur la mise en place de filières de valorisation de l'urine en agriculture. Plusieurs projets de quartiers ou d'immeubles équipés de toilettes à séparation à la source de l'urine sont en place, en travaux ou à l'étude. Le développement de cas pilotes pourrait œuvrer à lever les verrous sociotechniques identifiés. Les acteurs publics peuvent accompagner encore davantage cette dynamique, par un soutien politique à cette thématique et en favorisant en particulier l'encapacitation des autres acteurs sur ces sujets (accompagnement, évolution des réglementations locales ou nationales, etc.). La meilleure prise en compte des urino-fertilisants dans les réglementations relatives à l'assainissement et dans le futur socle commun relatif aux matières fertilisantes apparaissent nécessaires. La régulation et le soutien économique à la mise en place des filières est également attendue (Brun, 2021).

Finalement, la mise en place de filières de valorisation de l'urine humaine en agriculture peut participer à une réinterrogation en profondeur du métabolisme et de la configuration des territoires urbains et ruraux. Dans un contexte de crise environnementale et sociale marquée par le dépassement de nombreuses limites planétaires, des transformations substantielles du mode de fonctionnement de nos sociétés apparaissent souhaitables et nécessaires. Mettre en œuvre une circularité matérielle, permettant de retourner aux sols agricoles les nutriments contenus dans l'urine humaine, semble en être une contribution pertinente. En recréant un mutualisme entre territoires urbains et ruraux, à la croisée des enjeux liés à l'eau, l'alimentation, l'énergie, le transport ou encore la santé, la valorisation de l'urine humaine en agriculture peut finalement constituer un maillon d'une authentique transition socio-écologique.

## REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

- AFSSA (2008) Hiérarchisation des résidus de médicaments d'intérêts pour l'analyse des ressources et des eaux traitées. p.31
- Amalric L., Togola A., Lopez B. (2011). Suivi des résidus de substances pharmaceutiques dans les systèmes aquatiques du bassin Loire-Bretagne. Rapport final BRGM/RP-59371-FR
- Andreev N, Ronteltap M, Boincean B, Wernli M, Zubcov E, Bagrin N, Borodin N, Lens PNL (2017) Lactic acid fermentation of human urine to improve its fertilizing value and reduce odour emissions. *J Environ Manage* 198:63–69 . <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.059>
- Antonini S, Nguyen PT, Arnold U, Eichert T, Clemens J (2012) Solar thermal evaporation of human urine for nitrogen and phosphorus recovery in Vietnam. *Sci Total Environ* 414:592–599 . <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.055>
- APCA, 2018. Coûts des Opérations Culturelles 2018 des Matériels Agricoles. Un référentiel pour le calcul des coûts de production et le barème d'entraide
- ARCEAU Ile-de-France, 2021. Quel intérêt pour la séparation à la source dans la gestion des eaux usées domestiques en France ? 36 p. Ed. ARCEAU-IDF. <https://arceau-idf.fr/sites/default/files/paragraphs-files/Brochure%20S%C3%A9paration%20%C3%A0%20la%20source-NUM.pdf>
- Aubert, C. 2021. Les apprentis sorciers de l'azote. Ed. Terre Vivante. Mens (Isère).
- Aubert, A. & Alcan, M. (1848). Instruction pour le peuple: cent traités sur les connaissances les plus indispensables. Paris, J.J. Dubochet.
- Barbieri, P., Pellerin, S., Seufert, V., Smith, L., Ramankutty, N. and Nesme, T., 2021. Global option space for organic agriculture is delimited by nitrogen availability. *Nature Food*, 2(5), pp.363-372. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00276-y>
- Barles S (2005) Sabine Barles. L'invention des déchets urbains, France, 1790-1970, Champ vallon. Seyssel (Ain).
- Benet L.Z., Broccatelli F., Oprea T.I. (2011) BDDCS Applied to Over 900 Drugs. *The AAPS Journal*, Vol. 13, No. 4. DOI: 10.1208/s12248-011-9290-9
- Bes de Berc L, Christ F, Flamin C, et al (2021) L'utilisation des digestats en agriculture. Les bonnes pratiques à mettre en œuvre. ENGIE, INRAE, AAMF, AgroParisTech, ATE, ACE Méthanisation
- Besson M (2020) Modelling and environmental assessment of source separation scenarios for wastewater at district scale. PhD Thesis, Université de Toulouse
- Bethune DN, Chu A, Ryan MC (2015) Passive evaporation of source-separated urine from dry toilets: prototype design and field testing using municipal water. *J Water Sanit Hyg Dev* 5:392 . <https://doi.org/10.2166/washdev.2015.158>
- Billen G, Garnier J, Thieu, Vincent, Passy P, Rioussel P, Silvestre M, Théry S, Vilain G, Billy C (2011) La cascade de l'azote dans le bassin de la Seine: comprendre les processus pour inverser les tendances. Agence de l'eau Seine-Normandie, Nanterre
- Billen, G., Aguilera, E., Einarsson, R., Garnier, J., Gingrich, S., Grizzetti, B., Lassaletta, L., Le Noë, J. & Sanz-Cobena, A. 2021. « Reshaping the European agro-food system and closing its nitrogen cycle: The potential of combining dietary change, agroecology, and circularity ». *One Earth*, 4(6), 839-850.
- Bischel HN, Özel Duygan BD, Strande L, McArdeall CS, Udert KM, Kohn T (2015) Pathogens and pharmaceuticals in source-separated urine in eThekweni, South Africa. *Water Res* 85:57–65 . <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.022>
- Bourdat-Deschamps M, Leang S, Bernet N, Daudin JJ, Néliou S. (2014) Multi-residue analysis of pharmaceuticals in aqueous environmental samples by online solid-phase extraction–ultra-high-performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry: optimisation and matrix effects reduction by quick, easy, cheap,

effective, rugged and safe extraction. *J Chromatogr A*. 2014;1349:11–23. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chroma.2014.05.006>

- Bourdat-Deschamps M., Ferhi S., Bernet N., Feder F., Crouzet O., Patureau D., Montenach D., Moussard G.D., Mercier V., Benoit P., Houot S. (2017). Fate and impacts of pharmaceuticals and personal care products after repeated applications of organic waste products in long-term field experiments. *Science of the Total Environment*, 607-608, 271-280. <http://dx.doi.org/doi:10.1016/j.scitotenv.2017.06.240>
- Brun Florent (2018) Freins et leviers à l'emploi de fertilisants à base d'urine humaine en agriculture en Île-de-France. École Nationale des Ponts et Chaussées
- Brun, Florence (2021) Exploration de nouveaux paradigmes de l'économie de l'eau, de l'alimentation et de la biodiversité. Étude de la réforme de deux redevances des Agences de l'Eau. Mémoire de thèse professionnelle pour le Mastère spécialisé PAPDD. École des Ponts ParisTech.
- Cavalié P, Djeraba A., ANSM – Agence Nationale de Sécurité du Médicament et des Produits de Santé, Analyse des ventes de médicaments en France en 2013, France, 2014, p. 36
- Cavé, L., Brothier, E., Abrouk, D., Bouda, P., Hien, E. and Nazaret, S., 2016. Efficiency and sensitivity of the digital droplet PCR for the quantification of antibiotic resistance genes in soils and organic residues. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100(24), pp.10597-10608. DOI 10.1007/s00253-016-7950-5
- Chandran A, Pradhan SK, Heinonen-Tanski H (2009) Survival of enteric bacteria and coliphage MS2 in pure human urine. *J Appl Microbiol* 107:1651–1657 . <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2009.04353.x>
- Crolais, A., Lebihain, M., Le Gal, A. et Maysonnave, E. 2016. L'or liquide, l'innovation sociotechnique en assainissement par la mise en synergie d'acteurs locaux : le cas de la collecte sélective des urines sur le plateau de Saclay. Rapport de Groupe d'Analyse de l'Action Publique. Mastère Politique et Action Publique pour le Développement Durable. Ecole nationale des ponts et chaussées. [https://www.leesu.fr/ocapi/wp-content/uploads/2018/06/Urine-Saclay\\_GAAP-ENPC\\_Rapport\\_corr.pdf](https://www.leesu.fr/ocapi/wp-content/uploads/2018/06/Urine-Saclay_GAAP-ENPC_Rapport_corr.pdf)
- Decrey L, Kohn T (2017) Virus inactivation in stored human urine, sludge and animal manure under typical conditions of storage or mesophilic anaerobic digestion. *Env Sci Water Res Technol* 3:492–501 . <https://doi.org/10.1039/C6EW00311G>
- Dehérain, P. P. 1873. Cours de chimie agricole professé à l'Ecole d'Agriculture de Grignon. Librairie Hachette. Paris.
- De Looze, R., 2016. L'urine, de l'or liquide au jardin. Terran Editions. ISBN : 978-2359810608
- Drangert, J.-O., 1998. Urine blindness and the use of nutrients from human excreta in urban agriculture. *GeoJournal* 45: 201-208.
- Drugbank : <https://go.drugbank.com/>
- Dussourt, E. & Ruel-Kellermann, M., 2012 L'urine et ses diverses utilisations, en particulier dentaires. Actes de la société française d'histoire dentaire. 2012, 17.
- Erisman JW, Sutton MA, Galloway J, Klimont Z, Winiwarter W (2008) How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nat Geosci* 1:636–639 . <https://doi.org/10.1038/ngeo325>
- Esculier F (2018) Le système alimentation/excrétion des territoires urbains: régimes et transitions socio-écologiques. PhD Thesis, Université Paris-Est
- Esculier, F., Le Noë, J., Barles, S., Billen, G., Créno, B., Garnier, J., Lesavre, J., Petit L., Tabuchi, J.-P., 2018. The biogeochemical imprint of human metabolism in Paris Megacity: a regionalized analysis of a water-agro-food system. *Journal of Hydrology*. 10.1016/j.jhydrol.2018.02.043.
- Esculier F, Barles S (2019) Past and Future Trajectories of Human Excreta Management Systems: Paris in the Nineteenth to Twenty-First Centuries. Springer, Berlin, Heidelberg, pp 1–24
- Etter B, Udert KM, Gounden T (2015) VUNA Final Report. Eawag, Dübendorf, Switzerland
- Feachem RG \*Bradley (1983) Sanitation and disease : health aspects of excreta and wastewater management. The World Bank

- Ferguson, D. T., (2014) Nightsoil and the 'Great Divergence': human waste, the urban economy, and economic productivity, 1500–1900. *Journal of Global History*, 9, pp 379-402 doi: 10.1017/S1740022814000175
- Ferhi S., Bourdat-Deschamps M., Daudin J.J., Houot S., Nélieu S., 2016. Factors influencing the extraction of pharmaceuticals from sewage sludge and soil: an experimental design approach. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 408, 22, 6153-6168. <http://dx.doi.org/10.1007/s00216-016-9725-3>
- Friedler E, Butler D, Alfíya Y (2013) Wastewater composition. In: Larsen, T. A., Udert, K. M. & Lienert, J. (Eds.) *Source Separation and Decentralization for Wastewater Management*. IWA Publishing, London, pp 241–257
- Gutser R, Ebertseder Th, Weber A, Schraml M, Schmidhalter U (2005) Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *J Plant Nutr Soil Sci* 168:439–446 . <https://doi.org/10.1002/jpln.200520510>
- Habets, F., Julien Boé, Michel Déqué, Agnès Ducharne, Simon Gascoin, Ali Hachour, Eric Martin, Christian Pagé, Eric Sauquet, Laurent Terray, et al. (2011). *Impact du changement climatique sur les ressources en eau du bassin versant de la Seine : résultats du projet GICC-RExHySS*. PIREN Seine
- Hammer M, Clemens J (2007) A tool to evaluate the fertiliser value and the environmental impact of substrates from wastewater treatment. *Water Sci Technol* 56:201 . <https://doi.org/10.2166/wst.2007.573>
- Harder, R., Wielemaker, R., Larsen, T. A., Zeeman, G., & Oberg, G. (2019). Recycling nutrients contained in human excreta to agriculture: Pathways, processes, and products. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49(8), 695–743. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1558889>
- Hashemi S, Han M (2017) Methods for controlling stored urine odor in resource-oriented sanitation. *J Water Sanit Hyg Dev* washdev2017098 . <https://doi.org/10.2166/washdev.2017.098>
- Hellström D, Johansson E, Grennberg K (1999) Storage of human urine: acidification as a method to inhibit decomposition of urea. *Ecol Eng* 12:253–269 . [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(98\)00074-3](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(98)00074-3)
- Henze, J. and Randall, D., 2018. Microbial induced calcium carbonate precipitation at elevated pH values (>11) using *Sporosarcina pasteurii*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(4), pp.5008-5013.
- Hirschy, M., Ravier, C., Lorin, M., 2015. CRITER 5.4 - Un outil de caractérisation des performances de systèmes de culture
- Höglund C, Stenström TA, Jönsson H, Sundin A (1998) Evaluation of faecal contamination and microbial die-off in urine separating sewage systems. *Water Sci Technol* 38:17–25
- Höglund C, Vinnerås B, Stenström TA, Jönsson H (2000) Variation of chemical and microbial parameters in collection and storage tanks for source separated human urine. *J Environ Sci Health Part A* 35:1463–1475 . <https://doi.org/10.1080/10934520009377047>
- Houot S, Pons M-N, Pradel M, Tibi A (2014) Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Rapport final de l'expertise scientifique collective [Valorization of fertilizers of residual origin on soils for agricultural or forestry use. Final report of the collective scientific expertise]. INRA-CNRS-Irstea, France
- Jaatinen S.T., Palmroth M.R.T., Rintala J.K., Tuhkanen T.A. (2016) The effect of urine storage on antiviral and antibiotic compounds in the liquid phase of source-separated urine, *Environmental Technology*, DOI: 10.1080/09593330.2016.1144799
- Jönsson, H., Stenström, T.-A., Svensson, J., Sundin, A., 1997. Source separated urine – nutrient and heavy metal content, water saving and faecal contamination. *Water Science and Technology* 35. [https://doi.org/10.1016/s0273-1223\(97\)00192-3](https://doi.org/10.1016/s0273-1223(97)00192-3).
- Joveniaux, A., Legrand, M., Esculier, F., de Gouvello, B. Towards the development of the source separation and valorization of human excreta? Emerging dynamics and prospects in France. Soumis à *Frontiers in Environmental Science*

- Kabdaşlı I, Tünay O, İşlek Ç, Erdinç E, Hüskalar S, Tatlı MB (2006) Nitrogen recovery by urea hydrolysis and struvite precipitation from anthropogenic urine. *Water Sci Technol* 53:305–312 . <https://doi.org/10.2166/wst.2006.433>
- Kirchmann H, Pettersson S (1995) Human urine-chemical composition and fertilizer use efficiency. *Fertil Res* 40:149–154 . <https://doi.org/10.1007/BF00750100>
- Köpping I, McArdell CS, Borowska E, Böhler MA, Udert KM (2020) Removal of pharmaceuticals from nitrified urine by adsorption on granular activated carbon. *Water Res X* 9:100057 . <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100057>
- Lahr RH, Goetsch HE, Haig SJ, Noe-Hays A, Love NG, Aga DS, Bott CB, Foxman B, Jimenez J, Luo T, Nace K, Ramadugu K, Wigginton KR (2016) Urine Bacterial Community Convergence through Fertilizer Production: Storage, Pasteurization, and Struvite Precipitation. *Environ Sci Technol* 50:11619–11626 . <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02094>
- Le Noë J, Billen G, Esculier F, Garnier J (2018) Long-term socioecological trajectories of agro-food systems revealed by N and P flows in French regions from 1852 to 2014. *Agric Ecosyst Environ* 265:132–143 . <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.006>
- Legrand M., 2020. Digestions fertiles ? Le retour au sol des excréments humains. *Revue d'Anthropologie des connaissances*, 14-4 [en ligne].
- Legrand, M., Joveniaux, A., Arbarotti, A., de Gouvello, B., Esculier, F., Tabuchi, J.-P. 2021. Séparation à la source et valorisation des excréments humains du Grand Paris : des filières émergentes. *Techniques, Sciences & Méthodes* 2021-9, p.103-118.
- Lienert J, Bürki T, Escher BI (2007) Reducing micropollutants with source control: substance flow analysis of 212 pharmaceuticals in faeces and urine. *Water Sci Technol* 56:87 . <https://doi.org/10.2166/wst.2007.560>
- Lind B-B, Ban Z, Bydén S (2001) Volume reduction and concentration of nutrients in human urine. *Ecol Eng* 16:561–566 . [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00107-5](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00107-5)
- Liste Vigilance EU 2015 MAJ 2018. Décision d'exécution (UE) 2018/840 de la commission du 5 juin 2018 établissant une liste de vigilance relative aux substances soumises à surveillance à l'échelle de l'Union dans le domaine de la politique de l'eau en vertu de la directive 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil et abrogeant la décision d'exécution (UE) 2015/495 de la Commission [notifiée sous le numéro C(2018) 3362]
- Loubet B, Carozzi M, Voylokov P, Cohan J-P, Trochard R, Générumont S (2018) Evaluation of a new inference method for estimating ammonia volatilisation from multiple agronomic plots. *Biogeosciences* 15:3439–3460 . <https://doi.org/10.5194/bg-15-3439-2018>
- Martin TMP (2018) Valorisation des urines humaines comme source d'azote pour les plantes : une expérimentation en serre. Master Thesis, Université Paris Diderot
- Martin, T. 2020. L'urine humaine en agriculture : des filières variées pour contribuer à une fertilisation azotée durable. Thèse de doctorat. Univ. Paris-Saclay. <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-03189185>
- Martin, T. M., Esculier, F., Levavasseur, F., & Houot, S. (2020). Human urine-based fertilizers: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 1-47. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1838214>
- Mullen R.A., Wigginton K.R., Noe-Hays A., Nace K., Love N.G., Bott C.B., Aga D.S. (2017) Optimizing extraction and analysis of pharmaceuticals in human urine, struvite, food crops, soil, and lysimeter water by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Analytical methods*. DOI: 10.1039/c7ay01801k
- Mullen RA (2018) Tracing pharmaceuticals from urine through wastewater treatment plants assessment of their potential transfer to edible crops. PhD Thesis, University at Buffalo
- Overrein LN, Moe PG (1967) Factors Affecting Urea Hydrolysis and Ammonia Volatilization in Soil. *Soil Sci Soc Am J* 31:57–61 . <https://doi.org/10.2136/sssaj1967.03615995003100010018x>

- Paulet M (1853) L'engrais Humain: Histoire des applications de ce produit à l'agriculture, aux arts industriels, avec description des plus anciens procédés de vidanges et des nouvelles réformes, dans l'intérêt de l'hygiène. Comptoir des imprimeurs-unis
- Peoples MB, Brockwell J, Herridge DF, Rochester IJ, Alves BJR, Urquiaga S, Boddey RM, Dakora FD, Bhattarai S, Maskey SL, Sampet C, Rerkasem B, Khan DF, Hauggaard-Nielsen H, Jensen ES (2009) The contributions of nitrogen-fixing crop legumes to the productivity of agricultural systems. *Symbiosis* 48:1–17 . <https://doi.org/10.1007/BF03179980>
- Piltz, B., & Melkonian, M. (2018). Immobilized microalgae for nutrient recovery from source-separated human urine. *Journal of Applied Phycology*, 30(1), 421–429. <https://doi.org/10.1007/s10811-017-1266-4>
- Pradhan SK, Piya RC, Heinonen-Tanski H (2011) Eco-sanitation and its benefits: an experimental demonstration program to raise awareness in central Nepal. *Environ Dev Sustain* 13:507–518 . <https://doi.org/10.1007/s10668-010-9273-5>
- Rochette P. and Eriksen-Hamel N. 2008. Chamber measurements of soil nitrous oxide flux: are absolute values reliable? *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72: 331–342.
- Rodhe L, Stintzing AR, Steineck S (2004) Ammonia emissions after application of human urine to a clay soil for barley growth. *Nutr Cycl Agroecosystems* 68:191–198
- Ronteltap, M. (2009). Phosphorus recovery from source-separated urine through the precipitation of struvite [Doctoral dissertation]. Swiss Federal Institute of Technology Zurich. <https://www.research-collection.ethz.ch/handle/20.500.11850/27095>
- Rose C, Parker A, Jefferson B, Cartmell E (2015) The Characterization of Feces and Urine: A Review of the Literature to Inform Advanced Treatment Technology. *Crit Rev Environ Sci Technol* 45:1827–1879 . <https://doi.org/10.1080/10643389.2014.1000761>
- Schertenleib A (2014) Inactivation of pathogens in urine nitrification reactors. Master Thesis, École Polytechnique fédérale de Lausanne
- Schürmann B., Everding W., Montag D., Pinnekamp J. (2012) Fate of pharmaceuticals and bacteria in stored urine during precipitation and drying of struvite. *Water Science and Technology*. 65.10. doi: 10.2166/wst.2012.041
- Sertillanges N., Haudin C.-S., Bourdat-Deschamps M., Bernet N., Serre V., Danel A., Houot S., Patureau D. (2020). Process type is the key driver of the fate of organic micropollutants during industrial scale treatment of organic wastes. *Science of the Total Environment*. 734. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139108>
- Simha P, Lalander C, Nordin A, Vinnerås B (2020) Alkaline dehydration of source-separated fresh human urine: Preliminary insights into using different dehydration temperature and media. *Sci Total Environ* 733:139313 . <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139313>
- Sutton EMA, Howard CM, Erisman JW, Billen G, Bleeker A, Bleeker A, Grennfelt P, van Grinsven H, Grizzetti B (2011) *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives*. Cambridge University Press, Cambridge
- Sutton, M.A., Bleeker, A., Howard, C.M., Bekunda, M., Grizzetti, B., de Vries, W., van Grinsven, H.J.M., Abrol, Y.P., Adhya, T.K., Billen, G., Davidson, E.A., Datta, A., Diaz, R., Erisman, J.W., Liu, X.J., Oenema, O., Palm, C., Raghuram, N., Reis, S., Scholz, R.W., Sims, T., Westhoek, H., Zhang, F.S., 2013 *Our nutrient world: the challenge to produce more food and energy with less pollution*. Edinburgh, NERC/Centre for Ecology & Hydrology, 114pp.
- Talpin, J. (2010). *Economies d'énergie : sur l'exploitation agricole* (France Agricole Editions).
- Tang YS, Cape JN, Sutton MA (2001) Development and Types of Passive Samplers for Monitoring Atmospheric NO<sub>2</sub> and NH<sub>3</sub> Concentrations. *Sci World J* 1:513–529 . <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.82>
- Udert KM, Larsen TA, Gujer W (2006) Fate of major compounds in source-separated urine. *Water Sci Technol* 54:413–420 . <https://doi.org/10.2166/wst.2006.921>
- Udert KM, Wächter M (2012) Complete nutrient recovery from source-separated urine by nitrification and distillation. *Water Res* 46:453–464 . <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.11.020>

- Viskari, E.-L., Grobler, G., Karim€ aki, K., Gorbatova, A., Vilpas, R., & Lehtoranta, S. (2018). Nitrogen recovery with source separation of human urine—Preliminary results of its fertiliser potential and use in agriculture. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 2, e00032. <https://doi.org/10.3389/fsufs.2018.00032>
- Volpin F, Jiang J, El Saliby I, Preire M, Lim S, Hasan Johir MA, Cho J, Han DS, Phuntsho S, Shon HK (2020) Sanitation and dewatering of human urine via membrane bioreactor and membrane distillation and its reuse for fertigation. *J Clean Prod* 122390 . <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122390>
- WHO (2012) WHO guifelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 4 Excreta and greywater use in agriculture. World Health Organization, Geneva
- Winker M (2009) Pharmaceuticals residues in urine and potential risks related to usage as fertiliser in agriculture. PhD Thesis, Technischen Universität Hamburg-Harburg
- Winker M, Tettenborn F, Faika D, Gulyas H, Otterpohl R (2008) Comparison of analytical and theoretical pharmaceutical concentrations in human urine in Germany. *Water Res* 42:3633–3640 . <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.06.002>
- WWAP (Programme mondial pour l'évaluation des ressources en eau). 2017. *Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur des ressources en eau 2017. Les eaux usées – Une ressource inexploitée*. Paris, UNESCO,
- Zhang J, She Q, Chang VWC, Tang CY, Webster RD (2014) Mining Nutrients (N, K, P) from Urban Source-Separated Urine by Forward Osmosis Dewatering. *Environ Sci Technol* 48:3386–3394 . <https://doi.org/10.1021/es405266d>

## L'ADEME EN BREF

À l'ADEME - l'Agence de la transition écologique -, nous sommes résolument engagés dans la lutte contre le réchauffement climatique et la dégradation des ressources.

Sur tous les fronts, nous mobilisons les citoyens, les acteurs économiques et les territoires, leur donnons les moyens de progresser vers une société économe en ressources, plus sobre en carbone, plus juste et harmonieuse.

Dans tous les domaines - énergie, économie circulaire, alimentation, mobilité, qualité de l'air, adaptation au changement climatique, sols... - nous conseillons, facilitons et aidons au financement de nombreux projets, de la recherche jusqu'au partage des solutions.

À tous les niveaux, nous mettons nos capacités d'expertise et de prospective au service des politiques publiques.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle du ministère de la Transition écologique et du ministère de l'Enseignement supérieur, de la Recherche et de l'Innovation.

### LES COLLECTIONS DE L'ADEME



#### FAITS ET CHIFFRES

L'ADEME référent : Elle fournit des analyses objectives à partir d'indicateurs chiffrés régulièrement mis à jour.



#### CLÉS POUR AGIR

L'ADEME facilitateur : Elle élabore des guides pratiques pour aider les acteurs à mettre en œuvre leurs projets de façon méthodique et/ou en conformité avec la réglementation.



#### ILS L'ONT FAIT

L'ADEME catalyseur : Les acteurs témoignent de leurs expériences et partagent leur savoir-faire.



#### EXPERTISES

L'ADEME expert : Elle rend compte des résultats de recherches, études et réalisations collectives menées sous son regard



#### HORIZONS

L'ADEME tournée vers l'avenir : Elle propose une vision prospective et réaliste des enjeux de la transition énergétique et écologique, pour un futur désirable à construire ensemble.

## PROJET AGROCAPI

### Rapport final

Pour nourrir les humains, l'agriculture française actuelle est fortement tributaire de l'utilisation de fertilisants issus de ressources fossiles. Or la majorité des nutriments de l'alimentation est ensuite excrétée dans les urines. Le mode dominant de gestion des urines humaines en France est aujourd'hui le mélange avec les eaux usées, dont la gestion ne permet qu'un faible recyclage de ces nutriments et entraîne de nombreux impacts environnementaux. L'objectif du projet Agrocapi est d'étudier les filières aujourd'hui envisageables de valorisation de l'urine humaine en agriculture, sous forme de matières fertilisantes nommées urinofertilisants.

Une revue de la littérature des différents traitements de l'urine et des urinofertilisants obtenus montre leur très grande diversité, encore méconnue, en termes d'aspect, de formulation, de concentration en nutriments, etc. L'efficacité fertilisante azotée d'une dizaine d'urinofertilisants a ensuite été mesurée au champ et en serre. Elle est élevée pour la majorité et proche de celle des engrais minéraux.

Plusieurs vigilances sont à prendre en compte dans la mise en place de filière de valorisation d'urinofertilisants. La consommation d'énergie et de réactifs des traitements peut être élevée. La volatilisation ammoniacale à l'épandage peut également être importante. Si la majorité des pathogènes peuvent être facilement inactivés, les résidus de pharmaceutiques sont plus difficilement dégradés par les traitements standard. De même, des gènes d'antibiorésistance peuvent être présents dans les urinofertilisants. Au vu des analyses réalisées, cela n'obère toutefois pas les possibilités de leur utilisation. Si jugé nécessaire, des traitements spécifiques peuvent en outre être appliqués afin de diminuer les teneurs en indésirables.

Une évaluation par analyse du cycle de vie des impacts environnementaux associés à la production de céréales avec urinofertilisation a montré que les impacts sont plus faibles pour la majorité des indicateurs en comparaison des pratiques actuelles, en grande partie grâce aux impacts évités du traitement des eaux usées et de la production d'engrais minéraux. Ces résultats montrent que le déploiement de filières de valorisation de l'urine humaine peut contribuer à une transition vers une gestion systémique et soutenable des nutriments et des systèmes alimentaires.

Selon les configurations territoriales et les liens de confiance établis entre acteurs, plusieurs filières de valorisation agricole d'urinofertilisants semblent envisageables, d'autant plus favorisées que des démonstrateurs, tel celui mis en place sur le plateau de Saclay, permettent aux acteurs de connaître et de s'approprier la pratique. Il s'agit donc pour notre société et ses différentes parties prenantes de diffuser les informations relatives à ces filières, d'investiguer encore davantage les résultats ici obtenus, d'y investir davantage de moyens et de mener et accompagner les transformations nécessaires à l'advenue effective et pérenne de telles filières.

***L'urine humaine est une ressource à très haut potentiel pour la fertilisation agricole.***

*Au regard des pratiques actuelles de fabrication des engrais agricoles et de gestion des urines humaines en usine de traitement des eaux usées, les filières de valorisation de l'urine humaine en agriculture peuvent présenter un bénéfice environnemental très élevé et participer d'une transition systémique dans la gestion de l'alimentation et l'excrétion.*

