



HAL
open science

Bilan environnemental de l'utilisation de l'urine humaine comme fertilisant agricole

Enola Gilles

► **To cite this version:**

Enola Gilles. Bilan environnemental de l'utilisation de l'urine humaine comme fertilisant agricole. Sciences du Vivant [q-bio]. 2020. <dumas-03026472>

HAL Id: dumas-03026472

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-03026472v1>

Submitted on 26 Nov 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire HAL, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



Distributed under a Creative Commons CC BY-NC-ND 4.0 - Attribution - Non-commercial use - No Derivative Works - International License

CFR Angers CFR Rennes

Année universitaire : 2019-2020
Master Biologie, Agrosociétés
Parcours Amélioration, Production,
Valorisation du végétal
Option : Fonctionnement et Gestion
des Agrosystèmes

Rapport de stage

- d'Ingénieur de l'Institut Supérieur des Sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
- de Master de l'Institut Supérieur des Sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
- d'un autre établissement (étudiant arrivé en M2)

Bilan environnemental de l'utilisation de l'urine humaine comme fertilisant agricole

Par : Enola GILLES



Soutenu à Institut Agro Rennes

le 25 juin 2020

Devant le jury composé de :

Président : Matthieu CAROF

Maître de stage : Joël AUBIN

Enseignant référent : Olivier GODINOT

Autres membres du jury : Thierry MORVAN, Rapporteur n° 2

Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent que la responsabilité de son auteur et non celles de l'Institut Agro Rennes et l'Université de Rennes 1

Ce document est soumis aux conditions d'utilisation
« Paternité-Pas d'Utilisation Commerciale-Pas de Modification 4.0 France »
disponible en ligne <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.fr>



Avant-propos

Ce stage est financé par le programme de recherche OCAP, en partenariat avec l'ADEM, le SIAAP et SEDE, qui vise à étudier et accompagner les évolutions possibles des systèmes alimentation/excrétion urbains.

Ce programme implique différents UMR, dont l'UMR SAS (Sol Agro et hydrosystèmes Spatialisation) où est effectué ce stage. Il est coordonné par l'UMR LEESU (Laboratoire Eau, Environnement et Systèmes Urbains), basé à l'Ecole des Ponts ParisTech.

Remerciements

Je tiens à remercier Joël AUBIN, mon maître de stage pour m'avoir offert l'opportunité de traiter un sujet différent et aussi atypique, mais aussi et surtout de m'avoir accompagné avec patience durant ce stage, malgré les difficultés du télétravail.

A mes collègues de l'UMR SAS, avec qui j'ai pu passer de bons moments de pause (le tarot me manque !) et qui ont pu m'aider pour toutes mes interrogations. Merci à Laure et Mamadou de m'avoir accueilli dans leur bureau, où la bonne humeur était toujours présente.

Merci à Margaux et Lydie pour le soutien durant ces six mois de stage, et à Maverick de m'avoir supporté, orienté mais surtout d'être présent, notamment pendant la période de confinement. Merci à Florent LEVAVASSEUR et Sabine HOUOT de m'avoir orienté et donné leur avis sur mon travail.

Enfin, je souhaite remercier Julie AUBERGER et Tristan MARTIN pour leur grande aide dans la compréhension du sujet et des ACV, sans qui je n'aurais pas pu en faire autant.

Table des matières

I-	Introduction.....	1
	a. Limites planétaires et flux biogéochimiques.....	1
	b. Gestion des eaux usées actuelles.....	2
	c. Une nouvelle perspective : la séparation à la source.....	2
	d. Traitement de l'urine.....	2
	e. Le projet Agrocapi	3
	f. L'analyse du Cycle de Vie.....	4
	g. Hypothèses de travail et problématique.....	4
II-	Matériel et méthode.....	5
	a. Définition des objectifs et champs de l'étude.....	5
	b. Analyse de l'inventaire...../.....	6
	c. Analyse de l'impact environnemental.....	8
III-	Résultats.....	9
	a. Le blé tendre d'hiver.....	9
	i. Changement climatique.....	10
	ii. Particules fines.....	10
	iii. Acidification.....	10
	iv. Epuisement des ressources minérales, fossiles et renouvelables.....	11
	v. Eutrophisation.....	11
	vi. Demande d'énergie cumulée.....	11
	vii. Epuisement des ressources en eau.....	12
	b. Le maïs grain.....	12
	i. Changement climatique.....	12
	ii. Particules fines.....	12
	iii. Acidification.....	13
	iv. Epuisement des ressources minérales, fossiles et renouvelables.....	13
	v. Eutrophisation.....	13
	vi. Demande d'énergie cumulée.....	14
	vii. Epuisement des ressources en eau.....	14
	c. Analyse de sensibilité de la filière U. alcalinisée en blé tendre d'hiver.....	14
	d. Analyse de sensibilité de la distance entre l'éco-quartier et l'exploitation sur le maïs grain conventionnel.....	15
IV-	Discussion.....	16
	a. L'agriculture conventionnelle et biologique.....	16
	b. Les impacts évités à la station d'épuration.....	17
	c. Le scénario urine stockée.....	18
	d. Le scénario urine nitrifiée concentrée.....	18
	e. Le scénario urine alcalinisée déshydratée.....	19
	f. Les limites de l'ACV.....	19
V-	Conclusion.....	21
VI-	Références.....	22
VII-	Annexes.....	26

Liste des figures

Figure 1 : Etat actuel des variables de contrôle pour sept des neuf frontières planétaires.

Figure 2 : Photographie d'une toilette à séparation en Suède.

Figure 3 : Illustration d'une installation pilote avec une colonne de nitrification et un distillateur.

Figure 4 : Photographie du système de récupération de l'urine brute et sa transformation en urine alcalinisée déshydratée.

Figure 5 : Phases de l'Analyse de Cycle de Vie.

Figure 6 : Représentations schématiques des scénarios d'utilisation d'urino-fertilisants face à un scénario de référence étudiés.

Figure 7 : Représentation schématique des itinéraires techniques cultureux des cultures de blé tendre d'hiver et de maïs grain, en système de culture conventionnel et biologique.

Figure 8 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact Changement climatique par kilogramme de grain de blé tendre d'hiver.

Figure 9 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact Particules fines par kilogramme de grain de blé tendre d'hiver.

Figure 10 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact Acidification par kilogramme de grain de blé tendre d'hiver.

Figure 11 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact Epuisement des ressources minérales, fossiles & renouvelables par kilogramme de grain de blé tendre d'hiver.

Figure 12 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact Eutrophisation par kilogramme de grain de blé tendre d'hiver.

Figure 13 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact Demande d'énergie cumulée par kilogramme de grain de blé tendre d'hiver.

Figure 14 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact Epuisement des ressources en eau par kilogramme de grain de blé tendre d'hiver.

Figure 15 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact Changement climatique par kilogramme de grain de maïs grain.

Figure 16 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact Particules fines par kilogramme de grain de maïs grain.

Figure 17 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact Acidification par kilogramme de grain de maïs grain.

Figure 18 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact Epuisement des ressources minérales, fossiles & renouvelables par kilogramme de grain de maïs grain.

Figure 19 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact Eutrophisation par kilogramme de grain de maïs grain.

Figure 20 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact Demande d'énergie cumulée par kilogramme de grain de maïs grain.

Figure 21 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact Epuisement des ressources en eau par kilogramme de grain de maïs grain.

Figure 22 : Graphiques de l'analyse de sensibilité du nombre de boîtes pour le traitement de l'urine alcalinisée dans l'éco-quartier, sur l'ensemble des catégories d'impact.

Figure 23 : Graphiques des résultats de l'analyse de sensibilité de la distance entre l'éco-quartier et l'exploitation, sur les distances de 10km et 100km, face à la distance de référence de 25km, pour le maïs grain conventionnel.

Liste des tableaux

Tableau 1 : Valeurs en pourcentage des volatilisations ammoniacales pour chaque étape des scénarios, pour le blé tendre d'hiver et le maïs grain.

Tableau 2 : Doses totales appliquées aux cultures de blé tendre d'hiver et maïs grain en système conventionnel.

Tableau 3 : Catégories d'impacts, leur méthode et classification sélectionnées pour l'étude.

Liste des abréviations

ACV	Analyse de Cycle de Vie.
CIRAD	Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement.
INRAE	Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement.
Means	Multicriteria Assessment of Sustainability.
OCAPI	Optimisation des cycles Carbone, Azote, Phosphore en ville.
STEP	Station d'Épuration des eaux usées.
U. alcalinisée	Urine alcalinisée déshydratée.
U. nitrifiée	Urine nitrifiée concentrée.
U. stockée	Urine stockée.

I- Introduction

a. Limites planétaires et flux biogéochimiques

A partir de 1850, l'industrialisation a permis d'augmenter la production de biens et les activités humaines. Cette accélération, particulièrement accentuée à partir des années 1950, a donné je jour à une nouvelle ère : l'Anthropocène (Steffen *et al.*, 2007 ; Crutzen & Stoermer, 2000 ; Waters *et al.*, 2008). Elle a été caractérisée par une forte perturbation des cycles biogéochimiques, comme celui de l'azote (Canfield *et al.*, 2010).

Rockström *et al.* (2009) et Steffen *et al.* (2015) proposent en 2009 de définir neuf processus de régulation et de stabilisation de l'équilibre planétaire (Fig. 1). Pour la majorité de ces processus, des limites d'équilibres, au-delà desquelles un risque de rupture d'équilibre du système terrestre peut arriver ont été définies. Aujourd'hui, les processus de perturbation des flux biogéochimiques (azote et phosphore) ainsi que les menaces sur l'intégrité de la biosphère sont bien au-delà de la zone d'incertitude, et présentent donc un risque élevé de rupture d'équilibre (Steffen *et al.*, 2015) (Fig. 1).

Le cycle de l'azote est l'un des cycles biogéochimiques les plus perturbés avec la biodiversité génétique. L'azote est présent naturellement dans l'atmosphère à une hauteur de 78% sous la forme de diazote N₂ (Delwiche, 1970). Au XIX siècle, les agronomes se sont intéressés à la physiologie végétale et ont compris l'intérêt d'un apport d'azote aux cultures (Knittel, 2017). Plusieurs procédés, dont le procédé Haber-Bosch (*The Nobel Prize in Chemistry 1931*, 2020) sont découverts lors de cette période et induisent une production et utilisation massive d'engrais synthétiques, ce qui a eu pour conséquence un accroissement considérable de la production agricole (Erisman *et al.*, 2008). Cependant, seule une fraction de l'azote apporté est absorbée par les cultures. Le surplus peut entraîner une pollution des nappes phréatiques, l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques et/ou un accroissement des émissions d'oxydes d'azote (Boutaud & Gondran, 2019). La limite planétaire de l'azote réactif a été définie à 62 Tg N/an. La valeur mondiale actuelle de la fixation de l'azote par des procédés anthropiques serait de 150 Tg N/an, soit environ trois fois la limite planétaire, tandis que la production agricole est le secteur fortement responsable du déséquilibre du cycle de l'azote, avec 120 Tg N/an dont 80 Tg N/an lié à la fabrication des engrais minéraux (Steffen *et al.*, 2015).

Le cycle du phosphore est également un cycle biogéochimique fortement perturbé par l'activité humaine. À l'état naturel, il se trouve dans les roches volcaniques et sédimentaires principalement sous forme de phosphates de calcium. Ils se dissolvent via l'altération des roches par les eaux de pluie, les rendant accessibles pour les végétaux (Emsley, 1980). Il s'agit d'une ressource non renouvelable très fortement exploitée dans des mines. Le nombre réduit de mines et l'absence de production à grande échelle en Europe induit un problème de rareté (European Commission, 2017). La limite planétaire définie par Steffen *et al.* (2015) est de 6,2 Tg P/an de P épandu sous forme d'engrais que les milieux d'eaux douces peuvent supporter, avec une valeur actuelle de 14,2 Tg P/an épandus sur les sols arables soit plus de deux fois le seuil de la limite planétaire.

Différents moyens permettent de diminuer les émissions d'azote et de phosphore vers les milieux naturels, et de rester en dessous des limites planétaires. Il est possible par exemple de modifier les pratiques agricoles en réduisant les doses d'intrants (Peyraud *et al.*, 2012). Le recyclage des matières contenant ces éléments nutritifs, aujourd'hui rejetés vers les milieux naturels, comme les eaux usées, est aussi une possibilité (Esculier, 2018).

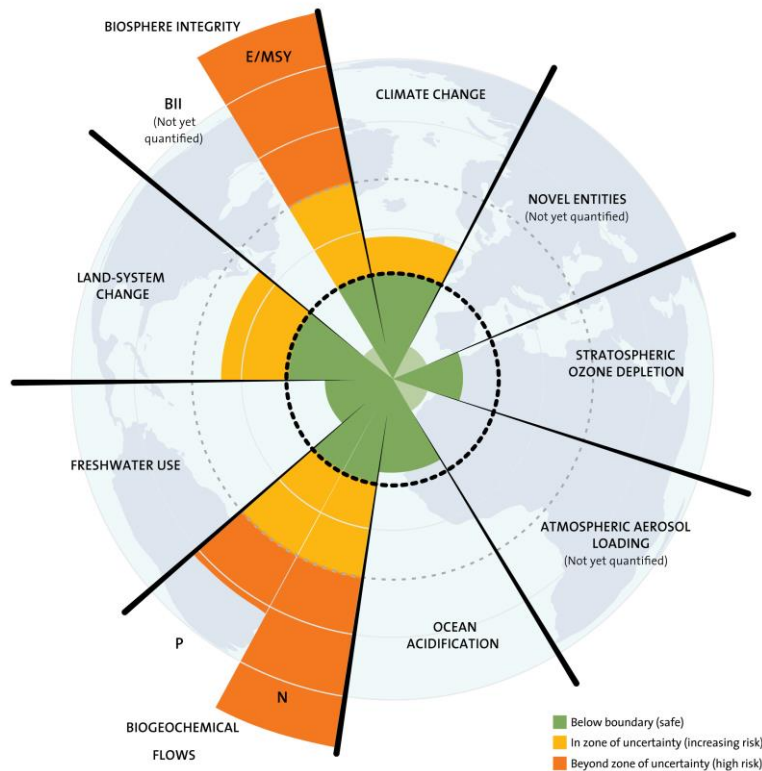


Figure 1 : État actuel des variables de contrôle pour sept des neuf frontières planétaires. En vert se trouve un état sûr, en jaune un risque d'incertitude croissant, et en orange sont les états à haut risques pour rester dans un système terrestre stable. Le cercle noir pointillé représente la limite planétaire de sûreté, le cercle gris pointillé représente la limite entre un état à risque d'incertitude croissant et un état à haut risques. Au-delà de ces cercles se trouve un risque de rupture d'équilibre du système terrestre (Steffen *et al.*, 2015).

b. Gestion des eaux usées actuelle

Depuis 1894, les eaux usées sont gérées selon le modèle du « tout-à-l'égout » en région parisienne (Loi du 13 août 1926 complétant la loi du 10 juillet 1894 relative à l'assainissement de Paris et de la Seine par le tout-à-l'égout, 1894). Depuis cette réglementation, les eaux usées ont été considérées comme des déchets et une source de pollution, devant être évacuées (Barles, 2005). Aujourd'hui, les boues d'épuration sont recyclées, représentant uniquement 4% de l'azote et 41% du phosphore provenant des eaux usées (Esculier *et al.*, 2018). En parallèle, en Ile-de-France, une grande part d'azote est injectée dans les cultures, et cela via des engrais chimiques (Billen *et al.*, 2012). Cependant, des études indiquent une possibilité de couvrir l'ensemble des besoins agricoles en azote et phosphore d'Ile-de-France avec les eaux usées de la région (140% des besoins azotés et 75% des besoins en phosphore peuvent être couverts par les excréments des franciliens) (calculé de Esculier *et al.*, 2018).

Depuis plus de vingt ans, certains pays européens comme la Suède effectuent des recherches sur l'utilisation de l'urine en agriculture, en tant que fertilisant (Johansson, 2000). En effet, l'urine est une solution aqueuse comprenant 95% d'eau, le reste étant composé d'urée, de créatine, d'ions dissous, de composés organiques et inorganiques et des sels (Richert *et al.*, 2011). Selon cet auteur, un humain produit environ 500L d'urine / an, soit 1-1,5L d'urine / jour. Il est intéressant d'utiliser l'urine en agriculture car les trois nutriments les plus excrétés par le corps humain sont l'azote, le phosphore et le potassium, et se retrouvent majoritairement dans les urines (Richert *et al.*, 2011). Selon deux études menées par Jönsson *et al.* (1997 et 1999), l'urine humaine contiendrait approximativement 1,5-2kg d'azote, 0,15-0,2 kg de phosphore et 0,4-0,5 kg de potassium (par personne et par an). Vinnerås & Jönsson (2002) affirment que si les eaux usées sont revalorisées en agriculture, elles permettraient de devenir une ressource pour les cultures et non un polluant environnemental comme c'est le cas aujourd'hui.

c. Une perspective : la séparation à la source

Afin de séparer l'urine des autres flux des eaux usées (séparation à la source), divers modèles de toilettes à séparation ou urinoirs secs ont été développés et mis en place en France (exemples : urinoirs féminins et uritrottoirs à Paris, Lyon et Lille, toilettes sèches à Bordeaux, urinoirs à séparation à l'Université Paris-Est). Ces toilettes (Fig. 2) contiennent deux orifices : le plus en avant pour l'urine, le second pour les matières fécales. Ces toilettes permettent également de réduire la quantité d'eau nécessaire à la chasse d'eau (entre 0,1L et 0,3L d'eau seraient utilisés) (Johansson, 2000). Ces toilettes sont reliées à des cuves de collecte pour les urines, et les fèces sont toujours dirigées vers les égouts. Le risque de contamination par des agents pathogènes diminue en comparaison des eaux usées grâce à cette séparation à la source (Bischel *et al.*, 2015), mais est tout de même présente en cas de contamination de l'orifice des urines par des fèces.

d. Traitement de l'urine

L'urine peut être utilisée sous sa forme brute directement sur les cultures. Cependant, l'urée que l'urine brute contient est dégradée rapidement par les bactéries (de quelques heures à quelques jours) en azote ammoniacal, entraînant des odeurs et des pertes par volatilisation lors de l'épandage des cultures. La possible présence de pathogènes et résidus pharmaceutiques peut nécessiter un traitement. Ces derniers donnent différents produits que nous qualifions d'urino-fertilisants. De nombreux traitements sont applicables sur l'urine existant pour diminuer ces inconvénients. Trois d'entre eux ont été retenus dans cette étude :



Figure 2 : Photographie d'une toilette à séparation en Suède (Johansson *et al.*, 2000).

(i) : Urine stockée : Un simple stockage de l'urine permet de diminuer la présence de pathogènes à cause de la présence d'ammoniac. Un stockage de un à six mois est recommandé par l'Organisation Mondiale de la Santé (Organisation Mondiale de la Santé & Développement, 2012). L'urino-fertilisant issu de ce stockage est l'urine stockée et la forme majoritaire de l'azote est ammoniacale. La concentration de ce produit n'est pas possible en raison des pertes par volatilisation s'il y a évaporation de l'eau. La concentration en azote reste donc assez faible et dans le même ordre de grandeur que les lisiers animaux (environ 5,4 kg N.L⁻¹ en comptant la dilution par la petite chasse d'eau de l'orifice des urines).

(ii) : Urine nitrifiée : Le deuxième traitement est un processus de nitrification de l'urine précédemment stockée. L'urine est stabilisée par nitrification dans une colonne contenant des supports en plastiques afin de permettre le développement de bactéries nitrifiantes (obtention finale de 50% de nitrates, 50% d'ammonium). En raison du faible pH, suite à cette réaction et de la stabilisation de l'azote sous forme de nitrate, il est possible de distiller l'eau de l'urine afin de concentrer le produit final : facteur de concentration d'environ 10, pour une concentration finale de 53,5 gN.L⁻¹ (Fig. 3) (Etter *et al.*, 2015). Le produit est ensuite passé sur un filtre à charbon actif pour enlever les résidus de pharmaceutiques. Ce traitement est actuellement étudié en Suisse à l'Eawag.

(iii) : Urine alcalinisée : Il existe aussi un processus d'alcalinisation consistant à collecter l'urine « fraîche » dans une boîte contenant de la chaux. Le pH élevé de cette dernière empêche les bactéries de dégrader l'urée en azote ammoniacal, ce qui limite les pertes par volatilisation en cas d'évaporation de l'eau. Le système est équipé d'un système de ventilation pour évaporer l'eau pour sécher les produits. Le produit final est récupéré sous forme de poudre, et sa concentration est environ vingt fois supérieure à l'urine brute (environ 107 gN.L⁻¹) (Fig. 4) (Senecal *et al.*, 2018). Ce traitement est étudié à l'Université suédoise des Sciences agricoles (SLU).

e. Le projet Agrocapi

C'est dans cette optique de valorisation de l'urine humaine que le programme de recherche et action OCAPAPI a été monté. Il vise à étudier de possibles évolutions dans la gestion des eaux usées ainsi que leur séparation à la source. Ce programme est multidisciplinaire, et a commencé en 2015. Son but final est de proposer des alternatives au tout-à-l'égout et de permettre une valorisation des nutriments présents dans les eaux usées pour l'agriculture. Il est divisé en cinq volets de recherche et actions.

Le volet Agrocapi (l'un des cinq volets du programme) dans lequel s'inscrit ce stage, a comme objectif d'élaborer des scénarios d'insertion de fertilisants à base d'urine (ou autrement appelés urino-fertilisants) dans les pratiques culturales. L'objectif est ensuite de déterminer le bilan environnemental de ces scénarios et de définir les meilleures filières de valorisation des urino-fertilisants en fonction des contraintes territoriales. Nous avons choisi ici de déterminer ces impacts grâce à une analyse du cycle de vie (ACV).

De nombreux partenaires français participent à ce volet de recherche, comme l'INRAE, la Chambre d'Agriculteur d'Ile-de-France ou bien l'ADEME. Il s'inscrit également à la suite de projets de recherche européens sur la valorisation de l'urine conduits en Suède, Allemagne et Suisse.



Figure 3 : Illustration d'une installation pilote avec une colonne de nitrification et un distillateur (Etter *et al.*, 2015).



Figure 4 : Photographie du système de récupération de l'urine brute et sa transformation en urine alcalinisée déshydratée. Une toilette à séparation (à gauche) envoie l'urine brute dans la boîte grise (à droite) équipée d'un système de ventilation pour la déshydratation, et de chaux pour l'alcalinisation du produit.

f. L'Analyse du Cycle de Vie

Une analyse de cycle de vie est un outil permettant une évaluation globale et multicritère des impacts environnementaux d'un service ou d'un produit à une échelle globale et tout au long de son cycle de vie, c'est-à-dire de l'extraction des matières premières pour la fabrication du produit jusqu'à la filière de fin de vie, en détaillant toutes les étapes intermédiaires. Il s'agit d'une analyse multicritères car elle s'appuie sur « différents critères d'analyse des flux entrants et sortants ». Ces critères sont des indicateurs d'impacts environnementaux potentiels (changement climatique, acidification des terres, etc.).

L'ACV est un outil d'aide à la décision pour des politiques publiques ou bien d'écoconception. Il est possible de réaliser des comparaisons de produits ou systèmes ayant la même fonction pour diverses catégories d'impacts dans le but d'aider le décideur, en soulevant les points forts et faibles des systèmes étudiés (ADEME, 2018). Selon les normes ISO 14040-44 et celles de la SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry), l'ACV se constitue de quatre étapes définies comme étant (i) la définition des objectifs et du système ; (ii) l'inventaire des émissions et extractions ; (iii) l'analyse de l'impact environnemental et (iv) l'interprétation (ISO 14040-44, 2006) (Fig. 5).

De nombreuses ACV sont appliquées au milieu agricole afin de mesurer les impacts économiques, environnementaux, territoriaux d'une filière ou d'un système (Pradel, 2011). Ces impacts peuvent être aussi être évalués par différents outils et méthodes multicritères, ayant la même finalité. Après une comparaison de douze méthodes, van der Werf & Petit (2002) ont conclu que pour analyser d'une manière complète un système, il faut pouvoir l'analyser du point de vue d'une masse ou d'un volume de produit généré, et de la surface qu'il occupe. L'ACV permet cela, d'où le choix de cette méthode.

Le sujet de la fertilisation agricole est fréquemment évalué via des ACV, notamment sur l'utilisation des boues urbaines (Breda *et al.*, 2020 ; Spångberg *et al.*, 2014 ; Pradel, 2008). Depuis quelques années maintenant, quelques ACV ont été réalisées sur les impacts environnementaux de l'utilisation de l'urine humaine en agriculture (Tidåker *et al.*, 2007 ; Medeiros *et al.*, 2020).

g. Hypothèses de travail et problématique

Nous avons pu voir que les urines présentent des intérêts agronomiques. Divers essais en conditions contrôlées et réelles ont été effectués pour obtenir des données sur l'efficacité fertilisante et la volatilisation ammoniacale de différents urino-fertilisants (Martin, 2017 ; Tordera, 2018). Cependant, ces résultats au niveau de la parcelle nécessitent d'être interprétés en prenant en compte les impacts de toute la filière de valorisation. Ce stage a pour objectif d'effectuer le bilan environnemental de filières de valorisation d'urino-fertilisants, à partir de différents scénarios de récolte, de traitement des urines et de systèmes de culture (biologique, conventionnel). Il vient également en soutien de la thèse préparée par Tristan Martin sur la valorisation des produits issus des urines en agriculture (UMR ECOSYS, INRAE).

La problématique de ce travail est de définir et comparer les impacts environnementaux des filières d'utilisation d'urino-fertilisants (urine stockée ; nitrifiée concentrée ; alcalinisée déshydratée), de leur collecte jusqu'à la production de grains en grandes cultures céréalières (maïs grain et blé tendre d'hiver) en Ile-de-France, en comparaison du système actuel de production agricole.

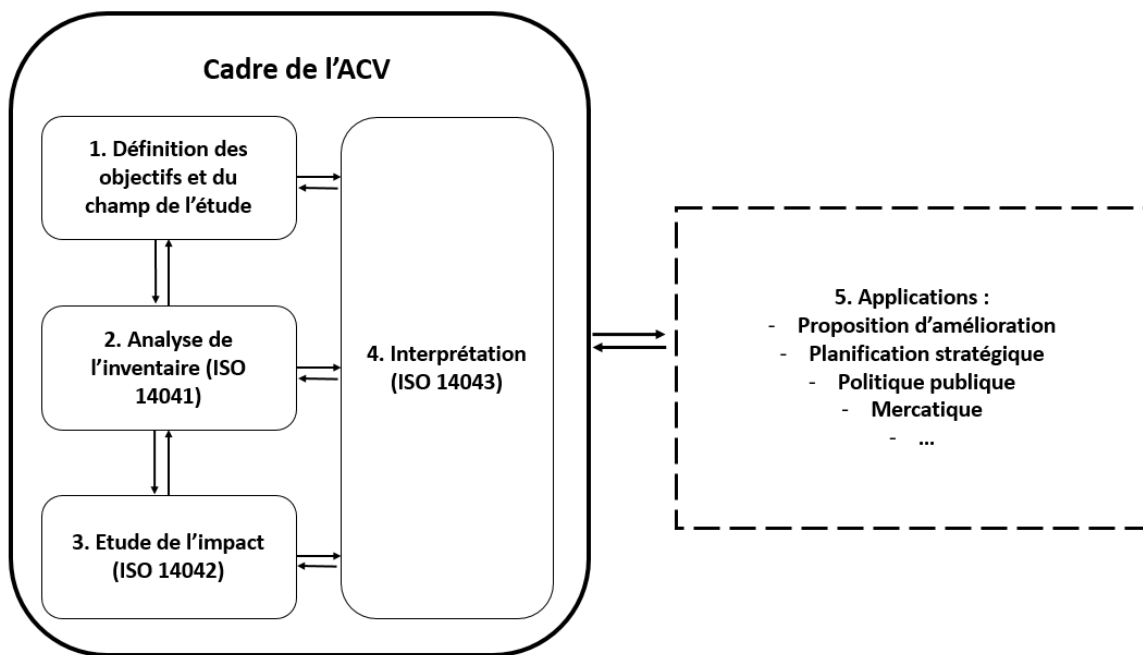


Figure 5 : Phases de l'Analyse de Cycle de Vie. Adapté de ISO 14040-44 (2006) et ADEME (2014).

II- Matériel et méthode

a. Définition des objectifs et champs de l'étude

La méthode d'ACV appliquée est basée sur la norme ISO 14044 (2006). L'unité fonctionnelle de l'étude est la masse de grain (en kg) de blé tendre d'hiver ou de maïs grain à la sortie du champ.

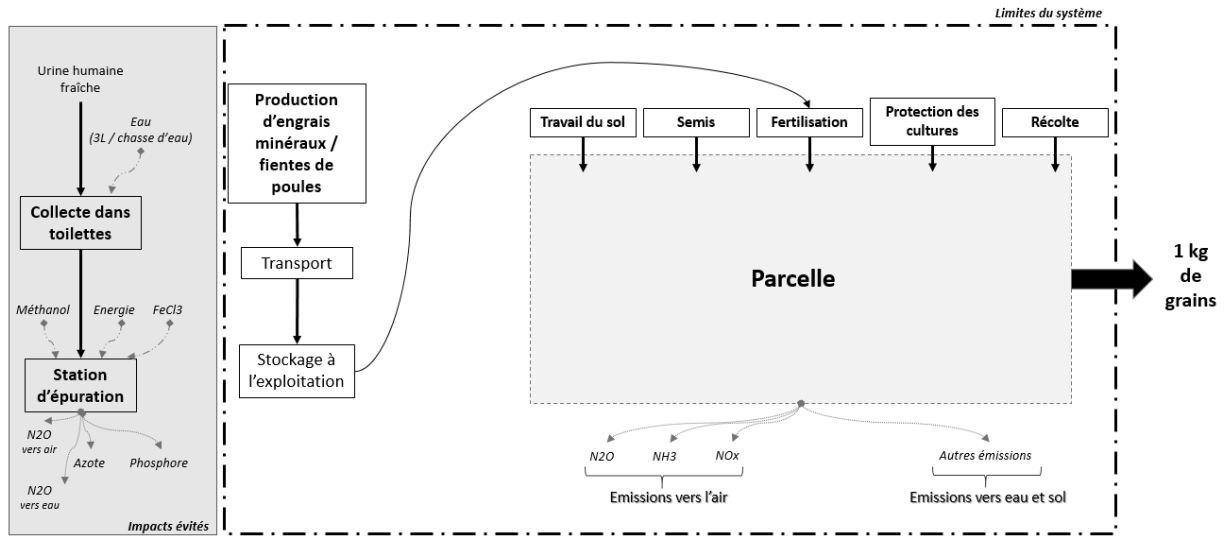
Le public concerné par cette étude est vaste : des autorités publiques, des acteurs économiques, des réseaux d'assainissements et de gestion des eaux, des scientifiques et des acteurs agricoles. Il s'agit d'une étude axée sur la région Ile-de-France, avec une agriculture intensive orientée sur la production végétale. La superficie des exploitations agricoles retenues dans notre étude est en moyenne supérieure à 100ha, cultivant principalement des céréales, le blé tendre d'hiver et le maïs grain, sans irrigation. L'étude se passe dans un quartier dit « éco-quartier » d'environ 1000 habitants par la présence de toilettes à séparation dans les habitations permettant de récolter les urines.

Les frontières de l'étude correspondent à la récolte des urines dans les immeubles de l'éco-quartier jusqu'à la production d'un kg de grain de blé tendre d'hiver ou de maïs grain. Le traitement des eaux usées à la station d'épuration est un impact évité. Une représentation graphique des filières de valorisation des urino-fertilisants recense les étapes et les émissions gazeuses principales ainsi que les intrants spécifiques au traitement de l'urine de la filière (Fig. 6).

Les scénarios étudiés se différencient par le type d'urino-fertilisant, le système de récolte et de transformation des urines. Chacun se répète pour les systèmes de culture conventionnel et biologique, pour le blé tendre d'hiver et le maïs grain. Ils se définissent comme étant :

- **Scénario de référence** : Utilisation d'engrais comme effectué aujourd'hui (application d'azote minéral en agriculture conventionnelle ou fientes de poules en agriculture biologique). L'urine est traitée dans la station d'épuration d'Achères (station d'épuration principale de l'agglomération parisienne).
- **Scénario d'urine stockée** : Installation d'une toilette à séparation dans chaque appartement de l'éco-quartier (340 appartements), avec un réseau de collecte amenant à des cuves de stockage dans le sous-sol des immeubles. L'urine est transportée par camion à l'exploitation puis y est stockée un mois avant son utilisation en tant que fertilisant.
- **Scénario d'urine nitrifiée concentrée** : Du même principe que l'urine stockée pour sa récolte, l'urine est amenée pour le traitement par canalisations au centre de l'éco-quartier, où se trouve le lieu de traitement. Pendant ce dernier, l'urine est nitrifiée et concentrée avant son transport vers l'exploitation agricole.
- **Scénario d'urine alcalinisée déshydratée** : Installation d'une toilette à séparation dans chaque appartement, et chaque toilette est reliée à une boîte remplie avec de la chaux (permettant l'alcalinisation de l'urine) et d'un ventilateur afin de la rendre déshydratée et solide. Elle est transportée sous forme de poudre par camion vers l'exploitation agricole.

A



B

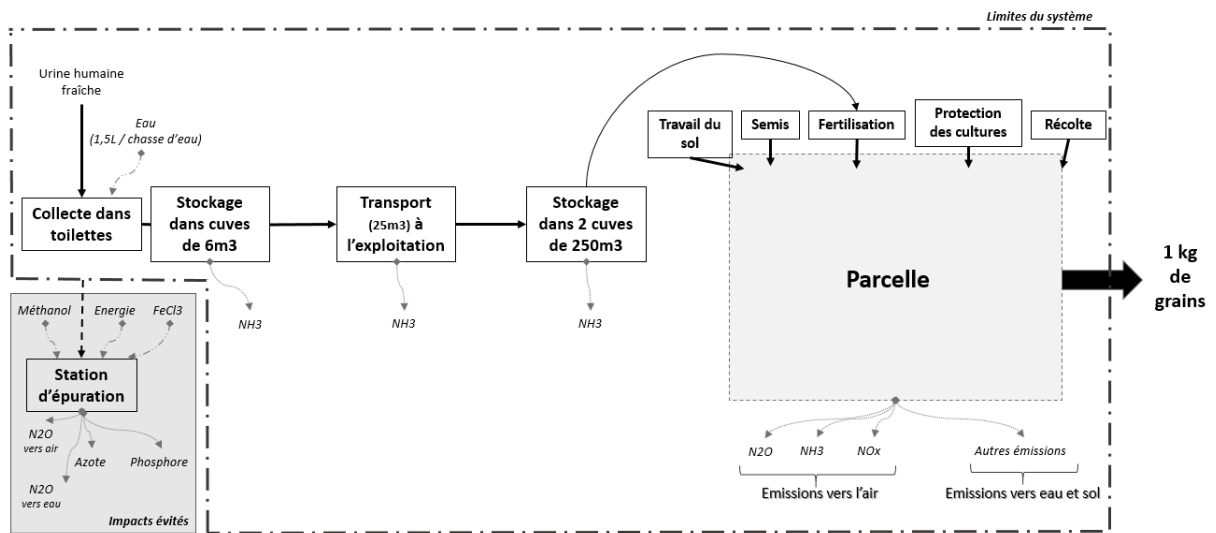


Figure 6 : Représentations schématiques des scénarios étudiés (A) Scénario de référence ; (B) Scénario urine stockée ; (C) Scénario urine nitrifiée concentrée ; (D) Scénario urine alcalinisée déshydratée.

Pour chacun des scénarios est proposé une extension de système : retirer le coût environnemental du traitement des eaux usées à la station d'épuration (Heimersson *et al.*, 2019). En effet, notre scénario est marginal (seulement un éco-quartier de 1020 personnes) donc l'impact est négligeable sur les procédés de traitement des eaux usées à la station d'épuration. Cependant, l'urine qui est utilisée en engrais n'aura pas besoin d'être traitée à la STEP. C'est pourquoi nous avons choisis de soustraire les impacts liés à l'énergie et aux réactifs qui auraient été utilisés, ainsi que les gaz qui auront été émis pour le traitement de l'urine à la STEP afin de quantifier les « économies » énergétiques et d'émissions effectuées par la valorisation des urines. Nous rappelons qu'aujourd'hui l'urine ne fait pas partie des intrants autorisés en agriculture biologique et ne peut donc pas être utilisée comme proposé dans les scénarios (Communautés Européennes, 1991).

b. Analyse de l'inventaire

L'objectif de la phase d'inventaire est de « quantifier les différents flux traversant le système au travers de l'inventaire » (Jolliet *et al.*, 2017). Afin de réaliser ce travail, une première étape de recensement des données a été effectuée. Ces données proviennent de diverses sources : littératures grises, articles scientifiques, rapports de recherche. Cette étape d'inventaire correspond à la deuxième phase d'une ACV (Fig. 5). Les données des impacts agricoles proviennent des données du projet Agrocapi, des bases de données EcoInvent (V3.4, avril 2018) et Agribalyse (V1.4, 2019) ainsi que de la littérature. L'inventaire du cycle de vie a été effectué sur la plateforme Means avec le logiciel MEANS-*InOut* pour la partie agricole de l'étude. Il s'agit d'une plateforme d'analyse multicritère de la durabilité créée par l'INRAE, en collaboration avec le CIRAD. La version utilisée est la V2.11, disponible depuis le 14 janvier 2020 (INRAE, 2020). Une seconde partie de l'inventaire s'est réalisée sur SimaPro (V8.5.4.0) pour les parties en amont de la fertilisation à la parcelle.

Un inventaire du cycle de vie a été réalisé pour chacune des cinq étapes des scénarios, et sont décrites ci-dessous. Les émissions d'ammoniac des différentes étapes sont mentionnées dans le tableau 1. La différence majeure entre le système CONV et BIO est que dans ce dernier, il n'y a pas de protection des cultures, mais un travail du sol plus important.

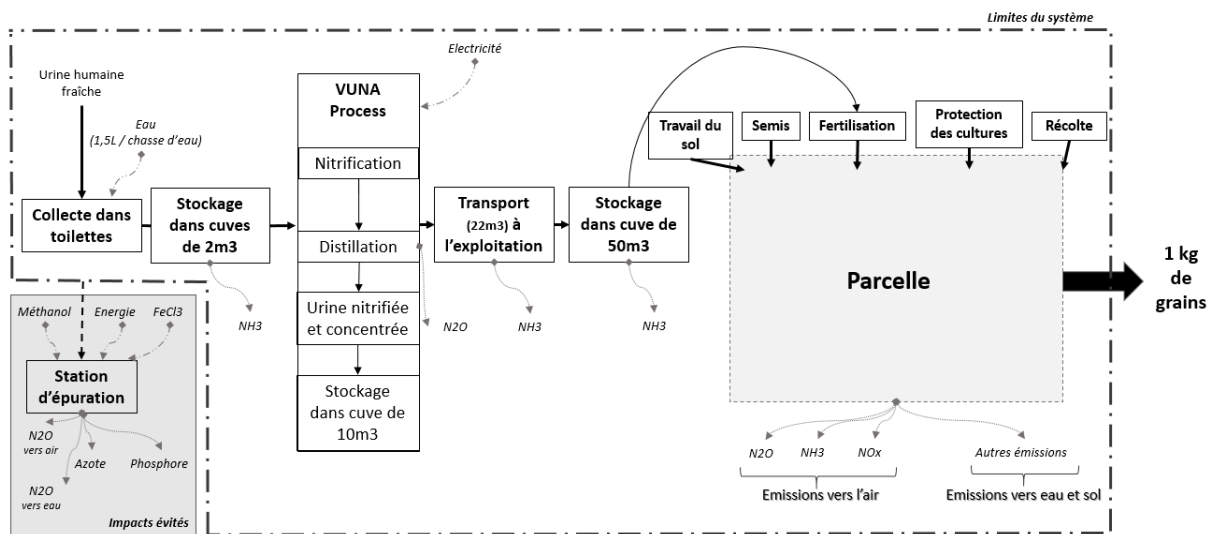
1. Récolte des urines

L'inventaire de cette étape est réalisé sur SimaPro. L'éco-quartier se constitue de 17 immeubles, chacun présentant cinq étages, avec quatre appartements par étage. Chaque appartement est habité par trois personnes (deux adultes et un enfant), soit 1020 personnes, et une toilette par appartement. Cette étape comprend la quantité d'urine excrétée par jour et par personne qui est de 1,20 L (Larsen, 2013) pour 65% du temps journalier passé à l'habitation (Jönsson, 2002) et 4,6 chasses d'eau / j / personne (Jönsson, 2002), la chasse d'eau des toilettes à séparation étant de 0,1 L pour les urines, 1,4 L pour les fèces. Cette quantité d'urine quotidienne (diluée par la chasse d'eau) produite par cette population contient 5,35 g d'azote par litre (N) et 0,45 g de phosphore par litre (P) (calculs basés sur la quantité d'urine brute de Larsen, 2013, avec une dilution de la chasse d'eau). L'urine provenant des toilettes à séparation est envoyée dans le sous-sol de l'immeuble pour son stockage (scénarios urine stockée et urine nitrifiée). Ces stockages correspondent à des cuves de respectivement 6 m³ et 2 m³, composées de polyéthylène (Plasteau, 2017). L'urino-fertilisant urine alcalinisée est stocké dans des boîtes reliées aux toilettes à séparation (Fig. 4).

Tableau 1 : Valeurs en pourcentage des volatilisations ammoniacales pour chaque étape des scénarios, pour le blé tendre d'hiver et le maïs grain.

	Stockage	Traitement	Transport	Epandage blé tendre d'hiver	Epandage maïs grain
U. Stockée	0,5%		0,1%	7%	2%
U. Nitrifiée Concentrée	0,1%	0,5%		0,5%	0,1%
U. Alcalinisée Déshydratée	0,5%	10%	0,1%	15%	5%

C



D

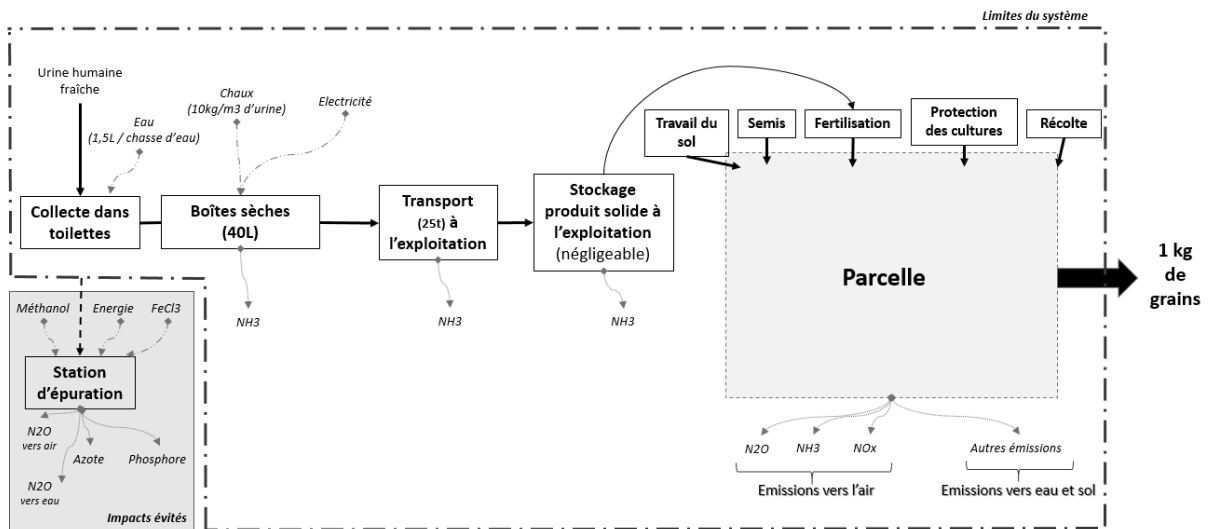


Figure 6 : Représentations schématiques des scénarios étudiés (A) Scénario de référence ; (B) Scénario urine stockée ; (C) Scénario urine nitrifiée concentrée ; (D) Scénario urine alcalinisée déshydratée.

2. Traitement et stockage

L'inventaire de cette étape a été effectué sur SimaPro. Elle comprend les processus de traitement des urines et de stockage à l'exploitation. L'urine dite stockée ne subit pas de processus de transformation, au contraire des urines alcalinisée ou nitrifiée. Elle est tout de même stockée dans deux cuves d'une capacité de 250 m³ chacune à l'exploitation (Abeko, 2018).

Le processus de transformation de l'urine nitrifiée concentrée se réalise dans le bâtiment central de l'éco-quartier, avec tout d'abord un stockage dans une cuve de 10 m³ pré-processus (Plasteau, 2017). Ce traitement implique une consommation d'électricité de 130 kWh par m³ traité (Etter *et al.*, 2015), et 0,5% de l'azote entrant est émis pendant le processus de nitrification sous forme de protoxyde d'azote (N₂O), qui est un fort gaz à effet de serre. Le produit final a une concentration de 53,49 g/L d'azote, et 4,52 g/L de phosphore. A l'exploitation, cet urino-fertilisant est stocké dans une cuve de 50 m³ (en polyéthylène) (Plasteau, 2017).

Le traitement de l'urine alcalinisée se déroule dans chaque appartement à l'intérieur de la boîte présentée dans la figure 4. Cette boîte contient 10 kg de chaux / m³ d'urine fraîche traitée (Randall, 2016), et a une consommation d'électricité de 652,8 kWh / jour. Le produit a une concentration en azote de 106,99 g/kg et 9,05 g/kg en phosphore. Ce produit étant solide, le stockage à l'exploitation est considéré comme négligeable.

La consommation d'énergie de ce traitement étant élevée, il est possible d'envisager de passer techniquement d'une boîte par appartement à une boîte par étage, divisant ainsi par quatre le nombre de boîtes nécessaires et leurs impacts. Une analyse de sensibilité a été effectuée sur ce paramètre.

3. Transport des urines

L'inventaire de l'étape de transport s'est faite sur le logiciel SimaPro. Les transports concernent l'ensemble des urino-fertilisants. La capacité du camion pour le transport est de 25 m³ pour l'urine stockée, 10 m³ pour l'urine nitrifiée et de cinq tonnes pour l'urine alcalinisée. Le transport se fait lors de la récupération des urines à l'éco-quartier, tous les deux mois, sur une distance de 25 km jusqu'à l'exploitation. L'ensemble de ces transports suivent la norme Euro 6 (Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire, 2017). Etant donné la faible concentration en azote et les forts volumes transportés pour l'urine stockée, les impacts liés au transport peuvent être importants. Ils ont été approfondis grâce à une analyse de sensibilité sur la distance éco-quartier – exploitation est effectuée sur une distance de 10 km et 100 km face à l'hypothèse première de 25 km.

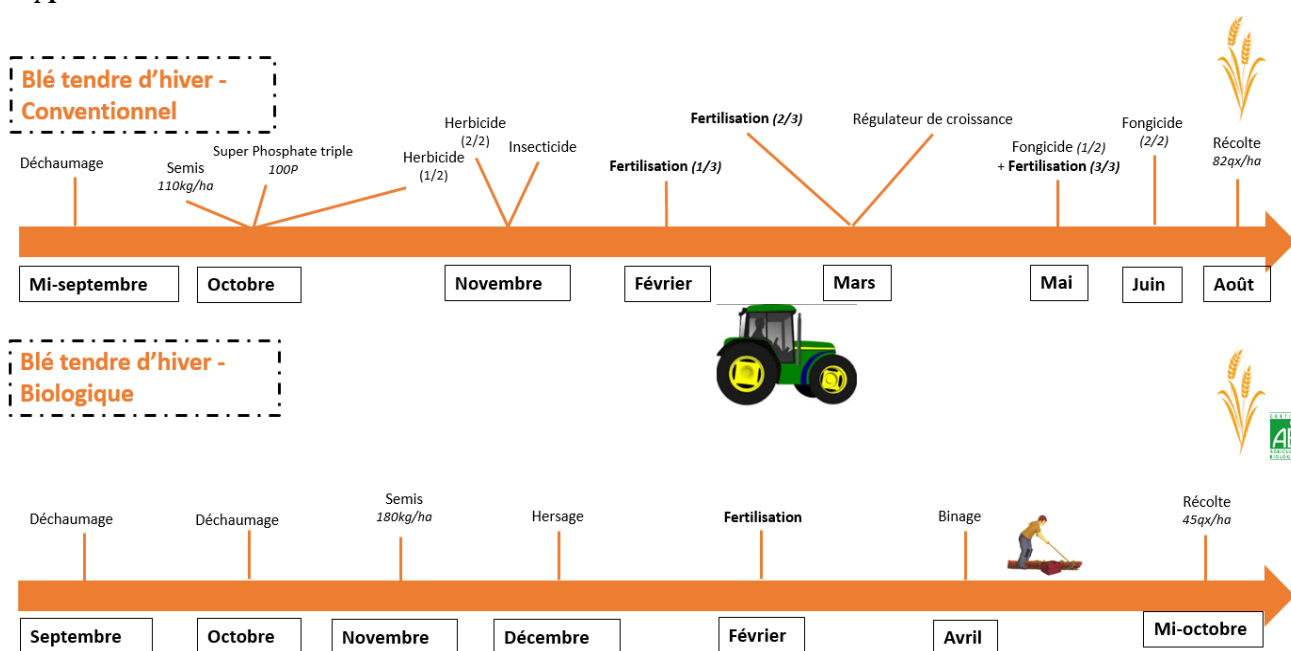
4. Production agricole

L'inventaire de l'itinéraire technique culturel (ITK) est effectué sur Means *InOut* pour les systèmes de culture conventionnelle et biologique, et celui des cuves sur SimaPro. Les fertilisants des scénarios référence et l'urine alcalinisée déshydratée ne nécessitent pas de lieu de stockage supplémentaire à l'exploitation, de par leur consistance solide. Deux cuves de 250 m³ pour le stockage de l'urine stockée et une de 50 m³ pour celui de l'urine nitrifiée concentrée sont présentes à l'exploitation. Une représentation schématique des ITK est proposée dans la figure 7 ci-contre. Les données de quantité de produits phytosanitaires et produits fertilisants appliqués sont présents dans le tableau 2 et les annexes 1 et 2a-2b, ainsi que le matériel agricole utilisé. Le travail du sol et la protection des cultures sont égales entre scénario.

Tableau 2 : Doses totales appliquées aux cultures de blé tendre d'hiver et maïs grain en système conventionnel.

	Blé tendre d'hiver		Maïs grain	
	Doses N (kg/ha)	Dose fertilisant totale (t/ha)	Doses N (kg/ha)	Dose fertilisant totale (t/ha)
0-18-46	-	-	160	0,07
Solution 390	140	0,47		0,49
Ammonitrate 33,5	40	0,12		-
Urine stockée	180	36,18		30,52
Urine nitrifiée		3,86		3,41
Urine alcalinisée		1,98		1,57

A



B

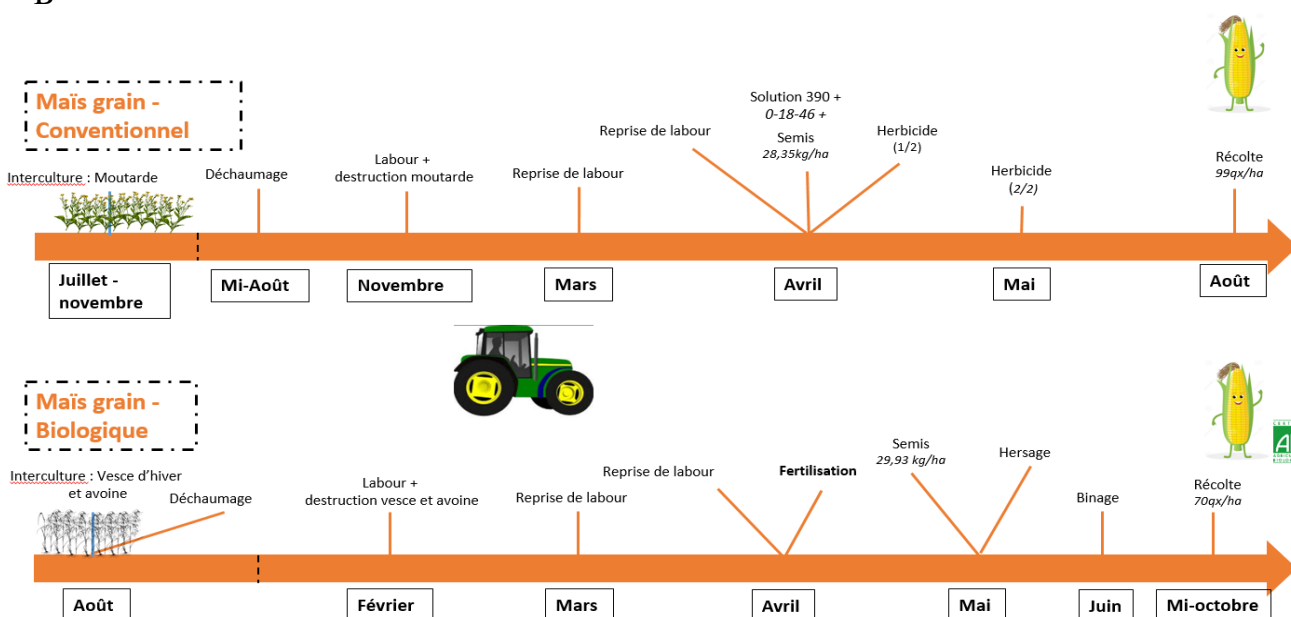


Figure 7 : Représentation schématique des itinéraires techniques culturaux (ITK) des cultures (A) : Blé tendre d'hiver (conventionnel et biologique) ; (B) : Maïs grain (conventionnel et biologique).

5. Traitement des eaux usées

L'inventaire des données pour le traitement des eaux usées en station d'épuration en tant que impacts évités a été réalisé sur SimaPro.

Le scénario de référence utilise des toilettes dites dans notre cas « classiques », avec un volume de chasse d'eau de 3 L. Les eaux usées sont envoyées directement dans une station de traitement des eaux usées. La consommation d'intrants nécessaires à ce traitement est de 12,622 kWh d'électricité ; 5,47 kg de méthanol et 4,747 kg FeCl₃ pour traiter 1,227 m³ d'urine fraîche diluée par jour pour les 1020 habitants. Des émissions d'N, P et de N₂O vont vers les rivières (respectivement 1,759 kg, 0,055 kg et 0,008 kg). 0,307 kg de N₂O sont émis vers l'air par la station d'épuration pour 1,22 m³ d'urine traitée. Les scénarios utilisant des urino-fertilisants comprennent des toilettes à séparation, avec un volume de chasse d'eau de 1,5 L. Les consommations évitées pour ces scénarios sont de -4,555 kWh d'électricité, -1,703 g FeCl₃, et -1,982 kg de méthanol par jour pour 1,227 m³ d'urine diluée traitée. Les émissions évitées sont de -0,178 kg de N₂O ; -1,005 kg N et -0,036 kg P dans les rivières pour 1,227 m³ d'urine diluée traitée quotidiennement.

c. Analyse de l'impact environnemental

Une fois l'inventaire terminé, vient la troisième phase de l'ACV : l'analyse de l'impact environnemental. Cette phase va permettre de calculer des indicateurs d'impacts environnementaux pour comparer les différents scénarios. En fonction de l'objectif final (ici un bilan environnemental) et des catégories d'impact souhaitées, le choix de la méthode et de ces catégories d'impact est différent. Dans le cas de cette étude, la méthode d'analyse d'impact principale retenue est ILCD 2011 Midpoint+ (V1.10) (European Commission *et al.*, 2012). Les catégories d'impact de ce travail ont été choisies pour refléter au mieux les impacts environnementaux que vont induire un nouveau système d'évacuation et de valorisation des urines dans le cas de leur utilisation en agriculture. Elles sont le résultat d'une classification des émissions et extractions de substances. Ces catégories d'impact, leur méthodes et classification se trouvent ci-dessous dans le tableau 2.

(i) Le changement climatique, exprimé en kg CO₂ équ, se base principalement sur les émissions de dioxyde de carbone (CO₂), de méthane (CH₄) et de protoxyde d'azote (N₂O), étant les principaux gaz à effet de serre (IPCC, 2007).

(ii) Les particules fines (kg PM_{2.5} équ.) correspondent aux émissions de particules fines d'une taille inférieure à 2.5 microns. Ces particules fines accompagnées d'oxydes d'azote (NO_x) et de dioxyde de soufre (SO₂) font partie de cette catégorie d'impact (Rabl & Spadaro, 2004). Cette catégorie d'impact nous renseigne sur la pollution de l'air.

(iii) L'acidification, exprimée en mole H⁺ équ., est principalement causée par des émissions atmosphériques d'ammoniac (NH₃), de protoxyde d'azote (N₂O), d'oxydes de soufre (SO_x), ce dernier parfois modifié en SO₂ (Seppala *et al.*, 2006 ; Posh *et al.*, 2008). Cette catégorie d'impact renseigne aussi sur la pollution de l'air, et les possibles effets secondaires sur la qualité des cours d'eau (eutrophisation).

(iv) La catégorie d'épuisement des ressources minérales, fossiles et renouvelables regroupe les consommations d'électricité, de combustibles fossiles (pétrole, houille, gaz naturel, lignite) et éléments de terre rares (cérium, europium, lanthanum, neodymium). Ils sont tous exprimés en kg d'antimoine (Sb) équ. (van Oers *et al.*, 2002). Elle nous donne une indication sur la consommation de ressources par nos filières.

Tableau 3 : Catégories d'impacts, leur méthode et classification sélectionnées pour l'étude (European Commission *et al.*, 2012).

Catégories d'impacts	Unité	Source	Méthode	Classification
Changement climatique	kg CO ₂ éq	IPCC (2007)	ILCD 2011 Midpoint+ (V1.10)	I
Particules fines	kg PM _{2.5} éq	Rabl & Spadaro (2004)	ILCD 2011 Midpoint+ (V1.10)	II/III
Acidification	mole H ⁺ éq	Seppälä <i>et al.</i> (2006) ; Posch <i>et al.</i> (2008)	ILCD 2011 Midpoint+ (V1.10)	II
Epuisement des ressources minérales, fossiles & renouvelables	kg Sb éq	van Oers <i>et al.</i> (2002)	ILCD 2011 Midpoint+ (V1.10)	II
Eutrophisation	kg PO ₄ ³⁻ éq.	Heijungs <i>et al.</i> (1992)	CML IA baseline (V3.05)	II
Demande d'énergie cumulée	MJ	Frischknecht <i>et al.</i> (2003)	Cumulative Energy Demand (V1.10)	-
Epuisement des ressources en eau	m ³ d'eau éq	Frischknecht <i>et al.</i> (2008)	ILCD 2011 Midpoint+ (V1.10)	III

I = Recommandé et satisfaisant.

II = Recommandé mais nécessite quelques améliorations.

III = Recommandé, mais à appliquer avec prudence.

(v) L'indicateur eutrophisation ne fait pas partie de la méthode ILCD 2011 MidPoint +, mais CML IA-baseline. Il regroupe l'eutrophisation terrestre et marine, et se base sur le rapport stœchiométrique de l'azote et du phosphore dans les rejets. Il est exprimé en PO_4^{3-} (Heijungs *et al.*, 1992). Il renseigne sur les impacts de nos filières sur les masses d'eau.

(vi) La catégorie d'impact de demande d'énergie cumulée se base sur des énergies non renouvelables (fossiles, nucléaires forêts primaires), et renouvelables (biomasse, vent, soleil, géothermie, eau). Afin d'avoir une cumulation des énergies, chacune à un facteur de pondération de 1 (Frischknecht *et al.*, 2003). Cette catégorie d'impact nous donne une indication sur la consommation énergétique par nos filières.

(vii) Enfin, l'épuisement des ressources en eau est exprimé en m^3 d'eau éq., calculé sur la moyenne pondérée de la consommation en eau de l'Union Européenne (Frischknecht *et al.*, 2008). Elle indique la consommation d'eau par nos filières.

Le système de production a été décomposé en six parties, dont la contribution aux impacts sera étudiée :

- (i) Emissions directes au champ : Emissions de protoxyde d'azote (N_2O), ammoniac (NH_3) ou dioxyde de soufre (SO_2) à la parcelle et pertes d'azotes et de phosphore ;
- (ii) Protection des cultures : Ensemble des impacts liés aux produits phytosanitaires et à leur application ;
- (iii) Travail du sol : Ensemble des impacts liés au travail du sol (labour, déchaumage, binage, hersage, semis, récolte) ;
- (iv) Fertilisation référence : Impacts liés à la fabrication des engrais azotés, épandage au champ, transport, émissions ;
- (v) Fertilisation urines : Impacts liés à la récolte des urines, stockages, transports, traitement, épandage au champ, émissions ;
- (vi) Impact évités STEP : Impacts évités à la station d'épuration de la dose totale d'urino-fertilisant épandue au champ et donc non traités à la STEP. Impacts évités également des émissions d'azote, phosphore et N_2O , économie de produits de traitements.

III- Résultats

L'étude de l'impact environnemental, correspond à la troisième étape de la réalisation d'une ACV (Fig. 5). L'ensemble des résultats sont exprimés pour 1 kg de grain.

Comme mentionné dans l'inventaire (cf. II.b.4), le travail du sol et la protection des cultures sont égaux entre les scénarios, mais leur influence varie sur chaque catégorie d'impact. En général, ils représentent une faible partie des impacts totaux. C'est pour cette raison que, excepté pour les impacts étant forts, le travail du sol et la protection des cultures ne seront détaillés qu'à chaque début de partie des résultats de façon très brève. En annexe 2, se trouvent les tableaux contenant les données des résultats par catégories d'impact pour chacune des cultures

a. Le blé tendre d'hiver

Pour la culture de blé tendre d'hiver, le travail du sol et la protection des cultures représentent respectivement un minimum de 3,33% et 1,18% des impacts totaux en conventionnel au niveau de la demande d'énergie cumulée, et un maximum de 68,92% et 8,04% en système biologique pour l'épuisement des ressources minérales, fossiles et renouvelables.

i. Changement climatique

La figure 8 présente les résultats de l'indicateur changement climatique. Les impacts évités à la STEP sont importants dans cette catégorie d'impact. Ils couvrent quasiment en intégralité la somme des impacts émis en système CONV, et sont même supérieurs à ces derniers pour l'urine stockée (U. stockée) (le bilan est inférieur à zéro). En système BIO, ils couvrent 33% des impacts émis par l'U. alcalinisée, contre 88% et 59% pour respectivement l'U. stockée et l'U. nitrifiée.

Les émissions directes au champ sont similaires entre les scénarios pour le système CONV (minimum : 0,170 kg CO₂ éq. ; maximum : 0,184 kg CO₂ éq.). En revanche, pour le système BIO, ceux émis par l'U. alcalinisée sont supérieurs aux autres scénarios (0,55 kg CO₂ éq., soit 4,7 fois supérieur à l'U. stockée). Les émissions directes au champ du scénario référence en système CONV sont inférieurs à ceux du système BIO (respectivement 0,18 kg CO₂ éq. et 0,27 kg CO₂ éq.). Il y a très peu d'impacts de la fertilisation par les fientes de poules de référence en système BIO face au système CONV.

ii. Particules fines

Les impacts des émissions directes au champ en système de culture CONV sur la catégorie d'impact d'émissions de particules fines (Fig. 9) sont importants dans le scénario U. alcalinisée (3,18E⁻⁰⁴ kg PM_{2.5} éq.), et faibles pour l'U. nitrifiée (1,35E⁻⁰⁵ kg PM_{2.5} éq.). Les impacts de la fertilisation urines de l'U. alcalinisée sont supérieurs aux autres scénarios.

En système BIO, les émissions directes au champ du scénario de référence sont supérieures aux scénarios d'utilisation d'urino-fertilisants, d'un facteur 3,24 en moyenne. Ils sont également plus élevés que le scénario de référence du système CONV (facteur de 1,76). Nous retrouvons la même tendance de la fertilisation urines que précédemment, avec une valeur plus importante pour l'U. alcalinisée, et la plus faible correspondant à l'U. nitrifiée. Les impacts évités à la STEP sont peu représentés dans cette catégorie d'impact. Ils permettent d'éviter en moyenne 11% des impacts totaux émis en système conventionnel, et 8% pour le système biologique.

iii. Acidification

La figure 10 présente les résultats de la catégorie d'impact de l'acidification, exprimée pour la production d'un kilo de grain. Le résultat principal en ressortant est l'importance des impacts des émissions directes au champ dans la part totale des impacts émis (en moyenne 77,5% pour le système conventionnel, 74,2% pour le système biologique). En CONV, nous pouvons observer des émissions directes au champ très importantes pour le scénario d'U. alcalinisée (0,014 moles H⁺ éq.), contre 8,73E⁻⁰⁴ moles H⁺ éq. pour l'U. nitrifiée. Les impacts de la fertilisation urines de l'U. alcalinisée sont également très importants face aux autres scénarios.

En système BIO, la plus grande valeur d'émission directe au champ n'est plus attribuée à l'U. alcalinisée, mais au scénario de référence (0,01 moles H⁺ éq.). L'U. alcalinisée conserve toutefois le plus fort impact de fertilisation urines.

Enfin, les impacts évités à la STEP sont peu représentés dans cette catégorie d'impact, avec des valeurs moyennes de 1,93E⁻⁰⁴ moles H⁺ éq. Le bilan est ainsi positif, signifiant qu'il y a plus d'impacts que d'impacts évités.

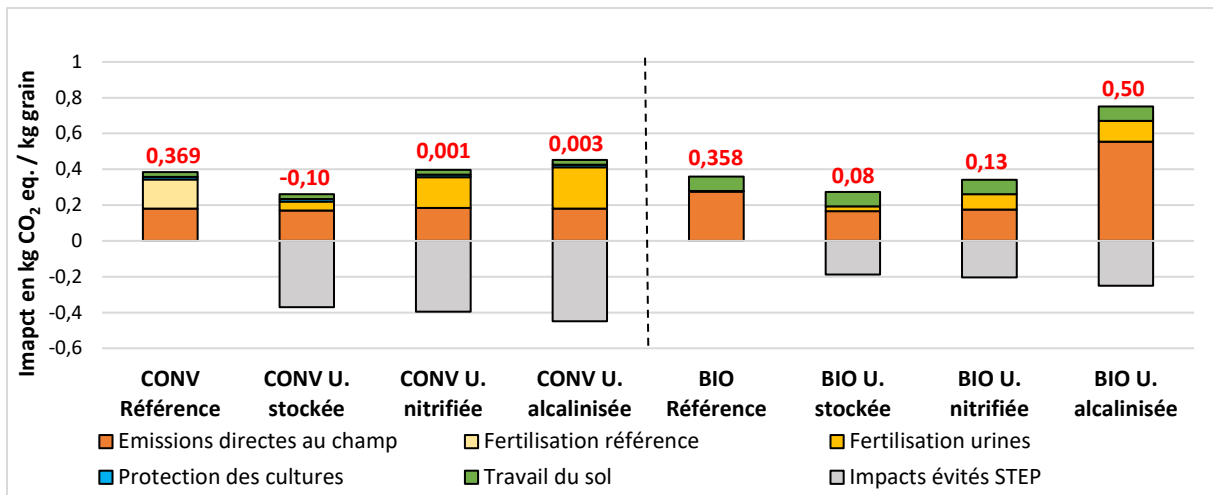


Figure 8 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact du changement climatique par kilogramme de grain de blé tendre d'hiver. CONV = Système de culture conventionnel. BIO = Système de culture biologique. Au-dessus de chaque barre se situe le bilan entre les impacts et les impacts évités (différence des deux).

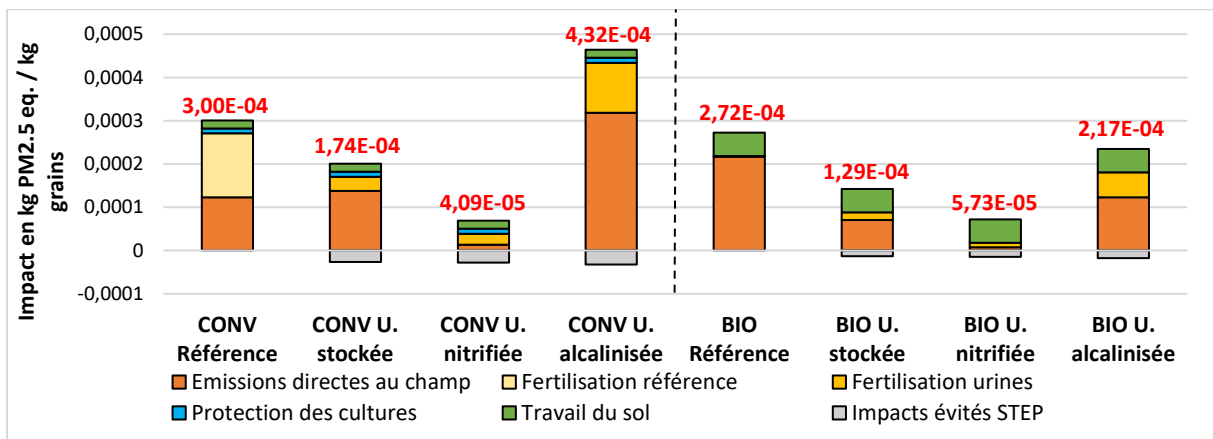


Figure 9 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact des particules fines par kilogramme de grain de blé tendre d'hiver. CONV = Système de culture conventionnel. BIO = Système de culture biologique. Au-dessus de chaque barre se situe le bilan entre les impacts et les impacts évités (différence des deux).

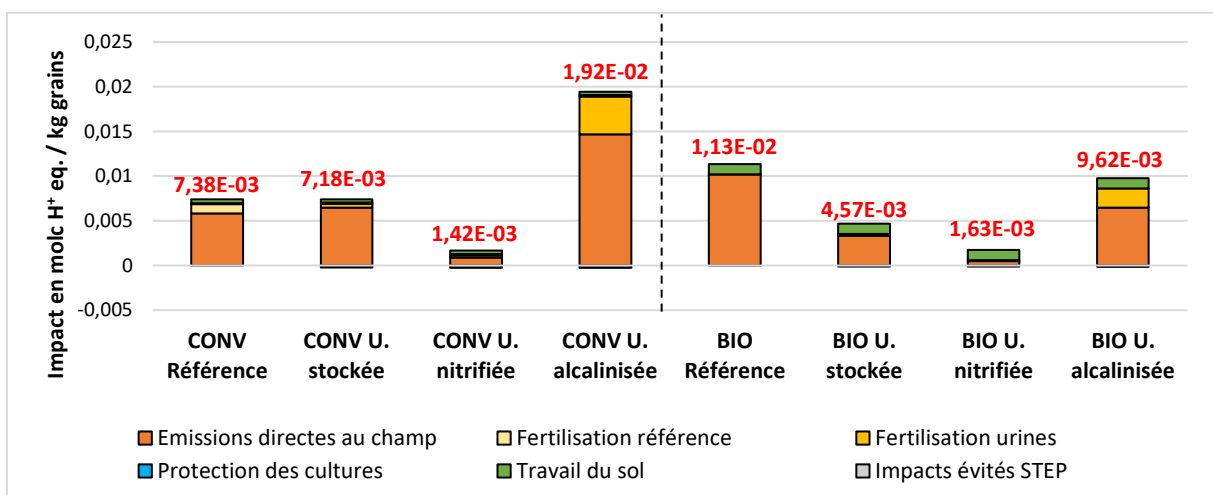


Figure 10 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact de l'acidification par kilogramme de grain de blé tendre d'hiver. CONV = Système de culture conventionnel. BIO = Système de culture biologique. Au-dessus de chaque barre se situe le bilan entre les impacts et les impacts évités (différence des deux).

iv. Epuisement des ressources minérales, fossiles et renouvelables (M, F & R)

La figure 11 présente les résultats pour la catégorie d'impact de l'épuisement des ressources M, F & R. La première chose notable sur cette figure est l'absence d'émissions directes au champ. Cela se retrouve dans les deux systèmes de culture étudiés.

Ensuite, les fertilisations urines et de références sont très représentées en système CONV. En effet, ce dernier a une valeur de $1,78E^{-04}$ kg Sb éq. Les scénarios U. stockée et nitrifiée ont un impact moyen de $6,51E^{-06}$ kg Sb éq., contre $2,29E^{-05}$ kg Sb éq. pour l'U. alcalinisée. Ce dernier est supérieur aux autres scénarios urines d'un facteur de 3,51.

Concernant le système BIO, le travail du sol est majoritaire dans les impacts. Comme dit précédemment, ils représentent en moyenne 69% des impacts totaux (cf. III). Nous retrouvons toutefois les impacts de la fertilisation urines, avec l'U. alcalinisée étant le plus impactant sur les ressources abiotiques ($1,04E^{-05}$ kg Sb éq.).

Enfin, la STEP permet d'éviter en moyenne $2,29E^{-06}$ kg Sb éq. par kilo de grains produits pour les systèmes de culture conventionnel et biologique, le bilan étant toutefois positif, la STEP ne permet donc pas d'éviter l'ensemble des impacts émis par les scénarios étudiés.

v. Eutrophisation

Deux points se remarquent principalement dans les résultats de la catégorie d'impact de l'eutrophisation (Fig. 12).

Dans un premier temps, les émissions directes au champ sont les principales contributrices (88,9% des impacts totaux en système CONV, 90,4% en système BIO). L'U. alcalinisée présente la valeur la plus haute de $3,95E^{-03}$ kg PO_4^{3-} éq., la valeur la plus faible correspondant à l'U. nitrifiée ($1,84E^{-03}$ kg PO_4^{3-} éq.). En système BIO, les émissions directes au champ sont homogènes entre les scénarios, avec un minimum de $3,19E^{-03}$ kg PO_4^{3-} éq. (U. nitrifiée) et un maximum de $4,34E^{-03}$ kg PO_4^{3-} éq. (Scénario de référence).

Dans un second temps, les impacts évités à la STEP sont également importants. En effet, ils sont supérieurs aux impacts émis dans le système de culture CONV, confirmé par un bilan inférieur à zéro. Ce n'est pas le cas en BIO, mais les impacts évités à la STEP permettent d'éviter 40,9%, 44,7% et 54,9% pour respectivement l'U. stockée, l'U. nitrifiée et l'U. alcalinisée.

vi. Demande d'énergie cumulée

Les résultats de la catégorie d'impact de la demande d'énergie cumulée (Fig. 13) font ressortir essentiellement les impacts liés à la fertilisation urines. La première chose s'observant sur cette figure est l'ampleur de l'impact de la fertilisation urines de l'U. alcalinisée face aux autres scénarios. Elle est en moyenne 27,5 fois supérieure aux autres scénarios conventionnels, et 27,1 fois face aux scénarios BIO. L'impact de la fertilisation référence a une valeur de 1,68 MJ, soit 22,6 fois moins que l'U. alcalinisée.

Les impacts des émissions directes au champ en système de culture CONV et BIO sont tous égaux à zéro, quel que soit le scénario.

Les impacts évités à la STEP représentent en moyenne 50% des impacts émis en CONV. Cependant, si nous regardons plus précisément l'urine alcalinisée, la STEP permet d'éviter 4% des impacts émis par cet urino-fertilisant.

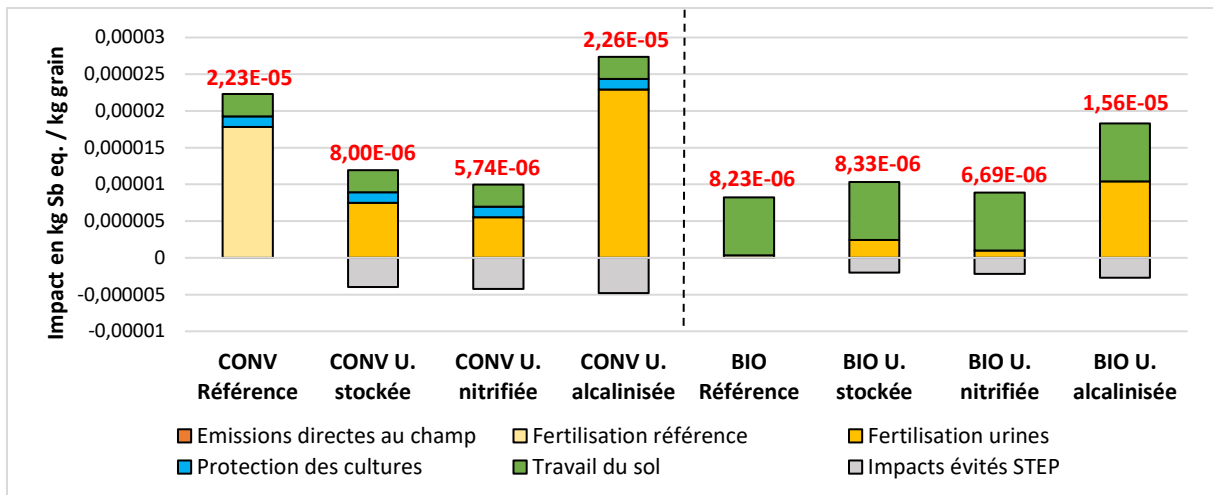


Figure 11 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact de l'épuisement des ressources minérales, fossiles et renouvelables par kilogramme de grain de blé tendre d'hiver. CONV = Système de culture conventionnel. BIO = Système de culture biologique. Au-dessus de chaque barre se situe le bilan entre les impacts et les impacts évités (différence des deux).

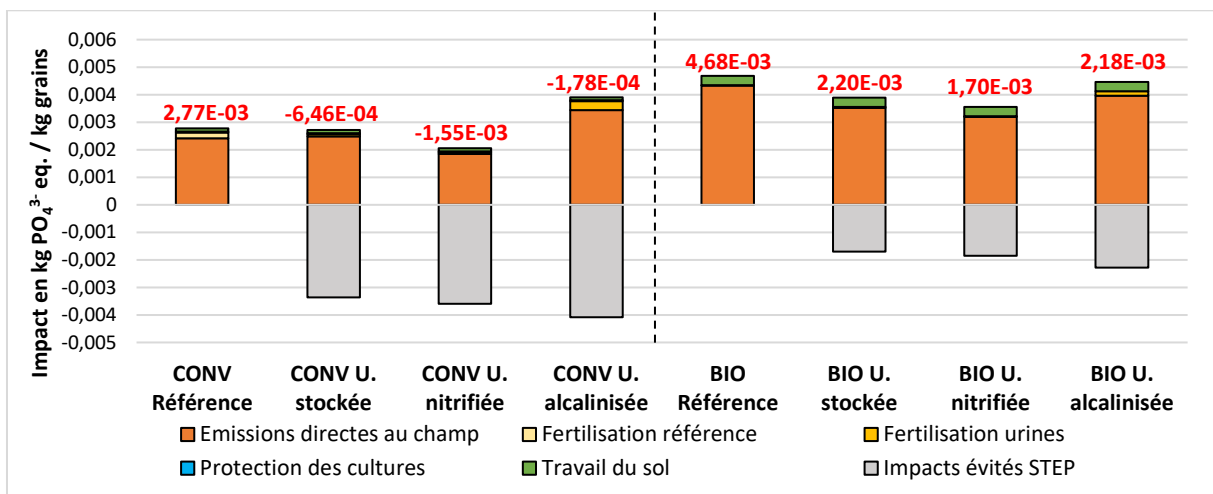


Figure 12 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact de l'eutrophisation par kilogramme de grain de blé tendre d'hiver. CONV = Système de culture conventionnel. BIO = Système de culture biologique. Au-dessus de chaque barre se situe le bilan entre les impacts et les impacts évités (différence des deux).

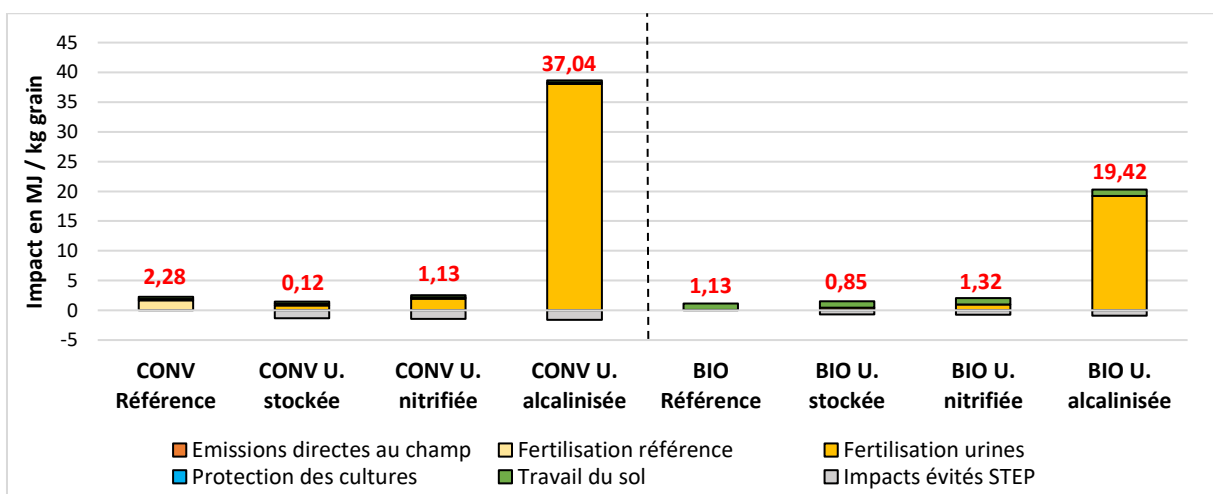


Figure 13 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact de la demande d'énergie cumulée par kilogramme de grain de blé tendre d'hiver. CONV = Système de culture conventionnel. BIO = Système de culture biologique. Au-dessus de chaque barre se situe le bilan entre les impacts et les impacts évités (différence des deux).

vii. Epuisement des ressources en eau

La figure 14 présente les résultats de la catégorie d'impact d'épuisement des ressources en eau, où nous pouvons voir les impacts de la fertilisation urines sur la consommation en eau. L'U. alcalinisée, en BIO comme en CONV, consomme plus d'eau que les autres scénarios (respectivement pour le BIO et CONV d'un facteur 1,71 et 1,72). Ce qui ressort majoritairement de ces résultats est la quantité d'eau évitée à la STEP. En effet, pour l'ensemble des scénarios d'urino-fertilisants, les impacts évités à la STEP sont supérieurs à ceux émis, d'un facteur moyen de 1,7.

b. Le maïs grain

Pour la culture de maïs grain, le travail du sol et la protection des cultures représentent respectivement un minimum de 5,22% et 0,27% des impacts totaux en conventionnel sur la demande d'énergie cumulée, et un maximum de 79,968% et 2,78% en biologique sur l'épuisement des ressources minérales, fossiles et renouvelables.

i. Changement climatique

La figure 15 présente les résultats de la catégorie d'impact du changement climatique. Les impacts évités à la STEP sont, de la même façon que pour la culture de blé tendre d'hiver, importants dans cette catégorie d'impact. Ils couvrent en intégralité la somme des impacts émis en système CONV de l'U. stockée (bilan de $-4,48E^{-02}$ kg CO₂ éq.). Ce n'est pas le cas pour les autres scénarios d'urino-fertilisants, mais permettent d'éviter en moyenne 97,8% des impacts émis en CONV. En BIO, ils couvrent en moyenne 49,6% des impacts émis. Les émissions directes au champ sont similaires entre les scénarios pour le système CONV, avec un minimum de 0,140 kg CO₂ éq. (U. stockée), et un maximum de 0,155 kg CO₂ éq. (U. nitrifiée). En revanche, pour le système BIO, il se remarque que ceux émis par le scénario de référence utilisant des fientes de poules comme fertilisant sont légèrement supérieurs aux autres scénarios (0,192 kg CO₂ éq., soit 1,5 fois supérieur à l'U. stockée). Les émissions directes au champ de référence en système CONV sont inférieurs à ceux du système BIO (respectivement 0,148 kg CO₂ éq. et 0,192 kg CO₂ éq.). Il y a très peu d'impacts de la fertilisation de référence en système BIO face au système CONV.

ii. Particules fines

Les impacts des émissions directes au champ en système de culture CONV sur la catégorie d'impact Particules fines (Fig. 16) sont importants dans le scénario U. alcalinisée ($3,18E^{-04}$ kg PM_{2.5} éq.), et faibles pour l'U. nitrifiée ($1,35E^{-05}$ kg PM_{2.5} éq.). Les impacts de la fertilisation urines de l'U. alcalinisée sont supérieurs face aux autres scénarios. En système BIO, les émissions directes au champs du scénario de référence sont supérieurs aux scénarios d'utilisation d'urino-fertilisants, d'un facteur 3,24 en moyenne. Ils sont également plus élevés que le scénario de référence du système CONV (facteur de 1,76). Nous retrouvons la même tendance de la fertilisation urines que précédemment, avec une valeur plus importante pour l'U. alcalinisée, et la plus faible correspondant à l'U. nitrifiée. Les impacts évités à la STEP sont peu représentés dans cette catégorie d'impact. Ils permettent d'éviter en moyenne 11,16% des impacts totaux émis en système conventionnel, et 8,45% pour le système biologique.

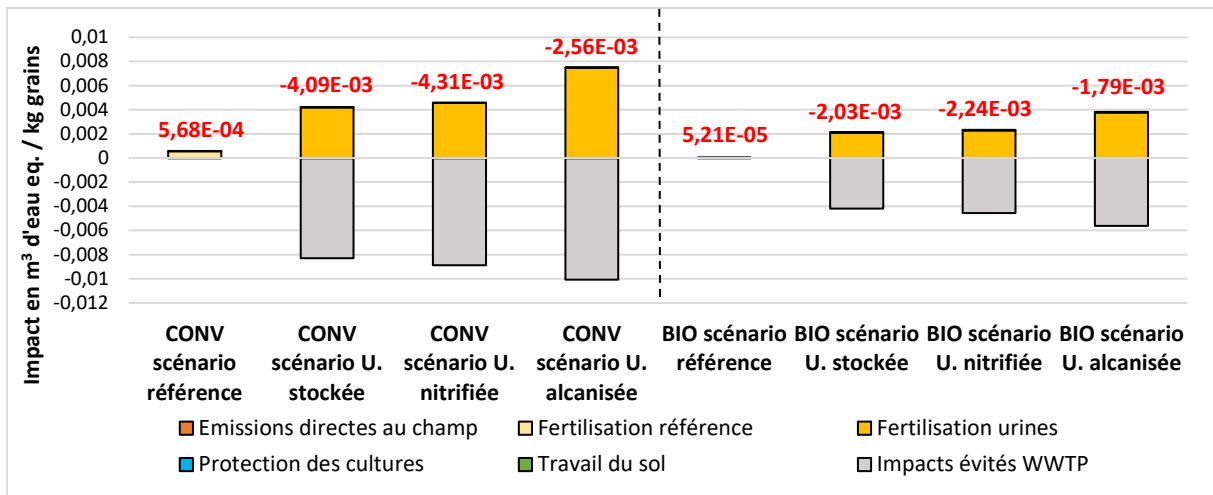


Figure 14 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact de l'épuisement des ressources en eau par kilogramme de grain de blé tendre. CONV = Système de culture conventionnel. BIO = Système de culture biologique. Au-dessus de chaque barre se situe le bilan entre les impacts et les impacts évités (différence des deux).

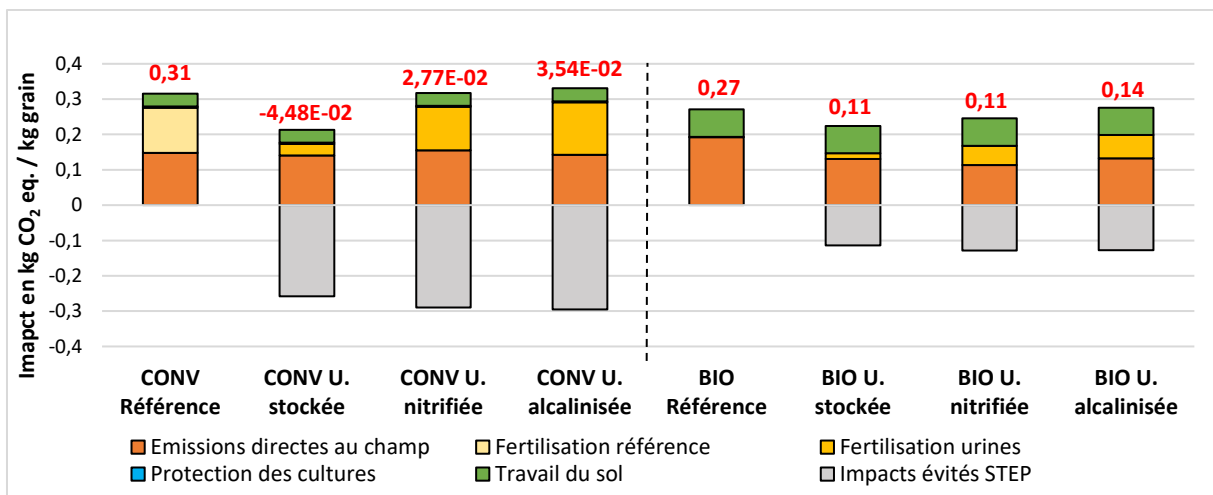


Figure 15 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact du changement climatique par kilogramme de grain de maïs grain. CONV = Système de culture conventionnel. BIO = Système de culture biologique. Au-dessus de chaque barre se situe le bilan entre les impacts et les impacts évités (différence des deux).

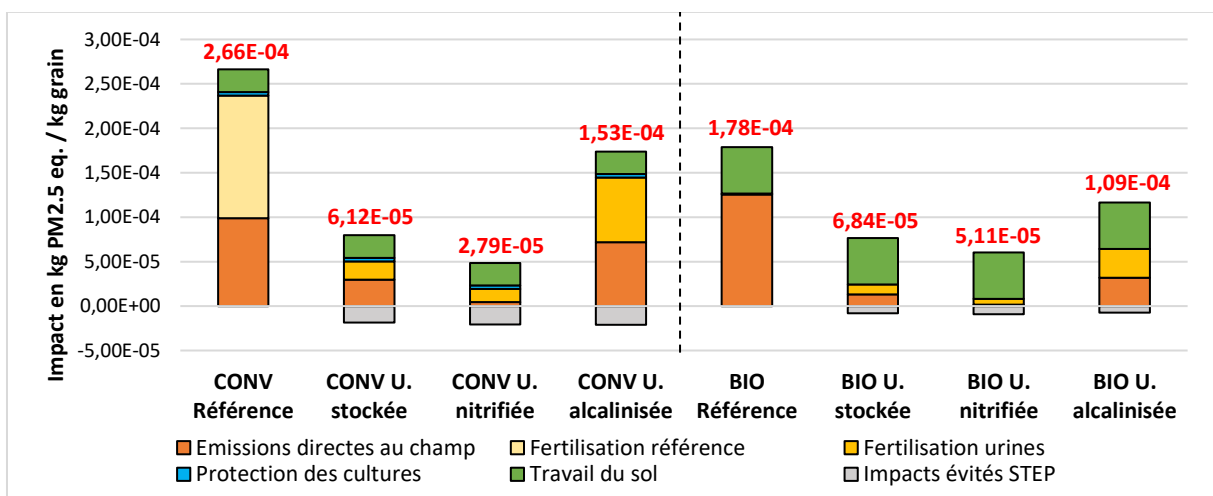


Figure 16 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact Particules fines par kilogramme de grain de maïs grain. CONV = Système de culture conventionnel. BIO = Système de culture biologique. Au-dessus de chaque barre se situe le bilan entre les impacts et les impacts évités (différence des deux).

iii. Acidification

La figure 17 présente les résultats de la catégorie d'impact de l'acidification. Le résultat principal en ressortant est l'importance des impacts des émissions directes au champ pour les scénarios de références et d'U. alcalinisée. En CONV, nous pouvons observer des émissions directes au champ qui sont supérieures dans le scénario de référence à celui de l'U. alcalinisée (facteur de 1,3), lui-même plus important que les autres scénarios urines (facteur moyen de 3,6). En BIO, nous retrouvons la même tendance, avec une valeur de $5,89E^{-03}$ moles H^+ éq. pour le scénario de référence (contre $4,63E^{-03}$ moles H^+ éq. en CONV) ; $1,53E^{-03}$ moles H^+ éq. pour l'U. alcalinisée (contre $3,41E^{-03}$ moles H^+ éq. en CONV). Les émissions directes au champ des urino-fertilisants U. stockée et U. nitrifiée sont faibles face aux autres scénarios. Les impacts de la fertilisation urines de l'U. alcalinisée sont également très importants face aux autres scénarios ($2,75E^{-04}$ moles H^+ éq. en CONV, $1,22E^{-04}$ moles H^+ éq. en BIO, soit respectivement une différence d'un facteur 13,1 et 12,6 avec l'U. stockée et l'U. nitrifiée). Enfin, les impacts évités à la STEP sont peu représentés dans cette catégorie d'impact, avec des valeurs moyennes de $1,24E^{-04}$ moles H^+ éq. Le bilan de la différence entre les impacts émis par les scénarios et ceux évités à la STEP est positif, signifiant qu'il y a plus d'impacts que d'impacts évités.

iv. Epuisement des ressources minérales, fossiles et renouvelables (M, F & R)

La figure 18 présente les résultats pour la catégorie d'impact de l'épuisement des ressources M, F & R. Comme pour le blé tendre, la première chose qui se remarque sur cette figure est l'absence d'émissions directes au champ, en CONV comme en BIO. Ensuite, les fertilisations urines et de références sont également très représentées en système CONV. En effet, le scénario de référence a une valeur de $5,89E^{-06}$ kg Sb éq. Les U. stockée et nitrifiée ont un impact moyen de $3,98E^{-06}$ kg Sb éq., contre $1,31E^{-05}$ kg Sb éq. pour l'U. alcalinisée. Il est supérieur aux autres scénarios urines d'un facteur de 3,30. Concernant le système BIO, le travail du sol est majoritaire dans les impacts. Comme dit dans l'introduction des résultats (cf. III), ils représentent en moyenne 80% des impacts totaux. Nous retrouvons toutefois les impacts de la fertilisation urines, avec l'U. alcalinisée étant le plus impactant sur les ressources abiotiques du système de culture biologique ($5,84E^{-05}$ kg Sb éq.). Enfin, la STEP permet d'éviter en moyenne $2,11E^{-06}$ kg Sb éq. par kilo de grains produits, soit 19%. Elle ne permet donc pas d'éviter l'ensemble des impacts environnementaux induits par chacun des scénarios.

v. Eutrophisation

Pour les résultats de la catégorie d'impact liée à l'eutrophisation (Fig. 19), nous pouvons observer une forte présence des impacts liés aux émissions directes au champ. Ils représentent 89,3% des impacts totaux en système CONV, 90,2% en BIO. Le scénario de référence comporte la valeur la plus élevée : $2,04E^{-03}$ kg PO_4^{3-} éq., la valeur la plus faible correspondant à l'U. nitrifiée ($1,56E^{-03}$ kg PO_4^{3-} éq.). En système BIO, les émissions directes au champ sont homogènes entre les scénarios, avec un minimum de $2,76E^{-03}$ kg PO_4^{3-} éq. (U. nitrifiée) et un maximum de $3,44E^{-03}$ kg PO_4^{3-} éq. (Scénario de référence). Les impacts évités à la STEP sont également importants dans ces résultats. En effet, ils sont supérieurs aux impacts émis dans le système de culture CONV, confirmé par un bilan inférieur à zéro. Nous ne retrouvons pas cela en BIO, mais les impacts évités à la STEP permettent d'éviter une moyenne de 35,5% des impacts engendrés par les scénarios d'urino-fertilisants.

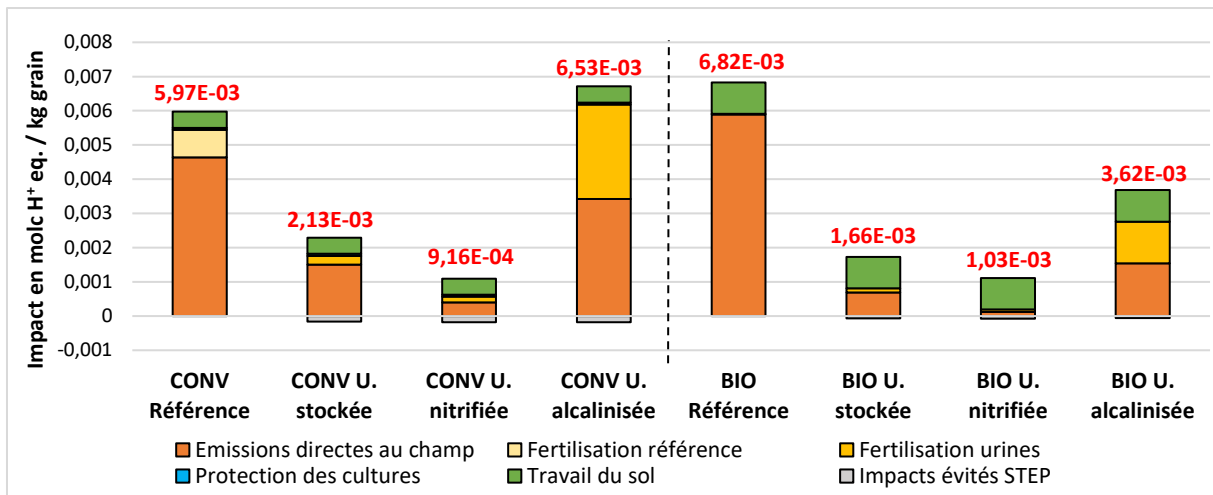


Figure 17 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact de l'acidification par kilogramme de grain de maïs grain. CONV = Système de culture conventionnel. BIO = Système de culture biologique. Au-dessus de chaque barre se situe le bilan entre les impacts et les impacts évités (différence des deux).

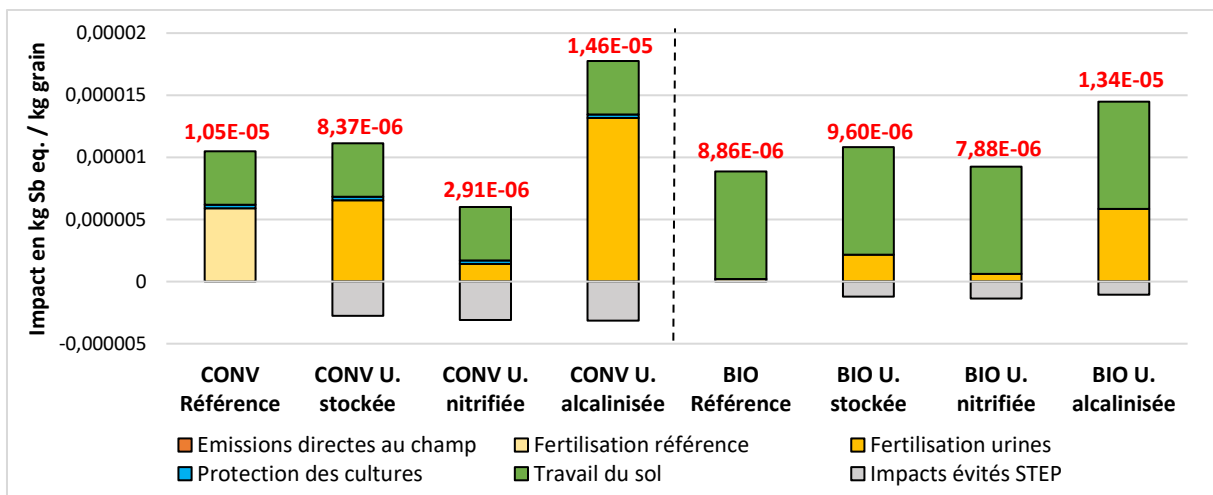


Figure 18 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact de l'épuisement des ressources minérales, fossiles et renouvelables par kilogramme de grain de maïs grain. CONV = Système de culture conventionnel. BIO = Système de culture biologique. Au-dessus de chaque barre se situe le bilan entre les impacts et les impacts évités (différence des deux).

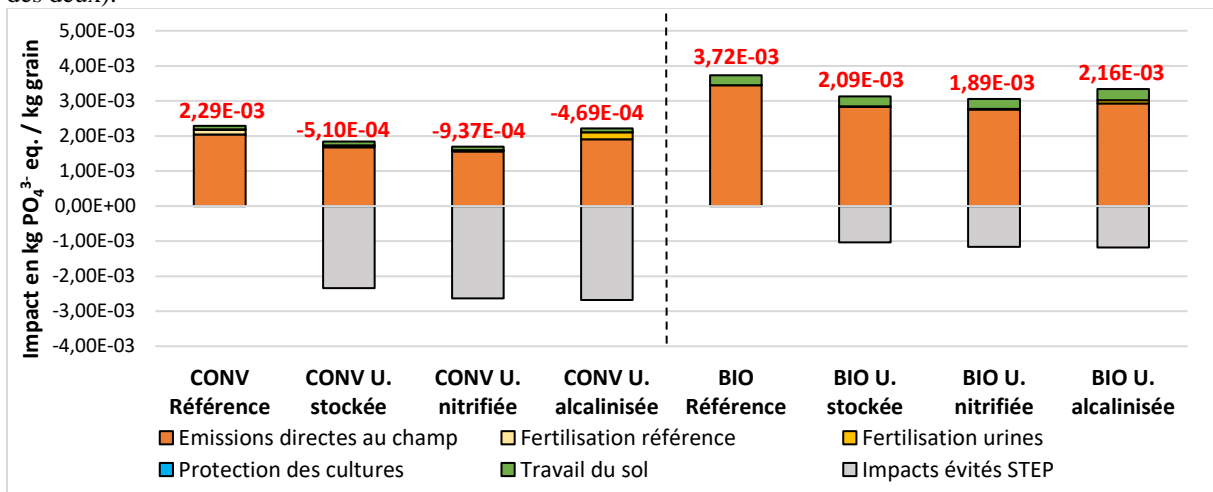


Figure 19 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact de l'eutrophisation par kilogramme de grain de maïs grain. CONV = Système de culture conventionnel. BIO = Système de culture biologique. Au-dessus de chaque barre se situe le bilan entre les impacts et les impacts évités (différence des deux).

vi. Demande d'énergie cumulée

Les résultats de la catégorie d'impact de demande d'énergie cumulée (Fig. 20) font ressortir essentiellement les impacts liés à la fertilisation urines. Cependant, seule l'énergie consommée par l'U. alcalinisée ressort de la figure par rapport à celle demandée par les autres urino-fertilisants. Elle est en moyenne 25,7 fois supérieure aux autres scénarios en CONV (24,9 MJ), et 24,9 fois face aux scénarios BIO (11,0 MJ). L'impact de la fertilisation référence a une valeur de 1,63 MJ, soit 15,2 fois moins que l'U. alcalinisée (en système conventionnel).

Les impacts des émissions directes au champ en système de culture CONV et BIO sont tous égaux à zéro, quel que soit le scénario.

Les impacts évités à la STEP sont peu représentés dans cette catégorie d'impact. En moyenne, ils permettent d'éviter 10,5% des impacts émis en CONV ; 8,2% en BIO.

vii. Epuisement des ressources en eau

La figure 21 présente les résultats de l'épuisement des ressources en eau, où nous pouvons voir les impacts de la fertilisation urines sur la consommation en eau. L'U. alcalinisée, en BIO comme en CONV, consomme plus d'eau que les autres scénarios (respectivement pour le BIO et CONV d'un facteur 1,71 et 1,72). Ce qui ressort majoritairement de ces résultats est la quantité d'eau évitée à la STEP. En effet, pour l'ensemble des scénarios d'urino-fertilisants, la quantité d'eau évitée à la STEP est supérieure à celle consommée dans les scénarios, d'un facteur moyen de 1,7.

c. Analyses de sensibilité de la filière U. alcalinisée sur le blé tendre d'hiver conventionnel

Une analyse de sensibilité permet de tester l'incidence d'hypothèses. Dans notre cas les variantes (i) nombre de boîtes liées aux toilettes à séparation dans le cas de l'urino-fertilisant U. alcalinisée, (ii) distance entre l'éco-quartier et l'exploitation, dans le but de déterminer de possibles influences de ces paramètres sur les résultats.

Le traitement de l'U. alcalinisée est coûteux en énergie (1,92 kWh/j et par toilettes, avec 340 toilettes dans l'éco-quartier). Nous voulions tester l'effet d'une diminution par quatre du nombre de boîtes reliées aux toilettes présentes dans l'éco-quartier (ce qui est possible techniquement), et ainsi d'une même part la consommation d'énergie. En effet, l'hypothèse principale est qu'il y a une boîte en plastique traitant l'urine brute en urine alcalinisée par toilette. Ici, nous testons l'effet d'en avoir une seule par étage (Fig. 22) (soit 85 pièces au lieu de 340) sur les catégories d'impacts reliées à la consommation d'énergie : la demande d'énergie cumulée (Fig. 22A) et l'épuisement des ressources minérales, fossiles et renouvelables (Fig. 22B). Les résultats présentés correspondent aux impacts de la fertilisation urines. En règle générale, il est observable que la diminution du nombre de boîtes de traitement par étage permet une diminution généralisée des impacts émis. Sur la figure 22A, la consommation d'énergie pour 4 boîtes par étage est de 38MJ, contre 10MJ pour 1 boîte par étage, soit une différence d'un facteur 3,79. Pour l'épuisement des ressources, nous retrouvons ce même type de résultat, avec une différence d'un facteur 2,4. Autrement dit, l'hypothèse testée est toujours plus faible que l'hypothèse principale.

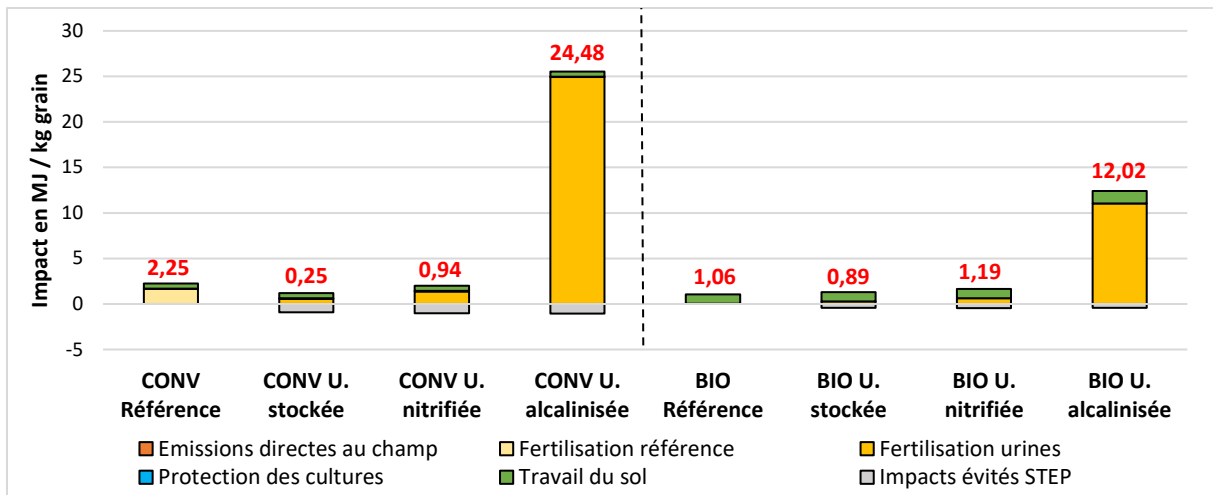


Figure 20 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact de la demande d'énergie cumulée par kilogramme de grain de maïs grain. CONV = Système de culture conventionnel. BIO = Système de culture biologique. Au-dessus de chaque barre se situe le bilan entre les impacts et les impacts évités (différence des deux).

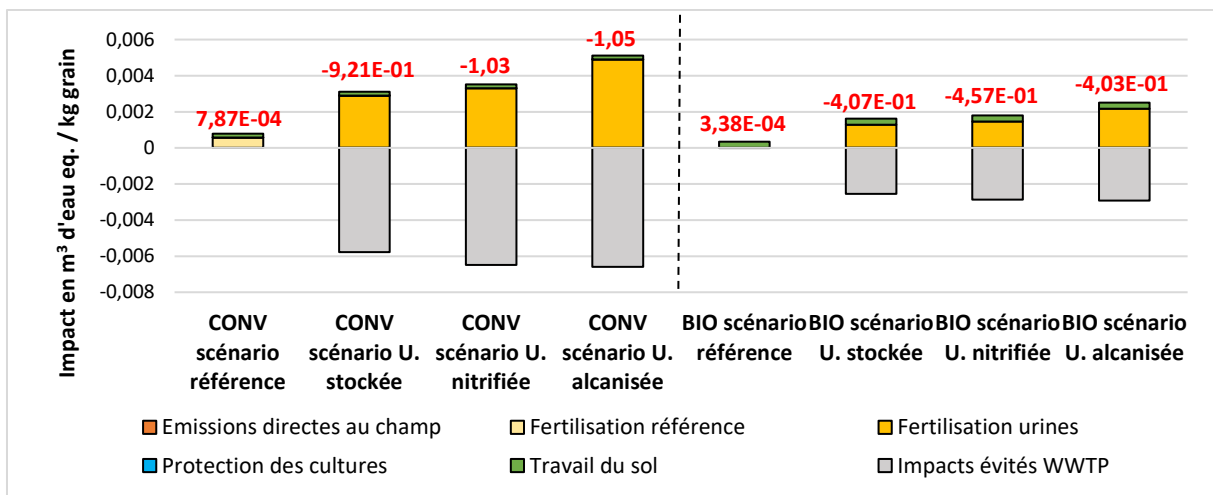


Figure 21 : Graphique des résultats de la catégorie d'impact de l'épuisement des ressources en eau par kilogramme de grain de maïs grain. CONV = Système de culture conventionnel. BIO = Système de culture biologique. Au-dessus de chaque barre se situe le bilan entre les impacts et les impacts évités (différence des deux).

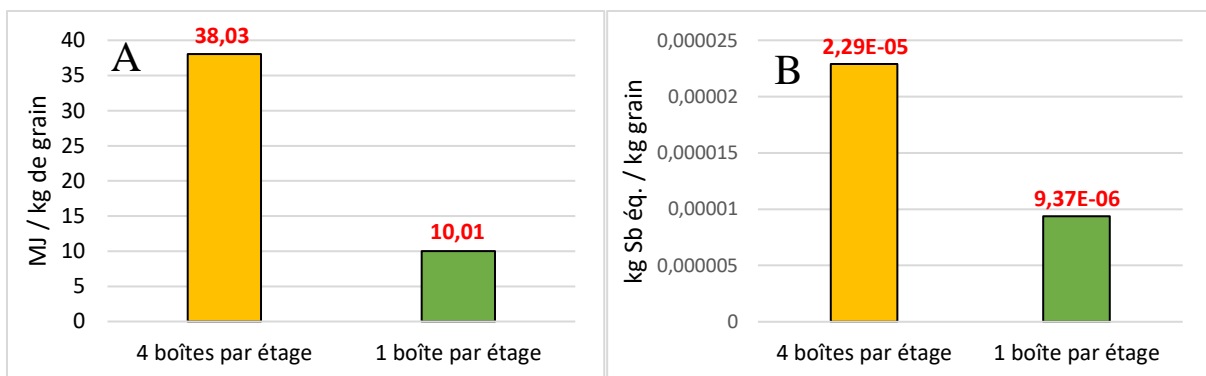


Figure 22 : Graphiques de l'analyse de sensibilité du nombre de boîtes pour le traitement de l'urine alcalinisée dans l'éco-quartier, sur les catégories d'impact : **A** : Demande d'énergie cumulée ; **B** : Epuisement des ressources minérales, fossiles et renouvelables, pour la classe Fertilisation urines. A : Au-dessus de chaque barre : valeur de l'impact.

d. Analyse de sensibilité de la distance entre l'éco-quartier et l'exploitation sur le maïs grain conventionnel

L'analyse de sensibilité sur quelques distances entre l'éco-quartier et l'exploitation considère la distance de 25km comme étant l'hypothèse principale, et 10 ou 100 km comme étant les hypothèses testées. Les résultats sont présentés par scénario d'urino-fertilisant utilisé (Fig. 23), et exprimé de façon relative et transformé en log 10 pour faciliter la lecture des résultats. Les impacts des scénarios précédemment décrits sont fixés à 100%. Ce qui va ressortir dans ces résultats est l'ensemble des processus liés au transport. En ce qui concerne l'U. stockée. (Fig. 23A), les résultats indiquent que pour une distance de 10 km entre l'éco-quartier et l'exploitation, les impacts sont très proches de ceux induits par l'hypothèse principale de 25 km, excepté pour la catégorie d'impact de la demande d'énergie cumulée, où elle est inférieure à 53%.

La distance de 100 km engendre des impacts supérieurs au scénario 25 km initial, pour cette catégorie d'impact également (+338%), mais aussi pour la catégorie d'impact du changement climatique (+656%).

En ce qui concerne l'U. nitrifiée (Fig. 23), l'ensemble des résultats sont proches de l'hypothèse initiale de 25 km. Il n'y a pas de variations importantes notables, quelle que soit la distance. En effet, les variations se font entre 96% (10 km) et 115% (100 km).

Enfin, pour l'U. alcalinisée (Fig. 23C), il y a également peu de variations d'impacts entre les distances. En effet, l'ensemble des impacts émis sur les catégories d'impacts pour la distance de 10 km sont en moyenne à 99%, soit très proche de l'hypothèse initiale. La moyenne pour l'hypothèse d'une distance de 100 km est de 104%, avec un impact supérieur à cette valeur pour le changement climatique (+117%).

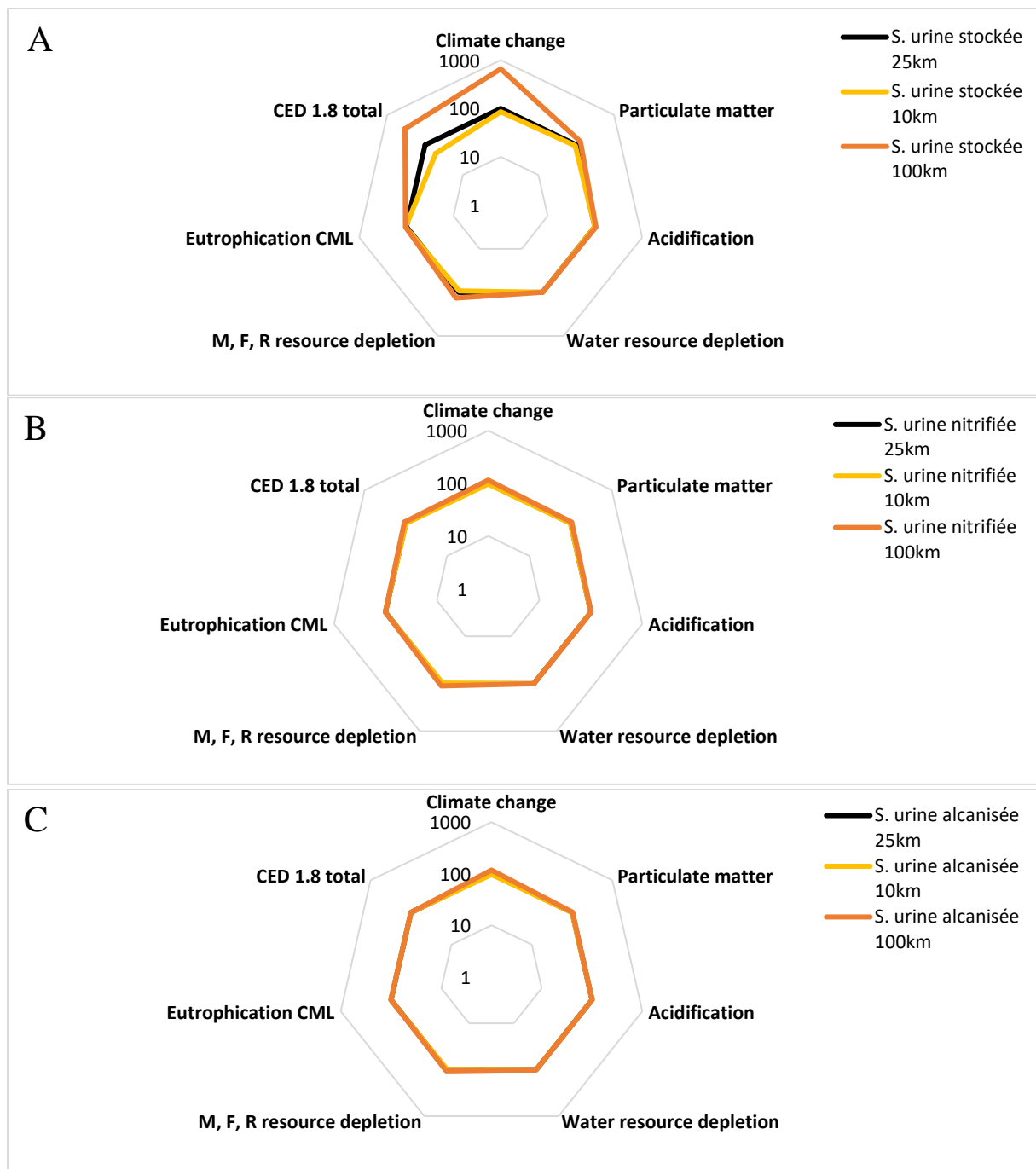


Figure 23 : Graphiques des résultats de l'analyse de sensibilité de la distance entre l'éco-quartier et l'exploitation, sur les distances de 10 km et 100 km, face à la distance de référence de 25 km, pour le maïs grain conventionnel. Résultats mis en échelle logarithme de base 10. **A** : Scénario urine stockée ; **B** : Scénario urine nitrifiée concentrée ; **C** : Scénario urine alcalinisée déshydratée. Résultats transformés sur l'échelle logarithmique de base

IV- Discussion

L'interprétation des résultats constitue la quatrième étape d'une ACV (Fig. 5). Cette étape permet de soulever les points du système à améliorer pour réduire les impacts environnementaux qui sont les plus marquants (Jolliet *et al.*, 2017).

a. L'agriculture conventionnelle et biologique.

Les cultures conduites en système conventionnel ou biologique ont des caractéristiques différentes, notamment sur le rendement et les doses de fertilisant épandues. Ils sont supérieurs en système conventionnel qu'à ceux en biologique. Il est intéressant de les rappeler pour la suite de l'étude. Afin d'obtenir 82 quintaux de grain de blé tendre d'hiver par hectare en conventionnel, 180 unités d'azote sont appliquées aux cultures, ce qui représente pour 1 kg de grain une dose de 0,02 kg d'azote. Le rendement en système conventionnel du maïs grain est de 99 quintaux par hectare, et pour obtenir cela, une application de 160 unités d'azote, soit 0,01 kg d'azote pour 1 kg de grain.

Le blé tendre d'hiver conduit en agriculture biologique, pour un rendement de 45 quintaux par hectare, nécessite une application de 50 unités d'azote (soit 0,01 kg d'azote pour obtenir 1 kg de grain). 70 quintaux de maïs grain par hectare sont produits, avec un apport de 50 unités d'azote, revenant à 0,007 kg d'azote pour 1 kg de grain.

Une autre différence majeure est l'itinéraire technique cultural. En système biologique, aucuns produits phytosanitaires ou de produits de synthèses sont appliqués, contrairement au système conventionnel où neufs traitements phytosanitaires sont appliqués sur le blé (contre deux pour le maïs). Malgré la quantité importante de produits phytosanitaires émise sur les cultures, leurs impacts sont minimes sur les catégories d'impacts étudiées. Pour compenser l'interdiction de mettre des produits phytosanitaires sur les cultures en agriculture biologique, le travail du sol est plus important pour le désherbage, avec des passages de herse étrille et de déchaumeur fréquents dans le cycle des cultures, entraînant des consommations de carburant et donc de combustion d'énergies fossiles supérieures au système conventionnel.

Les types de fertilisants utilisés varient également entre le système conventionnel et biologique. En effet, des fertilisants de synthèses, tels que du Superphosphate triple ou de la Solution 390 sont appliquées en plus des urino-fertilisants (Annexe 1a), tandis qu'en agriculture biologique, uniquement des fientes de poules sont épandues (scénario de référence) ou des urino-fertilisants (Annexe 1b), à des doses plus faibles qu'en conventionnel. La fabrication des engrais minéraux nécessite diverses ressources. Les engrais azotés sont fabriqués via une combustion des gaz naturels qui représentent 80% des coûts de production (Unifa, 2020a). Les engrais phosphatés sont issus d'une exploitation des mines de phosphates (l'exploitation de ces mines est destinée à 80% pour la fabrication de ces engrais) (Unifa, 2020b). Leur fabrication engendre des émissions de gaz à effet de serre (GES) (ADEME, 2020), tout comme à l'épandage des engrais azotés.

Cela explique l'importance des impacts de la fertilisation de référence du système conventionnel, impacts quasiment absents en système biologique. Pour prendre un exemple actuel, un pic de pollution a eu lieu en Ile-de-France le 28 mars 2020, onze jours après le déclenchement d'un confinement total de la population française suite à la crise sanitaire du Sars-Cov-2. Ce pic de pollution a eu lieu non pas à cause de la circulation urbaine car elle a été fortement réduite suite à la situation, mais par les activités d'épandages agricoles car c'est dans cette même période qu'ils ont eu lieu dans la région. Les émissions de particules fines de ces activités ont représenté 32% des particules présentes dans l'atmosphère de la région durant ce pic contre 6% pour le trafic routier ou le chauffage au bois (Airparif, 2020).

Dans de nombreux cas, il est observé que la fertilisation aux fientes de poules engendre des émissions directes au champ supérieures à celles du système de référence. A l'épandage, les fientes de poules émettent plus de protoxyde d'azote indirect que les engrais minéraux, expliquant leur impact plus important sur les émissions directes au champ que celles en système conventionnel. Ces fientes proviennent d'exploitations d'élevage, et leur fabrication n'est pas prise en compte dans les impacts, l'objectif de ces élevages étant de produire des œufs. Cependant, ces fientes sont séchées avant leur épandage, mais cette étape n'a pas été prise en compte dans les calculs d'impacts.

Enfin, les impacts de la fertilisation aux urino-fertilisants sont généralement inférieurs en agriculture biologique comparé au conventionnel car, les quantités d'azote sont moins élevées, et comme soulevé précédemment, les doses appliquées sont plus faibles, nécessitant des consommations d'énergie et d'intrants au traitement et des nombres de passages au champ moins importants.

b. Les impacts évités à la station d'épuration

La station d'épuration d'Achères (Ile-de-France) traite environ 62% de l'azote rentrant, et 84% du phosphore (Esculier, 2018). Les stations d'épurations émettent du N₂O lors du traitement des eaux usées (Filali *et al.*, 2016), gaz faisant partie des GES, contribuant au changement climatique. Les urino-fertilisants utilisés dans cette étude ne sont pas traités à la STEP grâce aux toilettes à séparation. Ainsi, il est possible de déterminer quelle est la quantité d'énergie, d'émission et de consommation de produits pouvant être évités en l'absence de traitement à la STEP. L'ensemble des catégories d'impacts reflétant la consommation d'eau, d'électricité ou des émissions d'azote et de phosphore montrent des impacts évités à la STEP. Cela concerne le changement climatique, l'épuisement des ressources en eau, l'eutrophisation et la demande d'énergie cumulée.

La catégorie d'impact changement climatique comptabilise les émissions de GES (y compris le N₂O), et montre que plus la quantité d'urino-fertilisant épandue est importante, plus il y aura d'impacts évités à la STEP. Cette situation favorise le système conventionnel face au biologique car les rendements du système biologique étant plus faibles que ceux conduits en agriculture conventionnelle, les doses d'urino-fertilisants apportées sont moins importantes. De plus, moins l'urino-fertilisant subit de traitement, moins il y aura d'émissions de GES lors de celui-ci et plus les impacts évités à la STEP seront importants. Ainsi, selon nos scénarios et résultats, fertiliser des cultures conduites en système conventionnel par de l'urine stockée permet d'éviter des impacts sur le changement climatique (grande quantité apportée, pas de traitement de l'urino-fertilisant). Cela est cependant valable que dans ce scénario précis, les impacts pouvant être modifiés dans d'autres circonstances.

Les toilettes que nous utilisons aujourd'hui en France consomment environ 3 L d'eau par chasse d'eau (scénarios de référence). Avec des toilettes à séparation, cette quantité est réduite de moitié, soit 1,5 L d'eau utilisés à chaque chasse d'eau. La consommation d'eau par chasse d'eau étant de moitié celle traitée à la STEP dans le scénario de référence, les impacts évités sont ainsi très importants, et recouvrent la consommation d'eau par les urino-fertilisants. Cette catégorie d'impact permet de visualiser de façon claire l'avantage d'utiliser des toilettes à séparation.

Ensuite, pour traiter les eaux usées, la STEP consomme de l'énergie, de la même façon que les U. nitrifiée et U. alcalinisée en consomme pour leur traitement. Cependant, sa consommation en énergie se fait en continu sur la journée pour chacune des boîtes de traitement de l'U. alcalinisée, tandis que le traitement de l'U. nitrifiée consomme de l'énergie en fonction de la quantité d'urine à traiter. Pour que l'économie de la consommation d'énergie du traitement des eaux usées à la STEP soit intéressante, il est préférable d'utiliser des urino-fertilisants consommant le moins d'énergie durant leur fabrication.

Enfin, l'eutrophisation comprend les eaux douces et marines, et par conséquent reflète les impacts de l'azote et du phosphore. Comme précisé plus haut, une certaine partie de l'azote et du phosphore présents dans les eaux usées traitées à la STEP finissent dans les rivières. Les impacts évités à la STEP reflètent par conséquent la quantité de ces éléments qui ne finissent pas dans les rivières par l'absence du traitement des urino-fertilisants à la STEP. En effet, une plus faible part de l'azote et du phosphore partira dans les eaux douces et marines (phénomène de lixiviation) après l'épandage que s'ils sont traités à la STEP.

c. Le scénario urine stockée

L'urine stockée est l'urine la plus brute de l'étude car elle ne subit pas de traitement. La faible concentration du produit induit une quantité de produit à épandre sur les cultures et un nombre de transports entre l'éco-quartier et l'exploitation plus important. C'est d'ailleurs pour cet urino-fertilisant que l'impact de la distance de transport est la plus forte. En effet, plus la distance augmente et plus les impacts sont importants sur la consommation d'énergie et le changement climatique, et légèrement sur l'émissions de particules fines 2.5. En revanche, plus la distance diminue, plus la consommation de carburant aussi donc plus la demande d'énergie cumulée sera faible.

L'U. stockée est le meilleur urino-fertilisant sur le changement climatique pour deux raisons : (i) les volatilisations de NH_3 à l'épandage sont faibles due à l'utilisation d'un enfouisseur à disques 5m sur la culture de maïs grain. Cette machine agricole permet d'enfouir l'urino-fertilisant directement dans le sol, limitant ainsi les pertes de NH_3 par volatilisation, et par conséquent les émissions de N_2O indirectes ;

(ii) la consommation de carburant (et donc la combustion de matières fossiles) à l'épandage de l'urino-fertilisant sur le blé tendre d'hiver est diminuée grâce à l'utilisation d'un épandeur sans tonne. C'est une machine agricole permettant de laisser la tonne à lisier en dehors de la parcelle, et de fertiliser grâce à un tuyau lié de la tonne au tracteur. Son utilisation permet d'éviter les allers-retours à l'exploitation pour remplir la tonne, et donc une consommation de carburant importante. Elle réduit aussi les impacts sur le sol et notamment la compaction des sols. Malgré cela, il reste l'urino-fertilisant consommant le plus de carburant. L'utilisation de ces deux machines permettent de gérer la quantité importante de volume d'U. stockée à épandre pour satisfaire les besoins azotés des cultures.

L'utilisation de l'U. stockée est également avantageuse pour les catégories de demande d'énergie cumulée et d'épuisement des ressources en eau pas son absence de traitement. Cela induit dans un premier temps qu'il n'y a pas de consommation énergétique ; et ensuite, étant donné qu'elle n'est pas concentrée, il n'y a pas de pertes au traitement comme c'est le cas pour les autres urino-fertilisants. La quantité d'urine récupérée pour obtenir un kilo de grain est utilisée en intégralité à l'épandage.

d. Le scénario urine nitrifiée concentrée

Le scénario de l'U. nitrifiée est le meilleur sur les catégories d'impact d'émissions de particules fines, de l'acidification et d'épuisement des ressources M, F et R. Il est également bien placé pour la catégorie d'impact de l'eutrophisation, de changement climatique, d'épuisement des ressources en eau et de demande d'énergie cumulée.

Lors de son épandage, les facteurs de volatilisation du NH_3 sont de 0,5% sur le blé et 0,1% sur le maïs (Tableau 1), de même que son traitement entraîne une perte de 0,5% de NH_3 . L'ammoniac est un précurseur de particules fines, et est lié à l'acidification également. Ainsi, l'U. nitrifiée étant l'urino-fertilisant ayant les facteurs d'émissions de NH_3 les plus faibles, cela lui permet d'avoir des impacts environnementaux moindres. Le traitement de nitrification et de concentration nécessite de l'énergie, produite par un mix électrique français comprenant beaucoup d'énergie nucléaire. L'utilisation du nucléaire permet de réduire les émissions de GES (Bertel *et al.*, 2012). Son état final (concentré) permet d'avoir besoin d'une quantité moins importante pour la fertilisation des cultures que l'U. stockée, permettant par conséquent d'avoir un volume à transporter entre l'éco-quartier et l'exploitation faible, et donc une consommation de carburant moins importante, peu importe la distance.

e. Le scénario urine alcalinisée déshydratée

L'U. alcalinisée est l'urino-fertilisant le plus impactant sur l'environnement. Son traitement, très consommateur en énergie et émetteur d'ammoniac ne joue pas en sa faveur. Son traitement est très émetteur en ammoniac, dans un premier temps par une volatilisation de 5% de NH_3 lorsque l'urine fraîche rentre en contact avec la chaux car cette dernière a un pH très élevé (~12,3), et encore 5% d'urée se dégradant en ammoniac le long du traitement. Cela va donc influencer les émissions de particules fines, l'acidification et le changement climatique (transformation en N_2O , comme expliqué précédemment). L'U. alcalinisée est un produit solide et concentré, qui nécessite un faible volume de transport et ainsi une consommation de carburant peu importante, quelle que soit la distance (cf. Analyse de sensibilité de la distance entre l'éco-quartier et l'exploitation).

La consommation d'énergie du traitement de l'urine alcalinisée est associée au fonctionnement du système de ventilation en continu sur 24h, soit 652,8 kWh par jour pour l'ensemble des 340 boîtes de l'éco-quartier. C'est ce fonctionnement continu qui induit les impacts importants sur la demande d'énergie cumulée et l'épuisement des ressources minérales, fossiles et renouvelables. Cela s'est confirmé par l'analyse de sensibilité effectuée sur l'hypothèse de réduire par quatre le nombre de boîtes de traitement de l'U. alcalinisée, puisque les résultats ont montré que cela permettrait de diminuer de façon non négligeable la quantité d'énergie nécessaire à leur fonctionnement, mais également les impacts générés sur les autres catégories étudiées.

f. Les limites de l'ACV

Les ACV présentent de nombreuses limites. Elles traduisent un comportement fixe, c'est-à-dire qu'elles reposent sur une image fixe traduisant un état stable, qui peut cependant se modifier dans le temps (comportement social, différentes d'itinéraires techniques, etc) (Jolliet *et al.*, 2017). Ce point est important dans notre étude car les filières étudiées sont encore en expérimentation et n'existent pas à l'échelle de l'étude et les procédés de traitement sont aujourd'hui au stade prototype. Cela rend la disponibilité des données variable. De plus, les résultats peuvent être influencés par le choix des hypothèses, des méthodes d'analyse des impacts environnementaux. Cela est montré de façon pertinente par l'analyse de sensibilité effectuée sur le nombre de boîtes de traitement de l'U. alcalinisée.

L'ACV évalue principalement les effets sur l'environnement, mais pas les effets sociaux et économiques. En effet, l'acceptabilité d'utiliser de l'urine humaine comme fertilisant agricole peut être faible du point de vue des agriculteurs (Brun, 2018), et il aurait été intéressant de pouvoir l'intégrer à l'étude. Il n'y a pas non plus de différences spatiales et temporelles, cela pouvant être handicapant lors d'une analyse d'une succession culturale.

L'ACV est un outil fréquemment utilisé pour analyser des systèmes agricoles, ou l'impact des produits issus de l'agriculture. Cependant, les ACV des produits agricoles se concentrent le plus souvent uniquement sur l'approvisionnement et la transformation de biomasse dans un but de production (alimentaire, bioénergie), ce qui simplifie grandement le caractère multifonctionnel de l'agriculture, comme par exemple la fourniture de services écosystémiques (van der Werf *et al.*, 2020). L'absence de la prise en compte de l'impact de l'agriculture sur la biodiversité dans son ensemble (état physico-chimique des sols, état de la biodiversité) semble être soulevé dans diverses études (van der Werf *et al.*, 2020 ; Teillard *et al.*, 2016). van der Werf *et al.* (2020) soulèvent également les limites à effectuer une ACV sur un système d'agriculture biologique. Selon ces auteurs, le cadre méthodologique s'adapte difficilement à prendre en compte de l'exploitation dans son ensemble, et que les indicateurs ne permettent pas de prendre en compte la diversité des situations locales, comme les types de sols ou des enjeux comme les services écosystémiques rendus par le sol par exemple. De plus, elles ne prennent pas en compte les concepts de l'agroécologie dans leur ensemble, voir les pénalisent.

Le fait de définir l'unité fonctionnelle sur une masse produite (un kilo de grain dans notre étude), et non sur une surface (un hectare par exemple), pénalise également l'agriculture biologique dans les résultats d'une ACV. En agriculture conventionnelle, sont appliqués sur une surface une grande quantité d'intrants, le rendement est important ainsi que les émissions au champ. En agriculture biologique, peu d'intrants sont appliqués, les rendements sont faibles à moyens et peu sont émises peu d'émissions au champ. Ainsi, par kilo de grain, nous avons peu d'impacts en conventionnel car c'est un système plus efficace par rapport aux intrants, et des impacts un peu plus élevés en biologique. Cependant, si nous regardons par unité de surface, étant donné qu'il y a moins d'intrants en biologique, les impacts y sont plus faibles.

Chaque catégorie d'impact est exprimée en une unité, alors que divers paramètres sont derrière ces catégories d'impacts. Par exemple, l'épuisement des ressources minérales, fossiles et renouvelables est exprimée en kilo d'antimoine éq., l'antimoine étant un métalloïde, alors que de nombreuses ressources sont comprises dedans. Cela induit un manque de clarté et de compréhension du sens des résultats.

C'est aussi le cas de la catégorie d'impact eutrophisation CML, qui ne fait pas de différence entre l'eutrophisation des eaux douces et celle des eaux marines. De plus, le modèle de devenir des éléments azotés dans les sols est peu sensible à la lixiviation du nitrate, pouvant influencer les résultats obtenus.

Il est nécessaire d'appuyer sur le fait que l'ensemble des résultats sont spécifiques aux hypothèses posées et à l'inventaire réalisé dans le cadre de cette étude. Ils sont valables pour ces deux cultures, dans un contexte agricole céréalière intensif, en Ile-de-France, avec ces itinéraires techniques culturels et matériels, et ces traitements d'urines précis également. La moindre variation de l'un des facteurs peut changer les résultats. C'est ce qui a été observé avec l'analyse de sensibilité sur le nombre de boîtes de traitement de l'urine alcalinisée, d'où l'importance d'en faire pour pouvoir les observer.

Certains points de l'étude pourraient donner lieu à des approfondissements. D'une part, étant donné la variabilité des sources des données, réaliser des calculs d'incertitudes serait intéressant pour compléter cette étude.

Ensuite, elle pourrait aussi être complétée par une analyse des impacts de un kilo d'azote épandu, afin de définir les impacts qui y sont liés ; et séparer les impacts liés à l'azote et au phosphore dans les classes de fertilisation afin de les identifier de façon plus claire.

Il serait également intéressant d'effectuer une étude similaire sur d'autres régions françaises, avec des différences de gestion de cultures et des caractéristiques topographiques de sol différentes.

V- Conclusion

De nombreux impacts environnementaux ont été étudiés dans ce travail, et leur diversité a pu permettre d'identifier quels sont les urino-fertilisants à utiliser dans des cas précis de conduite de culture et selon les catégories d'impacts d'intérêts. Notre étude a montré que l'urine stockée est intéressante à utiliser en tant que fertilisant dans un système conventionnel si l'objectif est de diminuer les impacts sur le changement climatique, ou d'économiser les impacts du traitement des eaux usées à la station d'épuration. L'urine nitrifiée permettrait de limiter les impacts de consommation d'énergie, de consommations de ressources minérales, fossiles, renouvelables et en eau, mais surtout sur les émissions de particules fines grâce à ses faibles facteurs d'émissions d'ammoniac. Ces derniers sont supérieurs à l'U. stockée, mais la concentration de ce produit est un atout. Enfin, l'urine alcalinisée est un urino-fertilisant qui est fabriqué à partir d'une technologie qui n'est pas encore assez mature pour être avantageuse, mais c'est un urino-fertilisant qui semble être prometteur lorsqu'il sera perfectionné, notamment par sa concentration importante face aux autres urino-fertilisants.

Enfin, l'utilisation de fertilisants à base d'urine humaine semble être une voie intéressante pour la valorisation des eaux usées dans l'agriculture, mais également pour diminuer l'utilisation d'engrais de synthèses.

Références

- Abeko. (2018). Stockage d'effluents en citernes souples—250 m³ [Citernesouplepascher]. *abeko*. <https://www.citernesouplepascher.fr/produit/stockage-deffluents-en-citerne-souple-250-m3/>
- ADEME. (2014). *Comment réalise-t-on une ACV?* ADEME. <https://www.ademe.fr/expertises/consommer-autrement/passer-a-laction/dossier/lanalyse-cycle-vie/comment-realise-t-acv>
- ADEME. (2018). Qu'est-ce que l'ACV ? <https://www.ademe.fr/expertises/consommer-autrement/passer-a-laction/dossier/lanalyse-cycle-vie/quest-lacv>
- ADEME. (2020). *Documentation Base Carbone*. Bilan GES ADEME. https://www.bilans-ges.ademe.fr/documentation/UPLOAD_DOC_FR/index.htm?engrais_et_composes_azotes.htm
- Airparif. (2020). *Airparif—Actualités—Évaluation de l'impact des mesures de confinement*. Airparif.asso. <https://www.airparif.asso.fr/actualite/detail/id/282>
- Barles, S. (2005). Experts contre experts : Les champs d'épandage de la ville de Paris dans les années 1870. *Histoire urbaine*, n° 14(3), 65-80.
- Bertel, E., & Naudet, G. (2012). *L'économie de l'énergie nucléaire*. EDP sciences.
- Billen, G., Garnier, J., Thieu, V., Silvestre, M., Barles, S., & Chatzimpiros, P. (2012). Localising the nitrogen imprint of the Paris food supply : The potential of organic farming and changes in human diet. *Biogeosciences*, 9(1), 607-616. <https://doi.org/10.5194/bg-9-607-2012>
- Bischel, H. N., Özel Duygan, B. D., Strande, L., Mc Ardell, C. S., Udert, K. M., & Kohn, T. (2015). Pathogens and pharmaceuticals in source-separated urine in eThekweni, South Africa. *Water Research*, 85, 57-65. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.022>
- Boutaud, A., & Gondran, N. (2019). *Limites planétaires—Comprendre (et éviter) les menaces environnementales de l'Anthropocène*. (108). Direction de la Prospective et du Dialogue Public. <https://www.millenaire3.com/ressources/Limites-planetaires>
- Breda, C. C., Soares, M. B., Tavanti, R. F. R., Viana, D. G., Freddi, O. da S., Piedade, A. R., Mahl, D., Traballi, R. C., & Guerrini, I. A. (2020). Successive sewage sludge fertilization : Recycling for sustainable agriculture. *Waste Management*, 109, 38-50. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.04.045>
- Brun, F. (2018). Freins et leviers à l'emploi de fertilisants à base d'urine humaine en agriculture en Ile-de-France. 87 p.
- Canfield, D. E., Glazer, A. N., & Falkowski, P. G. (2010). The Evolution and Future of Earth's Nitrogen Cycle. *Science*, 330 (6001), 192-196. <https://doi.org/10.1126/science.1186120>
- Communautés européennes. (1991). Conseil de Régulation (CEE) No 2092/91 du 24 juin 1991, concernant le mode de production biologique de produits agricoles et sa présentation sur les produits agricoles et les denrées alimentaires. *Journal officiel des Communautés européennes*, L, 198(22), 07.
- Crutzen, P. J., & Stoermer, E. F. (2000). Global Change Newsletters No. 41-59—IGBP. *Global IGBP Change*, 41, 17-18.
- Delwiche, C. C. (1970). THE NITROGEN CYCLE. *Scientific American*, 223(3), 136-147. JSTOR.
- Emsley, J. (1980). The Phosphorus Cycle. In O. Hutzinger (Éd.), *The Natural Environment and the Biogeochemical Cycles* (p. 147-167). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-662-24940-6_7
- Erismann, J. W., Sutton, M. A., Galloway, J., Klimont, Z., & Winiwarter, W. (2008). How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geoscience*, 1(10), 636-639. <https://doi.org/10.1038/ngeo325>

- Esculier, F. (2018). *Le système alimentation/excrétion des territoires urbains : Régimes et transitions socio-écologiques*. [Phdthesis, Université Paris Est]. <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-01787854>
- Esculier, F., Noë, J. L., 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*. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.02.043>
- Etter, B., Udert, K. M., & Gounden, T. (2015). *VUNA Handbook on Urine Treatment*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.29444.53122>
- European Commission. (2017). *Critical Raw Materials 2017*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52017DC0490>
- Filali, A., Bollon, J., Fayolle, Y., & Gillot, S. (2016). *Emissions de protoxyde d'azote par les procédés intensifs et extensifs de traitement des eaux usées* (01467423; p. 7). Journées Information Eaux JIE; HAL. <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01467423/document>
- Frischknecht R., Jungbluth N., Althaus H.-J., Doka G., Dones R., Hischer R., Hellweg S., Humbert S., Margni M., Nemecek T. and Spielmann M. (2003c) Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. *Final report ecoinvent 2000 No. 3*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH, retrieved from: www.ecoinvent.ch.
- Frischknecht, R., Steiner, R., Jungbluth, N. (2008). The Ecological Scarcity Method – Eco-Factors 2006. A method for impact assessment in LCA. Environmental studies no. 0906. *Federal Office for the Environment (FOEN)*, Bern: 188 pp.
- Heijungs, R., Guinée, J. B., Lankreijer, R. M., Huppes, G., Udo de Haes, H. A., Weneger Sleeswijk, A., Ansems, A. M. M., Eggels, P. G., Duin, R., & Goede, H. P. (1992). *Environmental life cycle assessment of products : Guide and backgrounds (Part 1)*. Leiden University Repository. <https://openaccess.leidenuniv.nl/handle/1887/8061>
- Heimersson, S., Svanström, M., & Ekvall, T. (2019). Opportunities of consequential and attributional modelling in life cycle assessment of wastewater and sludge management. *Journal of Cleaner Production*, 222, 242-251. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.248>
- INRAE. (2020). *MEANS - Accueil*. Means. <https://www6.inrae.fr/means>
- IPCC (2007). IPCC Climate Change Fourth Assessment Report: Climate Change 2007. <http://www.ipcc.ch/ipccreports/assessments-reports.htm>
- ISO. (2006). Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Principes et cadre. *ISO 14040:2006*. 23p. <https://www.iso.org/cms/render/live/fr/sites/isoorg/contents/data/standard/03/74/37456.html>
- ISO. (2006). Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Exigences et lignes directrices. *ISO 14044:2006*. 49p. Consulté à l'adresse <https://www.iso.org/cms/render/live/fr/sites/isoorg/contents/data/standard/03/84/38498.html>
- Johansson, M. (2000). *Urine Separation - Closing the Nutrient Cycle. Final Report of the R&D Project: Source-Separated Human Urine – A Future Source of Fertilizer for Agriculture in the Stockholm Region*. Stockholm Vatten, Stockholmshem & HSB National Federation. <https://sswm.info/node/882>
- Jolliet, O., Saadé-Sbeih, M., Crettaz, P., Jolliet-Gavin, N., & Shaked, S. (2017). *Analyse du cycle de vie, Comprendre et réaliser un écobilan, 3ème édition revue et argumentée*. <http://www.elsa-pact.fr/analyse-du-cycle-de-vie-comprendre-et-realiser-un-ecobilan-ppur-2017/>
- 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(9), 145-152. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00192-3](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00192-3)
- Jönsson, H., Sonesson, U., Dalemo, M., Höglund, C., & Stenström, T. A. (1999). Source separation of human urine—Nitrogen and phosphorus. *Wasser und Boden*, 51(11), 21-25.
- Jönsson, H. (2002). Urine separating sewage systems – environmental effects and resource usage. *Water Science and Technology*, 46(6-7), 333-340. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0697>

- Koch P. and Salou T., 2016. AGRIBALYSE®: Rapport Méthodologique – Version 1.3. November 2016. Ed ADEME, Angers, France. 343p.
- Larsen, T. A., Udert, K. M., & Lienert, J. (Éds.). (2013). Source separation and decentralization for wastewater management. IWA Publ.
- Loi du 13 août 1926 complétant la loi du 10 juillet 1894 relative à l'assainissement de Paris et de la Seine par le tout-à-l'égout, 2019-1332 (1894). <https://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000876114>
- 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 & Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.
- Medeiros, D. L., Queiroz, L. M., Cohim, E., Almeida-Neto, J. A. de, & Kiperstok, A. (2020). Human urine fertiliser in the Brazilian semi-arid : Environmental assessment and water-energy-nutrient nexus. *Science of The Total Environment*, 713, 136145. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136145>
- Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire. (2017). *Normes euros d'émissions de polluants pour les véhicules lourds—Véhicules propres* [Gouvernement]. Ministère de la Transition écologique et solidaire. <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/normes-euros-demissions-polluants-vehicules-lourds-vehicules-propres>
- Organisation Mondiale de la Santé, & Développement, P. des N. U. pour le. (2012). *Guide OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux résiduaires—Volume I : Considérations d'ordre politique et réglementaire. : Vol. I*. Organisation mondiale de la Santé. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/78280>
- Peyraud, J. L., Cellier, P., Aarts, F., Béline, F., Bockstaller, C., Bourblanc, M., Delaby, L., Donnars, C., Dourmad, J. Y., Dupraz, P., Durand, P., Faverdin, P., Fiorelli, J. L., Gagné, C., Girard, A., Guillaume, F., Kuikman, P., Langlais, A., Le Goffe, P., ... Veysset, P. (2012). *Les flux d'azote liés aux élevages : Réduire les pertes, rétablir les équilibres*. 527.
- Plasteau. (2017). *Plasteau—Fabricants de cuves et contenants multi-usages*. https://www.plasteau.com/images/Catalogues/catalogue_plasteau_recuperation_pluie_habitat_jardin.pdf
- Posch, M., Seppälä, J., Hettelingh, J.P., Johansson, M., Margni M., Jolliet, O. (2008). The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *International Journal of Life Cycle Assessment* (13) pp.477–486
- Pradel, M. (2008). Analyses de cycle de vie (ACV) appliquées au traitement des boues d'épuration : État de l'art, bilan des connaissances et des impacts environnementaux. *Set-revues*, 81-93.
- Pradel, M. (2011). Les analyses du cycle de vie dans le domaine agricole. *Sciences Eaux & Territoires*, numéro 4(1), 4-7. doi:10.3917/set.004.0004
- Rabl, A. and Spadaro, J.V. (2004). The RiskPoll software, version is 1.051 (dated August 2004). www.arirabl.com.
- Randall, D., Krähenbühl, M., Köpping, I., Larsen, T. A., & Udert, K. M. (2016). A novel approach for stabilizing fresh urine by calcium hydroxide addition. *Water Research*. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.03.007>
- Richert, A., Gensch, R., Jönsson, H., Stenström, T.-A., & Dagerskog, L. (2011). *Conseils pratiques pour une utilisation de l'urine en production agricole*. Stockholm Environment Institute. http://www.ecosanres.org/pdf_files/EcoRanRes_Urine_Guide_FRENCH_111026.pdf
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S. I., Lambin, E., Lenton, T., Scheffer, M., Folke, C., Schellnhuber, H. J., Nykvist, B., de Wit, C., Hughes, T., van der Leeuw, S., Rodhe, H., Sörlin, S., Snyder, P., Costanza, R., Svedin, U., Foley, J. (2009). Planetary Boundaries : Exploring the Safe Operating Space for Humanity. *Ecology and Society*, 14(2). <https://doi.org/10.5751/ES-03180-140232>

- Senecal, J., Nordin, A., Simha, P., & Vinnerås, B. (2018). Hygiene aspect of treating human urine by alkaline dehydration. *Water Research*, 144, 474-481. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.07.030>
- Seppälä, J., Posch, M., Johansson, M., Hettelingh, J.P. (2006). Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. *International Journal of Life Cycle Assessment* 11(6): 403-416.
- Spångberg, J., Tidåker, P., & Jönsson, H. (2014). Environmental impact of recycling nutrients in human excreta to agriculture compared with enhanced wastewater treatment. *Science of The Total Environment*, 493, 209-219. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.123>
- Steffen, W., Crutzen, P. J., & McNeill, J. R. (2007). The Anthropocene: Are Humans Now Overwhelming the Great Forces of Nature. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36(8), 614-621. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[614:TAAHNO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[614:TAAHNO]2.0.CO;2)
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., Biggs, R., Carpenter, S. R., Vries, W. de, Wit, C. A. de, Folke, C., Gerten, D., Heinke, J., Mace, G. M., Persson, L. M., Ramanathan, V., Reyers, B., & Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223). <https://doi.org/10.1126/science.1259855>
- Teillard, F., Souza, D. M. de, Thoma, G., Gerber, P. J., & Finn, J. A. (2016). What does Life-Cycle Assessment of agricultural products need for more meaningful inclusion of biodiversity? *Journal of Applied Ecology*, 53(5), 1422-1429. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12683>
- The Nobel Prize in Chemistry 1931*. (2020). NobelPrize.Org. Consulté 5 avril 2020, à l'adresse <https://www.nobelprize.org/prizes/chemistry/1931/summary/>
- Tidåker, P., Mattsson, B., & Jönsson, H. (2007). Environmental impact of wheat production using human urine and mineral fertilisers – a scenario study. *Journal of Cleaner Production*, 15(1), 52-62. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.04.019>
- 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.
- Unifa. (2020a). *Engrais azotés*. Unifa. <https://fertilisation-edu.fr/production-ressources/engrais-azotes.html>
- Unifa. (2020b). *Engrais phosphatés*. Unifa. <https://fertilisation-edu.fr/production-ressources/engrais-phosphates.html>
- van der Werf, H. M. G., & Petit, J. (2002). Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: A comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 93(1), 131-145. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00354-1](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00354-1)
- van der Werf, H. M. G., Knudsen, M. T., & Cederberg, C. (2020). Towards better representation of organic agriculture in life cycle assessment. *Nature Sustainability*, 1-7. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0489-6>
- van Oers L, de Koning A, Guinee JB, Huppes G (2002): Abiotic Resource Depletion in LCA. Road and Hydraulic Engineering Institute, Ministry of Transport and Water, Amsterdam.
- Vinnerås, B., & Jönsson, H. (2002). The performance and potential of faecal separation and urine diversion to recycle plant nutrients in household wastewater. *Bioresource Technology*, 84(3), 275-282. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00054-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00054-8)
- Waters, C. N., Zalasiewicz, J., Summerhayes, C., Barnosky, A. D., Poirier, C., Gałuszka, A., Cearreta, A., Edgeworth, M., Ellis, E. C., Ellis, M., Jeandel, C., Leinfelder, R., McNeill, J. R., Richter, D. deB, Steffen, W., Syvitski, J., Vidas, D., Wagemann, M., Williams, M., Wolfe, A. P. (2016). The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. *Science*, 351(6269). <https://doi.org/10.1126/science.aad2622>

Annexes

Annexe 1a : Doses de fertilisants appliqués ainsi que le matériel agricole utilisé pour le système de culture conventionnel.

	Concentration N (g/kg)	Concentration P (g/kg)	MAÏS GRAIN	BLE TENDRE D'HIVER				Dose fertilisant total (t/ha)	Apport Superphosphate triple 0,5 passage (t/ha)
			Dose N (en kg/ha)	Dose N (en kg/ha)					
			160	60	80	40			
			Dose fertilisant (t/ha)						
0-18-46	180	201	0,07						
Superphosphate Triple (A)	0	196	-						
Solution 390 (B)	300	0	0,49	0,20	0,27	-	-	0,222	
Ammonitrate 33,5 (A)	335	0	-	-	-	0,12	-		
Urine stockée*	5,35	0,45	30,52	12,061	16,081	8,040	36,182	0,056	
Urine nitrifiée concentrée (B)	46,92	3,97	3,41	1,295	1,713	0,857	3,865	0,066	
Urine alcalinisée déshydratée (A)	106,99	9,05	1,57	0,660	0,880	0,440	1,980	0,040	

(A) = Epandeur porté, capacité de 2500L (Koch & Salou, 2013).

(B) = Pulvérisateur trainé, capacité de 2500L (Koch & Salou, 2013)

* Pour l'application d'urino-fertilisants issus de l'urine stockée :

- Sur le blé : Epandeur sans tonne, + tonne à lisier de capacité 15000L.

- Sur le maïs : Enfouisseur à disques 5m + tonne à lisier de capacité 15000L.

Annexe 2b : Doses de fertilisants appliqués ainsi que le matériel agricole utilisé pour le système de culture biologique.

	Concentration N (g/kg)	Concentration P (g/kg)	MAÏS GRAIN	BLE TENDRE D'HIVER
			Dose N disponible (en kg/ha)	Dose N disponible (en kg/ha)
			50	50
			Dose fertilisant (t/ha)	Dose fertilisant (t/ha)
Fientes de poules (A)	26,2	11,5	3,82	4,24
Urine stockée *	5,35	0,45	9,54	10,05
Urine nitrifiée concentrée (B)	46,92	3,97	1,07	1,07
Urine alcalinisée déshydratée (C)	106,99	9,05	0,49	0,55

(A) = Epandeur de fumier, capacité de 8-10 tonnes (Koch & Salou, 2013).

(B) = Pulvérisateur trainé, capacité de 2500L (Koch & Salou, 2013)

(C) = Epandeur porté, capacité de 2500L (Koch & Salou, 2013).

* Pour l'application d'urino-fertilisants issus de l'urine stockée :

- Sur le blé : Epandeur sans tonne, + tonne à lisier de capacité 15000L.

- Sur le maïs : Enfouisseur à disques 5m + tonne à lisier de capacité 15000L.

Annexe 2a : Données de l'Analyse du Cycle de Vie de chaque scénario pour l'ensemble des catégories d'impacts traitées sur le blé tendre d'hiver.

Changement climatique (*kg CO₂ éq. kg grain*)

	Emissions directes au champ	Fertilisation référence	Fertilisation urines	Protection des cultures	Travail du sol	Impacts évités STEP
CONV Référence	1,80E-01	1,64E-01	NA	1,31E-02	2,81E-02	NA
CONV U. stockée	1,70E-01	NA	4,90E-02	1,46E-02	2,73E-02	-3,70E-01
CONV U. nitrifiée	1,85E-01	NA	1,71E-01	1,46E-02	2,73E-02	-3,96E-01
CONV U. alcalinisée	1,81E-01	NA	2,30E-01	1,46E-02	2,73E-02	-4,49E-01
BIO Référence	2,76E-01	2,69E-03	NA	NA	8,05E-02	NA
BIO U. stockée	1,67E-01	NA	2,66E-02	NA	8,05E-02	-1,87E-01
BIO U. nitrifiée	1,76E-01	NA	8,56E-02	NA	8,05E-02	-2,04E-01
BIO U. alcalinisée	5,55E-01	NA	1,16E-01	NA	8,05E-02	-2,51E-01

Particules fines (*kg PM_{2.5} éq / kg grain*)

	Emissions directes au champ	Fertilisation référence	Fertilisation urines	Protection des cultures	Travail du sol	Impacts évités STEP
CONV Référence	1,23E-04	1,48E-04	NA	1,09E-05	1,90E-05	NA
CONV U. stockée	1,38E-04	NA	3,24E-05	1,19E-05	1,84E-05	-2,63E-05
CONV U. nitrifiée	1,35E-05	NA	2,54E-05	1,19E-05	1,84E-05	-2,82E-05
CONV U. alcalinisée	3,18E-04	NA	1,16E-04	1,19E-05	1,84E-05	-3,20E-05
BIO Référence	2,17E-04	1,81E-06	NA	NA	5,41E-05	NA
BIO U. stockée	7,02E-05	NA	1,82E-05	NA	5,41E-05	-1,33E-05
BIO U. nitrifiée	7,31E-06	NA	1,05E-05	NA	5,41E-05	-1,46E-05
BIO U. alcalinisée	1,23E-04	NA	5,74E-05	NA	5,41E-05	-1,79E-05

Acidification (*molc H⁺ éq / kg grain*)

	Emissions directes au champ	Fertilisation référence	Fertilisation urines	Protection des cultures	Travail du sol	Impacts évités STEP
CONV Référence	5,81E-03	1,05E-03	NA	1,29E-04	3,98E-04	NA
CONV U. stockée	6,48E-03	NA	4,11E-04	1,45E-04	3,78E-04	-2,31E-04
CONV U. nitrifiée	8,74E-04	NA	2,67E-04	1,45E-04	3,78E-04	-2,47E-04
CONV U. alcalinisée	1,47E-02	NA	4,25E-03	1,45E-04	3,78E-04	-2,80E-04
BIO Référence	1,02E-02	2,55E-05	NA	NA	1,15E-03	NA
BIO U. stockée	3,32E-03	NA	2,12E-04	NA	1,15E-03	-1,17E-04
BIO U. nitrifiée	4,91E-04	NA	1,15E-04	NA	1,15E-03	-1,28E-04
BIO U. alcalinisée	6,48E-03	NA	2,14E-03	NA	1,15E-03	-1,57E-04

Epaissement des ressources minérales, fossiles et renouvelables (*kg Sb éq / kg grain*)

	Emissions directes au champ	Fertilisation référence	Fertilisation urines	Protection des cultures	Travail du sol	Impacts évités STEP
CONV Référence	0	1,784E-05	NA	1,43641E-06	3,04462E-06	NA
CONV U. stockée	0	NA	7,49713E-06	1,43962E-06	3,01277E-06	-3,95E-06
CONV U. nitrifiée	0	NA	5,52129E-06	1,43962E-06	3,01277E-06	-4,24E-06
CONV U. alcalinisée	0	NA	2,29105E-05	1,43962E-06	3,01277E-06	-4,80E-06
BIO Référence	0	3,57681E-07	NA	NA	7,88047E-06	NA
BIO U. stockée	0	NA	2,44657E-06	NA	7,88047E-06	-2,00E-06
BIO U. nitrifiée	0	NA	9,98315E-07	NA	7,88047E-06	-2,18E-06
BIO U. alcalinisée	0	NA	1,04136E-05	NA	7,88047E-06	-2,68E-06

Eutrophisation (*kg PO₄³⁻ éq / kg grain*)

	Emissions directes au champ	Fertilisation référence	Fertilisation urines	Protection des cultures	Travail du sol	Impacts évités STEP
CONV Référence	2,41E-03	2,19E-04	NA	3,15E-05	1,17E-04	NA
CONV U. stockée	2,49E-03	NA	8,15E-05	3,41E-05	1,09E-04	-3,36E-03
CONV U. nitrifiée	1,84E-03	NA	6,49E-05	3,41E-05	1,09E-04	-3,60E-03
CONV U. alcalinisée	3,44E-03	NA	3,23E-04	3,41E-05	1,09E-04	-4,08E-03
BIO Référence	4,34E-03	4,41E-06	NA	NA	3,42E-04	NA
BIO U. stockée	3,52E-03	NA	3,50E-05	NA	3,42E-04	-1,70E-03
BIO U. nitrifiée	3,19E-03	NA	2,17E-05	NA	3,42E-04	-1,86E-03
BIO U. alcalinisée	3,97E-03	NA	1,57E-04	NA	3,42E-04	-2,28E-03

Demande d'énergie cumulée (*MJ / kg grain*)

	Emissions directes au champ	Fertilisation référence	Fertilisation urines	Protection des cultures	Travail du sol	Impacts évités STEP
CONV Référence	0,00E+00	1,68E+00	NA	2,19E-01	3,82E-01	NA
CONV U. stockée	0,00E+00	NA	8,28E-01	2,43E-01	3,74E-01	-1,32E+00
CONV U. nitrifiée	0,00E+00	NA	1,94E+00	2,43E-01	3,74E-01	-1,42E+00
CONV U. alcalinisée	0,00E+00	NA	3,80E+01	2,43E-01	3,74E-01	-1,61E+00
BIO Référence	0,00E+00	4,37E-02	NA	NA	1,08E+00	NA
BIO U. stockée	0,00E+00	NA	4,41E-01	NA	1,08E+00	-6,69E-01
BIO U. nitrifiée	0,00E+00	NA	9,76E-01	NA	1,08E+00	-7,31E-01
BIO U. alcalinisée	0,00E+00	NA	1,92E+01	NA	1,08E+00	-8,99E-01

Epaissement des ressources en eau ($m^3 / kg \text{ grain}$)

	Emissions directes au champ	Fertilisation référence	Fertilisation urines	Protection des cultures	Travail du sol	Impacts évités STEP
CONV Référence	0,00E+00	5,73E-04	NA	-2,20E-05	1,74E-05	NA
CONV U. stockée	0,00E+00	NA	4,18E-03	-2,17E-05	1,62E-05	-8,27E-03
CONV U. nitrifiée	0,00E+00	NA	4,56E-03	-2,17E-05	1,62E-05	-8,86E-03
CONV U. alcalinisée	0,00E+00	NA	7,49E-03	-2,17E-05	1,62E-05	-1,00E-02
BIO Référence	0,00E+00	-1,60E-08	NA	NA	5,22E-05	NA
BIO U. stockée	0,00E+00	NA	2,10E-03	NA	5,22E-05	-4,18E-03
BIO U. nitrifiée	0,00E+00	NA	2,28E-03	NA	5,22E-05	-4,57E-03
BIO U. alcalinisée	0,00E+00	NA	3,77E-03	NA	5,22E-05	-5,62E-03

Annexe 2b : Données de l'Analyse du Cycle de Vie de chaque scénario pour l'ensemble des catégories d'impacts traitées sur le maïs grain.

Changement climatique ($kg \text{ CO}_2 \text{ éq. kg grain}$)

	Emissions directes au champ	Fertilisation référence	Fertilisation urines	Protection des cultures	Travail du sol	Impacts évités STEP
CONV Référence	1,481E-01	1,279E-01	NA	3,162E-03	3,654E-02	NA
CONV U. stockée	1,403E-01	NA	3,342E-02	3,169E-03	3,654E-02	-2,582E-01
CONV U. nitrifiée	1,551E-01	NA	1,228E-01	3,169E-03	3,654E-02	-2,900E-01
CONV U. alcalinisée	1,427E-01	NA	1,482E-01	3,169E-03	3,654E-02	-2,952E-01
BIO Référence	1,921E-01	1,560E-03	NA	NA	7,738E-02	NA
BIO U. stockée	1,311E-01	NA	1,578E-02	NA	7,738E-02	-1,141E-01
BIO U. nitrifiée	1,135E-01	NA	5,462E-02	NA	7,738E-02	-1,283E-01
BIO U. alcalinisée	1,325E-01	NA	6,573E-02	NA	7,738E-02	-1,274E-01

Particules fines ($kg \text{ PM}_{2.5} \text{ éq. / kg grain}$)

	Emissions directes au champ	Fertilisation référence	Fertilisation urines	Protection des cultures	Travail du sol	Impacts évités STEP
CONV Référence	9,90E-05	1,38E-04	NA	3,95E-06	2,53E-05	NA
CONV U. stockée	2,96E-05	NA	2,08E-05	3,95E-06	2,53E-05	-1,84E-05
CONV U. nitrifiée	4,66E-06	NA	1,47E-05	3,95E-06	2,53E-05	-2,07E-05
CONV U. alcalinisée	7,18E-05	NA	7,27E-05	3,95E-06	2,53E-05	-2,10E-05
BIO Référence	1,26E-04	1,05E-06	NA	NA	5,22E-05	NA
BIO U. stockée	1,33E-05	NA	1,10E-05	NA	5,22E-05	-8,13E-06
BIO U. nitrifiée	1,50E-06	NA	6,56E-06	NA	5,22E-05	-9,14E-06
BIO U. alcalinisée	3,20E-05	NA	3,22E-05	NA	5,22E-05	-7,20E-06

Acidification (molc H^+ $\text{éq} / \text{kg grain}$)

	Emissions directes au champ	Fertilisation référence	Fertilisation urines	Protection des cultures	Travail du sol	Impacts évités STEP
CONV Référence	4,637E-03	8,040E-04	NA	5,810E-05	4,745E-04	NA
CONV U. stockée	1,502E-03	NA	2,581E-04	5,808E-05	4,745E-04	-1,612E-04
CONV U. nitrifiée	4,028E-04	NA	1,611E-04	5,808E-05	4,745E-04	-1,810E-04
CONV U. alcalinisée	3,420E-03	NA	2,758E-03	5,808E-05	4,745E-04	-1,842E-04
BIO Référence	5,895E-03	1,479E-05	NA	NA	9,198E-04	NA
BIO U. stockée	6,896E-04	NA	1,221E-04	NA	9,198E-04	-7,122E-05
BIO U. nitrifiée	1,202E-04	NA	7,108E-05	NA	9,198E-04	-8,005E-05
BIO U. alcalinisée	1,538E-03	NA	1,223E-03	NA	9,198E-04	-6,063E-05

Epuisement des ressources minérales, fossiles et renouvelables ($\text{kg Sb éq} / \text{kg grain}$)

	Emissions directes au champ	Fertilisation référence	Fertilisation urines	Protection des cultures	Travail du sol	Impacts évités STEP
CONV Référence	0	5,890E-06	NA	2,8363E-07	4,305E-06	NA
CONV U. stockée	0	NA	6,542E-06	2,83E-07	4,305E-06	-2,76E-06
CONV U. nitrifiée	0	NA	1,425E-06	2,83E-07	4,305E-06	-3,10E-06
CONV U. alcalinisée	0	NA	1,317E-05	2,83E-07	4,305E-06	-3,16E-06
BIO Référence	0	2,077E-07	NA	NA	8,649E-06	NA
BIO U. stockée	0	NA	2,17E-06	NA	8,649E-06	-1,22E-06
BIO U. nitrifiée	0	NA	6,07E-07	NA	8,649E-06	-1,37E-06
BIO U. alcalinisée	0	NA	5,84E-06	NA	8,649E-06	-1,06E-06

Eutrophisation (kg PO_4^3- $\text{éq} / \text{kg grain}$)

	Emissions directes au champ	Fertilisation référence	Fertilisation urines	Protection des cultures	Travail du sol	Impacts évités STEP
CONV Référence	2,04E-03	1,37E-04	NA	5,50E-06	1,05E-04	NA
CONV U. stockée	1,68E-03	NA	4,58E-05	5,53E-06	1,05E-04	-2,35E-03
CONV U. nitrifiée	1,56E-03	NA	3,11E-05	5,53E-06	1,05E-04	-2,63E-03
CONV U. alcalinisée	1,90E-03	NA	1,99E-04	5,53E-06	1,05E-04	-2,68E-03
BIO Référence	3,44E-03	2,56E-06	NA	NA	2,84E-04	NA
BIO U. stockée	2,83E-03	NA	2,06E-05	NA	2,84E-04	-1,04E-03
BIO U. nitrifiée	2,76E-03	NA	1,35E-05	NA	2,84E-04	-1,17E-03
BIO U. alcalinisée	2,93E-03	NA	8,83E-05	NA	3,21E-04	-1,18E-03

Demande d'énergie cumulée (MJ / kg grain)

	Emissions directes au champ	Fertilisation référence	Fertilisation urines	Protection des cultures	Travail du sol	Impacts évités STEP
CONV Référence	0	1,64E+00	NA	5,63E-02	5,60E-01	NA
CONV U. stockée	0	NA	5,65E-01	5,64E-02	5,60E-01	-9,24E-01
CONV U. nitrifiée	0	NA	1,37E+00	5,64E-02	5,60E-01	-1,04E+00
CONV U. alcalinisée	0	NA	2,49E+01	5,64E-02	5,60E-01	-1,06E+00
BIO Référence	0	2,54E-02	NA	NA	1,03E+00	NA
BIO U. stockée	0	NA	2,65E-01	NA	1,03E+00	-4,08E-01
BIO U. nitrifiée	0	NA	6,22E-01	NA	1,03E+00	-4,59E-01
BIO U. alcalinisée	0	NA	1,10E+01	NA	1,38E+00	-4,05E-01

Epuisement des ressources en eau (m³ / kg grain)

	Emissions directes au champ	Fertilisation référence	Fertilisation urines	Protection des cultures	Travail du sol	Impacts évités STEP
CONV Référence	0	5,71E-04	NA	3,13E-06	2,13E-04	NA
CONV U. stockée	0	NA	2,90E-03	2,99E-06	2,13E-04	-5,77E-03
CONV U. nitrifiée	0	NA	3,30E-03	2,99E-06	2,13E-04	-6,48E-03
CONV U. alcalinisée	0	NA	4,90E-03	2,99E-06	2,13E-04	-6,60E-03
BIO Référence	0	-8,08E-09	NA	NA	3,38E-04	NA
BIO U. stockée	0	NA	1,28E-03	NA	3,38E-04	-2,55E-03
BIO U. nitrifiée	0	NA	1,46E-03	NA	3,38E-04	-2,87E-03
BIO U. alcalinisée	0	NA	2,17E-03	NA	3,43E-04	-2,92E-03

  	Diplôme et Mention : Master Biologie, Agrosociétés Parcours : Amélioration, Production et Valorisation du Végétal Option : Fonctionnement et Gestion des Agrosystèmes Responsable d'option : Matthieu CAROF
Auteur(s) : Enola GILLES Date de naissance* : 22/12/1997	Organisme d'accueil : UMR SAS Rennes Adresse : 65 rue de Saint-Brieuc – CS 84215 35042 Rennes Cedex France. Bât 13
Nombre pages : 25 Annexes : 2	Maître de stage : Joël AUBIN
Année de soutenance : 2020	
Titre français : Bilan environnemental de l'utilisation d'urine humaine comme fertilisant agricole.	
Titre anglais : Environmental footprint of the use of human urine as an agricultural fertilizer.	
<p>Résumé :</p> <p>Nous avons mobilisé l'Analyse du Cycle de Vie afin de comparer le bilan environnemental de différents urino-fertilisants et d'engrais minéraux pour la production de blé tendre d'hiver et de maïs grain, conventionnel ou biologique. Les limites du système couvrent depuis la récolte des urines jusqu'à la production d'un kilo de grain à la porte de la ferme. Nous avons analysé les impacts de l'utilisation d'urino-fertilisants sur les impacts environnementaux changement climatique, émission de particules fines, acidification, épuisement des ressources minérales, fossiles, renouvelables et en eau, eutrophisation et demande d'énergie cumulée. Les analyses ont montré que l'urine stockée participe le moins au changement climatique, mais est sensible aux distances de transport. L'urine nitrifiée concentrée est l'urine impactant le moins les catégories étudiées, et l'urine alcalinisée déshydratée est un urino-fertilisant très impactant dans les catégories d'impacts liées à l'émission d'ammoniac et à la consommation d'énergie. Les scénarios de référence sont le plus souvent avantageux face à l'utilisation de l'urine alcalinisée déshydratée. Les gains à la station d'épuration favorisent le système conventionnel plus que le biologique et offrent des résultats encourageants pour la valorisation des eaux usées dans l'agriculture francilienne.</p>	
<p>Abstract:</p> <p>We used Life Cycle Assessment to compare the environmental balance of different urino-fertilizers and mineral fertilizers for the production of soft winter wheat and grain corn, conventional or organic. The limits of the system cover from the harvest of the urine to the production of one kilogram of grain at the farm gate. We have analysed the impacts of the use of urino-fertilizers on environmental impacts climate change, fine particle emissions, acidification, depletion of mineral, fossil, renewable and water resources, eutrophication and cumulative energy demand. Analyses have shown that stored urine contributes least to climate change, but is sensitive to transport distances. Concentrated nitrified urine is the least impacting urine in the categories studied, and dehydrated alkaline urine is a highly impacting urino-fertilizer in the impact categories related to ammonia emission and energy consumption. The baseline scenarios are most often advantageous with respect to the use of alkaline dehydrated urine. The gains at the treatment plant favour the conventional system more than the organic one and offer encouraging results for wastewater recovery in Ile-de-France agriculture.</p>	
Mots-clés : Urines ; ACV ; Séparation à la source ; Impacts environnementaux ; Fertilisation.	
Key Words: Urines; LCA; Source separation; Environmental impacts; Fertilization	

* Élément qui permet d'enregistrer les notices auteurs dans le catalogue des bibliothèques universitaires