

Diversité historique des systèmes alimentation/excrétion de l'humanité

La caractérisation des systèmes alimentation/excrétion développée dans la seconde partie n'a bien sûr de sens que pour les sociétés dont le régime socio-écologique est agraire ou industriel. Pour toutes les sociétés de chasseurs-cueilleurs, il n'y a pas de système de production agricole pour lequel les urines et matières fécales pourraient constituer un intrant et la notion de circularité n'a donc pas de sens¹⁰⁴. Cette absence d'utilisation des urines et matières fécales à des fins d'intrants de production agricole n'empêche pas par ailleurs leur usage à d'autres fins. Les trois grands régimes socio-écologiques de l'humanité (chasseurs-cueilleurs, agraires et industriels) ont ainsi pu développer des couplages de leur système alimentation/excrétion avec d'autres systèmes (section 3.1.1).

Il est difficile d'établir une caractérisation quantitative de la circularité historique des systèmes alimentation/excrétion et nous présenterons donc surtout les systèmes passés d'un point de vue qualitatif, dans le monde (section 3.1.2) et plus particulièrement en France (section 3.1.3). Nous avons toutefois pu réaliser une telle quantification dans le cas de Paris sur la période 1850-2010 (section 3.1.4).

3.1.1. Usages non agricoles des urines et matières fécales

3.1.1.1. L'urine stockée utilisée comme solution d'ammoniaque

L'urine a beaucoup été utilisée, après stockage, pour mettre à profit ses propriétés chimiques. L'hydrolyse de l'urée intervient spontanément dans le stockage et l'urine devient alors une solution d'ammoniaque qui possède des propriétés désinfectantes et dégraissantes. Nous l'illustrons par quelques exemples ci-après.

¹⁰⁴ La pollution représentée par le rejet des urines et matières fécales des chasseurs-cueilleurs dans l'environnement ne peut pas non plus être analysée suivant notre grille méthodologique du fait de la très faible empreinte environnementale de ces sociétés dont l'activité ne saurait modifier substantiellement les cycles biogéochimiques globaux.

Les Inuits semblent avoir abondamment utilisé l'urine¹⁰⁵. L'urine était stockée dans les habitations dans des bassines. Au moins trois types d'usages ont été relevés : le lavage (des cheveux, des corps, des habitats et des objets), le tannage des peaux et la désinfection des plaies (Victor, 2015 ; Victor *et al.*, 2017). L'odeur de l'urine imprégnait ainsi fortement les habitats et les corps. Nous reproduisons ci-après un des dessins emblématiques de Paul-Émile Victor représentant sa compagne Doumidia se lavant les cheveux à l'urine stockée (Figure 3.1).

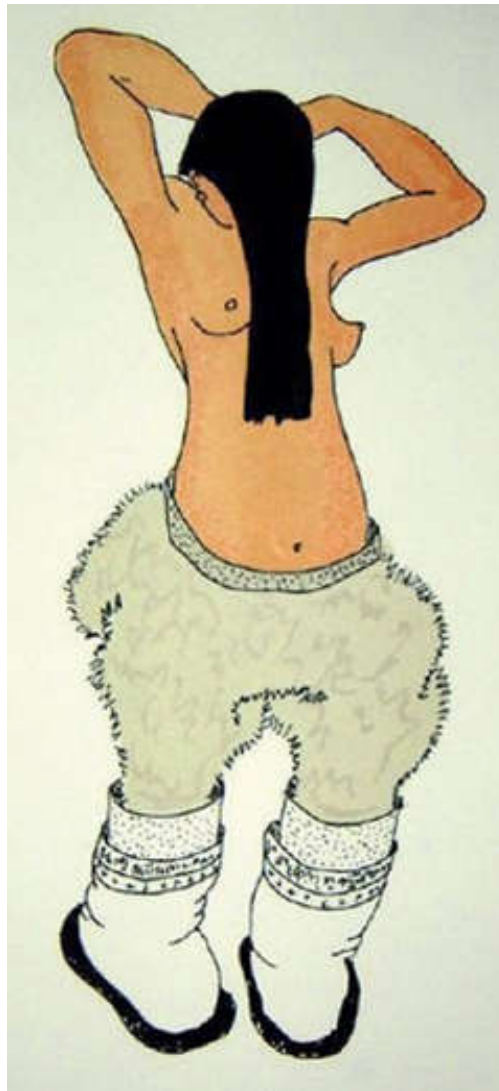


Figure 3.1 : Lavage des cheveux à l'urine chez les Inuits.

Source : Dessin de Paul-Émile Victor représentant sa compagne Doumidia (Victor *et al.*, 2017)¹⁰⁶.

¹⁰⁵ On peut supposer que cet usage est très ancien. On en trouve en tout cas des témoignages au début du XX^e siècle.

¹⁰⁶ La légende de ce dessin dans l'ouvrage consulté indique que le lavage est ici effectué avec de l'urine de phoque.

À Rome, au I^{er} siècle apr. J.-C., des urinoirs constitués par des amphores sectionnées étaient placés sur la voie publique pour permettre de collecter l'urine masculine. Cette urine était ensuite utilisée par les tanneurs pour le dégraissage des peaux (Adler, 2014)¹⁰⁷. Cet usage est particulièrement connu du fait que l'empereur Vespasien avait décidé d'étendre un impôt portant sur l'industrie et le commerce, le chrysargyre, à cette activité de collecte d'urine et cet usage est ainsi passé à la postérité de deux manières différentes :

- par le choix du terme « vespasienne » pour désigner les urinoirs publics mis en place à Paris par le préfet Rambuteau en 1834 (Rey & Rey-Debove, 1988) ;
- par l'expression « l'argent n'a pas d'odeur » dont il est traditionnellement admis qu'elle proviendrait d'un extrait de la vie des douze Césars de Suétone dans lequel Titus, fils de Vespasien, s'amuse de la mise en place de cet impôt sur les urines. Quand Vespasien récolte l'argent issu de la première collecte d'impôt sur l'urine, il met cet argent sous le nez de son fils et lui demande s'il est incommodé par l'odeur de cet argent qui provient de l'urine.

Ce témoignage est particulièrement intéressant du fait qu'il montre, dans ce contexte, l'existence d'un modèle économique autour d'une activité de collecte et d'usage de l'urine susceptible de générer le prélèvement d'un impôt public. Cet usage de l'urine par les tanneurs est également décrit dans les villes du Nord de la France au XII^e siècle (Guillerme, 1990) et il est abondamment mentionné au XIX^e siècle en France. Nous n'avons pas pu déterminer si cet usage a existé dans d'autres lieux et à d'autres époques mais on peut supposer que ce savoir-faire a ainsi été connu par de nombreuses sociétés humaines depuis au moins deux millénaires (Paulet, 1853). Poiret (1998) rapporte des modalités de collecte et d'usage de l'urine très similaires à celles de Rome au I^{er} siècle apr. J.-C., à Grenoble au XVII^e siècle : des « tonneaux-urinoirs » étaient « disposés aux principaux carrefours des rues, destinés à recueillir les urines des passants et des ouvriers. Le soir, tanneurs, corroyeurs et foulonniers récupèrent le contenu pour la pratique de leur art. Inlassablement, la municipalité s'est élevée contre ces installations ; peine perdue, le dernier tonneau-urinoir ne disparaît qu'en 1901 ! »¹⁰⁸.

Les modalités du dégraissage de la laine par l'urine stockée sont ainsi décrites par Aubert & Alcan (1848) : « Dans des chaudières d'environ mille litres, on met de l'eau avec 70 ou 80 litres d'urine putréfiée et 20 kil. de cristaux de soude, et on fait chauffer à 50 ou 55°C. Alors on y introduit la laine, qu'on remue continuellement avec de petites fourchettes de bois. L'ammoniaque contenue dans l'urine, et la soude des cristaux dissolvent et entraînent la portion de matière grasse non saponifiée du suint.

¹⁰⁷ Ils réalisaient ainsi une saponification des graisses grâce au caractère basique de l'urine stockée.

¹⁰⁸ Poiret se rapporte en partie à Müller C., 1990. *Grenoble au temps de Stendhal*, Grenoble, Sédialp.

Au bout d'une demi-heure, on fait égoutter la laine, puis on lave à grande eau, dans des paniers de forme appropriée, pour la bien nettoyer. » Il semble que cet usage disparaisse progressivement au cours du XIX^e siècle en France et que l'urine soit remplacée par de l'ammoniaque industriel (Paulet, 1853).

Les usages médicaux de l'urine semblent avoir également été très nombreux. Dussourt & Ruel-Kellermann (2012) indiquent que l'utilisation de l'urine des mammifères pourrait avoir des vertus cicatrisantes par la présence d'allantoïne, à l'exception des primates qui ne synthétisent pas cette molécule (Bouatra *et al.*, 2013). Ils mettent également en exergue l'utilisation de l'urine pour l'hygiène bucco-dentaire dans de nombreux pays, dont la France entre le XVI^e et le XVIII^e siècle.

On constate que les différents usages mentionnés dans cette sous-section représentent *a priori* une fraction relativement faible de l'urine produite par une personne. Ils ne remettent donc pas en cause la nécessité d'une modalité de gestion des volumes d'urines produits et non utilisés.

3.1.1.2. Les matières fécales séchées utilisées comme combustible

Les matières fécales humaines ont été utilisées par de nombreuses sociétés comme combustible. Nous citerons également ici quelques exemples illustratifs.

Au Yémen, dans les vieux quartiers de la ville de Sana'a, les immeubles jusqu'à neuf étages de haut étaient équipés de toilettes à séparation d'urine¹⁰⁹ : les urines suintaient sur la paroi extérieure de l'immeuble pour être évaporées et les matières fécales tombaient dans une salle dédiée au rez-de-chaussée où elles étaient collectées et séchées avant de servir au chauffage de l'eau (Esrey *et al.*, 1998) (Figure 3.2).

¹⁰⁹ Esrey *et al.* (1998) ne donnent pas d'indications temporelles sur la période où cet usage a existé.

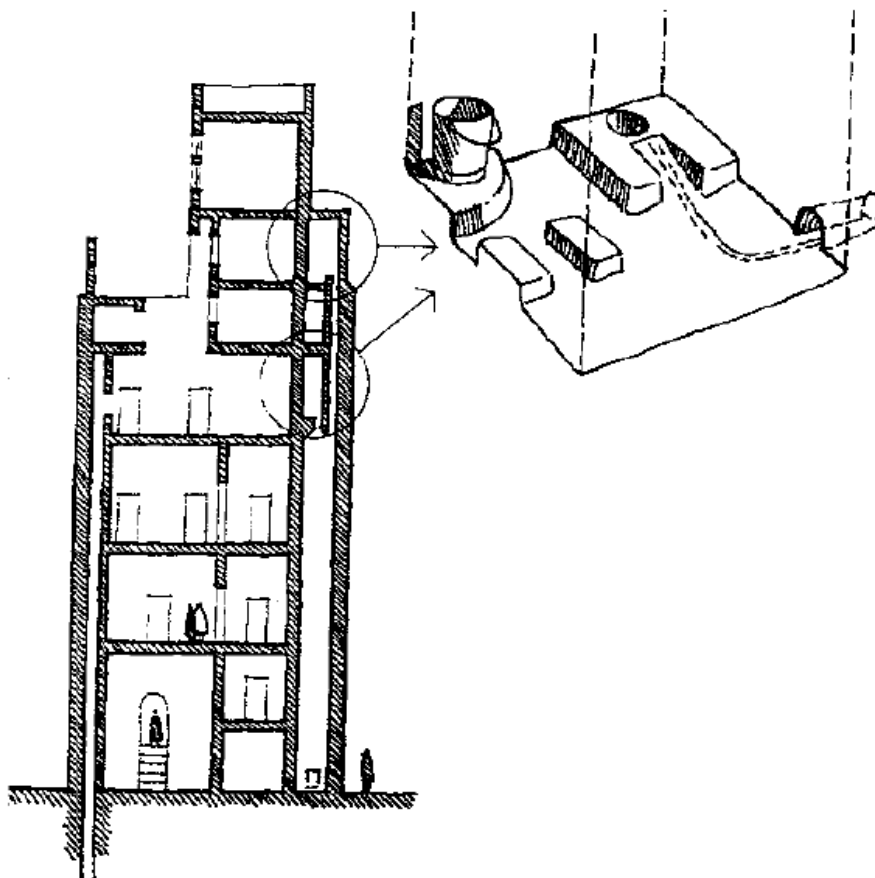


Figure 3.2 : Toilettes à séparation d'urine dans des immeubles de plusieurs étages à Sana'a (Yémen).

Source : Esrey *et al.* (1998)¹¹⁰.

Colombot rapporte que cet usage n'existait plus à Sana'a dans les années 1990 mais qu'il existait encore dans l'Hadramahout au sud Yémen (Sanisphère, 2016). De telles toilettes à séparation d'urine ont également été utilisées à Mopti au Mali (*ibid.*) mais les matières fécales étaient simplement enterrées. Cet usage des matières fécales humaines comme combustible se retrouve aussi avec les matières fécales animales. C'est bien sûr ici la teneur en carbone réduit des matières fécales qui est intéressante pour la combustion. Les matières fécales doivent donc pouvoir être séchées, ce qui explique la mise en place de séparation à la source de l'urine. Nous n'avons pas trouvé de référence d'usage des matières fécales séchées en tant que matériau de construction, éventuellement en mélange, mais il est plausible qu'un tel usage ait pu exister.

¹¹⁰ On notera que ces toilettes à séparation d'urine étaient utilisées dans un contexte où le nettoyage anal se pratique traditionnellement par un lavage à l'eau. L'eau de nettoyage anal n'était bien sûr pas évacuée avec les matières fécales.

3.1.2. Variété des systèmes alimentation/excrétion mondiaux traditionnels

Le bref aperçu des usages non agricoles des urines et des matières fécales que nous avons donné dans la section précédente (section 3.1.1) montre une grande variété. Le système alimentation/excrétion de ces sociétés y est ainsi couplé avec divers autres systèmes (système énergie, artisanat, médecine, etc.). Nous nous intéresserons désormais plus spécifiquement à la circularité des systèmes alimentation/excrétion et donc aux usages agricoles des urines et matières fécales.

Il semble que la circularité des systèmes alimentation/excrétion ait été très variable, dans le temps et dans l'espace, suivant les sociétés. Il nous paraît difficile de donner un aperçu général de la circularité de tel pays à telle époque car il nous a paru que les pratiques pouvaient changer parfois d'une décennie à l'autre ou à quelques kilomètres de distance. Nous avons consulté un nombre restreint d'ouvrages traitant ce sujet et le recensement des diverses pratiques passées est ici limité. Nous serons contraints de présenter certaines pratiques comme des généralités, ce qui masquera certainement des variations locales et temporelles importantes. Cet axe de recherche paraît pertinent à développer davantage.

3.1.2.1. Circularité culturelle en Extrême-Orient

L'Extrême-Orient, et plus particulièrement la Chine, semble se distinguer très nettement du reste du monde quant à la circularité de ses systèmes alimentation/excrétion passés. La pratique d'utilisation des urines et matières fécales en agriculture, et de toute autre matière organique résiduelle également, semble multimillénaire. Cross (1985) cite ainsi un écrit impérial chinois datant de mille ans avant Jésus-Christ : « Les inspecteurs agricoles vérifieront que [les excréments humains] ne sont pas perdus ni gaspillés [...] car ils sont la force et la santé du peuple »¹¹¹. Cette pratique semble liée plus généralement à une caractéristique socio-culturelle extrême-orientale de conception circulaire du monde et d'inscription des êtres humains dans les cycles du fonctionnement planétaire. Les pratiques de collecte minutieuse et de recyclage de toute matière semblent profondément ancrées dans la culture extrême-orientale et appliquées aux villes chinoises depuis des temps très anciens.

¹¹¹ Trad. personnelle depuis l'anglais. Cette citation est elle-même rapportée de Cressey, G.B. (1955) *Land of the 500 million: a geography of China*, New York, McGraw-Hill Book Co que nous n'avons pas directement consulté.

Les différentes pratiques traditionnelles

La Chine a été un foyer majeur de diffusion de ces pratiques de valorisation agricole des urines et matières fécales humaines : elles sont rapportées en Corée à partir de la dynastie Silla qui commence en 57 avant Jésus-Christ (Hashemi & Han, 2017), au Japon à partir du XII^e siècle (Matsui, 1997). Un système de collecte d'urine sur la voie publique, que nous avons décrit à Rome au I^{er} siècle ou à Grenoble au XVII^e siècle (cf. sous-section 3.1.1.1), est ainsi rapporté dans les villes japonaises au milieu du XIX^e siècle, cette fois-ci pour un usage agricole (*ibid.*).

Les modalités suivant lesquelles les urines et matières fécales ont pu ou sont encore utilisées en Extrême-Orient varient toutefois grandement selon les lieux. Quatre modalités traditionnelles sont relevées par Cross (1985) :

- l'usage direct des urines et matières fécales fraîches en agriculture. Cet usage est rapporté comme étant traditionnellement peu commun en Chine ;
- l'usage direct des urines et matières fécales fraîches en aquaculture ;
- la méthode humide, principalement rapportée dans le Sud de la Chine. Le stockage des urines et matières fécales s'effectue dans une cuve située à l'extérieur de la maison et elles sont utilisées comme engrais liquide après un stockage usuellement supérieur à trois mois ;
- la méthode sèche, principalement rapportée dans le Nord de la Chine. On l'appelle aussi toilette à cochons (Figure 3.3). Les différentes matières organiques produites par un ménage sont mises dans la cour où se trouvent les cochons, parfois au moyen d'une petite construction qui surplombe la soue. Les cochons se nourrissent de ces différentes matières, dont les matières fécales humaines, et l'ensemble des matières organiques résiduelles de la soue (excréments humains et animaux, biodéchets) subissent une décomposition anaérobie avant d'être séchées et répandues sur les champs une ou deux fois par an.



Figure 3.3 : Toilette à cochons.

Source : MIA¹¹².

Ces modalités de gestion s'appliquaient à la fois à la campagne et en ville, où les urines et matières fécales étaient traditionnellement collectées et apportées sur les champs voisins. Les urines et matières fécales étaient vendues aux agriculteurs et les municipalités en tiraient un revenu important (Ekeberg, 1771 ; Cross, 1985). Le commerce d'excréments est toujours rapporté dans la seconde moitié du XX^e siècle comme un pilier essentiel de l'économie de nombreuses sociétés agraires asiatiques (Cross, 1985). Dans les périodes de tension sur le marché des excréments humains, le vol d'excréments depuis les fosses de stockage et la mise en place d'un marché noir d'excréments humains sont également rapportés (*ibid.*). En 1948, Winfield décrit ainsi les flux biogéochimiques du système alimentation/excrétion des villes chinoises : « Le flux d'azote et d'autres éléments végétaux sous forme de grain, des fermes aux villes, et le retour des excréments des villes aux fermes, utilisés comme engrais, crée des zones autour de la ville [...]. La ville apparaît être au centre d'une oasis verte qui se mue progressivement en marron dans la campagne lointaine » (Cross, 1985)¹¹³. Entre 1952 et 1966, 70 à 90 % de l'ensemble des excréments humains produits dans la Chine désormais communiste auraient

¹¹² Minneapolis Institute of Art. Funerary Model of a Pig Sty, 2nd century BCE. Unknown artist, China. <https://collections.artsmia.org/art/4793/funerary-model-of-a-pig-sty-china>.

¹¹³ Trad. personnelle depuis l'anglais. Cette citation est elle-même rapportée de Winfield, G. (1948) *China: the land and people*, New York, William Sloane and Associates que nous n'avons pas directement consulté.

été collectés et utilisés en agriculture. Cet apport est évalué à environ un tiers des nutriments apportés aux cultures (*ibid.*).

Une cinquième modalité de valorisation des urines et matières fécales se développe également dans la seconde moitié du XX^e siècle en Chine : la digestion, à l'échelle d'une famille en zone rurale, des diverses matières organiques (excréments humains et animaux, biodéchets) pour produire du biogaz. Plusieurs millions de digesteurs individuels sont ainsi encore en fonctionnement en Chine et le gouvernement subventionne environ 30 % du coût de construction d'un digesteur individuel (Jiang & Zhang, communication personnelle).

Ainsi, la Chine semble être un exemple unique de civilisation ayant eu, sur plusieurs millénaires, des systèmes alimentation/excrétion circulaires. Cette circularité a possiblement été plus forte dans le Sud que dans le Nord car la méthode sèche nous paraît plus susceptible d'avoir entraîné une volatilisation de l'azote que la méthode humide¹¹⁴. La salubrité de ces systèmes alimentation/excrétion a probablement été très variable selon les époques et selon les lieux. En 1950, Gourou (1950) rapporte une part importante de maladies d'origine féco-orale dans la mortalité chinoise, ce qui amène à considérer qu'à cette période, les systèmes alimentation/excrétion urbains chinois étaient vraisemblablement circulaires mais peu salubres¹¹⁵.

Ces différents systèmes traditionnels de gestion des urines et matières fécales ont bien sûr fortement évolué au cours du XX^e siècle avec la transition de nombreuses sociétés du régime agraire vers le régime industriel. En particulier, la mise en place du tout-à-l'égout dans les villes asiatiques a profondément modifié leur système alimentation/excrétion.

Le cas de l'aquaculture en Extrême-Orient

L'utilisation d'urines et de matières fécales en aquaculture est une pratique extrême-orientale très répandue qui existe depuis plusieurs siècles. Au XX^e siècle, elle est rapportée sur toute la partie est, sud-est et sud de l'Asie (Inde, Bangladesh, Thaïlande, Vietnam, Malaisie, Indonésie, Philippines, Chine, Taïwan, etc.) (Cross, 1985). Le système traditionnel est la latrine suspendue qui consiste simplement en une toilette sur pilotis construite au-dessus d'un bassin d'élevage piscicole et dans laquelle les urines et matières fécales sont directement déversées dans ce bassin (Figure 3.4).

¹¹⁴ Nous n'avons pas pu déterminer si les stockages traditionnels d'urines et de matières fécales se faisaient à l'air libre ou s'ils étaient plutôt couverts. C'est dans ce deuxième cas seulement qu'une réelle circularité est probable.

¹¹⁵ Les pratiques extrême-orientales de bouillir l'eau avant de la boire ont certainement contribué à améliorer la salubrité de leurs systèmes alimentation/excrétion.

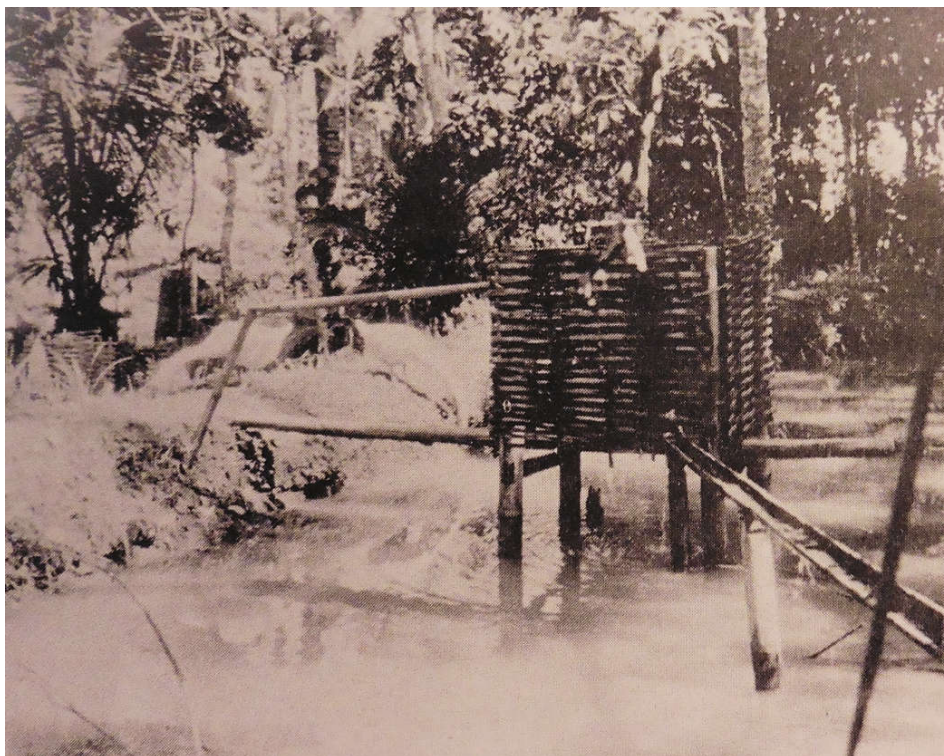


Figure 3.4 : Latrine suspendue indonésienne.

Source : Monestier & Martin (1997)

La latrine suspendue présente de nombreux avantages de circularité (poissons et plantes disponibles pour l'alimentation du foyer ou pour la vente) et de salubrité (absence d'insectes et de manipulation des excréments) qui ont favorisé sa généralisation. La ville de Tainan (Taïwan) est ainsi entourée de 6 000 ha de bassins d'aquaculture dans les années 1970 (Cross, 1985). Dans le delta du Mékong, au Vietnam, en 1989, les deux tiers des toilettes sont des latrines suspendues (OMS, 2012b). Les principaux produits de cette aquaculture sont des poissons (carpes, poissons-chats, tilapias, pangas, etc.) et des plantes (lotus, liseron d'eau, châtaigne d'eau, cresson, etc.), principalement destinés à l'alimentation humaine (OMS, 2012b)¹¹⁶. Les risques sanitaires afférents sont détaillés dans l'ouvrage de l'OMS (2012b).

Avec l'apparition du tout-à-l'égout, ces différents pays ont introduit l'aquaculture sur eaux usées : en Inde à partir des années 1930, en Chine des années 1950, au Vietnam des années 1960 (*ibid.*). Le pic d'utilisation des eaux usées en aquaculture en Chine a été atteint dans les années 1980, avec 20 000 ha d'aquaculture et cet usage a diminué par la suite du fait de l'eutrophisation des plans d'eau et de la pollution industrielle. À Calcutta, le plus grand complexe piscicole au monde alimenté par des eaux

¹¹⁶ On se référera à l'ouvrage de l'OMS (2012b) pour une liste détaillée de ces espèces et pour leur identification précise par le nom scientifique.

usées, qui atteignait 8 000 ha à l'origine, a été réduit à 3 800 ha dans les années 1990 du fait de l'expansion urbaine mais permettait encore de fournir 10 à 20 % des poissons consommés dans l'agglomération à cette époque (*ibid.*).

3.1.2.2. Linéarité dominante en Occident

Au contraire de l'exemple extrême-oriental, aucune circularité traditionnelle largement répandue ne ressort de notre étude des pratiques européennes et méditerranéennes. Les pratiques et les préconisations semblent avoir largement varié, proscrivant tantôt l'usage des excréments en agriculture, favorisant tantôt celui-ci¹¹⁷. Dans son histoire de l'utilisation de l'engrais humain, Paulet (1853) mentionne une recommandation biblique d'enfouir les excréments. Il se réfère également aux préconisations de l'époque hellénistique qui auraient enjoint de privilégier la salubrité plutôt que la fécondité des terres¹¹⁸ mais indique en parallèle que l'utilisation agricole des excréments humains est préconisée par quelques auteurs grecs. À l'époque romaine, Paulet indique que le traité d'agriculture de Caton l'Ancien (*De re rustica*) ne fait aucune mention d'usage agricole des urines ou matières fécales au II^e siècle av. J.-C. alors que celui-ci est fortement recommandé deux siècles plus tard par Columelle et Pline l'Ancien, arguant que « les excréments humains sont le meilleur engrais possible » et particulièrement les urines.

Si l'on prend l'exemple de la ville de Rome, elle est dotée au I^{er} siècle apr. J.-C. d'une collecte d'urine qui n'est apparemment utilisée que pour l'artisanat des peaux et d'un réseau d'égout qui collecte également des urines et des matières fécales et qui aboutit dans le Tibre. Paulet mentionne la pêche de « poissons-loups [...], très-gras et très-déliés et d'un plus grand prix que les autres » à l'exutoire de cet égout mais il ne s'agit apparemment pas d'une aquaculture organisée et il semble peu vraisemblable que cette ville ait pu connaître un système de valorisation agricole des urines et des matières fécales similaire à ce qui est décrit en Chine. Les excréments humains semblent également être l'objet d'un tabou et d'un mépris qui induit que leur bonne gestion n'est pas au centre des préoccupations des sociétés de l'époque.

¹¹⁷ Nous nous référerons principalement à l'ouvrage de Paulet (1853) pour ce qui concerne les références antérieures au Moyen-Âge. Une étude plus complète des pratiques d'utilisation des urines et des matières fécales permettrait certainement de nuancer et de préciser notre propos qui couvrira ici rapidement en quelques paragraphes une période temporelle et un espace géographique immenses.

¹¹⁸ Paulet se réfère à l'ouvrage de Ramazzini (*De Morbis artificum diatriba*, 1700, Modène) qui se réfère lui-même à Hésiode mais la lecture des écrits attribués à Hésiode ne révèle pas cette référence.

Paulet (1853) se réfère ensuite à l'encyclopédie agricole du X^e siècle des Géoponiques qui fait référence à l'utilisation des matières fécales par les Arabes et prescrit trois ou quatre années de séchage des excréments humains avant leur utilisation agricole, « car par la longueur du temps, ce qui était puant sera évaporé ». Ces préconisations laissent supposer l'existence d'une forme de recyclage agricole des urines et des matières fécales humaines mais la préconisation d'évaporation sur trois ou quatre années des constituants des excréments laisse supposer que la majorité de l'azote devait être volatilisée sous forme ammoniacale dans le processus et, au contraire des pratiques du Sud de la Chine où les engrais sont épandus sous forme liquide, le taux de valorisation de l'azote des excréments humains devait être relativement faible dans ce processus. Cross (1985) indique également que la religion musulmane considère les excréments comme impurs ce qui n'a pas favorisé la mise en place de systèmes circulaires dans les régions islamisées.

Dans son étude des villes du Nord de la France, Guillerme (1990) indique qu'elles apparaissent très salubres aux XII^e et XIII^e siècles. Mais en dehors de l'usage de l'urine pour l'artisanat des peaux, nous n'y avons trouvé aucune mention de circularité sur la gestion des urines et des matières fécales. *A contrario*, chaque ville est dotée d'un cours d'eau, nommé par exemple Merdereau ou Merderet, dans lequel une grande partie de la population semble déverser ses urines et ses matières fécales¹¹⁹. La salubrité semble acquise par une gestion différenciée des eaux de surface permettant de réserver les eaux non polluées aux principaux usages. Le système alimentation/excrétion des villes françaises de cette époque semble donc essentiellement salubre et linéaire. En Italie, on notera le cas de l'abbaye de Chiaravalle Milanese qui, du XII^e au XIX^e siècle, a irrigué ses champs avec une partie des eaux usées de la ville de Milan (Lestel & Carré, 2017). Ce cas semble toutefois avoir été assez exceptionnel en Europe.

Dans les siècles suivants, de nombreuses villes françaises semblent devenir insalubres, frappées en particulier par la peste à partir de 1348. Leguay (1984) indique que les rues d'un grand nombre de villes françaises sont constamment encombrées par les déchets et les excréments humains, du fait entre autres d'une insuffisance des commodités collectives ou privées. Il conclut à « la gravité d'une pollution domestique et collective [...] redoutable pour une communauté ». De très nombreuses réglementations, particulièrement bien documentées à Paris, enjoignent les populations urbaines à une meilleure gestion de leurs excréments : l'accumulation de ces réglementations témoigne surtout du fait qu'elles n'étaient pas respectées. À Paris, la construction de latrines et de fosses d'aisance est régulièrement imposée mais les fosses sont majoritairement perméables et l'on peut supposer qu'elles

¹¹⁹ Les hydronymes référencés dans le SDAGE du bassin Seine-Normandie montrent l'existence de quatre noms contenant le radical « merd- » : Merdereau, Merderet, Merdillon et Merdron. Aucune de ces rivières n'est évaluée au bon état écologique aujourd'hui (AESN, 2013).

laissaient s'infiltrer la très grande majorité des liquides (Paulet, 1853). Il faut attendre 1809 pour qu'un décret impérial prescrive clairement la construction de fosses d'aisance étanches. Le système alimentation/excrétion de Paris, et des villes françaises en général, semble ainsi avoir été, dans l'ensemble, globalement linéaire et insalubre du XIV^e au XVII^e siècle¹²⁰.

3.1.2.3. Le défi posé par la circularité et la salubrité conjointes

Cette brève analyse des systèmes alimentation/excrétion historiques nous permet de distinguer trois régimes socio-écologiques :

- un régime circulaire et insalubre pour lequel nous proposons de choisir les villes chinoises méridionales du milieu du XX^e siècle comme représentant ;
- un régime linéaire et salubre pour lequel nous proposons de choisir les villes françaises des XII^e-XIII^e siècles comme représentant ;
- un régime linéaire et insalubre pour lequel nous proposons de choisir les villes françaises des XIV^e-XVII^e siècle comme représentant.

En suivant la représentation de la Figure 2.8, nous proposons de représenter ces trois régimes sur le graphique suivant (Figure 3.5).

¹²⁰ Deux auteurs, que nous n'avons pas consultés, ont étudié plus en détail les XVII^e et XVIII^e siècles à Paris : Bourgeois-Gavardin, J. *Les boues de Paris sous l'ancien régime : Contribution à l'histoire du nettoyage urbain aux XVII^e et XVIII^e siècles*. Thèse de 3e cycle, EHESS, nov. 1985. 2 vol., 437 p. ainsi que Boudriot, P. D. *Essai sur l'ordure en milieu urbain à l'époque pré-industrielle : Boues, immondices et gadoue à Paris au XVIII^e siècle*, Histoire, économie et société 5(4), 1986, p. 515-528. et Boudriot, P. D. *Essai sur l'ordure en milieu urbain à l'époque pré-industrielle : De quelques réalités écologiques à Paris aux XVII^e et XVIII^e siècles. Les déchets d'origine artisanale*, Histoire, économie et société 7(2), 1988, p. 261-281.

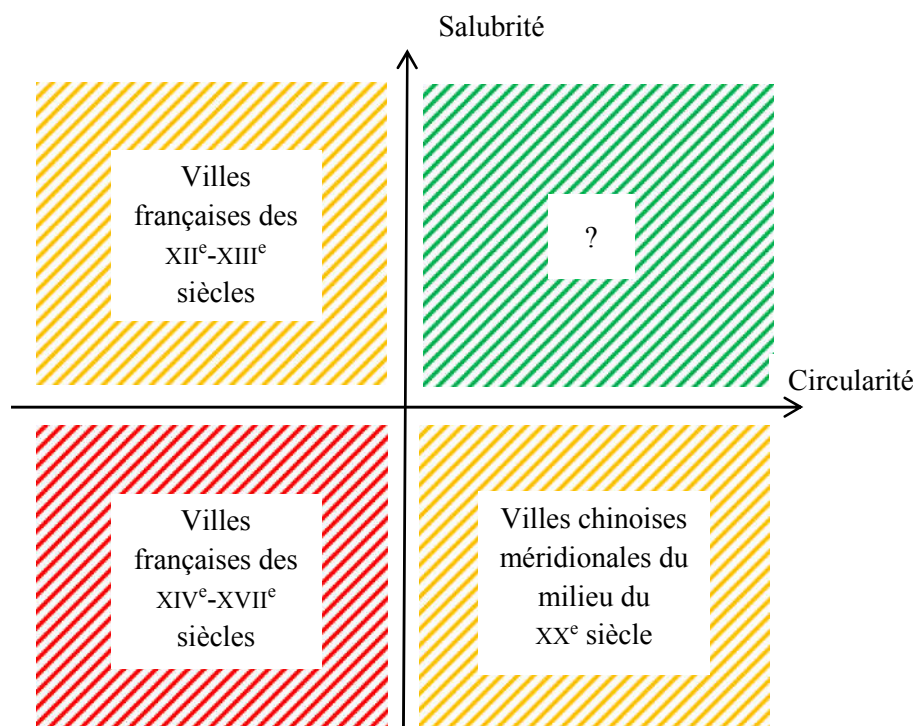


Figure 3.5 : Trois grands régimes alimentation/excrétion historiques de l'humanité.

Le quatrième cadran, qui représente le régime des villes dont le système alimentation/excrétion est salubre et circulaire, est laissé ici vide. Les données collectées ne nous permettent pas de caractériser de façon satisfaisante des villes ayant eu un tel régime. Il est à peu près certain que des modalités circulaires et salubres de l'alimentation et de l'excrétion de groupes humains ont existé à petite échelle. La facilité de volatilisation de l'azote rend toutefois délicate la mise en œuvre de pratiques circulaires et, même en Extrême-Orient, il nous est difficile de quantifier le taux réel de retour sur des sols agricoles de l'azote urinaire. La gestion séparée des urines et des matières fécales, rapportée par exemple en Chine, en Corée et au Japon, facilite grandement la mise en œuvre d'un système circulaire et salubre car le recyclage agricole de l'urine garantit déjà une circularité satisfaisante et la gestion distincte des matières fécales peut permettre la mise en œuvre de méthodes de gestion plus spécifiquement orientées vers le risque sanitaire associé aux matières fécales.

L'usage agricole de l'urine tel qu'il fut pratiqué en Extrême-Orient ou recommandé par les auteurs latins du début de notre ère, couplé à une gestion salubre des matières fécales, a ainsi certainement pu conduire à des pratiques circulaires et salubres. Par exemple la fabrication de briquettes d'excréments séchés en Chine (Paulet, 1853), si elle était couplée à une valorisation liquide de l'urine conservée dans un récipient fermé. Ou encore la collecte sélective d'urines au Japon au XVI^e siècle dans des villes considérées comme propres par les Occidentaux qui s'y rendent et qu'on peut supposer salubres (Matsui, 1997). On peut supposer une assez bonne circularité de l'aquaculture traditionnelle asiatique

avec latrines suspendues. La salubrité semble avoir été un élément décisif dans son adoption au niveau des ménages mais la contamination des milieux aquatiques par les matières fécales rend toutefois plausible une certaine insalubrité liée à cette pratique.

Un grand nombre de pratiques, en Occident et en Orient, ont probablement été situées au centre de notre graphique, quand les excréments humains sont gérés en simple mélange avec les autres matières organiques résiduelles avant retour sur les sols agricoles et qu'un minimum de règles d'hygiène est respecté. Ceci a particulièrement dû être vrai dans les situations où la densité de population est relativement faible (*a fortiori* en zone rurale) : la contamination croisée fécale y est moins probable et la distance aux sols agricoles plus faible.

En zone urbaine dense, les systèmes alimentation/excrétion circulaires et salubres semblent donc avoir été plutôt rares. Nous allons désormais examiner les transformations des systèmes alimentation/excrétion français au XIX^e siècle, au moment où s'amorce la transition socio-écologique de la société française vers le régime industriel.

3.1.3. Émergence de régimes circulaires à la révolution industrielle

De nombreuses modifications de la société s'amorcent au XVIII^e siècle en France. Paulet (1853) mentionne ainsi : « C'est donc vers la fin du XVII^e siècle et au commencement du XVIII^e siècle que la constatation des effets fécondants des matières fécales a été largement faite en France ». Il n'est pas très clair si Paulet fait ici strictement référence aux matières fécales (par opposition aux urines). Il semble plutôt qu'il ait voulu désigner les excréments humains en général. De nombreuses évolutions ont lieu en parallèle : le développement de la chimie et de la compréhension du rôle joué par l'azote dans la croissance des plantes ; l'analyse chimique différenciée des urines et des matières fécales humaines, mettant en évidence l'intérêt des urines par rapport à leur teneur en azote et la pauvreté relative des matières fécales ; la facilité avec laquelle l'azote ammoniacal peut être perdu par volatilisation. À ces éléments s'ajoutent de nombreuses pratiques et expérimentations, plus ou moins empiriques, qui les ont parfois devancés. Tout ceci concourt à faire prendre conscience que les excréments, et plus particulièrement l'urine humaine, sont une ressource dont la société nouvellement industrielle française pourrait et devrait tirer parti. Barles (2005) met aussi au jour l'existence d'un « mutualisme fécond » au XIX^e siècle en France : la ville, l'agriculture et l'industrie sont trois piliers de la société française qui peuvent échanger des ressources et prospérer chacune grâce aux ressources qu'elles peuvent tirer des autres.

Alors que les pratiques précédentes semblaient majoritairement linéaires, de nombreuses pratiques visant à retourner les excréments humains vers l'agriculture semblent ainsi se développer à cette époque. La fabrication de poudrette à partir des matières de vidange de fosses d'aisance s'industrialise et se répand en France à la fin du XVIII^e siècle au point que presque toutes les villes de France disposent d'une fabrique de poudrette en 1808 (Paulet, 1853)¹²¹. Ce procédé consiste principalement à composter et sécher les matières de vidange pour en obtenir un produit broyé inodore et fertile. On peut supposer que le séchage et la fermentation en hangar jusqu'à 60 °C garantissait une bonne hygiénisation de la poudrette (Barles, 2005). Le produit obtenu était apparemment concentré en nutriments ce qui pouvait le rendre attractif pour les agriculteurs mais le bilan de masse de l'opération était particulièrement déplorable du point de vue de l'azote qui se volatilisait majoritairement dans l'opération. Paulet qualifie ainsi ce procédé de « barbare » et proscrit absolument sa mise en œuvre du fait de sa linéarité et de sa pollution. En effet, Paulet estime que 90 % de l'azote est volatilisé dans l'opération. Les émanations de gaz ammoniacaux vont par ailleurs dégrader la qualité de l'air aux alentours de la fabrique de poudrette. Par rapport à des fosses d'aisance perméables dans lesquelles les excréments s'infiltrent dans le sous-sol, la fabrication de poudrette à partir de fosses étanches constitue certes un progrès en termes de salubrité mais la circularité qu'elle permet est très limitée.

Parallèlement, de nombreux territoires développent des pratiques de recyclage nettement plus circulaires, en particulier la « méthode flamande ». Cette méthode, plus prosaïque que la fabrication de poudrette, consiste à vidanger les fosses d'aisance d'un immeuble, usuellement dans un tonneau, à transférer ces matières vers une citerne couverte située sur une exploitation agricole et à épandre directement ces matières sur les champs au moment opportun. Girardin (1867) rapporte que cette pratique, très répandue à Lille, induit que les fosses d'aisance des maisons sont étanchéifiées avec soin afin de prévenir l'infiltration des urines et que chaque cultivateur des alentours de Lille possède, au bord de ses champs, une ou plusieurs fosses étanches dont le volume va jusqu'à 240 m³ (Figure 3.6). Les cultivateurs pouvaient donc posséder une capacité de stockage équivalente à la production annuelle d'excréments de 500 personnes ou encore 2 t d'azote. Avec une fertilisation à 30 kgN/ha couramment rencontrée à l'époque (Le Noë *et al.*, soumis), cela correspond donc à la possibilité de fertiliser, exclusivement à l'aide des matières de cette cuve, jusqu'à 60 ha de champ.

¹²¹ L'industriel Bridet semble avoir réussi à tirer le mieux parti de ce procédé en s'en faisant reconnaître inventeur et en le propageant dans de nombreuses villes à partir de son premier établissement de Caen en 1785 puis Rouen en 1786 et Paris en 1787. Il déposa un brevet sur son procédé en 1796 (Paulet, 1853).

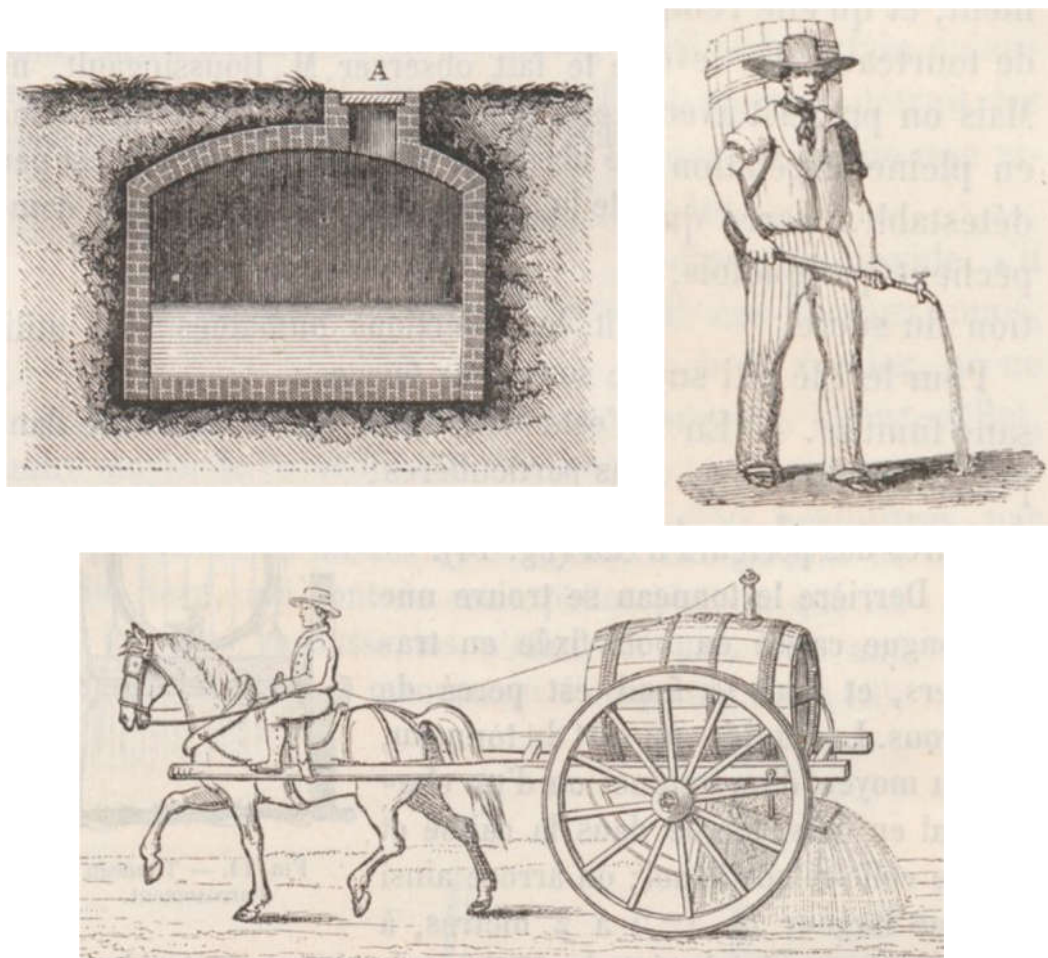


Figure 3.6 : Moyens techniques dédiés à la méthode flamande.

En haut à gauche : citerne de stockage à engrais flamand en bout de champ ; en haut à droite : épandage de l'engrais flamand par arrosoir portatif ; en bas : épandage de l'engrais flamand par tonneau tracté par un cheval.

Source : Girardin (1867).

Dans le système de la poudrette, les fabricants peuvent tirer un profit de la vente de poudrette mais le modèle économique associé induit que la vidange des fosses d'aisance semble toujours rester une charge pour les habitants (Barles, 2005). *A contrario*, dans les régions où se pratique la méthode flamande, de nombreux témoignages indiquent que les agriculteurs payent les propriétaires pour récupérer les matières de vidange. Les structures du marché correspondantes (marché atomisé des agriculteurs-vidangeurs *versus* marché centralisé des compagnies de vidange et fabrication de poudrette) sont probablement importantes dans ce modèle économique mais il est possible que ce dernier traduise également la meilleure efficacité de la méthode flamande en termes de circularité et le plus grand bénéfice, rapporté à l'habitant urbain, que peuvent en tirer les agriculteurs. Les chiffres donnés par Paulet (1853) et Gueymard (1868) montrent que les matières de vidange se monnaient entre 2 et 5 Fr/m³ dont la moitié était versée aux propriétaires de la fosse. Dans le même temps, à

Paris, la vidange est payée 8 à 10 Fr/m³ par les propriétaires (Barles, 2005). Le modèle économique de la méthode flamande a très certainement incité les propriétaires de fosses d'aisance à minimiser les pertes par infiltration, et en conséquence à maximiser la circularité des systèmes alimentation/excrétion correspondants, contrairement aux zones où la vidange de ces fosses représente une charge. Frioux (2009) rapporte ainsi qu'à la fin du XIX^e siècle, les deux tiers des fosses d'aisance de la ville de Rouen ne sont jamais vidangées car elles fuient continûment dans le sol.

Les zones dans lesquelles se pratique la méthode flamande semblent donc se distinguer nettement du reste de la France en termes de circularité, en particulier au milieu du XIX^e siècle. À cette période, Girardin (1847) indique en effet que moins d'un cinquième des excréments de la population française sont retournés aux champs ce qui confirme le caractère généralement linéaire de la France à cette époque. Nous proposons de considérer que les systèmes alimentation/excrétion des villes de ces zones peuvent être analysés comme circulaires. La littérature consultée nous a permis de recenser les zones suivantes où se pratique la méthode flamande et où les matières de vidange sont achetées par les agriculteurs aux propriétaires (Huzard, 1832 ; Paulet, 1853 ; Girardin, 1867 ; Gueymard, 1868 ; Liger, 1875 ; Barles, 2005) :

- la Flandre française avec comme ville principale Lille ;
- le Dauphiné, avec comme ville principale Grenoble ;
- l'Alsace ;
- Lyon.

Les témoignages que nous avons pu recueillir sont moins nombreux et moins précis pour l'Alsace et pour Lyon. En particulier, de nombreuses autres modalités de gestion des urines et matières fécales semblent avoir coexisté à Lyon (écoulement au fleuve, poudrette) mais il semble toutefois que la pratique était dominante au milieu du XIX^e siècle (Aguerre, 2003).

De façon vraisemblablement plus anecdotique, et sans mention spécifique d'un modèle économique où les matières de vidange sont vendues aux agriculteurs, la méthode flamande est également rapportée en Provence, à Grasse et à Nice (apparemment surtout pour l'horticulture), à Brest et à Caen. La pratique est également rapportée à l'étranger, en Belgique et aux Pays-Bas bien sûr, d'où son nom semble indiquer qu'elle provient, mais également en Toscane, en Suisse, en Lombardie, dans le Palatinat et bien entendu en Chine. Nous figurons ainsi sur la carte suivante les zones françaises où l'épandage à la flamande est rapporté au milieu du XIX^e siècle. Il nous semble que l'on peut considérer, *a minima* pour Lille, pour Grenoble et certainement pour les plus petites villes de Flandre et du Dauphiné, que cette pratique correspond à un système alimentation/excrétion urbain circulaire.

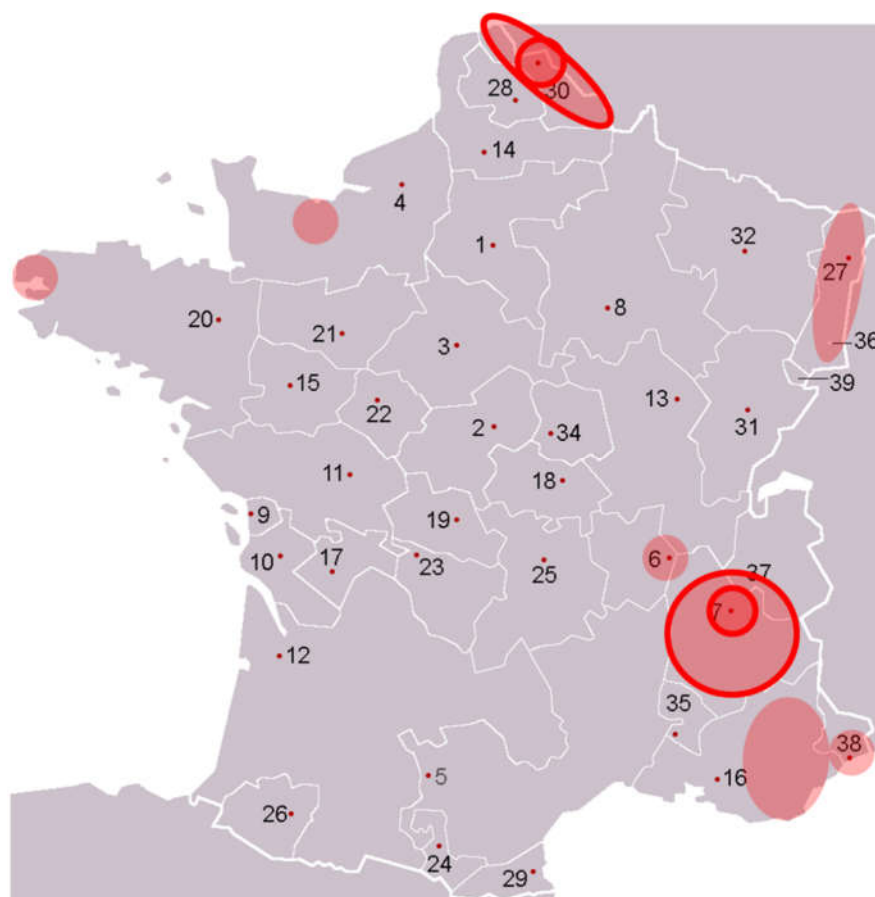


Figure 3.7 : Zones françaises où se pratique l'épandage à la flamande au milieu du XIX^e siècle.

Les disques entourés d'un trait plein correspondent aux zones pour lesquelles il nous semble que la pratique d'épandage à la flamande correspond à un système alimentation/excrétion circulaire. Les chiffres correspondent aux noms des provinces de l'Ancien Régime, encore largement utilisés dans la littérature du XIX^e siècle consultée, suivant les correspondances suivantes : 1. Île-de-France, 2. Berry, 3. Orléanais, 4. Normandie, 5. Languedoc, 6. Lyonnais, 7. Dauphiné, 8. Champagne, 9. Aunis, 10. Saintonge, 11. Poitou, 12. Aquitaine, 13. Bourgogne, 14. Picardie, 15. Anjou, 16. Provence, 17. Angoumois, 18. Bourbonnais, 19. Marche, 20. Bretagne, 21. Maine-et-Perche, 22. Touraine, 23. Limousin, 24. Foix, 25. Auvergne, 26. Béarn, 27. Alsace, 28. Artois, 29. Roussillon, 30. Flandre (française), 31. Franche-Comté, 32. Lorraine-et-Barrois, 34. Nivernais, 35. Comtat Venaissin, 36. Mulhouse, 37. Savoie, 38. Nice, 39. Montbéliard. Les points rouges correspondent aux chefs-lieux de province.

On constate que toutes ces zones sont situées en périphérie. La littérature consultée indique en effet que le Centre, le Sud et l'Ouest ne pratiquent pas la méthode flamande et qu'un grand nombre de villes y pratique majoritairement l'écoulement à la rivière ou à la mer, telles que Rouen, Alençon, Le Mans, Laval, Angers, Nantes, Marseille, Castres, Montpellier, Cahors, Montauban, etc. (Liger, 1875). Il conviendrait bien sûr de nuancer notre propos par une analyse plus fine de chacune de ces villes et, en particulier, en précisant les périodes auxquelles les différentes pratiques ont existé. En effet, le mouvement général de « mutualisme fécond » du XIX^e siècle et la multiplication des procédés techniques de gestion des urines et matières fécales ont entraîné de grands changements dans les

modalités de gestion des urines et matières fécales tout au long de ce siècle, avec une tendance vers plus de circularité (Barles, 2005), et les observations générales données dans la littérature consultée devraient être confrontées à des études locales plus fines afin de préciser les limites de leur validité.

La pratique de la méthode flamande sur les zones françaises périphériques traduit aussi une influence des pays voisins. La méthode flamande est effectivement très répandue en Belgique et aux Pays-Bas, et rapportée dans les villes belges d'Anvers, Louvain, Gand, Bruges, Lokeren et jusqu'à Groningue au nord des Pays-Bas (Liger, 1875). On peut également supposer une influence mutuelle entre le Palatinat et l'Alsace.

Outre la poudrette et la méthode flamande, de nombreux autres procédés de transformation des urines et matières fécales se sont développés tout au long du XIX^e siècle (cf. sous-section 4.2.5.4). La circularité qu'ils ont pu permettre était très variable. Leurs objectifs étaient multiples : proposer aux municipalités des solutions pour simplifier et diminuer la charge de la gestion des grands volumes représentés par les matières de vidange urbaines ; valoriser les nutriments des matières vidange ; bénéficier de rentes de situation, etc. L'analyse globale des systèmes alimentation/excrétion des villes françaises du XIX^e siècle en est rendue d'autant plus difficile que chaque ville a adopté des procédés différents à des périodes différentes et avec une généralisation variable dans les différents quartiers de la ville.

L'apparition du tout-à-l'égout, liée au développement de l'adduction d'eau potable et de la toilette à chasse d'eau, va constituer une étape déterminante dans les trajectoires socio-écologiques prises par les différentes villes. L'insalubrité de nombreux systèmes alimentation/excrétion est particulièrement mise au jour par les fréquentes épidémies de choléra qui touchent la plupart des villes d'Europe et le tout-à-l'égout apparaît comme une manière de régler ce problème. La ville de Londres constitue un exemple marquant du XIX^e siècle puisque son tout-à-l'égout induit un système alimentation/excrétion entièrement linéaire et polluant par le déversement des urines et matières fécales à la Tamise (Barles, 2005). Chaque ville se positionnera ainsi différemment vis-à-vis de ce nouveau système. Bruxelles adoptera finalement un tout-à-l'égout linéaire et polluant et fera disparaître sa rivière-égout, la Senne, en la couvrant (Kohlbrenner, 2014). À Reims, à Braunschweig (Allemagne) ou à Chambéry¹²², on optera pour un épandage des eaux usées contenant urines et matières fécales, permettant le retour au sol des nutriments (Barles, 2014). En Allemagne, à partir de la fin du XIX^e siècle, quatre-vingt-dix villes vont mettre en place une aquaculture sur eaux usées. À Copenhague, le tout-à-l'égout est refusé au milieu du XIX^e siècle malgré l'épidémie de choléra et la municipalité organise une collecte et un

¹²² La proximité de Chambéry (Savoie) avec Grenoble (Dauphiné) confirme l'existence d'une zone alpine où la circularité était recherchée, s'étendant peut-être au-delà du Dauphiné.

transport des matières de vidange par le train : la salubrité et la circularité progresseront conjointement durant cette période. Nous reproduisons ci-après une photographie du « Chocolat Express », nom donné alors au train qui apporte les excréments humains dans les campagnes qui entourent Copenhague (Svirejeva-Hopkins *et al.*, 2013)¹²³.



Figure 3.8 : Le « Chocolat Express » de Copenhague.

Source : Svirejeva-Hopkins *et al.* (2013).

La mise en place des toilettes à chasse d'eau et du tout-à-l'égout, aujourd'hui totalement dominant en zone urbaine, se fera assez tardivement en France. Alors que l'adduction d'eau potable concerne 75 % des maisons principales en 1960, 28 % des immeubles français seraient connectés au tout-à-l'égout en 1962 et 59 % en 1982 (Renaudat, 1989)¹²⁴. Pour autant que les pratiques antérieures au tout-à-l'égout

¹²³ Un certain nombre d'habitations se sont équipées de toilettes à séparation d'urine, comme nous le verrons ultérieurement (cf. chapitre 4.1). Il serait intéressant de connaître les modalités de gestion de l'urine et d'établir le degré de circularité de Copenhague à cette époque.

¹²⁴ En zone rurale, les pratiques de gestion des urines et matières fécales semblent avoir été très variables. La gestion commune avec les excréments animaux et les matières organiques de la basse-cour semble avoir été parfois pratiquée, entraînant alors un retour aux sols, de même que la toilette au fond du jardin avec vidange des matières sur les champs. Mais l'enfouissement sans valorisation ou le rejet en rivière est également souvent rapporté. 13 % de la population rurale dispose d'une toilette à chasse d'eau en 1946 (Goubert, 1984) : sa généralisation dans les décennies suivantes entraînera une linéarisation générale des zones rurales françaises (cf. chapitre 3.3).

aient pu être relativement circulaires, nous verrons au chapitre 3.3 comment le tout-à-l'égout a conduit à une linéarité généralisée des systèmes alimentation/excrétion des villes françaises au XX^e siècle.

En conclusion, les trajectoires socio-écologiques des systèmes alimentation/excrétion des villes françaises ont été très variables sur les deux derniers siècles. Alors que la majorité de ces systèmes semble avoir été linéaire et insalubre au XVIII^e siècle, la révolution industrielle a souvent conduit à une recherche conjointe de salubrité et de circularité mais chaque ville a eu un positionnement et une trajectoire différente selon son appréhension de ces deux enjeux potentiellement antagonistes. Seules les régions où se pratiquait la méthode flamande, ainsi probablement que les villes ayant plus tard adopté le tout-à-l'égout avec épandage des eaux usées, ont vraisemblablement effectué une transition socio-écologique vers un régime circulaire et potentiellement salubre¹²⁵. Dans la plupart des autres villes, les méthodes de gestion des urines et matières fécales ont semble-t-il eu des efficacités assez limitées quant à la conservation de l'azote urinaire dans les produits issus du traitement des matières de vidange et sont donc restées relativement linéaires. Dès la fin du XIX^e siècle, la majorité des systèmes alimentation/excrétion vont progressivement se détourner des excréments humains du fait des ressources apportées par l'extraction minière et par les hydrocarbures fossiles et de la possibilité de synthétiser industriellement des engrais chimiques. La salubrité devient alors l'unique objectif de gestion des urines et des matières fécales et son potentiel antagonisme avec la circularité entraînera la France dans une linéarité généralisée de ses systèmes alimentation/excrétion.

¹²⁵ Au XIX^e siècle, les débats entre les promoteurs et les détracteurs de la circularité ont conduit à des écrits truculents sous forme de diatribes, pamphlets et poésies diverses. On consultera avec intérêt le poème « La Terre des Légumes » de Monpétard (1888). Nous ne résistons pas au plaisir de partager avec le lecteur cet extrait de Corenwinder (1866), membre de la société des Sciences, de l'Agriculture et des Arts de Lille et grand promoteur de la méthode flamande. Son lyrisme exubérant à défendre la circularité du Nord contre la linéarité du Sud se passe de commentaires : « C'est surtout au retour d'une excursion dans certaines contrées de l'ouest et du midi de la France, que le voyageur flamand est frappé d'étonnement en revoyant ses fertiles campagnes. Le regard est agréablement surpris de tant de richesses : ce ne sont plus de chétives céréales, étouffées sous les fleurs du coquelicot et du bluet, des lins avortés ; de maigres prairies ; du bétail décharné ; ici les champs présentent l'aspect d'une végétation magnifique, les lins, purs de toutes mauvaises herbes, ondoient comme un tapis de velours sous le souffle de la brise ; les betteraves couvrent la terre de leurs feuilles verdoyantes ; les œillettes font éclater leurs corolles dans les rayons du soleil ; les tabacs rappellent le climat des tropiques ; les blés, les avoines étalent majestueusement leurs nombreux épis. Ce n'est pas sans un légitime sentiment d'orgueil qu'on revoit une telle patrie. »

3.1.4. Trajectoire du système alimentation/excrétion de Paris 1850-2010

Après avoir présenté de façon qualitative quelques grands régimes traditionnels des systèmes alimentation/excrétion de l'humanité et les diverses trajectoires socio-écologiques des villes françaises aux XIX^e et XX^e siècles, nous allons dans ce chapitre chercher à quantifier la trajectoire socio-écologique de systèmes alimentation/excrétion. Les données quantitatives sont rarement disponibles avant le XIX^e siècle et rendent l'exercice difficile pour cette période. Même au XIX^e siècle, la disponibilité de données fiables concernant les excréments humains est encore assez limitée. Or l'agglomération parisienne a déjà été beaucoup étudiée par Barles (2005) qui a collecté de nombreuses données historiques sur le fonctionnement de son système alimentation/excrétion. Nous proposons donc de partir de son travail pour essayer de décrire quantitativement la trajectoire socio-écologique du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne, et en particulier sa circularité et sa pollution.

3.1.4.1. L'exemple de la trajectoire socio-écologique de Linköping (Suède)

En dehors de Paris, nous n'avons trouvé qu'une seule étude quantitative historique du système alimentation/excrétion d'une ville. Il s'agit de la thèse de Neset (2005) et des différents travaux menés par elle et par ses collaborateurs. Cette thèse décrit la trajectoire du système alimentation/excrétion de la ville de Linköping, en Suède, sur la période 1870-2000 par une analyse des flux correspondants d'azote et de phosphore.

Elle décrit ce système alimentation/excrétion par les flux d'azote et de phosphore échangés entre six grandes fonctions du système alimentation/excrétion : la production animale, la production végétale, la gestion agro-alimentaire, la gestion des ménages, la consommation humaine et la gestion des excréments humains. Elle montre que le système alimentation/excrétion de Linköping était circulaire en 1870, principalement grâce à l'utilisation agricole des matières de vidange des fosses d'aisance. Elle montre par la suite une linéarisation du système alimentation/excrétion de Linköping par le calcul d'un ratio traduisant l'efficacité de la gestion urbaine de ces flux, en rapportant la somme des flux de recyclages urbains à la somme des flux de pertes urbaines (bilan des fonctions agrégées de gestion agro-alimentaire, gestion des ménages, consommation humaine et gestion des excréments humains). Nous reproduisons les graphiques ainsi obtenus ci-après (Figure 3.9).

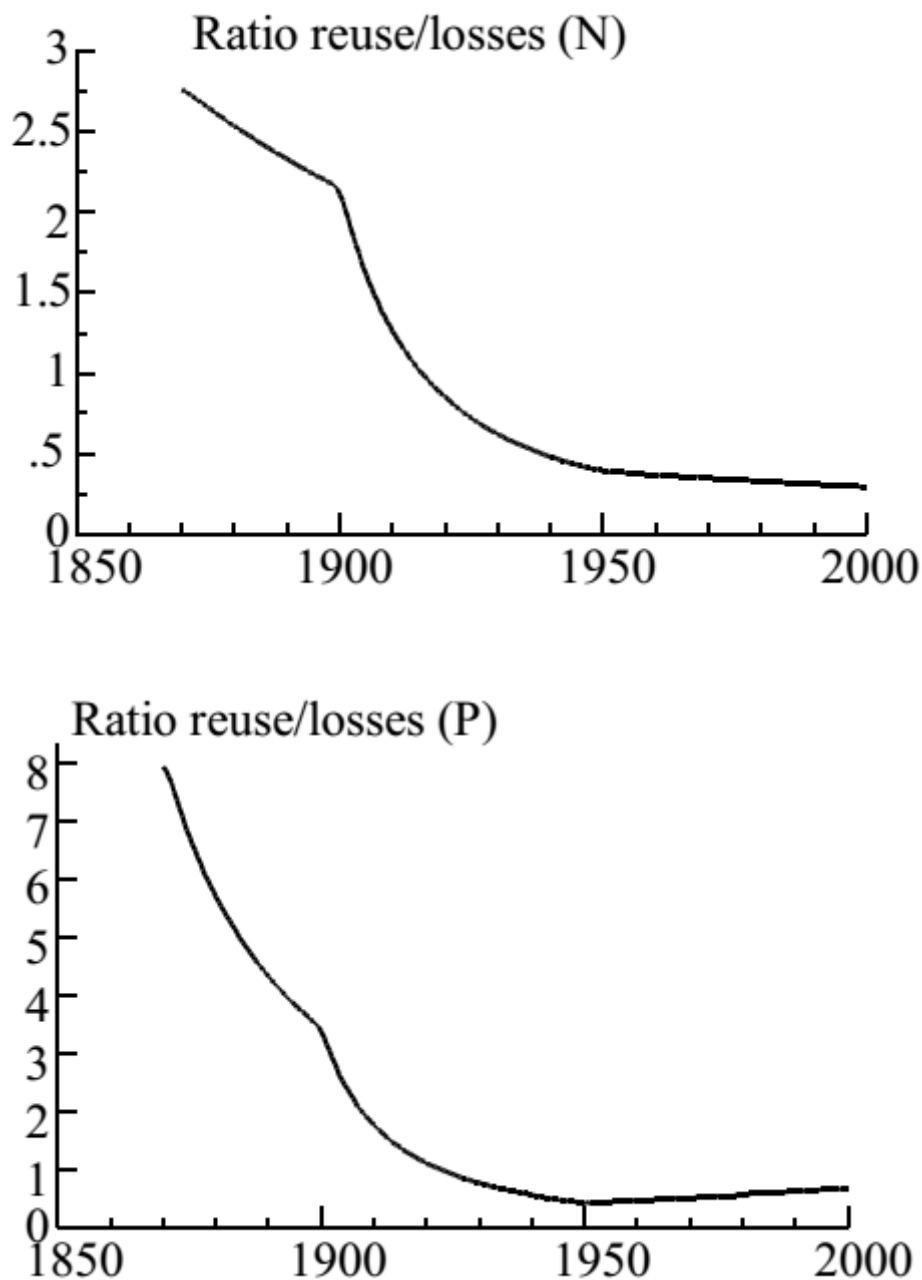


Figure 3.9 : Ratio recyclage / pertes de l'ensemble des flux d'azote et de phosphore de la partie urbaine du système alimentation/excrétion de Linköping (Suède).

Source : Neset (2005)

Elle montre un effondrement de cette efficacité urbaine de gestion entre 1870 et 1950, particulièrement marquant dans le cas du phosphore. La plus grande simplicité de gestion du phosphore par rapport à l'azote, du fait de son absence de phase gazeuse et sa moins grande mobilité, permettait un taux de recyclage très élevé en 1870, contrairement à l'azote où les pertes étaient minoritaires mais plus élevées que pour le phosphore en 1870. La légère amélioration pour le phosphore en l'an 2000 traduit la mise en place d'une précipitation de phosphore en station d'épuration et son recyclage par

l'épandage très partiel des boues dont la majorité des agriculteurs ne veulent pas (le reliquat est enfoui en centre de stockage).

En reprenant les données compilées par Neset, nous proposons de réinterpréter ces résultats en calculant ce que nous avons défini comme la circularité du système alimentation/excrétion d'une ville¹²⁶. Nous obtenons alors les graphiques suivants pour l'azote et le phosphore (Figure 3.10).

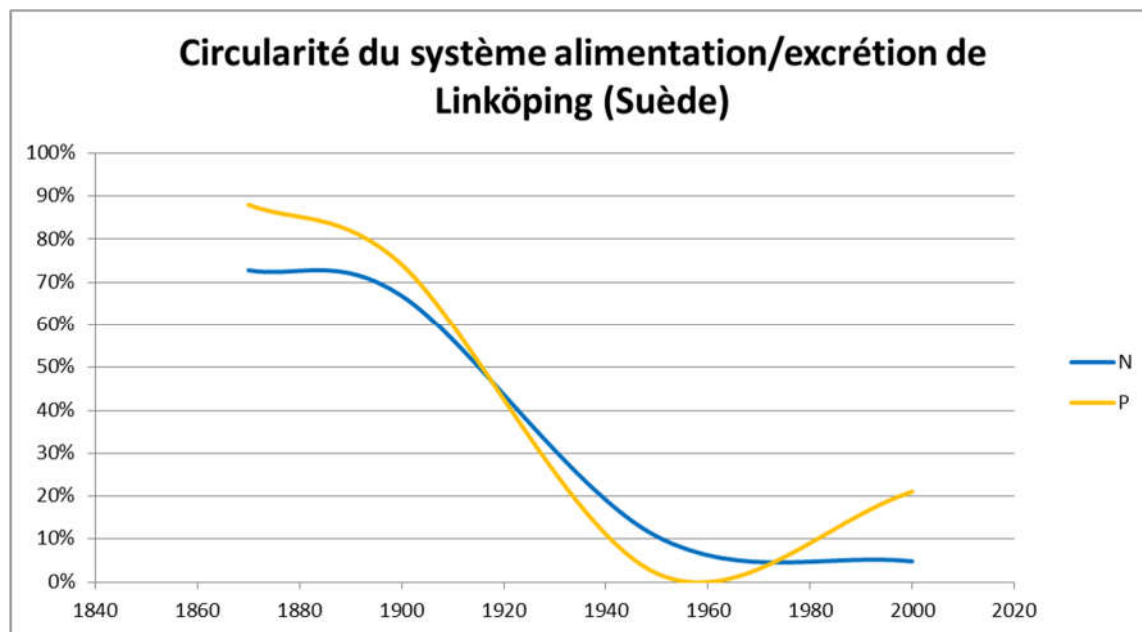


Figure 3.10 : Trajectoire de la circularité du système alimentation/excrétion de la ville de Linköping (Suède).

Source : calculé d'après Neset (2005)

Comme nous l'avons déjà indiqué pour les villes françaises, on constate clairement la linéarisation du système alimentation/excrétion de la ville de Linköping au cours du XX^e siècle, liée à la mise en place du tout-à-l'égout. On constate également un léger retour vers la circularité sur le phosphore en 2000. Nous ne savons pas comment interpréter la circularité supérieure pour l'azote par rapport au phosphore en 1950 et retiendrons principalement l'installation de Linköping dans un régime à linéarité azotée supérieure à 90 % depuis le milieu du XX^e siècle. Ce résultat est similaire à ceux que nous avons présentés à la section 1.3.2 pour Toronto et pour Paris.

¹²⁶ Nous avons exclu la gestion agro-alimentaire de la partie urbaine du système alimentation/excrétion en considérant que celle-ci est progressivement détachée de la ville par la livraison de produits urbains déjà transformés.

3.1.4.2. Méthodologie d'évaluation de la trajectoire socio-écologique de Paris

Nous avons montré par la Figure 1.21 que la trajectoire du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne est assez distincte de celle de Linköping. En effet, lors de son adoption du tout-à-l'égout, Paris a opté pour un épandage agricole de ses eaux usées ce qui a permis une certaine circularité. La méthodologie présentée ci-dessous doit nous permettre d'affiner le bilan quantitatif de l'évolution historique de cette circularité.

Pour évaluer la trajectoire socio-écologique du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne, nous avons choisi comme limites temporelles 1850-2010 et comme limites spatiales les frontières de l'unité urbaine de l'agglomération parisienne au sens actuel de l'INSEE. Cette limite spatiale a donc évolué au fil du temps avec l'extension de la zone agglomérée. En 1801, la zone agglomérée est essentiellement dans les limites administratives de la ville de Paris, avec 550.000 habitants (Barles, 2007a). Cette population augmente continuellement pour atteindre 1,2 million d'habitants en 1850, 3 millions en 1900, 5 millions en 1950 (Barles, 2007b) et 10,5 millions en 2010 avec une extension spatiale qui déborde de la région Ile-de-France (cf. plus loin chapitre 3.2).

Nous avons cherché à déterminer, à pas de temps décennal, le taux de retour sur un sol agricole de l'azote et du phosphore des urines et matières fécales produites par les habitants de l'agglomération parisienne. Nous avons donc exclu de notre calcul de circularité les flux de biodéchets. D'une part, ils sont minoritaires, d'autre part les flux d'azote et de phosphore résultant de leurs modalités de gestion diffèrent peu, surtout dans la seconde moitié du XX^e siècle, de ceux des urines et matières fécales. Nous avons aussi exclu, aux époques où cela pouvait représenter une part importante, les flux d'excréments de chevaux que nous rattachons au système de transport de biens et de personnes et non au système alimentation/excrétion.

Nous avons évalué le taux de retour sur les sols agricoles des urines et matières fécales par le croisement de l'évaluation de dix paramètres représentés dans l'arbre décisionnel ci-après (Figure 3.11) : le taux d'équipement en toilettes à chasses d'eau connectées au tout-à-l'égout (WC) ; le taux d'eaux usées collectées orientées vers un rejet direct (REJET), un épandage agricole (IRR) ou un traitement en station d'épuration (STEP) ; la taux de boues de station d'épuration épandues (BOUEP) ; le taux de captation d'azote et de phosphore dans les boues de station d'épuration (NBOU & PBOU) ; les taux de matières de vidange collectées (MVCOLL) ; les taux de captation d'azote et de phosphore dans les produits issus du traitement des matières de vidange (NPRO & PPRO).

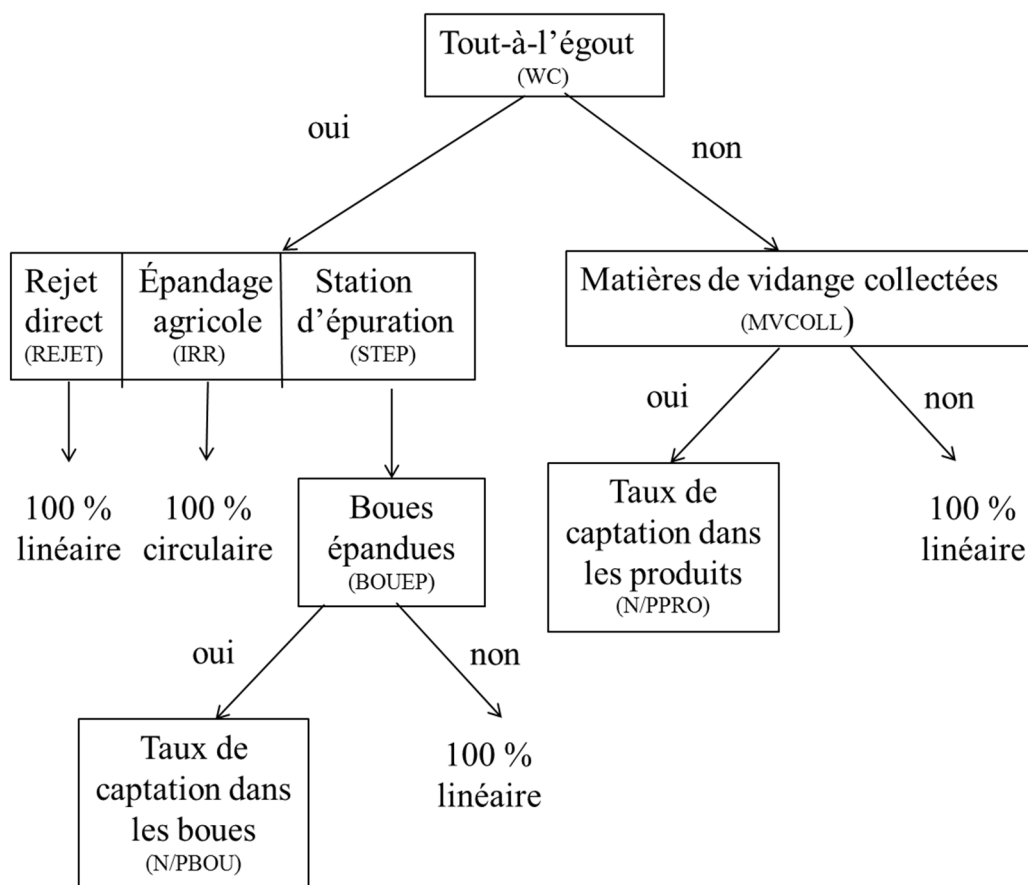


Figure 3.11 : Arbre décisionnel des dix paramètres évalués permettant d'estimer la circularité de l'agglomération parisienne.

WC a été estimé sur la base des données de Jacquemet (1979) pour Paris, de la proportion de la population de Paris dans l'agglomération parisienne donnée par Barles (2007b) et des données de connexion au tout-à-l'égout en banlieue données par Bellanger (2010) et Lestel & Carré (2017).

REJET, IRR et STEP ont été estimés d'après Bellanger (2010) en respectant $REJET + IRR + STEP = 100\%$.

BOUEP a été estimé d'après les données SIAAP de dates de mise en service des stations d'épuration, de modalités de gestion des boues et de proportion d'eaux usées qu'elles reçoivent.

MVCOLL a été estimé d'après les données de Barles (2007b). NPRO a été estimé d'après les données de Barles (2007b) et pour PPRO nous avons estimé une efficacité de captation de 90 %.

NBOU & PBOU ont été estimés d'après les données du SIAAP pour N et pour P à partir de 1990. Avant 1990, nous avons choisi une valeur de 26 % pour PBOU donnée par Kroiss & Zessner (2001).

En cas d'absence de données pour une décennie, les données ont été extrapolées, linéairement dans la majorité des cas, à partir des données disponibles des autres décennies. L'incertitude sur les données

n'a pas pu être chiffrée : elle est de plus en plus grande en remontant le temps. On notera enfin que l'efficacité agronomique de captation de l'azote et du phosphore par les cultures n'a pas été intégrée, conformément à la définition de la circularité que nous avons choisie (cf. sous-section 2.2.1.2)¹²⁷.

3.1.4.3. Circularisation puis linéarisation du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne

Nous obtenons le tableau suivant de valeurs des dix paramètres précédemment décrits.

Tableau 3.1 : Matrice d'évaluation des dix paramètres de la circularité parisienne sur 1850-2010.

	1850	1860	1870	1880	1890	1900	1910	1920	1930	1940	1950	1960	1970	1980	1990	2000	2010
WC	0%	0%	0%	0%	2%	15%	40%	50%	65%	75%	85%	90%	95%	97%	98%	98%	98%
REJET	100%	100%	100%	100%	70%	15%	35%	50%	65%	70%	65%	70%	60%	20%	14%	8%	3%
IRR	0%	0%	0%	0%	30%	85%	65%	50%	35%	25%	25%	15%	10%	5%	1%	0%	0%
STEP	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	5%	10%	15%	30%	75%	85%	92%	97%
BOUEP	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	100%	100%	100%	100%	100%	90%	70%	50%
NBOU	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	6%	6%	6%	6%	6%	6%	8%	11%
PBOU	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	26%	26%	26%	26%	26%	37%	60%	84%
MVCOLL	43%	45%	48%	48%	49%	49%	50%	50%	49%	48%	36%	24%	12%	0%	0%	0%	0%
NPRO	25%	30%	34%	40%	46%	51%	57%	49%	41%	33%	24%	16%	8%	0%	0%	0%	0%
PPRO	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%	90%

Dans la figure suivante (Figure 3.12), nous avons représenté les taux d'urines et de matières fécales collectées sur l'agglomération parisienne qui sont orientées vers des systèmes de valorisation agricole, indépendamment de l'efficacité de captation d'azote et de phosphore de ces derniers. Il s'agit donc de $WC \times IRR$, $WC \times STEP \times BOUEP$ et $(1 - WC) \times MVCOLL$. Intégrer les stations d'épuration dans la catégorie des systèmes de valorisation agricole ne correspond pas à la raison historique de leur construction mais cette analyse nous paraît permettre de résumer de façon pertinente la destination des urines et matières fécales sur le long terme. Cela permet également de distinguer nettement les stations d'épuration dont les boues sont épandues (et qui sont donc toujours dans une certaine logique de circularité) des stations d'épuration dont les boues sont incinérées et qui sont donc totalement linéaires par conception. Cela permet aussi de faire un rapprochement entre les stations d'épuration des eaux usées et des procédés de traitement des matières de vidange. Nous verrons que leur efficacité peut être relativement similaire.

¹²⁷ L'absence de prise en compte de l'efficacité du taux de captation de l'azote et du phosphore par les pratiques agricoles induit peut-être une surestimation de l'efficacité de l'épandage agricole des eaux usées, que nous avons supposé 100 % circulaire, par rapport aux autres méthodes de retour aux champs.

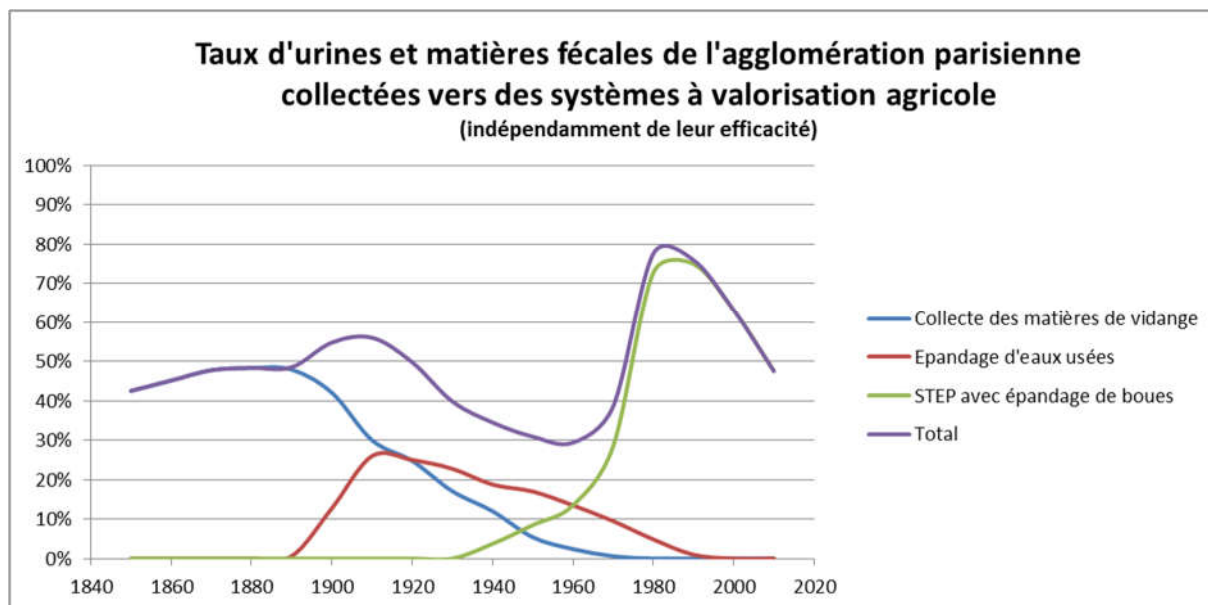


Figure 3.12 : Taux d'urines et de matières fécales collectées de l'agglomération parisienne collectées vers des systèmes à valorisation agricole (1850-2010).

Jusqu'en 1890, les urines et matières fécales sont principalement gérées indépendamment des égouts qui collectent principalement les eaux pluviales et ménagères¹²⁸. Seule la moitié du contenu attendu des fosses d'aisance est comptabilisée en entrée des systèmes de traitement des matières de vidange ce qui laisse supposer de nombreuses pertes par fuite dans le sol des fosses, rejet sur la voie publique, à l'égout ou en rivière. L'agglomération parisienne se distingue en cela de Linköping où les taux de collecte des matières de vidange sont estimés être nettement plus élevés. Entre 1890 et 1910, en deux décennies seulement, près de 30 % des urines et matières fécales de l'agglomération sont collectées par le tout-à-l'égout et orientées vers un épanchage sur les champs d'irrigation d'eaux usées. Cette transformation du système de gestion des urines et matières fécales de l'agglomération parisienne est frappante par la rapidité de sa mise en place et par son efficacité. Dans les années 1900, 85 % des urines et matières fécales de l'agglomération parisienne collectées par égout sont effectivement envoyées vers les champs d'irrigation. Il faudra attendre les années 1990 pour obtenir de nouveau un taux de captation d'un aussi haut niveau, en direction des stations d'épuration cette fois-ci.

En effet, à partir de 1910, l'extension de la population de l'agglomération parisienne n'est pas suivie d'une extension de la superficie des champs d'épanchage et leur importance va progressivement diminuer jusqu'à leur arrêt en 2000. La proportion d'eaux usées directement déversées en rivière

¹²⁸ On notera l'apparition des tinettes filtrantes à partir des années 1870 qui ont envoyé une partie des urines à l'égout. Nous avons négligé cet apport qui connaît son pic au moment où les eaux usées sont majoritairement épanchées ce qui ne change pas notablement le bilan.

augmente progressivement à partir de 1900 et oscille entre 60 % et 70 % entre 1930 et 1970. Dans le même temps, les collectes de matières de vidange sont marginalisées puis disparaissent dans les années 1980.

Les constructions et extensions de station d'épuration ne permettent pas de traiter toutes les eaux usées de l'agglomération et il faut attendre 1980 pour que soit dépassé le taux de collecte historique des urines et matières fécales de l'agglomération des années 1910 (56 %) qui atteint alors 78 %. Dès les années 1990, toutefois, de plus en plus d'urines et de matières fécales rejoignent de nouvelles stations d'épuration qui ont été construites dans l'agglomération et pour lesquelles le croisement de diverses contraintes, dont la disponibilité foncière, les nuisances olfactives pour le voisinage, les flux de camions et la méfiance du monde agricole vis-à-vis des contaminations des boues, ont conduit au choix d'une incinération des boues. En 2010, le taux d'urines et de matières fécales envoyées vers des systèmes connectés à une forme de valorisation agricole redescend en-dessous du taux historique de 1910, aux alentours de 50 %. Après un siècle d'orientation des urines et matières fécales vers des systèmes très variés, tant au niveau des toilettes, de la collecte que du traitement¹²⁹, la toilette à chasse d'eau, le tout-à-l'égout et la station d'épuration deviennent la solution monopolistique de gestion des urines et matières fécales de l'agglomération parisienne.

Les taux résultants de circularité sur l'azote et sur le phosphore sont représentés ci-après (Figure 3.13). Les contributions respectives des différentes modalités de gestion des urines et matières fécales sont détaillées dans un second graphique (Figure 3.14).

¹²⁹ On trouvera un aperçu de cette diversité dans l'ouvrage de Liger (1875) avec une description des nombreux modèles de toilettes imaginés, des fosses fixes, des fosses mobiles, des tinettes filtrantes, etc.

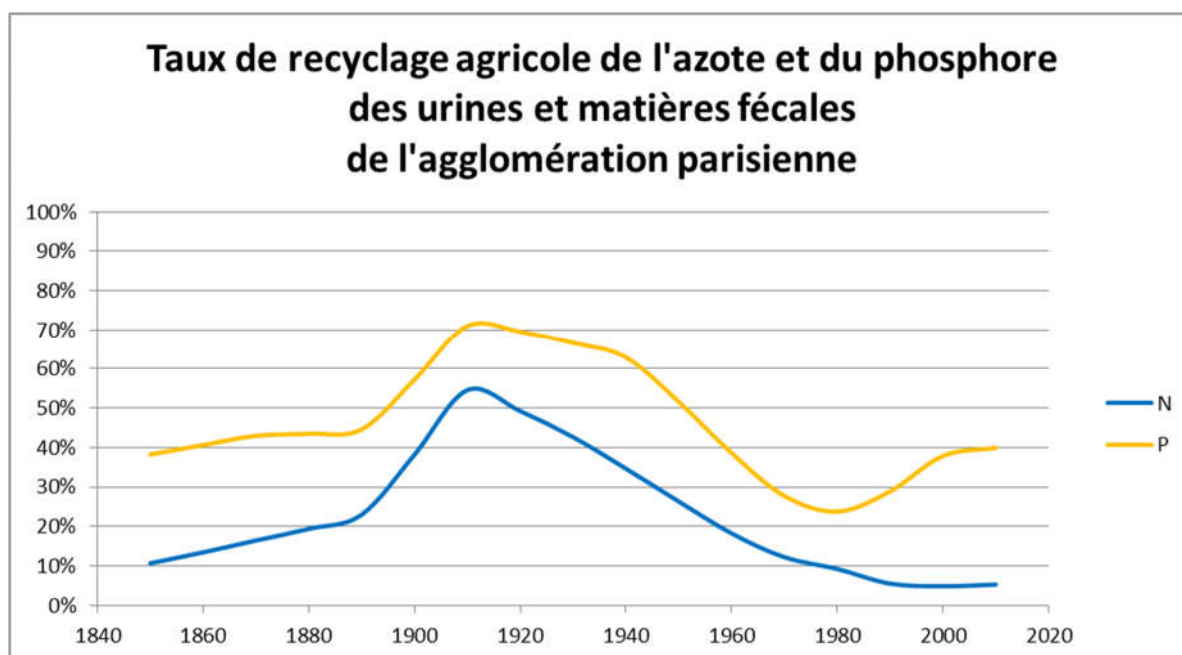


Figure 3.13 : Taux de recyclage agricole de l'azote et du phosphore des urines et matières fécales de l'agglomération parisienne (1850-2010).

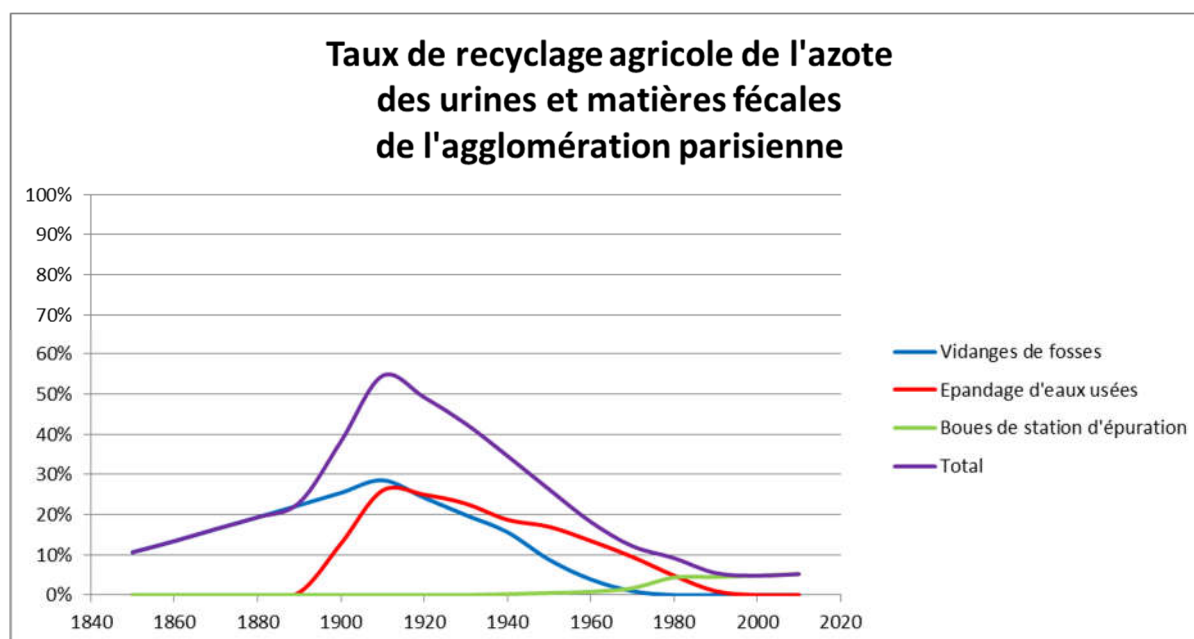


Figure 3.14 : Contributions respectives des différentes modalités de gestion des urines et matières fécales à la circularité du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne (1850-2010).

On constate que le système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne était linéaire en 1850. L'efficacité de la collecte des urines et matières fécales était faible et les procédés de traitement appliqués aux matières de vidange faisaient perdre la majorité de l'azote, aboutissant à une linéarité de 90 %. Le recyclage du phosphore était meilleur mais relativement faible à environ 40 %. La circularité

progressé légèrement jusqu'aux années 1890, entre autres du fait de l'amélioration des procédés de récupération d'azote dans le traitement des matières de vidange. Le tout-à-l'égout combiné à l'épandage des eaux usées et une circularité toujours meilleure sur les matières de vidange collectées change radicalement la donne : en vingt ans, le système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne devient circulaire en dépassant les 50 % de taux d'azote apporté aux sols agricoles. Le taux de recyclage du phosphore dépasse les 70 %.

Cette circularité constitue finalement un pic de courte durée et la linéarisation est continue jusqu'aux années 1980. Elle se prolonge pour l'azote car la proportion de boues épandues diminue graduellement avec les nouvelles stations d'épuration à incinération. Le taux de recyclage de l'azote est faible du fait d'un taux réduit de captation dans les boues d'épuration, en particulier pour Paris avec le conditionnement thermique des boues appliqué. Le taux de recyclage du phosphore augmente à partir des années 1980, sous l'effet combiné d'une amélioration du taux de collecte et traitement des eaux usées et de la mise en œuvre du traitement du phosphore des eaux usées par précipitation dans les boues. Aujourd'hui, la proportion de boues incinérées atteint environ 50 % ce qui fait que le taux de valorisation du phosphore n'atteint que 40 %, largement en-deçà des performances de la première moitié du XX^e siècle, alors qu'il serait de 80 % si l'ensemble des boues produites étaient épandues. En définitive, la circularité du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne apparaît aujourd'hui à peu près similaire, pour l'azote comme pour le phosphore, à celle du milieu du XIX^e siècle.

L'analyse des autres critères de caractérisation du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne serait également riche d'enseignements. On notera que la circularité du début du XX^e siècle induit nécessairement une pollution réduite. On notera également qu'avec le tout-à-l'égout, le système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne est surtout caractérisé depuis un siècle par un couplage très fort avec le système eau. En se détournant des nutriments des excréments humains, du fait de leur mise à disposition par l'extraction minière et l'exploitation d'hydrocarbures, l'agglomération parisienne aura déplacé l'enjeu de gestion des urines et matières fécales presque exclusivement sur la question de la pollution des milieux aquatiques induite par le tout-à-l'égout. Cette question constitue encore aujourd'hui un sujet de préoccupation important et l'état écologique de la Seine est évalué comme insuffisant (AESN, 2013).

La remise en perspective historique effectuée tout au long de ce chapitre nous paraît ainsi intéressante en ce qu'elle permet de reconsidérer que le couplage du système alimentation/excrétion avec le système eau n'est pas inéluctable et qu'une multitude d'options ont été choisies par les différentes sociétés humaines en fonction des enjeux pris en compte. Nous chercherons justement dans cette thèse à réanalyser la soutenabilité de ces choix en fonction de la nouvelle compréhension actuelle des enjeux globaux.

Enfin, le début du XX^e siècle aura été une période très particulière pour le système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne. Il s'agit déjà d'une période historique généralement caractérisée comme faste, surtout à Paris, qui lui vaut le nom de Belle Époque. Pour le système alimentation/excrétion, elle correspond à la combinaison d'un régime alimentaire sobre, en quantités de protéines ingérées comme en proportion de protéines d'origine végétale (cf. Figure 1.13)¹³⁰, et d'un système nettement plus circulaire et salubre de gestion des excréments. La brièveté de cette période et la linéarisation qui lui a rapidement succédé ne permet toutefois pas de caractériser que l'agglomération parisienne se soit effectivement installée dans un tel régime.

¹³⁰ Le régime alimentaire parisien est toutefois moins sobre que la moyenne française à cette époque (Chatzimpiros, 2011).

3.2. Le système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne au début du XXI^e siècle

Le chapitre précédent a permis de préciser la trajectoire du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne sur la période 1850-2010. Dans ce chapitre, nous allons chercher à caractériser beaucoup plus finement son système alimentation/excrétion aujourd'hui, tant dans ses composantes urbaines qu'agricoles. Au-delà des caractéristiques de circularité, autonomie, sobriété, efficacité et pollution de la partie urbaine du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne, l'extension de cette étude à sa partie agricole va permettre de caractériser typologiquement les systèmes agro-alimentaires alimentant Paris et de préciser leur circularité, leur efficacité et la pollution induite. Cela va permettre d'établir, plus largement, l'empreinte biogéochimique globale du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne aujourd'hui.

Ce travail a fait l'objet d'un article collaboratif publié dans un numéro spécial sur les mégapoles de la revue *Journal of Hydrology* (Esculier *et al.*, 2018). Nous prions le lecteur de bien vouloir accepter nos excuses pour les ruptures linguistiques inélégantes induites par la reprise du corps de texte de cet article ici en anglais.

3.2.1. Méthodologie de caractérisation

To determine the biogeochemical imprint of human metabolism in Paris Megacity, its water-agro-food system has been divided into three subsystems: (i) food production in the agricultural system that feeds Paris Megacity, (ii) food waste management from production at the farm to the actual ingestion of food by humans and (iii) human excreta management in the city itself. In each of these subsystems, a detailed and regionalized analysis of N and P flows was conducted. We aimed at qualitatively and quantitatively comprehending the stakes of the biogeochemical imprint for sustainable development of a megacity such as Paris. For the sake of this study, we therefore characterized the imprint of Paris Megacity by the magnitude of the flows of resources (here N and P) required to sustain its food supply and the flows of wastes discharged into the environment as a consequence of food consumption. We also determined the spatial distribution of these flows. As recommended by Baccini and Brunner (2012), the borders of our system are defined in this section, as well as the key issues selected.

3.2.1.1. Cadre spatial et temporel

Cadre spatial

The urban agglomeration of Paris is ranked the 25th largest city in the world by the United Nations (ONU, 2014). It is the largest city of the European Union and, with a population of more than 10 million inhabitants, it is classified as a megacity. The definition of a city remains controversial and the setting of its boundaries can vary greatly depending on the adopted definition. We choose to follow the definition given by the French National Institute of Economic Statistics and Studies (INSEE, www.insee.fr) for the urban unit. The main characteristic of an urban unit is that the distance between two inhabited buildings does not exceed 200 m. In this sense, Paris Megacity is composed of 412 municipalities totaling 10,550,350 inhabitants in the official 2012 census and has a density of 3,700 cap/km² (INSEE). The term “Paris Megacity” will be used to refer to the Paris urban unit.

Paris Megacity as an urban unit should be distinguished from three other perimeters that are also commonly used to define Paris, illustrated in Tableau 3.2 and Figure 3.15:

(i) the Paris city center. This is the core municipality of Paris Megacity representing 21% of its population. It is one of the densest city centers in the world with more than 21,000 cap/km² (INSEE).

(ii) the Paris urban area. The INSEE definition adds to the Paris urban unit the municipalities where at least 40% of the residents and working population work in the Paris urban unit. Paris Megacity accounts for 85% of the population of the Paris urban area and is five times denser.

(iii) the Ile-de-France region. This is the administrative region in which Paris Megacity is included. Its population is about the same as the Paris urban area, but their respective perimeters differ slightly.

Tableau 3.2 : Population et densité de Paris : centre-ville, unité urbaine, aire urbaine et Ile-de-France.

Données INSEE pour l'année 2012.

	Units	Paris city center	Paris urban unit	Paris urban area	Ile-de-France region
Population	cap	2 240 621	10 550 350	12 341 418	11 898 502
% of Paris Megacity		21%	100%	117%	113%
Population density	cap/km ²	21 258	3 709	719	991

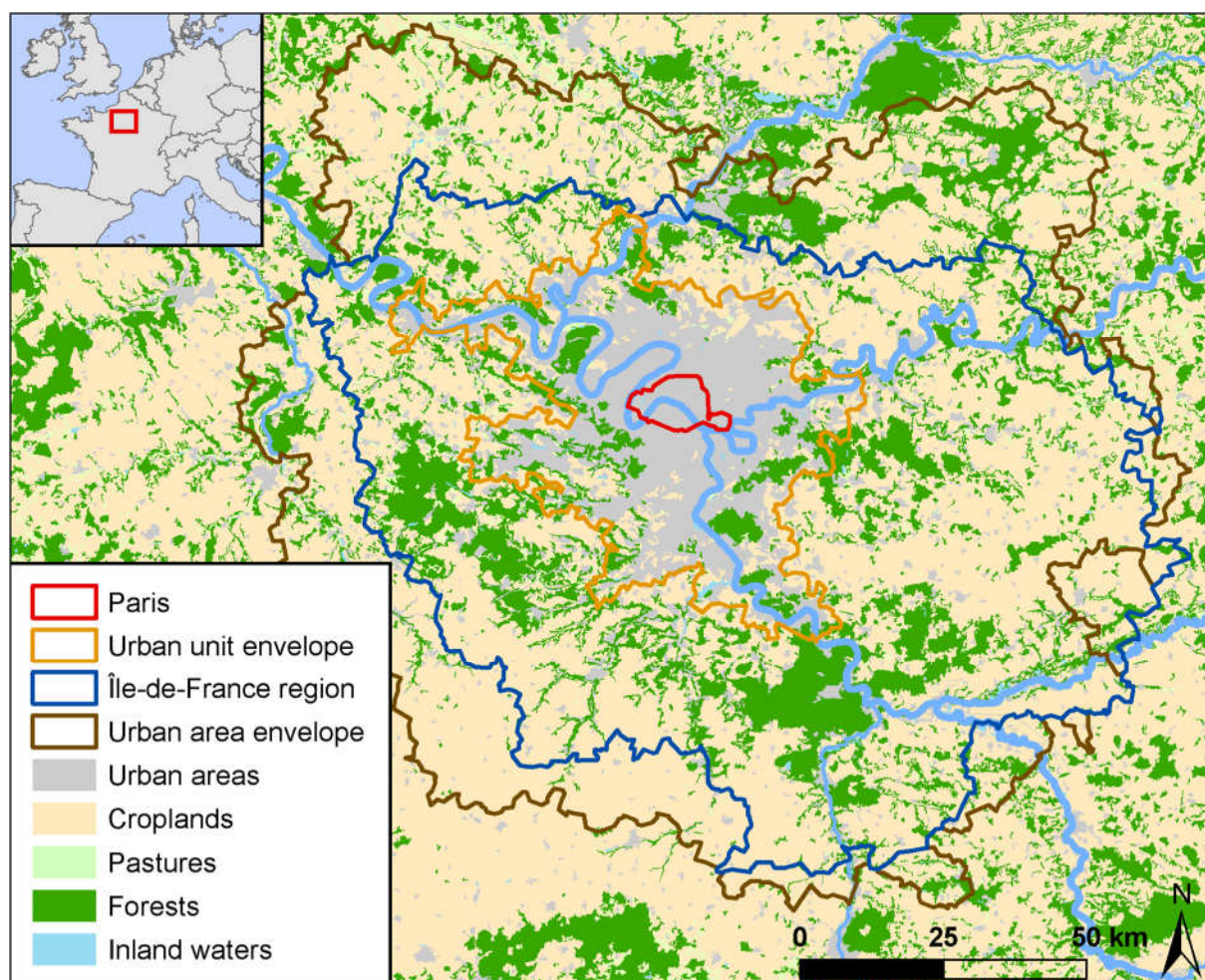


Figure 3.15 : Périmètres respectifs du centre-ville de Paris, de l'unité urbaine, de l'aire urbaine et de l'Île-de-France.

Le fond de carte représente les principaux types d'usage du sol (d'après Corine Land Cover, 2006).

This study covers the metabolism of people who are actually inside Paris Megacity and the results are expressed in yearly averaged figures. Data from the population census, commuting patterns, tourism and business trips have been gathered from studies conducted by French public institutions (INSEE, authorities in charge of economy and tourism, Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Ile-de-France). They have been used to obtain the yearly average instantaneous number of people actually eating, discarding waste and excreting urine and feces: dwellers temporarily out of the city for holidays or work have been deducted *pro rata temporis*; nondwellers coming to the city for tourism or work have been added *pro rata temporis*.

As stated, the imprint of Paris Megacity largely exceeds its boundaries and each of the three subsystems studied covers a specific imprint zone that can sometimes overlap. Paris Megacity lies within the Seine River basin. It is located 220 km upstream from the estuary where the Seine River flows into the *Baie de Seine* (Seine Bay), as well as into the contiguous North-West Channel and Southern Bight of the North Sea, and is responsible for the development of harmful algal blooms

causing severe damage to fish and shellfish populations (Lancelot *et al.*, 2007¹³¹; Passy *et al.*, 2013; 2016¹³²). The Seine River basin has therefore been classified as a sensitive area subject to eutrophication in the sense of the 1991 Urban Waste Water Treatment (UWWT) Directive (European Council Directive 91/271/EEC). The 2015 Seine River basin management plan aims at reaching good ecological potential for 2021, as required by the European Water Framework Directive (WFD) (2000/60/CE), including reduction of N and P concentrations. Moreover, the 1992 Oslo-Paris convention required the Seine River basin to halve its N and P flows to the sea between 1985 and 1995. The target on P has been reached, but the flows of N show an opposite trend of +1% per year over the last 30 years (AESN, 2013).

Cadre temporel

In recent years, the most significant changes in the water-agro-food system of Paris Megacity have been the works on wastewater treatment plants in order to comply with the UWWT Directive. This directive requests that the wastewater treatments withdraw 70% of the N and 80% of the P contained in the urban wastewater in sensitive areas subject to eutrophication. This objective was first reached for Paris Megacity's main wastewater treatment system in 2012 (cf. the dedicated Internet site of the French Ministry of Ecology for detailed information on the compliance with this directive on <http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr>). Therefore we chose to describe the imprint of Paris Megacity in 2012. However, because of constraints related to the availability of data, our analysis of the agro-food system is based on figures from 2006. There has been no major shift in the agriculture since this period (Le Noë *et al.*, 2017a).

¹³¹ Lancelot C., Gypens N., Billen G., Garnier J., and Roubeix V., 2007. *Testing an integrated river–ocean mathematical tool for linking marine eutrophication to land use: The Phaeocystis-dominated Belgian coastal zone (Southern North Sea) over the past 50 years*. *Journal of Marine System*, 64: 216-228.

¹³² Passy, P., Gypens, N., Billen, G., Garnier, J., Thieu, V., Rousseau, V., Callens, J., Parent, J.-Y., Lancelot, C., 2013. *A model reconstruction of riverine nutrient fluxes and eutrophication in the Belgian Coastal Zone since 1984*. *J. Mar. Syst.* 128, 106–122. doi:10.1016/j.jmarsys.2013.05.005.

Passy P, Le Gendre R, Garnier J, Cugier P, Callens J, Paris F, Billen G, Riou P, Romero E., 2016. *Eutrophication modelling chain for improved management strategies to prevent algal blooms in the Bay of Seine*. *Mar Ecol Prog Ser.* 543 : 107-125.

3.2.1.2. Le système alimentaire de l'agglomération parisienne

Evaluating the environmental imprint of Paris Megacity over its food supplying areas requires (i) quantifying Paris Megacity's consumption; (ii) identifying the areas supplying food to Paris Megacity; (iii) evaluating agricultural production and environmental losses from agriculture for each area contributing to the food supply of Paris Megacity and (iv) calculating the environmental imprint of Paris Megacity as the fraction of the environmental losses attributable to food supply of Paris Megacity in each contributing area.

Consommation alimentaire apparente

Data on the availability of food commodities, based on the analysis of national accounts, are provided by INSEE. These data correspond to the apparent food consumption of the French population as a whole, including wasted or discarded parts at the retail and domestic level. We have considered that national data on food consumption can appropriately be applied to Paris Megacity, as confirmed by more detailed inquiries on dietary habits in France (AFSSA, 2009).

Owing to a detailed compilation of the N and P content of each item from the INSEE nomenclature based on information from the CIQUAL and USDA databases on food composition (<https://pro.anses.fr/tableciqual/>; <http://ndb.nal.usda.gov>), all data collected have been converted to tons of N per year (tN/y) and tons of P per year (tP/y).

Flux de produits agricoles

The trade exchanges of agricultural products between French departments (NUTS3 in the European Union geocode standard, the administrative district between the municipality and the region) were obtained from the French database SitraM (Système d'Information sur le Transport des Marchandises; www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sources-methodes/). It annually identifies the transport of 50 categories of agricultural products between French departments by roads, railways and navigable waterways, as well as exchanges with foreign countries (customs database). Automated software has been developed by Silvestre *et al.* (2015)¹³³ for the analysis of these data. Le Noë *et al.* (2016) used it to establish a complete matrix of the flows of agricultural commodities exchanged between 33 French agricultural areas (defined by groupings of departments based on the similarity of their agricultural system; see Figure 3.17) as well as foreign countries grouped into 12 macroregions

¹³³ Silvestre, M., Billen, G., Garnier, J., 2015. *Évaluation de la provenance des marchandises consommées par un territoire*, pp 361-370. 1er Colloque interdisciplinaire sur l'écologie industrielle et territoriale, COLEIT 2012. Junqua G. et Brulot S. coord. Presse des Mines, Alès.

(Lassaletta *et al.*, 2014). From these data, the relative contribution of each of these 47 agricultural regions to the total Ile-de-France food supply was calculated, separately for vegetal and animal proteins. We assumed that there was no significant typological difference between Paris Megacity's food supply and Ile-de-France's food supply; therefore, the food supply of Paris Megacity was deduced by simple application of population ratios.

Production agricole et pertes environnementales de l'hinterland agricole

The GRAFS approach (Generalized Representation of Agro-Food Systems), first developed for N flows by Billen *et al.* (2014), then extended to P and C by Le Noë *et al.* (2017a), describes the agro-food system of a given region by considering four main compartments exchanging N and P flows: arable lands, grasslands, livestock biomass and local population. The GRAFS approach makes it possible to draw direct links between different aspects of the hydro-agro-food system, e.g., the relation between livestock breeding, grassland areas and forage crops and the relation between fertilization of arable lands and grasslands and N environmental losses.

The GRAFS approach is based on a detailed budget of N and P flows including production, transformation and consumption of animal and vegetal products, inputs of N and P fertilizers, atmospheric N and P deposition, symbiotic N₂ fixation, P embedded in feed additives, leaching and erosion in each agricultural region.

The agricultural and livestock production, arable land and grassland surface areas were obtained from the French database AGRESTE (www.agreste.agriculture.gouv.fr/) at the scale of French departments (NUTS3), and from the FAO data base (www.faostat.fao.org/) for foreign countries. They are converted into N or P flows based on coefficients compiled from various sources (FAO, USDA databases, Lassaletta *et al.*, 2014). Fertilizer application rates were obtained by the Unifa (Union des Industries de la Fertilisation), which provides detailed data at the regional administrative scale (<http://www.unifa.fr/le-marche-en-chiffres/la-fertilisation-en-france.html>).

The GRAFS approach expresses the N and P budgets on both arable land and grassland, yet N and P have very different behaviors in soil. N tends to be easily leached after its conversion into nitrate by nitrifying micro-organisms, while P is strongly sorbed onto soil particles. As a consequence, the environmental losses associated with these elements differ and budgets need to be calculated separately to integrate these specificities. For N, nitrate leaching generates water pollution. The N soil surplus is represented by the difference between N inputs to the soil through fertilizer and manure application, symbiotic N fixation by legumes and atmospheric deposition, and N export with harvested products. About 70% of the N surplus of arable land is leached to sub-surface runoff or aquifers, while a much lower fraction is leached from grassland (Billen *et al.*, 2013).

In the case of P, erosion is the major output flux accounting for P environmental losses. P erosion from grasslands and arable lands is estimated from the soil P content cartography established for France by Delmas *et al.* (2015)¹³⁴ and the erosion rates for arable lands and grasslands proposed by Cerdan *et al.* (2010)¹³⁵.

The P soil balance (the difference between fertilizer and manure inputs, atmospheric deposition and export with harvested products and erosion) informs on the accumulation or depletion trend of the P stock in the soils (Garnier *et al.*, 2016). Another discrepancy between N and P budgets rely in the gap of the N:P ratio of vegetal and animal biomass and as a consequence the need for P feed additives to sustain the livestock production. In the present study the feed additives were deduced as the unmet needs of P by the ingestion of vegetal products.

Évaluation de l’empreinte environnementale de l’Ile-de-France dans son hinterland

The relative contribution to the total import to Ile-de-France of either vegetal or animal proteins, as calculated from the SitraM database, is used as an index for calculating the imprint in terms of agricultural area in each region, by considering their main orientation into either crop or livestock production. The environmental imprint of Ile-de-France was calculated only over regions that contribute to more than 1% of Ile-de-France vegetal or animal supply.

We thus define the imprint of crop production of a given region as the total resource consumption and environmental losses attributable to the portion of crop dedicated to vegetal food supply to Ile-de-France. This may include some of the resources and environmental losses associated with livestock farming in so far as manure is used for crop production. Conversely, the imprint of meat and milk production is calculated by considering all resources and pollution associated with livestock farming, including those linked to crop production dedicated to animal feeding, without double counting. The details of these calculations are provided in Le Noë *et al.* (2017).

In some cases, animal husbandry is based on imported feed such as soybean or oil seed cakes. As a consequence, N and P imports embedded in animal feed need to be accounted for in Ile-de-France’s

¹³⁴ Delmas, M., Saby, N., Arrouays, D., Dupas, R., Lemerrier, B., Pellerin, S., Gascuel-Oudou, C., 2015. *Explaining and mapping total phosphorus content in French topsoils*. Soil Use and Management, 31, 259-269.

¹³⁵ Cerdan, O., G. Govers, G., Le Bissonnais, Y., Van Oost, K., Poesen, J., Saby, N., Gobin, A., Vacca, A., Quinton, J., Auerswald, K., Klik, A., Kwaad, F.J.P.M., Raclot, D., Ionita, I., Rejman, J., Roussea, S., Muxart, T., Roxo, M.J., Dostal, T., 2010. *Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: A study based on erosion plot data*. Geomorphology, 122, 1-2, 167-177.

environmental imprint. This is particularly true for regions depending on massive import of animal feed from South America (Brazil, Paraguay, Uruguay, Argentina and Bolivia). Accordingly, the environmental imprint of South America vegetal production has been calculated and the share of this production imported to the regions of intensive livestock farming supplying Ile-de-France has been included in the environmental imprint of Ile-de-France.

3.2.1.3. Production et gestion des déchets alimentaires

Production de déchets alimentaires

Food waste appears at all stages of the food supply chain: transformation, transport and storage, distribution and consumption. By far the largest amount concerns the transformation of animal products, particularly slaughtering and cutting activities. Taking into account the cutting balance available for each type of livestock (Benhalima *et al.*, 2015)¹³⁶, as well as the N and P composition of each fraction (CIQUAL; USDA; Mello *et al.*, 1978; Little, 1984; Ternouth, 1990¹³⁷), waste generation (as blood, viscera, grease, bones, etc.) associated with edible meat production can be evaluated.

Food waste generated at the latest stages of the supply chain can be evaluated by direct comparison of the above-mentioned data on food availability provided by INSEE, with the data on actual food consumption given by a national detailed inquiry organized in 2006–2007 by the Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation de l'Environnement et du Travail (www.anses.fr/), which provides detailed information on the actual ingestion of food commodities (AFSSA, 2009). Using again the N and P content given by the CIQUAL and USDA databases on food composition, the direct comparison of food availability and food ingestion has been made possible, and losses of N and P at the latest stages of the supply chain have been evaluated by subtraction.

¹³⁶ Benhalima, M., Billen, G., Bortzmeyer, M., Scarsi, F., Fosse, J., 2015. *Analyse du système agro-alimentaire de la région Nord-Pas-de-Calais et ses enjeux sur l'eau*. Collection « Études et documents » Commissariat Général au Développement Durable n° 125. 48pp. <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ED125.pdf>.

¹³⁷ Mello, F. C., Field, R. A., Riley, M.L., 1978. *Effect of age and anatomical location on composition of bovine bone*. Journal of Food Science 43: 677-679.

Little, 1984. *Definition of an objective criterion of body P reserves in Cattle and its evaluation in vivo*. Can J Animal Sci 64 229-231.

Ternouth, J.H., 1990. *Phosphorus and beef production in northern Australia*. 3. Phosphorus in cattle - a review. Tropical Grasslands 24:1259-169.

Gestion des déchets alimentaires

N and P flows of food waste management were evaluated by compiling data related to food waste collection and treatment. National data on food waste production and collection are provided by surveys conducted by the French Environment & Energy Management Agency (ADEME, www.ademe.fr): a 2007 campaign characterizing domestic and economic refuse (ADEME *et al.*, 2010) and a 2008 survey of food waste management at the household level (ADEME, 2008). The former study estimates that 75% of the collected food waste comes from households. The latter study is only semiquantitative so several hypotheses regarding actual flows of food waste being managed on-site had to be considered. A proportion of 10% of household food waste was assumed to be managed on-site in Paris Megacity. The obligation of biowaste source separation by the largest producers is very recent and the circular that specifies these obligations dates from 2012¹³⁸. Given the temporal frame used herein, we consider that only two biowaste source separations are implemented by the largest producers: oil separation in which N and P contents are considered negligible, and bone collection from slaughterhouses and butchers. For the latter, we considered that 5–10% of bones were not collected. Although some bone collection and animal processing takes place inside the city, mostly within butchers, we have considered slaughterhouses and butchers as a whole and excluded them from the perimeter of urban economic activities. Management of biowaste by economic activities and the Rungis International Market were evaluated by a local survey conducted by the French Ministry in charge of food and agriculture (DRIAAF, 2012).

Food waste treatment data were collected locally. The Ile-de-France Region Waste Management Observatory (ORDIF, www.ordif.com) has produced a survey of waste treatment facilities in the Ile-de-France region that distinguishes waste treatment for Paris Megacity and waste treatment of the other Ile-de-France municipalities. Paris Megacity has one major waste treatment authority: the Joint Central Household Waste Treatment Authority for the Agglomeration of Paris (Syctom, <http://www.syctom-paris.fr>). It covers the densest zones of Paris Megacity and serves 54% of the population of Paris Megacity (Figure 3.16). Syctom is in charge of the treatment of waste and does not receive any separate collection of food waste. All food waste treated by the Syctom currently goes into three incineration plants located close to the Paris city center in Ivry-sur-Seine, Issy-les-Moulineaux and Saint-Ouen. There are 14 other incineration plants that receive the waste of Paris Megacity.

¹³⁸ Circulaire du 10 janvier 2012 relative aux modalités d'application de l'obligation de tri à la source des biodéchets par les gros producteurs (article L 541-21-1 du code de l'environnement) NOR : DEVP1131009C.

Data on waste composition and waste treatment from the Sycatom were analyzed in their annual activity reports and exploitation data (Sycatom data, personal communication) and extrapolated to Paris Megacity.

3.2.1.4. Gestion des eaux usées de l'agglomération parisienne

The final stage of our N and P imprint analysis stems from human metabolism: food transformation in the body and the fate of its by-products mostly as urine and feces directed to the sewers of Paris Megacity. Detailed calculations are presented in Annexe 4.

Flux d'azote et de phosphore non collectés

Three types of losses were considered before release of N and P in sewers:

(i) human by-products of metabolism that are not in the form of urine and feces. These by-products can take three forms: integumentary and accidental losses (sweat, hair, menstruation, bleeding, etc.), breathing and N and P stocked in the body. Sutton *et al.* (2000) estimated that N volatilization related to sweat excretion accounts for 14 gN/cap/y, i.e. about 0.3% of N excretion through urine and feces and less than 0.1% of N loss through breathing. Taking into account that many integumentary losses reach the sewers through showering or clothes washing, a general value of 0.5% metabolized N and P not reaching the sewers was taken into account for breathing and integumentary losses. N stock in the human body is estimated at less than 0.5% of total N ingested during an individual's lifetime. P is mostly stocked in bones and is not negligible. We assume a 1% P content in the human body for a mean weight of 70 kg (INSEE), thus 0.7 kgP total stock in the body.

(ii) excretions by children strictly under 3 years of age. They were excluded from the calculation given that the intensity of their metabolism is very limited and excretions are mostly directed to waste bins via diapers. The flow of N and P of their excretions is estimated around 1% of the flow corresponding to the population of more than 3 years of age.

(iii) excretions of urine and feces that do not reach the sewer network. These excretions mostly consist of on-site sanitation systems. 2% of the population of Paris Megacity has been considered to use on-site sanitation or open urination and defecation.

Flux d'azote et de phosphore des eaux usées

The flows of N & P in Paris Megacity wastewater were calculated on the basis of operational data provided by the SIAAP (Syndicat Interdépartemental d'Assainissement de l'Agglomération Parisienne, www.siaap.fr). The SIAAP is a public institution in charge of wastewater transport and treatment and it covers 85% of the population of Paris Megacity (Figure 3.16). The SIAAP operates

six wastewater treatment plants including Seine Aval, located on the municipality of Achères, 20 km to the northwest of the center of Paris, which treats the wastewater of 53% of the population of Paris Megacity. About 35 other wastewater treatment plants treat the remaining 15% of the population of Paris Megacity (see <http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/> for detailed information) and their operational results do not significantly differ. We thus extrapolated the results obtained on the basis of SIAAP operational data to the whole population of Paris Megacity. We used SIAAP operational data between 2004 and 2014 (SIAAP, personal communication). The year 2013 was selected for the results of the treatment plants because it was the first year when routine denitrification in Achères was in full operation. It was also considered representative in terms of rain events and collection efficiency.

Discharges from the sewer network were calculated as the sum of dry weather discharges and rain weather discharges as combined sewer overflows. These data were evaluated from the sanitation master plan of the SIAAP area approved in 2017 (SIAAP, personal communication). N & P discharges to the sewer network unrelated to human metabolism were calculated by the difference between metabolic inputs, sewer discharges and treatment plant inputs. Food waste inflows were estimated on the basis of grey water composition (Deshayes, 2015; Friedler *et al.*, 2013; Chaillou *et al.*, 2011). N and P discharge in rivers and N and P content in sewage sludge were calculated on the basis of SIAAP data. N₂ emissions were deduced by subtraction and N₂O emissions were calculated from measurements taken at the Achères wastewater treatment plant (Bollon *et al.*, 2016a ; 2016b) and extrapolated to Paris Megacity. SIAAP sludges are either incinerated or recycled in agriculture through direct spreading or composting. Sludge spreading plans were examined to quantify and localize N and P recycling on agricultural lands.

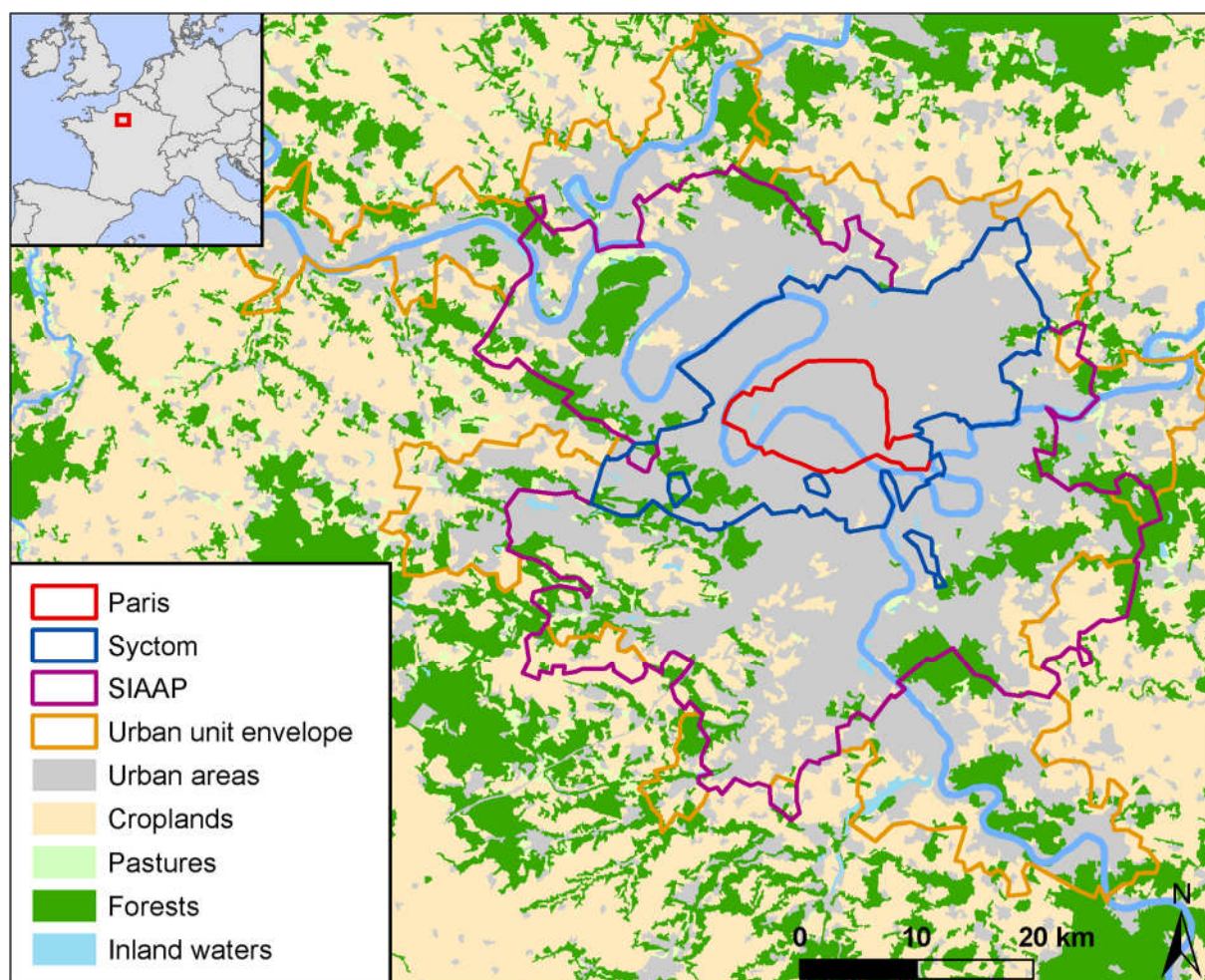


Figure 3.16 : Périmètres de compétence du SIAAP et du Sycatom.

Le fond de carte représente les principaux types d'usage du sol (d'après Corine Land Cover, 2006).

3.2.2. Flux d'azote et de phosphore

3.2.2.1. Flux du système alimentaire

Hinterland agricole

The analysis of the transport matrix concerning the 33 French agricultural regions and foreign countries reveals strong spatial segregation between regions supplying vegetal or animal products to Paris Megacity.

Five regions currently provide 80% of the Paris Megacity supply of vegetal proteins, namely Ile-de-France (55%), Champagne-Ardennes-Yonne (8.9%), Loire Centrale (8.4%), Picardie (4.5%) and Eure-et-Loir (3.5%). Those regions are highly specialized in field crop production (Le Noë *et al.*, 2016, 2017a) and their production of animal proteins is negligible. In view of their spatial distribution

around Paris Megacity (Figure 3.17), the whole area is hereafter called the “Central Paris Basin” and classified as a “crop farming” region.

The animal protein supply is much more dispersed: 19 French regions contribute more than 1% each and together supply 55% of Paris Megacity animal proteins. Three of these regions – Bretagne, Loire Aval and Manche – account for 32% of the Paris Megacity animal protein supply. They are strongly specialized in intensive livestock production, which depends on massive imports of animal feed from South America (Le Noë *et al.*, 2016, 2017). As those regions are spatially distributed in western France (Figure 3.17), the whole area is hereafter called the “Great West” and is classified as an “intensive livestock farming” region. On the other hand, the 16 remaining regions total 23% of the animal protein supply. They are much less specialized in one or another type of production, but they occupy a larger agricultural area; in addition, the proportion of permanent grassland is largely equivalent to that of arable land. These features characterize these regions as “mixed crop and livestock farming.” We call the “Great East” a territory formed by six regions (Loire Amont, Grande Lorraine, Cantal-Corrèze, Ain-Rhône, Isère-Drôme-Ardèche and Bourgogne), which supply 13% of Paris Megacity animal proteins.

Furthermore, various foreign countries contribute to the animal food supply (Figure 3.17). Their local environmental imprint is not directly calculated because of the lack of information regarding the functioning of the agro-food system and the uncertainties regarding their N and P environmental losses. Yet based on literature data (Billen *et al.*, 2014) we have classified foreign countries as being close to the intensive livestock farming or mixed crop and livestock farming typologies. This allows us to estimate the share of animal proteins provided by intensive livestock farming regions or mixed crop and livestock farming regions (Figure 3.19).

Regarding imports of feed to the Great West region from South America, they represent 67% of the 302 ktN/y imported to France. These imports are undoubtedly essential to support cattle breeding in the Great West, which satisfies about one-third of Paris Megacity animal protein requirement; hence South America takes a significant, yet indirect, part in the food supplying area of Paris Megacity that we define as a “soybean cultivation” area.

In summary, our analysis reveals four distinct typical areas contributing to the Paris Megacity food supply, each with its own agricultural system/orientation. These regions are (i) the Central Paris Basin, specialized in crop farming; (ii) the Great West with intensive livestock farming, strongly dependent on (iii) South American countries as feed suppliers; and (iv) the Great East with mixed crop and livestock farming (Figure 3.18a–h).

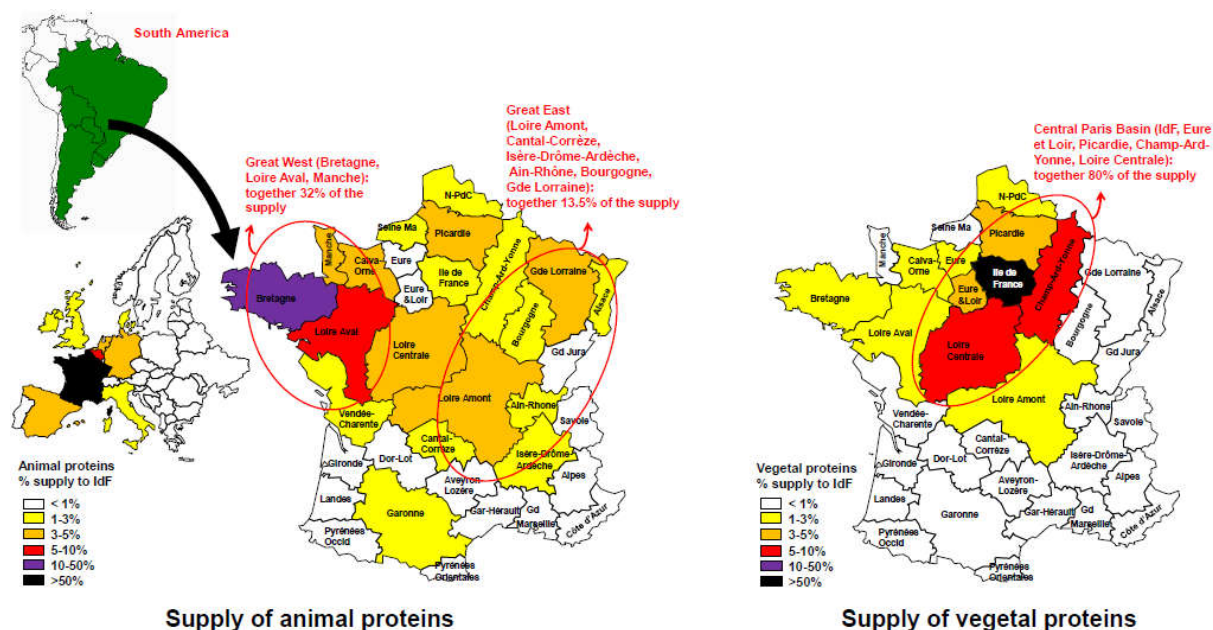


Figure 3.17 : Contribution des différentes régions agricoles à l'approvisionnement en protéines animales et végétales de l'agglomération parisienne.

Calculé d'après les statistiques de transport (Le Noë *et al.*, 2016). Les pays d'Amérique du Sud exportateurs de soja représentent d'importants contributeurs au fourrage des systèmes d'élevage animal intensif du Grand Ouest.

To gain better insight into the agricultural metabolism of each of the four types of territory supplying Paris Megacity, we established the full GRAFS diagram of N and P flows across their agricultural systems (Figure 3.18a–h). The GRAFS representations highlight the fact that all regions use high inputs of synthetic N and P fertilizers. This is especially true for the Central Paris Basin region since there is no other significant source of N and P inputs to agricultural areas, in the absence of livestock. The very high crop production even leads to a negative P soil budget (i.e., a depletion of P) on cropland. The very specialized Great West region is characterized by a strong dependency on feed import, low grassland area and intense N surplus from arable land, the source of environmental losses. In contrast, the Great East region is characterized by a large grassland area, food and feed self-sufficiency and smaller surplus on arable land. Finally, South America is also defined by large grassland areas, food and feed self-sufficiency, but shows a very export-oriented metabolism since 58% of its vegetal production is traded internationally.

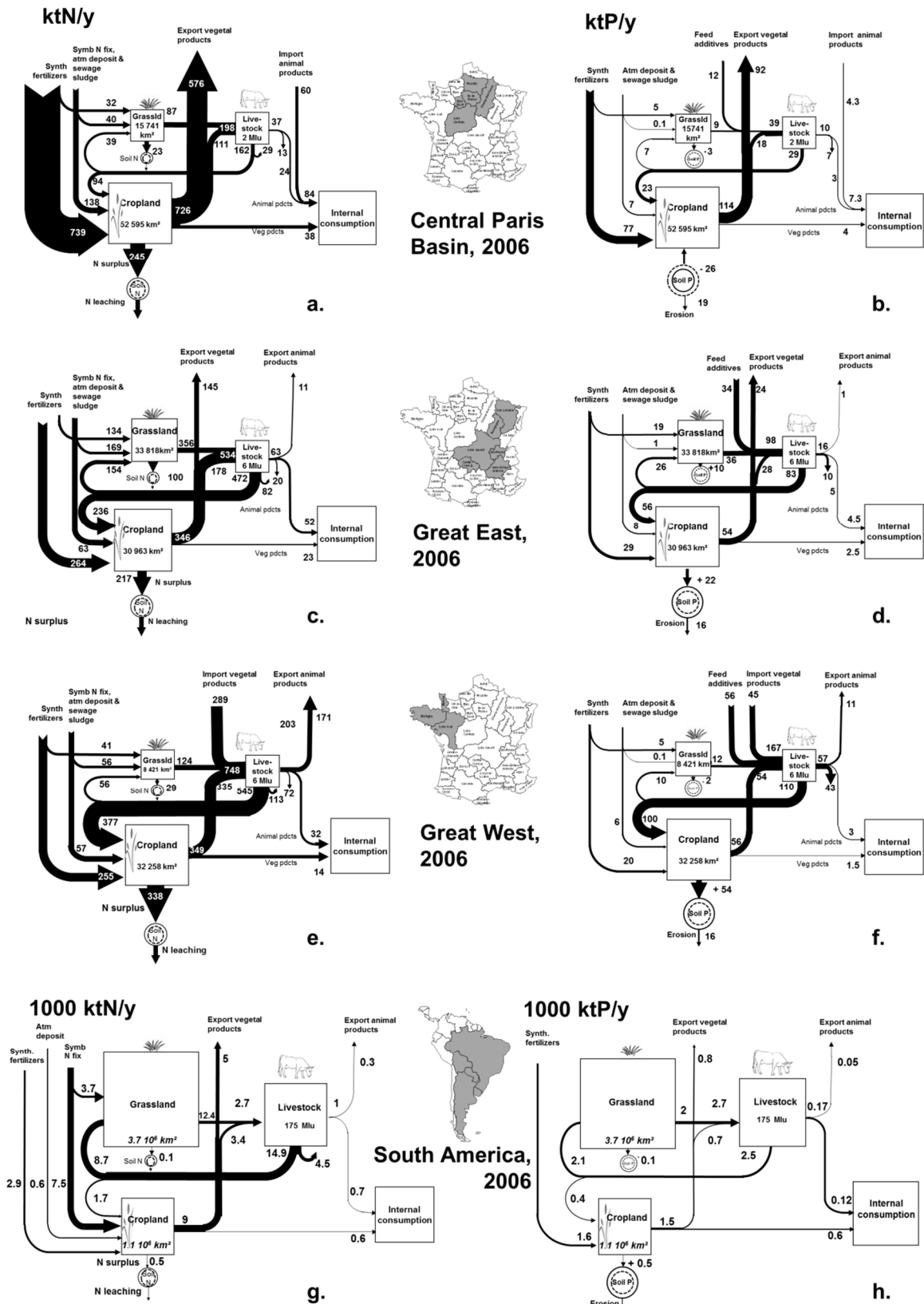


Figure 3.18 : Représentation GRAFS des flux d’azote et de phosphore de l’hinterland de l’agglomération parisienne.

Les flux ont été évalués dans les quatre principales régions d’approvisionnement : le bassin parisien (a, b) ; le Grand Est (c, d) ; le Grand Ouest (e, f) et les pays d’Amérique du Sud exportateurs de soja (g, h).

Empreinte environnementale de l'approvisionnement alimentaire de l'agglomération parisienne

As stated above, the imprint of Paris Megacity food consumption in each supplying area is defined as the resources consumed and the environmental nutrient losses, which are attributable to the food supply of Paris Megacity. Table 2 summarizes the calculated imprints over the four main supplying areas which contribute 62% of the total protein supply of Paris Megacity. Overall, this agricultural area is estimated at about 2.5 million ha of which approximately one-third are grassland areas, almost all located in the mixed crop and livestock farming area. When these absolute numbers are reduced to the population of Paris Megacity, it appears that 0.26 ha is required for this part of the food supply per inhabitant (62%). Of these, only 0.011 ha, less than 5%, is dedicated to the supply of vegetal proteins, the remaining being mostly devoted to meat and milk production. The total nitrogen imprint of these agricultural activities across these areas is estimated to be a surplus of 114 ktN/y with about one-fourth of this surplus in grassland and a NH₃ volatilization of 38 ktN/y. Yet it is necessary to take into account that environmental consequences of the N surplus on arable land and on grasslands are significantly different. On arable land, about 70% of the N surplus ends up in the hydrosystem (Billen *et al.*, 2013). In contrast, N inputs contributing to the N surplus in grassland, below a threshold of 100 kgN/ha/y, keep accumulating in the soil organic matter pool (Billen *et al.*, 2013). Accordingly, the surplus observed in grassland should not necessarily be viewed as a negative environmental impact, as it accompanies the increase of the soil organic matter pool. The P eroded from those areas feeding Paris Megacity is estimated to reach 3.2 ktP/y with 95% derived from arable land. However, it is difficult to determine the amount of P reaching the surface water because eroded particles can accumulate in downhill and riparian sectors.

More specifically, it appears that the mixed crop and livestock farming area is the most costly in terms of the surface required to feed Paris as well as of N and P fertilizers and N surplus on arable land. However, this area is almost self-sufficient since it requires low net imports of feed from other regions to sustain its livestock production. In contrast, the intensive livestock farming area imports a substantial amount of feed from South America, making these two areas part of a same system. With this in mind, it appears that the environmental imprint of Paris Megacity is not so different for both systems and is higher in terms of P surplus on arable lands over the intensive livestock farming/soybean cultivation regions.

Tableau 3.3 : Empreinte environnementale de l'agglomération parisienne au niveau des ses quatre grandes régions d'approvisionnement

	Category	Central Paris Basin	Great West	South America	Great East and similar*	Total
Surface, ha	<i>Cropland</i>	109 206	384 098	271 940	652 620	1 417 863
	<i>Grassland</i>	-	116 778	-	840 686	957 464
N fertilizers, ktN/y	<i>Cropland</i>	16	17	16	36	85
	<i>Grassland</i>	0.1	3.8	-	25	29
Feed import, ktN/y	<i>Livestock</i>	-	36	-	4.2	40
NH₃ emission, ktN/y	<i>Livestock</i>	-	14	-	24	38
N surplus, ktN/y	<i>Cropland</i>	4.7	26	18	26	74
	<i>Grassland</i>	0.5	2.8	-	30	33
P fertilizers, ktP/y	<i>Cropland</i>	1.5	1.9	7.8	3.7	11
	<i>Grassland</i>	0.5	0.1	-	2.9	3.5
Soil P accumulation (or depletion), ktP/y	<i>Cropland</i>	-1.2	5.1	0.7	1.7	6.3
	<i>Grassland</i>	-	0.1	-	1.9	2
Feed import, ktP/y	<i>Livestock</i>	-	5.6	-	1.4	7.0
Feed additives, ktP/y	<i>Livestock</i>	-	5.7	-	7.1	12.8
P erosion, ktP/y	<i>Cropland</i>	0.5	1.1	No value	1.4	3.0
	<i>Grassland</i>	-	0.03		0.2	0.23

* Toutes les régions de polyculture-élevage contribuant à plus de 1 % de l'approvisionnement en produits animaux de l'agglomération parisienne.

To summarize, Figure 3.19 shows the main flows of N and P resources mobilized and/or lost to the environment attributable to the animal and vegetal food supply of Paris Megacity.

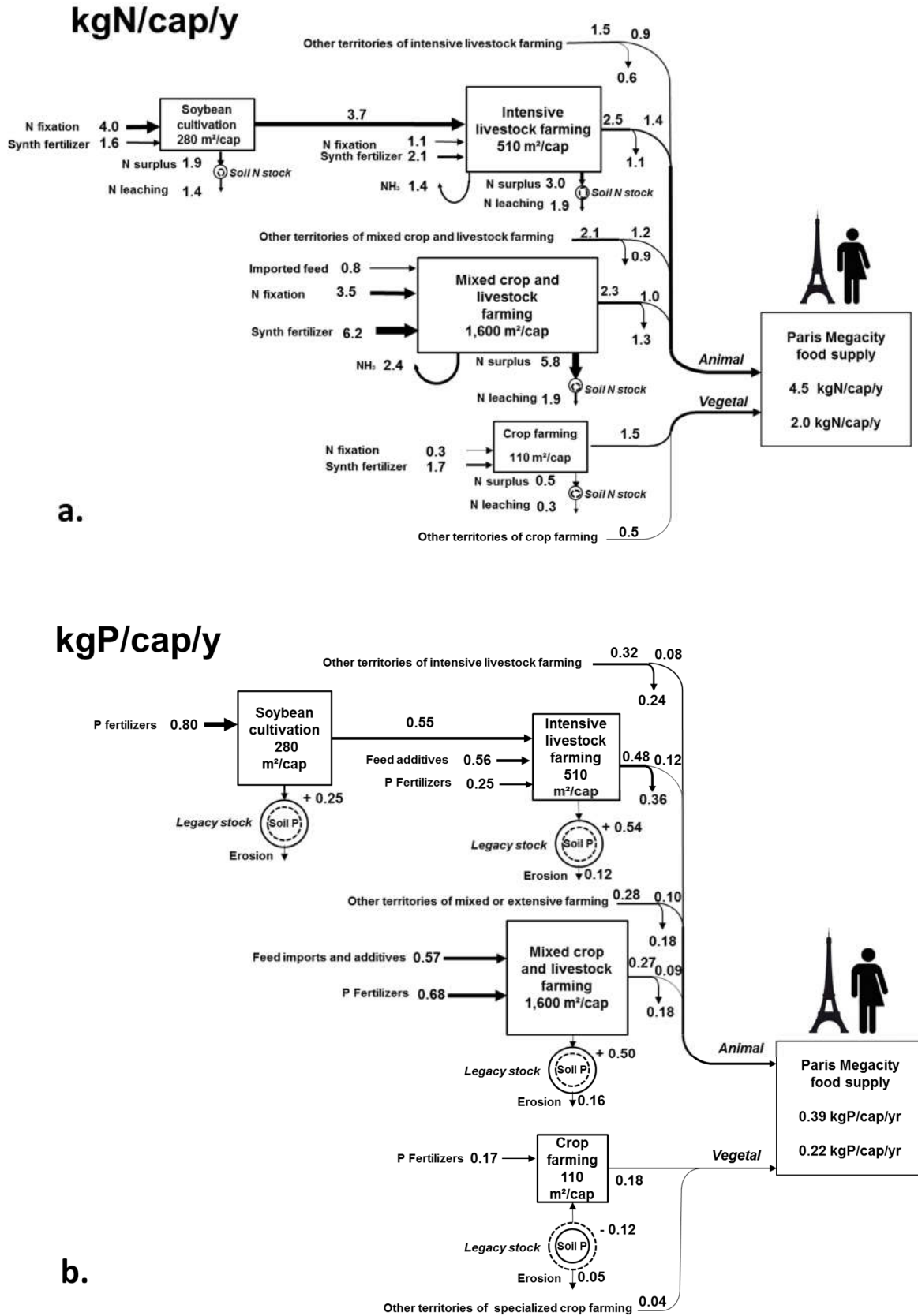


Figure 3.19 : Flux d'azote et de phosphore attribuables à l'alimentation d'un habitant de l'agglomération parisienne dans les différentes régions agricoles.

Les flux sont exprimés en kgN (a) ou en kgP (b) par habitant et par an.

3.2.2.2. Flux de déchets alimentaires

Production de déchets dans l'industrie agro-alimentaire

Wastes are generated along the entire supply chain from agriculture production to the final urban consumer. The largest proportion of these wastes concerns the meat slaughtering and cutting stage.

The transformation of living animals into edible products generates a huge amount of waste evaluated at 1.1 kgN per kgN in edible form for N and 8.2 kgP per kgP for P. The very high level of waste generated in terms of P is related to the high P content of bones. This represents a per capita production of slaughtering and cutting wastes for Paris Megacity of 3.9 kgN/cap/y and 0.8 kgP/cap/y, respectively.

Production de déchets au niveau de la distribution et des ménages

The data on food commodity availability (INSEE), expressed in kgN/cap/y, have been stable since 1990 after an overall increase of the values since the 1950s, especially for animal products. Compared to these, the food ingestion data collected by AFSSA (2009) show a per capita consumption approximately 35% lower when expressed in N or P. This difference can be attributed to waste production between the retail and the final ingestion stage. Evaluation of these losses per food commodity group (Table 3) shows figures varying from 19% for cereals to 50% for fruits and vegetables (in terms of N content). Overall, this leads to a per capita domestic waste generation of 2.4 kgN/cap/y and 0.24 kgP/cap/y (excluding bones).

Tableau 3.4 : Teneur en azote et en phosphore de l’approvisionnement et de la consommation alimentaire par personne.

Données INSEE (2001) et AFSSA (2009).

	Nitrogen			Phosphorus		
	Supply kgN/cap/y (% of total supply)	Consumption kgN/cap/y (% of total consumption)	Losses kgN/cap/y (% of total losses)	Supply kgP/cap/y (% of total supply)	Consumption kgP/cap/y (% of total consumption)	Losses kgP/cap/y (% of total losses)
Seafood	0.7	0.3	0.4	0.05	0.02	0.03
Dairy and eggs	1.7	1.0	0.7	0.21	0.13	0.08
Meat	2.8	2.1	0.7	0.18	0.14	0.04
Fruits & vegetables	0.7	0.4	0.3	0.11	0.05	0.06
Cereals	1.3	1.1	0.2	0.11	0.09	0.02
Total animal	5.3 (72)	3.5 (71)	1.8 (75)	0.45 (67)	0.29 (67)	0.16 (67)
Total vegetal	2.0 (28)	1.4 (29)	0.6 (25)	0.22 (33)	0.14 (33)	0.08 (33)
Total	7.3	4.9	2.4	0.67	0.43	0.24

Gestion des déchets alimentaires

The N and P food waste flows in Paris Megacity are illustrated in Figure 3.20a and b. Apart from bone collection and other recovery of animal waste, the main form of reuse is represented as on-site food waste disposal by households. According to ADEME (2008), this on-site disposal mainly takes the form of animal feeding (pets and wild animals). Since excretions of urban animals are seldom recovered, animal feeding ultimately adds to the environmental losses of N and P in the city. Composting food waste is a minor form of on-site reuse. It is of course more common in the parts with the lowest population density. Only about 100 collective composters were counted in the Paris city center in 2012 (www.paris.fr, compost section). We can therefore assume that less than 1% of household food waste is composted in Paris Megacity’s densest areas. However, when food waste is composted, it is used for garden food production in two cases out of three, which therefore contributes to effective N and P recycling. Food production inside Paris Megacity is nevertheless considered negligible.

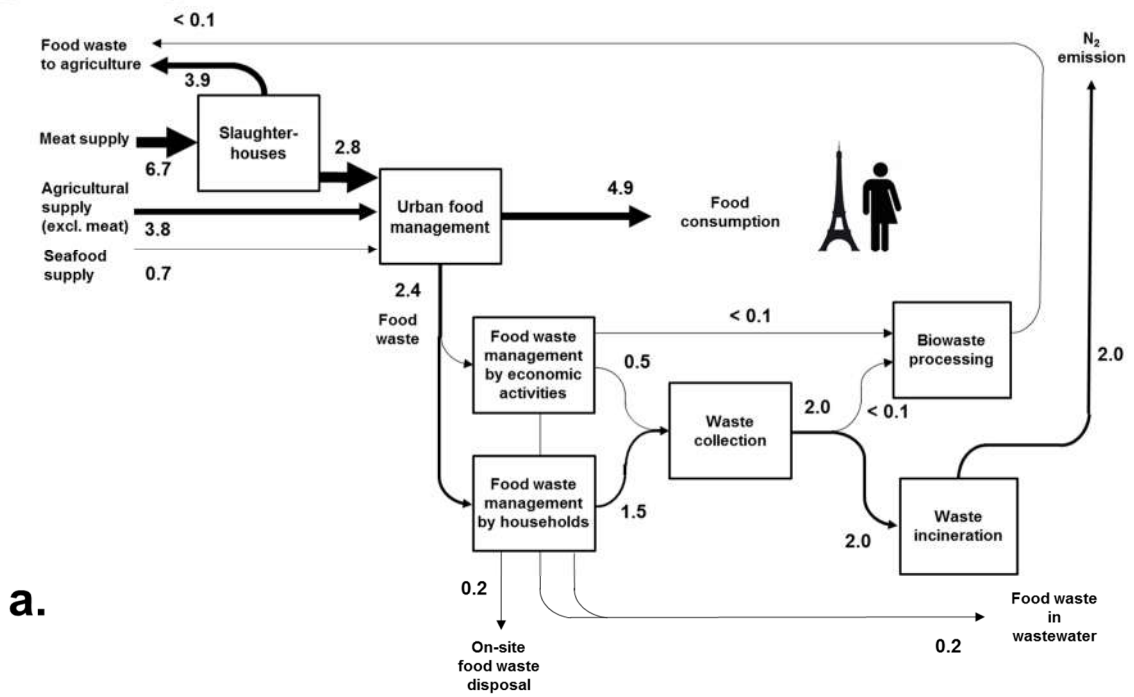
In the end, more than 80% of food waste is collected by municipalities together with other residual waste. Whereas green waste from the garden is often collected separately, only one waste treatment plant, located in Saint-Ouen-l’Aumône, receives source separated food waste and composts it in Paris Megacity (ORDIF, 2014). Three other waste treatment plants in Paris Megacity carry out mechanical-

biological sorting of residual waste for composting or methanization. However, they receive less than 1% of the total Paris Megacity food waste production.

In Figure 3.20a and b, economic activities represent all places where food waste is handled out of the households: markets, supermarkets, restaurants, canteens, bakeries, etc. (except for activities leading to bone collection as specified in section 2.3.2). The Rungis International Market, reportedly the largest market of agricultural products in the world, performs food waste composting or methanization, but this accounts for less than 1% of Paris Megacity food waste production. Except for collection of bones within butchers, other economic activities mostly rely on mixed residual waste collection for food waste disposal.

Finally, incineration is the prevailing destination of Paris Megacity food waste. It entails negligible releases of reactive N and P in the environment, but it does not achieve any form of N & P reuse. N content in food waste turns back into the atmosphere as N_2 . P stays in the bottom ash and is stabilized in clinker. Clinker is mostly used as construction material, which does not allow specific P reuse.

kgN/cap/y



kgP/cap/y

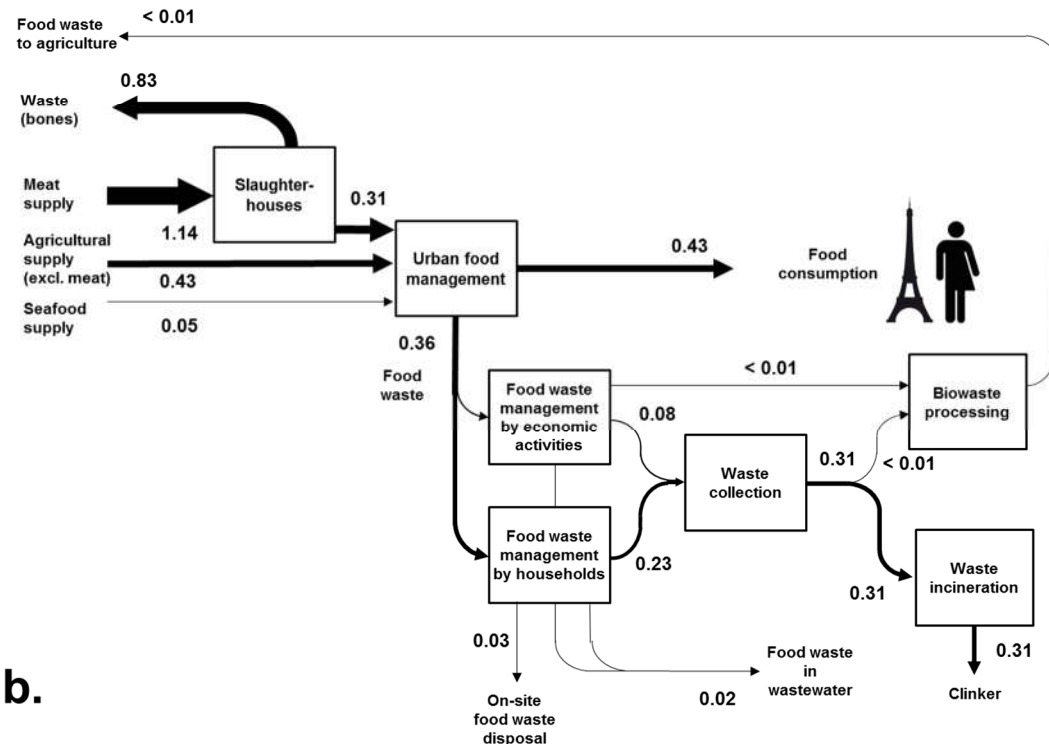


Figure 3.20 : Flux d'azote et de phosphore attribuables aux déchets alimentaires d'un habitant de l'agglomération parisienne.

Les flux sont exprimés en kgN (a) ou en kgP (b) par habitant et par an.

3.2.2.3. Flux d'eaux usées

Compiled results of N & P flows related to human metabolism and wastewater management are presented in Figure 3.21a, b. Apart from P stocking in bones, N & P ingestion overwhelmingly ends up in wastewater and 98% of it is collected by sewer networks. The impact of commuting people is very small: the balance is in favor of people coming daily to Paris Megacity to work, with more than one-third coming from outside the Ile-de-France region, but most of their N & P excretion takes place at home and their final contribution to N & P flows in Paris Megacity is around 1%. The largest impact comes from the inhabitants of Paris Megacity leaving the city for holidays, which on average accounts for 26 days per person per year, i.e., 7% of Paris Megacity inhabitants are absent on a yearly basis. Tourists coming to Paris Megacity do not offset these departures and increase the population of Paris Megacity by only 4%. In the end, the population census in Paris Megacity is evaluated at 10.6 million inhabitants, but only 9.8 million inhabitants over 3 years old actually excrete N & P on this territory as an annual average¹³⁹.

Direct dry weather discharges from the sewer network to rivers that are identified in the sanitation master plan of the SIAAP area are very low and account for only 25,000 population equivalents. Most losses occur during rain events from combined sewer overflows and are estimated to around 3% of total inputs.

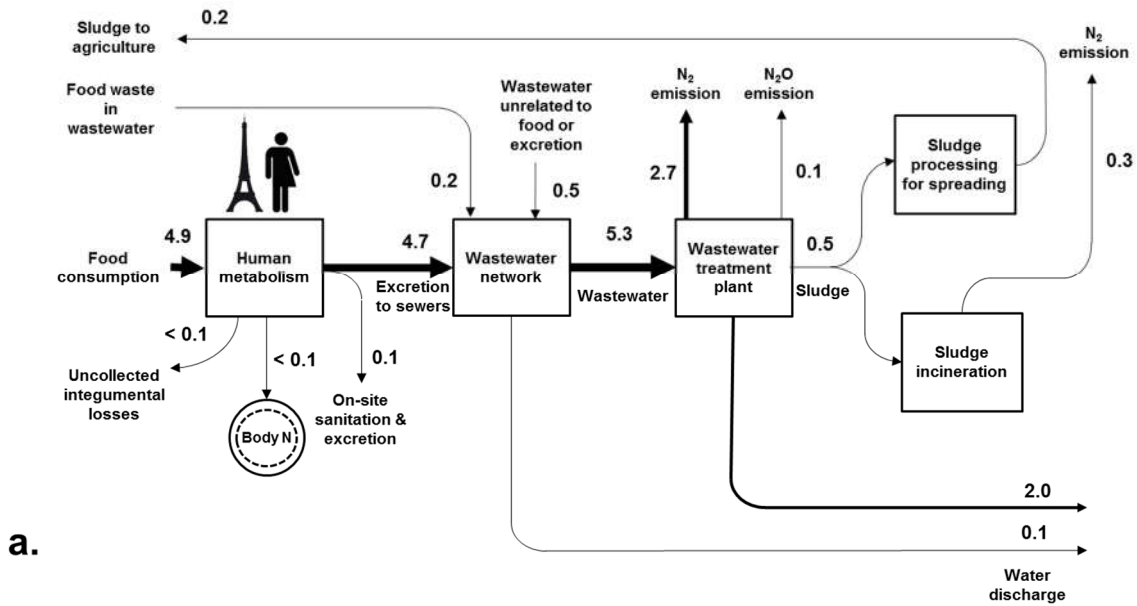
The proportion of P collected in the sewers that is not related to excretion or food waste is much higher than for N, mainly because of the use of P in detergents. It accounts for 30% of the total collected phosphorus in 2013, i.e., 0.17 kgP/cap/y. In the last 10 years, this figure has been steadily decreasing by about 0.03 gP/cap/y due to bans of P in detergents. It is expected to continue decreasing with a new limitation on P in dishwashers that will come into effect in 2017 by application of EU regulation No. 259/2012 of the European Parliament and of the Council of 14 March 2012. Total P discharge in the rivers represents 18% of total P entering the networks, but only half of the sludge is directly spread on agricultural land or composted. The other half is incinerated in various facilities and P is not recovered from incineration ashes.

N is mostly emitted from wastewater treatment plants in the form of gas, predominantly N₂, but also in small proportions in the form of N₂O. Kampschreur *et al.* (2009) reported a considerable range of uncertainty regarding N₂O emissions in wastewater treatment plants, varying from 0.05% to 25% of N-load. Recent measurements at Achères wastewater treatment plant lead to a 2.1% ratio. N recycling

¹³⁹ L'alimentation et l'excrétion de la population d'animaux de compagnie a été sommairement évaluée à environ 6 % du flux de l'alimentation et de l'excrétion humaine.

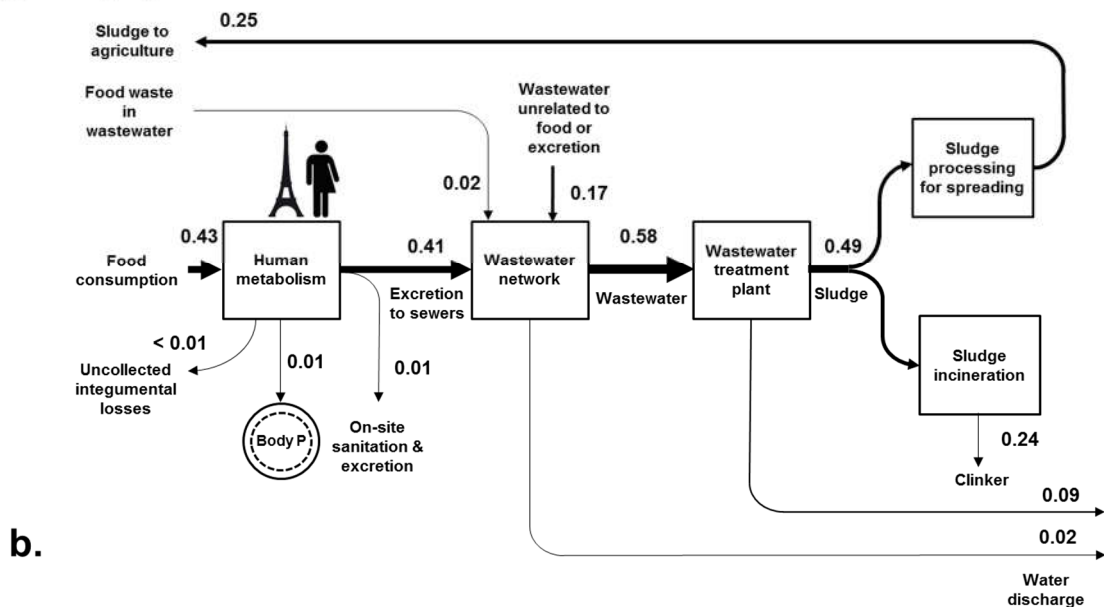
to agriculture is negligible. Total N discharge in the river from the area’s wastewater treatment plants respects the UWWT Directive regulatory threshold of 30%, but the effective global rate of N river discharge from the wastewater system is about 38%. For a megacity like Paris, this means that the metabolic N of about 4 million people is discharged daily into the Seine River in a reactive form (mostly NO_3^-).

kgN/cap/y



a.

kgP/cap/y



b.

Figure 3.21 : Flux d’azote et de phosphore attribuables aux eaux usées d’un habitant de l’agglomération parisienne.

Les flux sont exprimés en kgN (a) ou en kgP (b) par habitant et par an.

3.2.2.4. Vue d'ensemble de l'empreinte biogéochimique du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne

The results on the biogeochemical imprint of human metabolism in Paris Megacity from all three subsystems of agro-food production, waste management and wastewater management are compiled and summarized in Figure 3.22 and Figure 3.23. The imprint for other agricultural regions than the four supply areas studied was deduced by extrapolation, considering the same characteristics for these regions as for their corresponding studied counterpart. N and P loads to the wastewater management that are not directly related to food and excretion were also removed and subsequent flows proportionally recalculated. They allow a general vision of this imprint that contributes to characterizing a socioecological regime as discussed below.

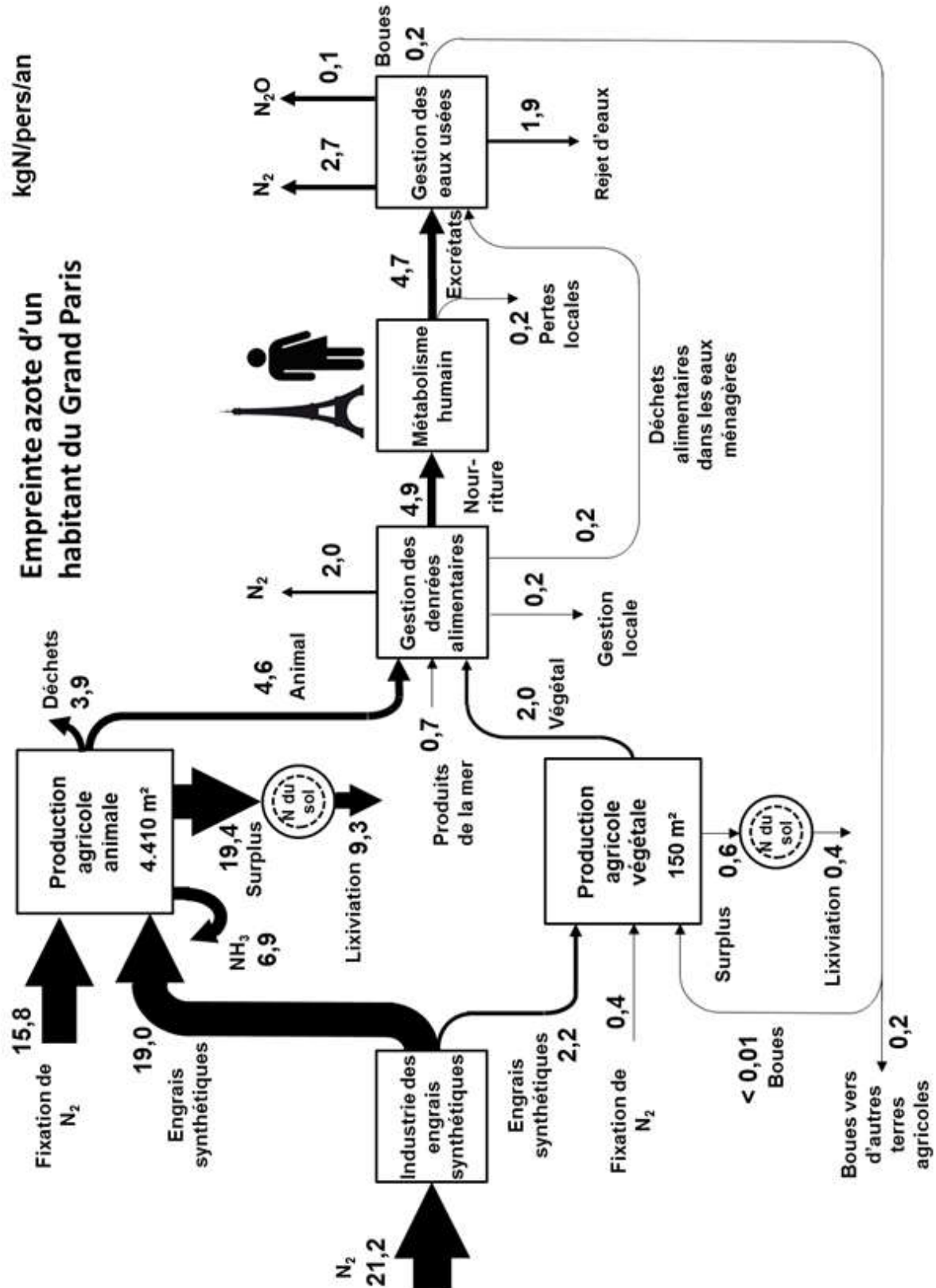


Figure 3.22 : Empreinte azote du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne.

Les flux sont exprimés en kgN par habitant et par an.

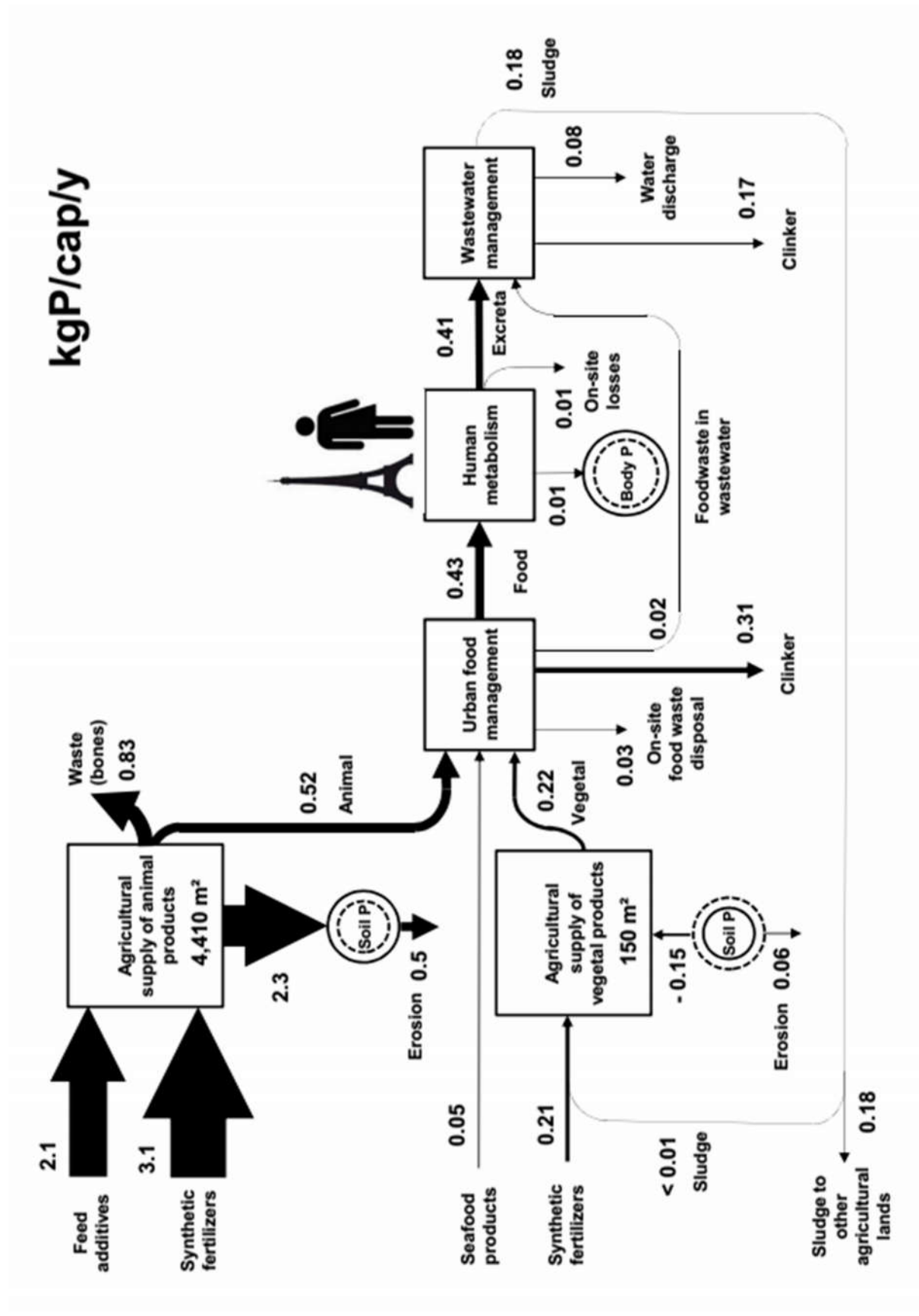


Figure 3.23 : Empreinte phosphore du système alimentation/excrétion de l’agglomération parisienne.

Les flux sont exprimés en kgP par habitant et par an.

3.2.2.5. Qualité des résultats et incertitudes

The majority of the flow accounts are based on local data, mostly provided by French administration surveys and inventories. This method presents the advantage and the originality of providing an accurate overview of the biogeochemical imprint of human metabolism in Paris Megacity rather than a theoretical estimation of its imprint based on literature data. This advantage is counterbalanced by two main drawbacks: (i) the high dependence on the reliability of the locally available data and (ii) the low availability of results expressed in N and P content in local data.

The uncertainties concerning the GRAFS flows are extensively discussed in Le Noë *et al.*, 2017a. In the present study, the P imprint of Paris Megacity has been calculated on the basis of the N imprint by using of N/P ratios. It leads to a slightly unbalanced P budget showing a 21% to 38% gap between inputs and outputs on Figure 3.19 and Figure 3.22.

Regarding our N & P flow calculations in the waste management subsystems, their reliability is difficult to establish. Most data on food waste are given in kilograms of food waste, but our approach is based on N and P to trace the actual nutrients contained in food necessary for human metabolism. Figures in kilograms of food waste are difficult to interpret given the variability of the moisture in food waste (some of the collected studies take liquids into accounts and others exclude them). Moreover, it is difficult to accurately analyze the composition of a trash bin and its specific content in food waste (ADEME *et al.*, 2010; Sycatom data). All types of waste are usually mixed in residual waste bins and it is difficult to sort them again. However, Sycatom data enable the calculation of N and P content of a sample of collected waste bins and we found values of 1.9 kgN/cap/y and 0.35 kgP/cap/y. If we consider that most N and P comes from food waste, these values tend to show a correct estimation for N and P collected in waste bins. Data on P could not be cross-checked with local analysis of bottom ash since this element is not measured on Sycatom ash. Calculated values of N and P losses between the slaughter/cutting and packaging steps are taken into account in the GRAFS representation, but the fate of these flows remains uncertain. Yet a complete analysis of P recovery and recycling from waste is provided by Senthilkumar *et al.* (2014). This study was conducted at the national scale, so it is difficult to convert it to local food waste management considerations.

Application of the literature values on P content in bottom ash in France (Aouad *et al.*, 2006) gives a total production of 0.24 kgP/cap/y for Paris Megacity, as compared to 0.31 kgP/cap/y in our calculations. N can unfortunately not be measured after combustion since it eventually goes back to the atmosphere as N₂.

N and P excretion values based on AFSSA (2009) ingestion data are compatible with literature values on the excretions of Westerners (Friedler *et al.*, 2013) with a 4% difference on N values but a higher 25% difference on P values.

Finally, data on wastewater seem to be the most reliable since N and P are actually measured by wastewater operators as monitoring variables. Uncertainties on the values of losses in the sewer network are the most difficult to estimate. Dry and wet weather losses are given by the sanitation master plan of the SIAAP area, but it is by nature very difficult to estimate the losses that are not known by the wastewater authorities. In particular, two sources of losses have not been taken into account in these calculations: ground infiltration of N and P from leaking sewers and discharges by the smallest sewers. However, the good correlation between N and P originating from human excretion and N and P arriving at the wastewater treatment plant tends to confirm that estimated losses by the sewer network of Paris Megacity are acceptable.

Interannual variability of quantities of N per capita received by the SIAAP in recent years is quite low ($\pm 5\%$) and 2013 is in the middle of this variability range. The decrease of P values is known to stem from the limitation of P use in detergent and confirms the validity of the measured values.

As a whole, the data used in this study come from a variety of sources with some more reliable than others and, according to Courtonne *et al.* (2015)¹⁴⁰, can be classified as such: water quality measurements > official statistics available for the long term (e.g., agricultural data) > N and P content coefficient > recent declaration-based statistics (e.g., biowastes).

3.2.3. Linéarité et pollution du système alimentation/excrétion parisien

3.2.3.1. Bilan général

Empreinte locale minimisée

The local imprint calculated through the discharge of N and P on Paris Megacity area is minimized by intensive treatment units. P in incinerated food waste ash is stabilized in construction materials and food waste N mainly goes back to the atmosphere as harmless N₂. Less than 20% of the P excreted by human metabolism ends up in the Seine, which is compatible with international regulations applied to the Seine. Given the population of Paris Megacity, it still represents an imprint in absolute figures of

¹⁴⁰ Courtonne, J.-Y., Alapetite, J., Longaretti, P.-Y., Dupré, D., Prados, E., 2015. *Downscaling material flow analysis: The case of the cereal supply chain in France*. Ecol. Econ. 118, 67–80. doi:10.1016/j.ecolecon.2015.07.007

1.3 10⁶ kgP losses per year. N releases from the wastewater system account for 38% of human excreted N. Although its main form is nitrate, which does not contribute to major local disruptions in the Seine inside Paris Megacity, N released as ammonium and nitrites are still at high levels compared to the expected level for good ecological potential (Romero *et al.*, 2016)¹⁴¹, as required by the WFD.

The wastewater authorities of Paris Megacity are currently undertaking or scheduling complementary intensive pollution mitigation works. The Seine in the Paris city center only has a monthly minimum flow with a 5-year return period of 94 m³/s (DRIEE-IF, 2014), which leaves only 830 L/cap/day of dilution capacity. The WFD threshold of 0.5 mgNH₄⁺/L in the Seine River thus requires at least 98% efficiency in reduced N removal. Despite reaching the limits of the technical feasibility of centralized wastewater treatment, ammonium concentrations in the river should be lowered in the coming years to values compatible with the WFD. On the other hand, nitrite concentrations remain an issue. Even with advanced wastewater treatment, the compatibility of the centralized environmental impact of treated water discharge with the preservation of the local environment remains an issue in a megacity. The expected decrease of the Seine River flow in the coming years due to climate change will challenge this paradigm even more.

Moreover, two main forms of N release have an imprint at a larger scale than Paris Megacity area: more than 20 10⁶ kgN annual export of N to the estuary, mainly in the form of nitrates, and about 400 ktCO₂eq annual N₂O emissions from the wastewater treatment plants.

Linéarité sur l'azote et circularité faible sur le phosphore

Urban reuse of N and P flows is assessed by their recovery rates. The N cycle is the most extreme in terms of linear management since only 3% of the N entering the city (7.3 kgN/cap/y) goes back to the agro-food system (0.2 kgN/cap/y), whereas the agricultural production system requires about 570% of the N (37.4 kgN/cap/y) that is eventually supplied as food (6.6 kgN/cap/y). The fate of P is more contrasted. First, bone collection and other agro-industrial waste reuse enable recycling 75% of P (Senthilkumar *et al.*, 2014). Second, the overall recycling rate of the wastewater system is only 41% and urban food waste recycling is negligible. Thus 70% of the P of urban food (0.79 kgP/cap/y) ends up unrecovered in clinker (0.48 kgP/cap/y) or water discharges (0.08 kgP/cap/y).

¹⁴¹ Romero, E., Le Gendre, R., Garnier, J., Billen, G., Fisson, C., Silvestre, M., Riou, P., 2016. *Long-term water quality in the lower Seine: Lessons learned over 4 decades of monitoring*. Environmental Science & Policy 58 : 141–154.

Sewage sludge recycling is quite problematic for Paris Megacity: low acceptance of sewage sludge by farmers and limitations on the use of sewage sludge in agriculture lead Paris Megacity to export its sludges relatively long distances: around 200 km for direct sludge spreading and 300 km for sludge composting. With half of the sewage sludge of Paris Megacity being incinerated, these figures would probably be higher if sludge spreading was chosen for the whole megacity.

The geographic spread of food supply and urban residue reuse appears dissymmetrical. There is a political commitment not to exceed 200 km for the spreading of sewage sludge (cf. Public Debate on Achères wastewater treatment plant in 2007, e.g., Question & Answer No. 80: <http://cpdp.debatpublic.fr/cdpd-seineaval/participer/reponses-questionsdcfd.html?id=4>), whereas the agro-food system of Paris Megacity is based on $2.7 \cdot 10^5$ ha of soybean cultivation in South America and $5 \cdot 10^5$ ha of intensive livestock farming in the Great West, mostly located more than 300 km from the Paris city center.

This effect is exacerbated by the high concentration of more than 10 million people. It is also worth noting that most food waste recycling processes documented by ORDIF (2014) in the Ile-de-France region concern periurban areas located outside Paris Megacity. The scale of Paris Megacity most probably contributes to the implementation of processes poorly connected to agricultural recycling also in food waste management.

Our regionalized approach also makes it possible to calculate the amount of N and P that is recycled through sewage sludge spreading or composting on agricultural lands that supply food to Paris Megacity (an effective nutrient recycling loop). This figure is totally negligible for N, given the low amount of N in sewage sludges. For P, the figure also remains very low and we estimate that 0.03% of the total vegetal P ingested by the inhabitants of Paris Megacity comes from effective recycling of excreted P. Around 80% of the recycled sludges are effectively spread on the Paris Central Basin that supplies Paris Megacity with vegetal food, but this region is largely dedicated to the export of cereals, so the recycled P of Paris Megacity is mostly exported. Assuming that three-quarters of the daily ingestion of 100 g of bread per person per day (AFSSA, 2009) is in the form of the “baguette”, we can still estimate that, on average, the P of 1,000 daily “baguettes” ingested by the inhabitants of Paris Megacity, out of more than 3 million, comes from direct recycling of the P contained in their urine and feces.

Empreinte externalisée du système alimentation/excretion de l'agglomération parisienne

With the environmental imprint of Paris Megacity becoming less and less significant on the urban area itself, Paris Megacity has nearly completely externalized the environmental imprint of human metabolism on agricultural lands. It makes it largely invisible for urban dwellers, seldom conscious that pollution in South America or in the Great West is directly related to their consumption of food.

As stated above, the food supply of Paris Megacity is supported by four areas characterized by four distinct metabolisms. For its vegetal food supply, Paris Megacity is almost only provided by a close hinterland specialized in crop production. For its animal food supply, Paris Megacity relies on two quite different systems, namely the Great West, characterized by intensive livestock farming and importing large amounts of feed from South America, and a more diffuse area of mixed crop and livestock farming.

When looking only at the absolute figures, the imprint of the vegetal product supply to Paris is much lower than the impact of the intensive livestock farming coupled with its South American feed supplier's area, which is itself similar to that of the mixed crop and livestock farming areas. However, when compared with the corresponding surface area involved, the figures of nutrient losses per hectare show a different picture, where the large mixed crop and livestock farming areas are characterized by much more diluted losses than the intensive livestock farming area and even than the specialized crop farming area, with lower impact on hydrosystems. For instance, the N leaching reaches 37 kgN/ha/y in the intensive livestock farming area compared to 30 kgN/ha/y in the specialized crop farming area and 12 kgN/ha/y in the mixed crop and livestock farming area. The P erosion expressed per hectare is 4.5, 2.4 and 1.0 kgP/ha/y in the specialized crop farming, the intensive livestock farming and the mixed crop and livestock farming system, respectively.

Accordingly, although the environmental imprint of Paris Megacity appears to be strong on the mixed farming system, we believe that the dilution of the calculated values over a large surface area leads to the least impact on the surrounding agro-ecosystem.

This externalized imprint of Paris Megacity can also be noted on the quality of water resources for the drinking water supply. A large number of wells are being de-commissioned in France, with about one public well closed every week due to N contamination, particularly in Ile-de-France (Ministère de la Santé, 2012). Most bodies of groundwater around Paris and in the Central Paris Basin appear in the 2015 Seine River basin management plan to have a poor chemical status, mainly because of their high concentration in nitrate. On the other hand, Paris Megacity mainly relies on treated surface water, less contaminated by nitrates, for its water supply.

Importance fondamentale du régime alimentaire

As mentioned above, human metabolism appears to be the key element around which the whole water-agro-food system is organized since ingestion of food and the resulting excretion are one of the core, vital drivers of sustaining human life. The intensity of the megacity's socioecological regime depends enormously on the human diet. Two-thirds of the ingested N and P come from animal products, but they account for more than 90% of N and P agricultural inputs and more than 95% of surfaces dedicated to food production. Depending on the diet of an inhabitant of Paris Megacity, the

contribution of each subsystem to the global imprint can be significantly different. For example, N leaching from crop farming lands is 0.4 kgN/cap/y whereas N discharge in water from the wastewater management is 1.9 kgN/cap/y. It means that the N imprint on water bodies of a Paris Megacity inhabitant following a vegan diet could be higher at the wastewater treatment plant than on the agricultural lands feeding him.

The total amount of ingested N and P is also an important characteristic that impacts all subsystems of the water-agro-food system. Compared to the needs of N ingestion of 3.3 kgN/cap/y (OMS, 2007), Paris Megacity's mean diet currently contains 150% of this level.

3.2.3.2. Voies d'amélioration envisageables pour les systèmes de production agricole et de gestion des déchets alimentaires

The description provided above of the current environmental imprint of the human metabolism in Paris Megacity can trigger the conception of possible optimization paths toward a more sustainable food supply and waste management.

According to our analysis, agriculture, through resource consumption and nutrient release to the hydrosphere and the atmosphere, produces by far the largest imprint of urban metabolism, compared to waste and wastewater management. Yet since the late 1980s considerable effort has been expended to optimize agricultural practices and fertilizer use in the scope of what is called "reasoned agriculture". This effort has succeeded in stabilizing agricultural N pollution to a level that is, however, still incompatible with good ecological status of most water bodies (Passy *et al.*, 2016; Romero *et al.*, 2016)¹⁴², not only because of the slow response of long residence time soil and aquifers nutrient pools, but also because of the unavoidable losses generated by intensive and specialized chemical agriculture (Billen *et al.*, 2016). It is clear, therefore, that deep structural changes of the agro-food system, beyond the mere optimization of agricultural practices, will be necessary to further reduce the environmental imprint of Paris Megacity food supply. One of the most striking characteristics of the current agricultural system supplying Paris Megacity is its spatial specialization into either crop farming or livestock farming areas, with very few connections between them (Le Noë

¹⁴² Passy P, Le Gendre R, Garnier J, Cugier P, Callens J, Paris F, Billen G, Riou P, Romero E., 2016. *Eutrophication modelling chain for improved management strategies to prevent algal blooms in the Bay of Seine*. Mar Ecol Prog Ser. 543 : 107-125

Romero, E., Le Gendre, R., Garnier, J., Billen, G., Fisson, C., Silvestre, M., Riou, P., 2016. *Long-term water quality in the lower Seine: Lessons learned over 4 decades of monitoring*. Environmental Science & Policy 58 : 141–154.

et al., 2016). Inverting this specialization trend and reconnecting crop and livestock farming is likely to be the best option for reducing agricultural nutrient pollution (Garnier *et al.*, 2016; Billen *et al.*, 2016). Exploring scenarios, several studies at the regional and global scale have demonstrated that a reduction in animal protein in the diet, while reconnecting crop and livestock production, would clearly reduce ground and surface water nitrate contamination, major changes that are compatible with organic farming (Billen *et al.*, 2015; Garnier *et al.*, 2016).

The present study also showed that by far the largest imprint of Paris Megacity food supply is related to livestock breeding rather than to vegetal production. This implies that any reduction of the proportion of animal products in the human diet, as advocated by the 2009 Barsac declaration (<http://www.nine-esf.org/barsac-declaration>), would have a tremendous lever effect on the agricultural imprint. Lowering the total quantity of ingested proteins is also not only possible but recommended by French health authorities (Haut Comité de la Santé Publique, 2000). It would trigger a decrease in the intensity of the imprint of Paris Megacity on agricultural land as well as for the wastewater treatment. If the current population increase of approximately 0.5% per year continues, reducing by half the excess in the total quantity of proteins ingested with respect to official recommendations would make current wastewater treatment plants compatible with the development of Paris Megacity for the next 35 years.

Food waste management should be substantially optimized in the coming years. Two recent laws address biowaste management in France: (i) the above-mentioned legislation on large biowaste producers (section 2.3.2). Since the beginning of 2016, all producers of more than 10 tons on biowaste per year (e.g., a canteen serving 300 people per day) are required to specifically reuse their biowaste. (ii) The law on energetic transition (“Loi n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte”). This law requires that waste management public services should enable all citizens to reuse their biowaste by 2025 (Art. 70. V. I.4°). In this perspective, experimental collection of biowaste has started in 2017 for 157,000 inhabitants of the Paris city center. Unfortunately, these laws are mainly carbon-oriented and do not point to N and P recovery as an important issue. The future trajectory of food waste N and P in Paris Megacity will then depend not only on the effective application of these laws, but also on the actual implication on N and P in the general concept of “biowaste reuse.”

This study shows that there is considerable room for improvement in minimizing the biogeochemical imprint of Paris megacity. Nevertheless, it has to be kept in mind that our approach based on N and P flows is necessarily limited in its findings. Describing the water-agro-food system of Paris Megacity solely through N and P flows leaves aside many other aspects of this system: water consumption, greenhouse gas emissions, energy requirements, sanitary issues, etc. Moreover, accounting for flows in terms of N and P does not take into consideration the specific form in which N and P are embedded

and the constraints related to the management of these flows (fertilizers, manure, food, food waste, human excreta, etc.). Nonetheless, given the importance of the stake of proper management of N and P, in terms of both resource management and environmental disruptions, the low efficiency of water-agro-food system of Paris Megacity remains striking. Urban and agricultural N and P management appears mostly disconnected, which reflects disconnected sectorial policies of food production, waste and wastewater management. Efficient N and P management of the water-agro-food system of Paris Megacity appears to be a neglected part of the equation and this study highlights this point. As stated by Rosemarin (2010) for P and Sutton *et al.* (2011) for N, the importance of correct management of N and P flows is currently an outcome of the research led by the scientific community, but awareness and transposition into policies is not yet fully effective, although several improvements are on-going, as stated in section 4.3.1. An integrative analysis appears useful for supporting decision-making and integrating social, health and economic issues into the urban-rural metabolism framework (Kennedy *et al.*, 2011)¹⁴³.

Much is still expected from the agricultural sector to reduce N's environmental impact on water contamination despite the implementation of a number of agricultural practice measures (reduction of fertilization, implantation of grassed strips and catch crops, etc.) that at best have stabilized nitrate concentrations. Concerning P, although its application as a fertilizer has been reduced, its content in soils is still high and requires avoiding its losses to the environment (e.g. by limiting erosion). The improvement of urban residue management requires shifting waste and wastewater treatment into a paradigm of integrated resource management and forging an integrated nutrient policy, linking agricultural and urban policies.

3.2.3.3. Critères complémentaires d'évaluation du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne

Les résultats précédents permettent de caractériser presque complètement le système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne au regard des critères définis dans le chapitre 2.2. Seules manquent l'évaluation des flux de potassium et celle de la salubrité.

¹⁴³ Kennedy, C., Pincetl, S., Bunje, P., 2011. *The study of urban metabolism and its applications to urban planning and design*. Environmental Pollution 159, 1965-1973

En reprenant la méthodologie décrite dans la section 3.2.1, on trouve sans surprise que la majorité du potassium reste dans la phase liquide des eaux usées traitées. La circularité sur le potassium des urines et matières fécales est évaluée à 2 %¹⁴⁴.

L'évaluation de la salubrité nécessite de passer en revue le fonctionnement du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne au prisme des cinq vecteurs primaires de transmission féco-orale du diagramme f (cf. Figure 2.7). Nous proposons de l'évaluer sommairement par une qualification à cinq niveaux (mauvais – médiocre – moyen – bon – très bon) comme suit :

- Vecteur eau de boisson : très bon, d'après les données de qualité de l'eau potable issues des analyses réalisées par le Ministère de la Santé ;
- Vecteur doigts : médiocre du fait des 21 millions d'épisodes de gastro-entérite aiguë virale par an en France (cf. section 2.2.2) ;
- Vecteur mouche : très bon du fait des toilettes à chasse d'eau et d'une contamination par les rats d'égout *a priori* quasiment nulle ;
- Vecteur champs : très bon du fait de l'évaluation de cette voie de transmission comme anecdotique en France (INVS) et plus particulièrement à Paris du fait du conditionnement thermique des boues ;
- Vecteur eaux de surface : mauvais du fait du rejet des eaux usées en rivière (cf. plus loin la sous-section 3.3.1.3 pour plus de détails).

En suivant cette grille, la salubrité du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne apparaît donc excellente sur trois vecteurs mais encore largement perfectible sur les vecteurs doigts et eaux de surface. Cela questionne la part jouée par le tout-à-l'égout dans l'amélioration de la salubrité de l'agglomération parisienne. Il est souvent admis que le tout-à-l'égout, en combinaison avec l'adduction d'eau potable, est un fondement de la salubrité des villes occidentales (Ferriman, 2007). L'exemple de Copenhague, cité à la section 3.1.3, où les épidémies de choléra ont cessé alors que le tout-à-l'égout n'a pas été adopté, montre toutefois que la salubrité nécessite d'être analysée par le croisement de multiples facteurs et que le tout-à-l'égout n'a pas nécessairement été le facteur décisif

¹⁴⁴ Contrairement à l'azote et au phosphore, nous avons ici intégré la teneur en potassium de l'eau potable dans les calculs car elle représente un flux non négligeable de 10 % par rapport aux flux provenant des excréments. Pour l'azote, les nitrates de l'eau potable ne sont pas négligeables mais ils sont intégralement dénitrifiés à l'arrivée des égouts en station d'épuration. Les injections volontaires en égouts de nitrate par le SIAAP, afin d'éviter les émanations de sulfure d'hydrogène, sont d'ailleurs du même ordre de grandeur et ces deux flux représentent chacun 8 % du flux alimentaire. Les flux de phosphore de l'eau potable sont estimés à 4 % des flux alimentaires d'après les données de Billen *et al.* (2007).

de l'augmentation de la salubrité de l'agglomération parisienne. Cutler & Miller (2005) mettent en avant une contribution majeure de l'approvisionnement en eau potable de bonne qualité, qui expliquerait à elle seule la moitié de la baisse de mortalité dans les villes étatsuniennes au début du XX^e siècle. Quand l'approvisionnement en eau de bonne qualité se fait en grandes quantités par un réseau d'adduction d'eau potable, il faut bien sûr prévoir l'évacuation de cette eau et l'égout peut être une solution. Mais la part spécifique jouée par le tout-à-l'égout, c'est-à-dire l'ajout des urines et matières fécales dans l'égout, nécessiterait d'être plus finement analysée.

En outre, le couplage très fort du système alimentation/excrétion avec les milieux aquatiques superficiels induit leur contamination majeure. La salubrité est donc acquise en interdisant un certain nombre d'usages de l'eau en aval des agglomérations (usage baignade, usage production d'eau potable) et en traitant davantage les eaux de surface destinées à la consommation humaine pour éviter qu'elles ne constituent un vecteur de transmission de maladies féco-orales. Il nous paraîtrait donc intéressant de développer l'analyse historique du système alimentation/excrétion de l'agglomération parisienne réalisée à la section 3.1.4 en y intégrant une évaluation fine de la salubrité à l'aune de ces commentaires.

En conclusion, le système alimentation/excrétion de Paris est aujourd'hui, dans sa partie urbaine :

- linéaire sur l'azote (98 %) et le potassium (98 %) et faiblement circulaire, de façon semi-extractive, sur le phosphore (28 %). *A fortiori*, il n'est pas non plus autonome ;
- peu sobre quant au régime alimentaire, tant sur la quantité de protéines ingérées (4,9 kgN/pers/an) que par la proportion de protéines d'origine animale (71 %) ;
- inefficace par la grande proportion d'aliments non ingérés (33 %) ;
- polluant de façon inégale. Au niveau local, relativement polluant par les rejets d'eaux usées ; au niveau global, peu polluant par les rejets d'eaux usées mais polluant par les émissions de N₂O ;
- relativement salubre mais de façon très inégale selon les vecteurs ;
- fortement couplé au système eau et assez couplé au système énergie.

Nous essaierons d'analyser dans le chapitre suivant en quoi le cas de l'agglomération parisienne reflète la situation actuelle du monde occidental.

3.3. Linéarité généralisée du monde occidental

L'étude de la circularité des systèmes alimentation/excrétion nécessite d'analyser en détail les systèmes de gestion des urines et matières fécales. Tilley *et al.* (2014) en ont proposé une représentation générique. Selon cette représentation, tout système peut être décrit comme une succession de groupes fonctionnels. Ces groupes fonctionnels correspondent à des panels de technologies ayant des fonctions similaires et qui, mis bout à bout, permettent de décrire toute chaîne de gestion des urines et matières fécales. Les urines et les matières fécales sont le produit d'entrée du premier groupe fonctionnel, à savoir l'interface usager, usuellement nommée toilette, et, à chaque traversée d'un groupe fonctionnel, ils subissent une transformation pour devenir un nouveau produit. En reprenant la démarche de Tilley *et al.*, nous proposons de subdiviser cette chaîne de gestion en cinq groupes fonctionnels ou maillons qui sont : la collecte, le stockage, le transport, le traitement et l'usage final. Nous le représentons sur la figure suivante (Figure 3.24).

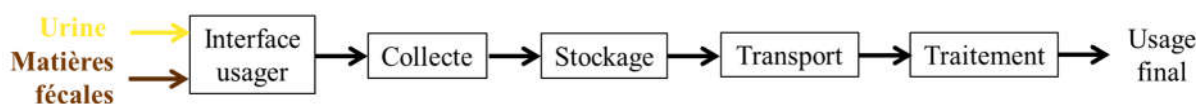


Figure 3.24 : Chaîne de gestion des urines et matières fécales.

Adapté de Tilley *et al.* (2014).

Ce schéma générique nécessitera d'être adapté aux différents cas concrets. Ainsi, l'ordre des maillons pourra varier ou certains maillons peuvent être absents, tel que le maillon stockage dans le cas du tout-à-l'égout. Dans ce cas, la frontière entre les maillons collecte et transport peut être plus difficile à définir. Contrairement aux usages en vigueur dans l'agglomération parisienne, nous limiterons usuellement la collecte à la frontière entre le domaine privé et le domaine public. Ainsi, les égouts sous responsabilité publique (municipale, départementale ou interdépartementale) seront considérées comme relevant du transport, de même que les déchets transportés depuis les immeubles jusqu'aux usines d'incinération dans les cas d'application de cette chaîne à des déchets.

Sur la grande variété de systèmes décrits par Tilley *et al.* (2014), les villes occidentales présentent une très faible diversité dans les choix de technologies. Seuls deux types d'interface usager et un type de collecte et transport dominant quand ces auteurs recensent respectivement six types d'interface usager, douze types de collecte & stockage et sept types de transport différents possibles. Ces technologies dominantes sont :

- la toilette à chasse d'eau mécanique ;
- l'urinoir masculin (usuellement avec chasse d'eau mais également sans) ;

- l'égout gravitaire (éventuellement doté de stations de relevage) dans lequel les eaux-vannes sont mélangées avec les eaux ménagères et industrielles (voire avec les eaux pluviales)¹⁴⁵.

Ces trois technologies présentent de grandes variétés dans leurs formes mais tous les modèles existants restent similaires d'un point de vue fonctionnel. Leur quasi-monopole contraint très fortement les systèmes d'assainissement actuels puisque leur combinaison crée un produit nommé « eaux usées », dans lequel les urines et matières fécales sont diluées d'un facteur variant habituellement entre 100 et 500¹⁴⁶. Cette combinaison correspond à ce qui est nommé « tout-à-l'égout » dans la loi éponyme de 1894, c'est-à-dire précisément le mélange des urines et matières fécales dans les eaux d'égout¹⁴⁷. Elle représente une caractéristique fondamentale du régime socio-écologique du monde occidental et elle entraîne un très fort couplage entre le système alimentation/excrétion des villes du monde occidental et leur système de gestion de l'eau.

Le quasi-monopole du tout-à-l'égout implique que les variations dans les méthodes de gestion des urines et matières fécales n'apparaissent qu'à partir de l'étape du groupe fonctionnel « traitement ». Les eaux usées brutes ont pu ou peuvent encore être gérées dans une logique circulaire de valorisation de produit : c'est le cas de l'irrigation agricole avec des eaux usées brutes (comme à Paris au XX^e siècle – cf. section 3.1.4) ou encore de l'aquaculture sur eaux usées brutes (comme en Asie, cf. sous-section 3.1.2.1). La fin de ces pratiques est désormais généralisée dans le monde occidental et la logique mise en œuvre à Paris s'extrapole bien au reste du monde occidental, à savoir la logique de traitement des eaux usées dans une perspective de rejeter une eau traitée de qualité compatible avec le bon état du milieu récepteur¹⁴⁸.

¹⁴⁵ On constate usuellement la présence supplémentaire d'eaux dites claires parasites qui comprennent en particulier les eaux de nappe infiltrées dans l'égout.

Les eaux-vannes désignent le mélange des urines, des matières fécales et des eaux de chasse (ainsi que du papier toilette). Les eaux ménagères désignent les autres eaux domestiques.

¹⁴⁶ Outre les 120 à 180 L/pers/j d'eau potable consommée par les ménages (cf. Tableau 2.1 dans le cas de la France), il convient d'ajouter selon les situations les eaux industrielles et les eaux pluviales. Ainsi, d'après les données du SIAAP, son système d'assainissement a rejeté 286 L/pers/j en 2013.

¹⁴⁷ La loi du 10 juillet 1894 « Assainissement de Paris et du département de la Seine : tout à l'égout » stipule entre autres que « les propriétaires des immeubles situés dans les rues pourvues d'un égout public seront tenus d'écouler souterrainement et directement à l'égout les matières solides et liquides des cabinets d'aisances de ces immeubles. »

¹⁴⁸ Le cas de la ville de Braunschweig (Allemagne) et des villes voisines mériterait d'être analysé plus en détails. D'après les témoignages que nous avons recueillis auprès de la DWA, ces villes sont situées dans une zone de

En Europe, cette logique se retrouve aujourd'hui consacrée dans la réglementation avec les deux directives principales qui encadrent la gestion des eaux usées : la DERU (Directive n° 91/271/CEE du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires) et la DCE (Directive n° 2000/60/EC du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau). La DERU pose ce principe de traitement dans une logique de préservation du milieu récepteur dès son premier article : « La présente directive a pour objet de protéger l'environnement contre une détérioration due aux rejets des eaux résiduaires [...] ». Elle prescrit ensuite des traitements minimaux à mettre en œuvre en fonction de la sensibilité du milieu récepteur et de la taille des agglomérations. Ces dispositions réglementaires sont complétées par la DCE qui doit garantir « [la préservation et l'amélioration de] l'état des écosystèmes aquatiques » (premier article) et qui complète *de facto* les prescriptions en termes de moyens et de résultats sur la gestion des eaux usées imposées par la DERU par une ambition d'objectif de qualité du milieu récepteur.

Les objectifs de ces deux directives sont encore loin d'être atteints partout en Europe¹⁴⁹. Le reste du monde occidental ne possède pas non plus nécessairement un encadrement aussi poussé de la gestion des eaux usées. Les principales variations que l'on peut trouver dans le monde occidental par rapport au modèle parisien sont ainsi présentées dans les paragraphes suivants.

3.3.1. Linéarité et pollution des rejets directs

Les rejets directs d'eaux usées brutes au milieu naturel, sans usage volontaire agricole mis en œuvre, caractérisent systématiquement une linéarité. L'analyse de la pollution induite est plus subtile. Nous l'analyserons ici dans le cas d'un rejet en rivière.

3.3.1.1. Échelles d'analyse du caractère polluant des rejets d'eaux usées

Le rejet direct d'eaux usées brutes au milieu naturel entraînera toujours une pollution locale au droit du rejet. Dans une perspective de préservation poussée des écosystèmes aquatiques à l'échelle locale,

grande infiltration où les eaux de surface sont rares. L'épandage agricole des eaux usées se pratique depuis très longtemps et Braunschweig différencie semble-t-il son traitement en hiver (dénitrification) de celui de l'été (nitrification) afin de maximiser le taux de retour au sol des nutriments et de minimiser la pollution des nappes. Ces villes sont peut-être les seules d'Europe occidentale à avoir un système alimentation/excrétion circulaire aujourd'hui.

¹⁴⁹ Cf. site internet de l'Agence Européenne de l'Environnement pour la DERU (<https://www.eea.europa.eu/themes/water/water-pollution/uwwtd/interactive-maps/urban-waste-water-treatment-maps>) et Carré *et al.* (2017) pour la DCE.

on pourrait donc systématiquement considérer comme polluant le rejet direct d'eaux usées. À l'échelle globale, c'est-à-dire aux échelles du bassin versant, du milieu côtier exutoire des cours d'eau et *in fine*, de la mer exutoire et de la planète, ce rejet constitue une pollution que nous avons qualifiée de globale. La mise en lumière du caractère polluant des rejets d'azote réactif en rivière, indépendamment de la forme de cet azote réactif et de la sensibilité locale du milieu récepteur, nous paraît relativement récente et permise par une vision planétaire des perturbations des cycles biogéochimiques. Elle prend également le contre-pied de l'appréhension traditionnelle des rivières, dans le domaine de l'assainissement, comme des milieux capables d'« auto-épuration » (Edeline, 2001). Dans la mesure où le concept d'auto-épuration justifierait la possibilité de rejet d'azote réactif dans le milieu sans prendre en compte la pollution globale induite, ni même éventuellement la pollution locale, ce concept nous paraît dépassé aujourd'hui.

Entre ces deux échelles locales et globales, le degré de cette pollution peut toutefois être nuancé à l'échelle intermédiaire. Ainsi, dans le cas de la DCE, l'état des cours d'eau est évalué à l'échelle de la masse d'eau¹⁵⁰ et, si le débit du cours d'eau permet une forte dilution des eaux usées, le caractère polluant de ces eaux usées brutes au droit du rejet pourra être considéré comme ne remettant pas en cause l'atteinte du bon état à l'échelle de la masse d'eau et donc comme non polluant au sens de la DCE¹⁵¹.

3.3.1.2. Ratio population sur débit dans le régime du tout-à-l'égout

La pollution des cours d'eau par les eaux usées au sens de la DCE sera donc fondamentalement dépendante de la taille des masses d'eau exutoires et donc, pour les masses d'eau cours d'eau, du débit de ce cours d'eau. On peut ainsi caractériser une ville qui rejette ses eaux usées dans un cours d'eau par le ratio entre la population de cette ville et le débit de ce cours d'eau. Ce ratio se nomme usuellement « P sur Q » et se calcule comme le ratio des équivalents-habitants¹⁵² collectés d'une agglomération par le QMNA5 du cours d'eau récepteur. Il s'exprime donc en EH/(L/s) (Esculier & Andriamahéfa, 2014). Si l'on se restreint aux paramètres physico-chimiques de l'évaluation du bon état des cours d'eau, on peut considérer la concentration en ammonium comme étant un bon indicateur

¹⁵⁰ La DCE définit une masse d'eau de surface comme « une partie distincte et significative des eaux de surface » et propose par exemple de classer les masses d'eau selon leur taille allant de petite (10 à 100 km² de bassin versant capté) à très grande (> 10 000 km² de bassin versant capté).

¹⁵¹ Cf. les travaux du projet ANR MAKARA pour une critique générale des indicateurs de bon état au sens de la DCE.

¹⁵² L'équivalent-habitant est une unité couramment utilisée en assainissement qui correspond à 60 gDBO₅/j.

du niveau de pollution par les eaux usées. En France, avec le choix actuel de $0,5 \text{ mgNH}_4^+/\text{L}$ comme valeur-seuil du bon état des cours d'eau¹⁵³, et en prenant comme valeur moyenne de contenu azoté des eaux usées la valeur trouvée pour l'agglomération parisienne ($5,4 \text{ kg/pers/an}$ qu'on supposera intégralement sous la forme NH_4^+), cela donne un seuil limite de $2,3 \text{ EH}/(\text{L/s})$.

Ce résultat pourrait être affiné pour prendre en compte l'effectivité du mélange des eaux usées dans le milieu récepteur, la forme réelle prise par l'azote et les transformations associées dans le milieu récepteur, les pollutions induites par les autres éléments, etc. En première approche, il nous paraît toutefois constituer un ordre de grandeur valable que nous proposons de diviser par deux, comme il est de coutume, en considérant qu'il convient de ne pas se situer en limite du seuil de bon état pour tenir compte des autres rejets potentiels. On obtient alors en arrondissant :

$$[\text{P}/\text{Q}]_{\text{seuil pollution}} = 1 \text{ EH}/(\text{L/s})$$

On peut donc estimer qu'en-dessous d'une valeur de P/Q égale à $1 \text{ EH}/(\text{L/s})$, ce qui correspond à peu près à un taux de dilution des eaux usées de 3% ¹⁵⁴, un rejet direct d'eaux usées au milieu récepteur n'est pas polluant au sens de la DCE.

Dans cette acception restrictive de la notion de pollution par les eaux usées, l'évaluation du caractère polluant des rejets d'une ville est donc fondamentalement liée au débit de la rivière qui lui sert d'exutoire. A l'extrême, on pourrait donc considérer comme non polluant le régime socio-écologique du rejet direct des eaux usées pour les villes dont le P/Q est nettement inférieur à $1 \text{ EH}/(\text{L/s})$. Les agglomérations de moins de $10\,000$ habitants situées à l'aval de la Seine ont ainsi un P/Q inférieur à $0,1 \text{ EH}/(\text{L/s})$, de même que les agglomérations de moins d'un million d'habitants situées à l'aval du fleuve Saint-Laurent au Canada.

3.3.1.3. Ratio population sur débit et salubrité

La salubrité, regardée ici exclusivement sous l'angle de la contamination des eaux de surface, peut être évaluée suivant une méthodologie similaire. Deux seuils de salubrité pourraient être définis en première approche :

- le seuil de salubrité correspondant à l'usage de baignade dans les eaux de surface ;

¹⁵³ Arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement. NOR: DEVL1513989A.

¹⁵⁴ En prenant la valeur de 286 L/pers/j de l'agglomération parisienne.

- le seuil de salubrité correspondant à l'usage de boisson des eaux de surface.

Pour le premier seuil, nous proposons ainsi de calculer le P/Q seuil pour lequel la dilution des eaux usées dans une eau de surface permet de respecter le seuil de la directive baignade (900 UFC/100mL pour *E. Coli*). De même que pour le seuil précédent basé sur l'ammonium, nous effectuons ici un calcul très approximatif dont l'objectif n'est pas de donner une valeur fine qui prendrait en compte l'ensemble des agents pathogènes ou la dynamique d'évolution de ces agents dans l'eau mais de fournir un premier ordre de grandeur. Sur la base des données de qualité d'eau en entrée d'Achères fournies par Rocher & Azimi (2016) et estimées à $10^{6,9}$ UFC/100mL¹⁵⁵ et d'une collecte d'eaux usées par habitant de 286 L/pers/jour, nous trouvons donc un seuil de :

$$[P/Q]_{\text{seuil baignade}} = 0,03 \text{ EH/(L/s)}$$

Le seuil de salubrité baignade est donc environ 30 fois plus restrictif que le seuil de pollution au sens de la DCE et le rejet direct d'eaux usées consistera presque partout un motif d'insalubrité pour la baignade dans les eaux de surface. Le seuil boisson serait *a fortiori* encore plus restrictif.

On constate ainsi que tout effort porté sur la salubrité des eaux de surface relative à la baignade agira *a priori* de façon favorable sur l'état écologique des rivières dont le seuil limite P/Q est comparativement moins sévère.

3.3.1.4. Variété des conditions de rejet direct d'eaux usées

Le rejet direct d'eaux usées brutes peut intervenir de multiples manières et présenter un caractère plus ou moins ponctuel dans le temps et plus ou moins marqué en proportion : inexistence d'une unité de traitement des eaux usées, existence d'une unité de traitement mais non raccordement de tout ou partie des eaux usées à cette unité, non-conformité des branchements d'eaux usées domestiques entre les égouts d'eaux usées et les égouts pluviaux et rejet direct des eaux pluviales au milieu naturel, dysfonctionnement de l'unité de traitement, surverse des égouts en temps de pluie, fuite des égouts dans le sol, etc.

On peut trouver de nombreuses illustrations de ces voies de rejet direct des eaux usées au milieu naturel. Dans l'agglomération parisienne, nous avons ainsi estimé à la sous-section 3.2.2.3 que les rejets permanents de temps sec représentaient au moins 0,3 % des eaux usées collectées. La bonne concordance trouvée entre les eaux usées produites par les ménages et les eaux usées arrivant en

¹⁵⁵ En toute rigueur, les données fournies par Rocher & Azimi (2016) sont exprimées en NPP et non en UFC mais nous négligerons cette distinction dans notre approche.

stations d'épuration confirme l'ordre de grandeur mais la précision sur les données n'est pas suffisante pour conclure sur des valeurs inférieures à quelques pourcents. Cette valeur est bien sûr excellente au regard du maximum de 100 % atteint par les agglomérations ne possédant pas de station d'épuration. Toujours sur l'agglomération parisienne, les déversements de temps de pluie présentent un caractère temporel épisodique et nous avons estimé qu'ils représentaient environ 2 % à 3 % des eaux usées collectées dans l'agglomération.

Ces cas de régimes linéaires, polluants et insalubres par rejet direct des eaux usées au milieu naturel sont tendanciellement à la baisse en Europe. Le taux de conformité en équipement en station d'épuration en France est estimé à 97 % et la conformité en performances à 90 % en 2014 (données MTES), ce qui constitue un progrès indéniable sur les dernières décennies¹⁵⁶. Les règles d'application de la DERU utilisées en France pour évaluer la conformité collective d'une agglomération exigent la collecte d'au moins 95 % des eaux usées de l'agglomération. Une fois ces eaux arrivées à la station d'épuration, il est à nouveau exigé que les débits entrants en station d'épuration soient traités 95 % du temps¹⁵⁷. On peut donc raisonnablement estimer que les agglomérations françaises, et possiblement européennes, tendent vers un régime dans lequel moins de 10 % des eaux usées sont rejetées directement au milieu naturel sans traitement. Vu la sensibilité du seuil de salubrité-baignade, les agglomérations conformes à la DERU peuvent donc toujours présenter un caractère insalubre. Pour ce qui est de leur circularité et de leur degré de pollution, ceux-ci peuvent être obérés d'environ 10 % de rejets directs. Nous allons désormais analyser le traitement qui est réservé aux 90 % restants.

3.3.2. Linéarité et pollution du traitement primaire et secondaire

Le quasi-monopole du tout-à-l'égout dans le monde occidental ne laisse de variétés de choix technologiques dans la chaîne de gestion des urines et matières fécales que pour les deux derniers groupes fonctionnels à savoir le traitement et l'usage final. La transition d'une logique de traitement qui permette de valoriser les urines et matières fécales vers une logique de traitement de l'eau pour destinée, presque exclusivement, à protéger les écosystèmes aquatiques récepteurs, est désormais totalement consommée – cf. Barles (2005) et section 3.1.4. Il y a donc un glissement qui s'opère dans

¹⁵⁶ En 1994, l'IFEN estime que 48 % de la « pollution » des eaux usées françaises (probablement estimée par la DBO5) est éliminée avant rejet.

¹⁵⁷ Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO5.

la chaîne de gestion quant à la nature du produit qui traverse les groupes fonctionnels de l'assainissement. À l'interface usager (les toilettes), les urines et matières fécales sont le produit d'entrée et l'eau y est ajoutée par la chasse d'eau pour permettre leur évacuation puis leur transport en égout. En revanche, à la station d'épuration, les rôles sont inversés : l'eau (traitée) est le produit de sortie de la station d'épuration et les urines et matières fécales sont transformées en différents éléments qui en constituent les sous-produits ou les déchets, sous forme de boues (résidus solides) et de gaz. L'eau supplante ainsi les urines et matières fécales comme produit de la chaîne de l'assainissement entre les toilettes et la station d'épuration.

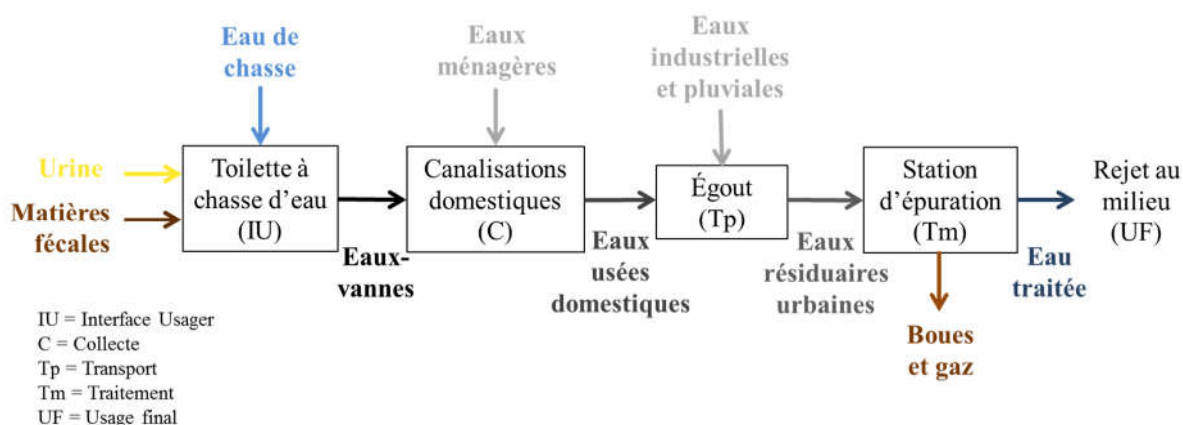


Figure 3.25 : Chaîne de gestion des urines et matières fécales dans le modèle dominant du monde occidental.

Cette logique fut même poussée à son paroxysme, d'après Lesavre, par le concept proposé par Suez dans les années deux mille de la station d'épuration sans boues, niant ainsi totalement la présence de matières à valoriser dans la fraction solide des effluents arrivant en station d'épuration (communication personnelle).

3.3.2.1. Eaux souillées et excréments dilués

Cette dévalorisation des urines et matières fécales par rapport à l'eau se perçoit très nettement dans les terminologies employées. Ainsi le traitement est réalisé dans une « station d'épuration »¹⁵⁸. Les eaux usées sont ainsi des eaux impures que l'unité de traitement va permettre de purifier pour produire une eau (plus ou moins) pure. Dans le même registre, la norme « Glossaire de termes techniques des eaux résiduaires » NF EN 16323 de mai 2014, citée par l'ANSES (2015), définit les eaux usées domestiques comme les « eaux souillées par la vie humaine ». La vision inverse que suggère la Figure

¹⁵⁸ Les usages varient pour nommer ce maillon. Le MTES recommande actuellement le terme de « station de traitement des eaux usées », ce qui ne modifie pas notre propos.

3.25, à savoir de définir les eaux usées domestiques comme étant des urines et matières fécales diluées dans une eau de chasse puis mélangées aux eaux ménagères, semble pratiquement inexistante. L'analyse de la composition chimique des eaux usées domestiques tend pourtant plutôt à montrer que celles-ci sont principalement constituées d'urines et de matières fécales.

Le graphique suivant (Figure 3.26), issu d'une synthèse bibliographique menée par CréaPure, l'IRSTEA et l'ONEMA, montre ainsi la provenance des différents éléments présents dans les eaux usées domestiques dans le contexte de la zone occidentale européenne (Eme & Boutin, 2015)¹⁵⁹.

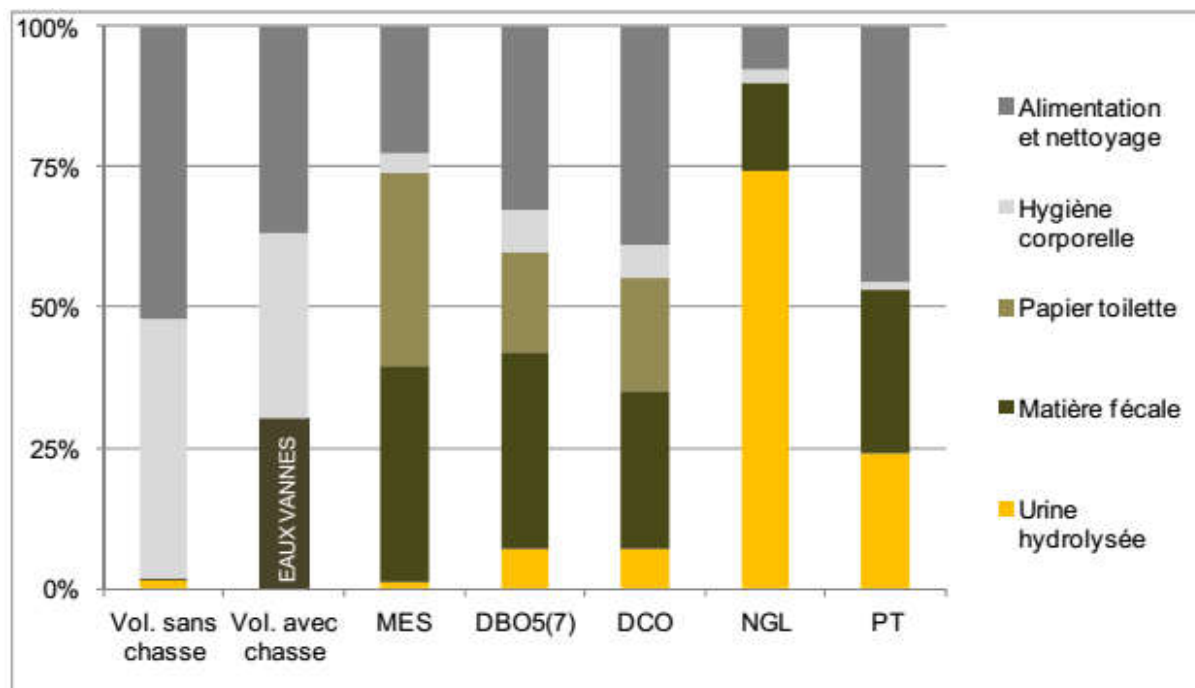


Figure 3.26 : Répartition des charges émises dans les eaux usées domestiques par source.

Source : Eme & Boutin (2015).

L'urine représente 1 % du volume des eaux usées domestiques (en cohérence avec le Tableau 2.1) et les matières fécales environ 1 %. *A contrario*, urines et matières fécales représentent 35 % à 42 % des MES, DBO5(7) et DCO de ces eaux, avec une contribution principale des matières fécales. On y voit aussi la contribution non négligeable du papier toilette (34 % du total des MES) qui situe ainsi la contribution de urines, matières fécales et papier toilette à 74 % pour les MES et 55-60 % pour la DBO5(7) et la DCO. Pour l'azote, la contribution dominante est bien sûr celle de l'urine, à 74 %, amenant à 90 % l'apport des urines et matières fécales.

¹⁵⁹ Cf. également la section 4.1.5 pour une présentation de l'importance de ce graphique en termes de reconsidération des eaux usées comme une ressource.

Ces données sont cohérentes avec une autre synthèse bibliographique qui aboutit à une contribution de 69 % des urines, matières fécales et papier toilette pour les MES et de 48-51 % pour la DBO5 et la DCO (Friedler *et al.*, 2013). Pour l'azote, cette synthèse donne 79% de contribution pour l'urine et 92 % pour urines et matières fécales.

Cette répartition est également cohérente avec celle estimée pour l'agglomération parisienne (cf. sous-section 3.2.2.3), avec une contribution des excréments dans les eaux résiduaires urbaines à 87 % pour l'azote (soit légèrement plus bas que dans les eaux usées domestiques du fait des apports complémentaires des eaux industrielles et pluviales).

Pour le potassium, les contributions des urines et matières fécales données par Eme & Boutin (2015) sont sensiblement inférieures à celles de Friedler *et al.* (2013) : 68 % versus 93 %. Il serait intéressant de connaître la concentration en potassium en entrée des stations d'épuration du SIAAP afin d'affiner, dans notre cas d'étude, la contribution spécifique des urines et matières fécales. La contribution des ions potassium dissous dans l'eau potable peut probablement faire varier les résultats selon les caractéristiques de l'eau potable locale.

Enfin, pour le phosphore, Eme & Boutin (2015) et Friedler *et al.* (2013) donnent respectivement une contribution de 53 % et 71 % des urines et matières fécales à la charge totale des eaux usées domestiques quand nous trouvons 68 % pour Paris dans les eaux résiduaires urbaines. La charge en phosphore des eaux ménagères est toutefois fortement dépendante de l'année où sont réalisées les mesures car on constate, en France, une baisse graduelle de la teneur en phosphore des eaux ménagères du fait de l'abandon progressif du phosphore dans les produits détergents. Amorcée au moins dans les années quatre-vingt-dix, cette baisse est désormais consacrée par la réglementation française qui interdit l'usage des phosphates dans les lessives textiles depuis le 1^{er} juillet 2007¹⁶⁰. Un règlement européen prévoit de restreindre leur utilisation pour les lave-vaisselle à 0,3 gP par dose normale depuis le 1^{er} janvier 2017 (règlement n°259/2012 du parlement européen). On voit bien cette baisse relative du phosphore par rapport à l'azote dans les eaux résiduaires urbaines à l'entrée de la station d'épuration d'Achères (Figure 3.27). Cette tendance à la baisse se confirme ces dernières années mais devrait bientôt se stabiliser du fait de la proximité du niveau des excréments physiologiques de phosphore.

¹⁶⁰ Décret n° 2007- 491 du 29 mars 2007 relatif à l'interdiction des phosphates dans certains détergents. NOR: DEVO0710002D.

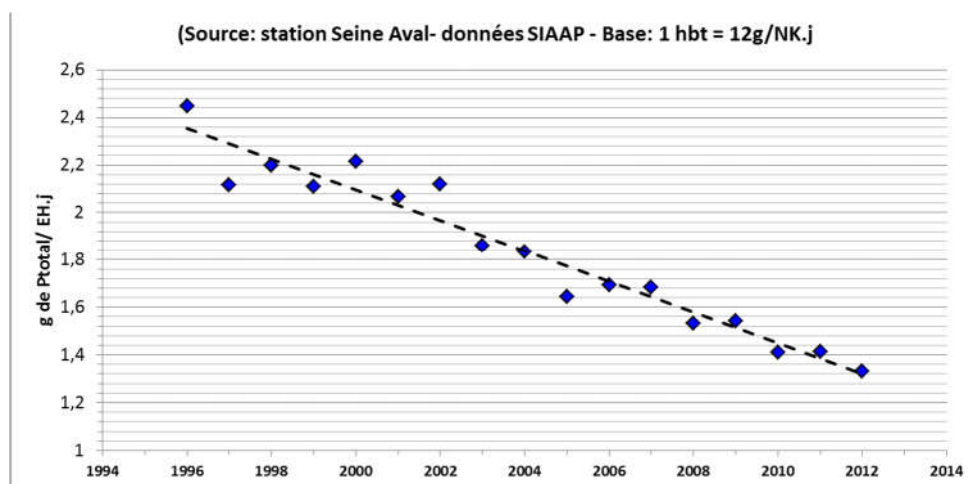


Figure 3.27 : Charge en phosphore total des eaux résiduaires urbaines en entrée de la station d'épuration de Seine-Aval.

La charge en phosphore total est exprimée en proportion d'une charge d'équivalent habitant de 12 g/j de NTK. Pour mémoire, avec cette définition de l'EH, nous avons estimé à 1,04 gP/EH les excréctions humaines sur Paris (cf. sous-section 3.2.2.3). Cette valeur devrait logiquement être l'asymptote de l'évolution future de cette courbe.

Source : AESN (2013)

Cette analyse de la composition des eaux résiduaires urbaines par source confirme donc que celles-ci peuvent bien être analysées comme des urines et matières fécales (et du papier toilette¹⁶¹) diluées dans l'eau de chasse puis les eaux ménagères, industrielles et pluviales. On retiendra :

- que les matières fécales et le papier toilette représentent les trois quarts de la contribution en MES et la moitié de la contribution en DBO et DCO des eaux usées domestiques ;
- que l'urine représente les trois quarts de la contribution en azote et en potassium, qui passe à 90 % en incluant les matières fécales ;
- que la contribution en phosphore des urines et matières fécales s'inscrit sur une trajectoire tendancielle de contribution à hauteur des trois quarts, voire plus, dont les deux tiers proviennent de l'urine.

¹⁶¹ L'usage du papier toilette mériterait d'être analysé en détail. L'évacuation du papier toilette par le tout-à-l'égout ne constitue pas nécessairement la méthode de gestion la plus judicieuse et, dans certains pays, il est coutumier de mettre le papier toilette dans une poubelle. Muñoz *et al.* (2007) évaluent que le papier toilette est la principale source de consommation d'énergie liée à l'excrétion, devant celle de la station d'épuration. On notera l'existence, encore très anecdotique semble-t-il, d'initiatives visant à utiliser des tissus lavables en lieu de place du papier toilette, en particulier pour l'hygiène féminine après la miction urinaire. Plus largement, rappelons que le monde peut se diviser en deux catégories : celle où on s'essuie les fesses et celle où on se lave les fesses à l'eau (et se les sèche ensuite), ce qui change notablement l'empreinte environnementale associée (Rosemarin *et al.*, 2007).

L'épuration des eaux résiduaires urbaines consiste donc bien principalement à extraire les éléments provenant des urines, des matières fécales et du papier toilette de ces eaux dans le but de préserver les milieux récepteurs et avec une logique de valorisation de ces éléments secondaire, voire inexistante.

3.3.2.2. Caractéristiques des principaux traitements des eaux mis en œuvre

Le traitement industriel des « eaux souillées par la vie humaine » bénéficie de plus de cent ans de développement. Les bases de son fonctionnement consistent à intensifier dans des bassins contrôlés les mécanismes qui se développent spontanément dans le milieu récepteur en cas de rejet d'eaux usées. On transfère ainsi ces processus de transformation dans une enceinte industrielle de l'anthroposphère plutôt que dans la biosphère.

Le traitement le plus simple qui soit opéré est nommé traitement primaire et consiste en une simple décantation des eaux. Il permet un abattement d'environ 30 % de la DBO et 10 % de l'azote. Dans notre acception du degré de pollution des systèmes alimentation/excrétion, il n'apparaît donc pas si différent de l'absence totale de traitement et, s'il tend probablement à devenir anecdotique, on le retrouve pourtant encore dans le monde occidental, avec l'adjonction de réactifs chimiques qui permettent d'améliorer ses rendements, principalement sur MES, DBO et DCO (cf. par exemple la station d'épuration Marcotte de Montréal).

Dans la majorité des cas, le traitement primaire constitue la première étape d'un traitement des eaux plus complexe. La complexité et l'intensité des traitements mis en œuvre en stations d'épuration se sont étoffées au fil des décennies et peuvent être représentées comme l'adjonction, décennie après décennie, de nouvelles étapes de traitement visant à améliorer les performances de l'épuration vis-à-vis du milieu récepteur. À partir d'un simple rejet direct dans le milieu naturel, la gestion des eaux résiduaires urbaines s'est donc muée en une industrie de plus en plus sophistiquée et coûteuse, guidée par des objectifs de préservation du milieu récepteur de plus en plus exigeants. Cette évolution peut être illustrée par le schéma suivant (Figure 3.28).

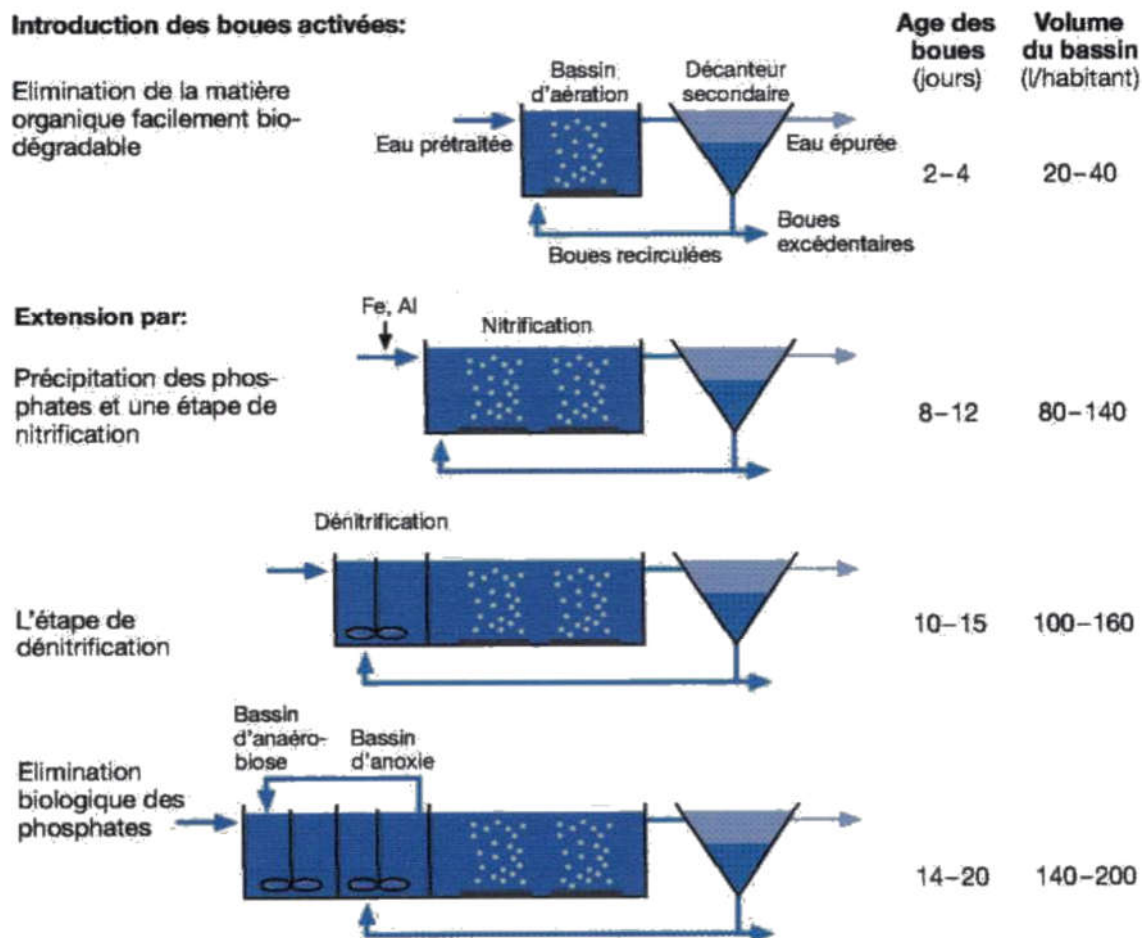


Figure 3.28 : Représentation schématique de l'évolution des traitements mis en œuvre dans les stations d'épuration des grandes agglomérations du monde occidental.

Source : Lesavre (2014).

Le procédé de base utilisé en épuration est la boue activée, qui a fêté ses 100 ans en 2014. En cultivant des bactéries dans un bassin par insufflation d'oxygène, la boue activée à court temps de séjour permet principalement de faire respirer le carbone réduit présent dans les eaux usées par les bactéries et d'en convertir une autre partie en biomasse bactérienne qui se retrouve dans les boues. Performant pour permettre un bon abattement de la DBO des eaux usées, ce procédé est en revanche contre-performant dans une logique de valorisation de cette DBO.

3.3.2.3. Contre-productivité énergétique de la boue activée

L'unité même employée dans le domaine de l'assainissement pour évaluer la teneur en carbone réduit, DBO, Demande Biologique en Oxygène, montre le glissement qui s'est opéré entre le carbone réduit de la nourriture, perçu comme une source d'énergie pour le métabolisme humain et usuellement évalué en unités énergétiques (Joules ou calories) et le résidu de cette nourriture digérée, les matières fécales, dont le même carbone réduit est cette fois-ci évalué par rapport aux méfaits qu'il causerait s'il était

rejeté dans un milieu aquatique, à savoir la consommation d'oxygène évaluée par la DBO. D'après Svardall & Kroiss (2011), les valeurs calorifiques de presque toutes les matières organiques contenues dans les eaux usées oscillent entre 13 et 15 MJ/kgDCO. On peut donc retenir cette conversion entre unités de pollution et unités énergétiques, valable pour les matières organiques des eaux usées à ± 1 MJ près (Maxime 5) :

Maxime 5 : « 1 kg DCO = 14 MJ »

Dans la boue activée, on va donc construire un bassin d'aération et y dépenser de l'énergie d'aération pour convertir du carbone réduit riche en énergie en CO₂. Dans une station d'épuration standard, seule 40 % de l'énergie contenue dans les eaux usées se retrouve dans les boues, les 60 % restants étant métabolisés par la boue activée ou rejetés au milieu naturel avec l'eau épurée (Rittmann, 2013). Si elle est performante pour protéger les milieux aquatiques, la boue activée paraît ainsi contre-productive pour l'énergéticien dans une logique de valorisation du carbone réduit. Le devenir du carbone réduit résiduel contenu dans les boues dépendra de la filière choisie pour le traitement des boues. Outre le caractère secondaire à notre sens du devenir du carbone des matières fécales dans le système alimentation/excrétion (cf. section 2.1.3), les objectifs de stations d'épuration « neutres en énergie » paraissent relever d'une définition peu pertinente du système étudié – cf. pour les gaz à effet de serre Larsen (2015).

3.3.2.4. Transparence de la nitrification sur la pollution en azote réactif

Après le traitement du carbone, les stations d'épuration ont inclus une nouvelle étape de traitement des eaux usées : la nitrification. La boue activée à faible temps de séjour ayant un très faible abattement de l'azote réduit, il est également apparu nécessaire de limiter les pollutions azotées des milieux récepteurs. La nitrification se réalise en augmentant le temps de séjour de la boue activée pour permettre le développement de bactéries nitrifiantes. Nous regroupons sous le terme de traitement secondaire le traitement du carbone par boue activée et la nitrification.

La nitrification impose un agrandissement de la station d'épuration et permet une meilleure préservation du milieu récepteur (baisse de toxicité liée à l'ammoniac et non désoxygénation du milieu récepteur par nitrification). La simple nitrification ne change toutefois pas significativement la quantité d'azote réactif rejeté dans l'environnement, celui-ci étant désormais majoritairement sous la forme de nitrates. Dans notre acception du degré de pollution des systèmes alimentation/excrétion, la nitrification est donc également linéaire et polluante.

Cette pollution aux nitrates a été mise en exergue par la DERU qui a imposé aux pays membres de l'Union Européenne de définir des zones sensibles à l'eutrophisation, c'est-à-dire des masses d'eau eutrophes ou risquant de l'être prochainement. L'eutrophisation est elle-même définie comme un

« enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux d'espèces supérieures qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question ». Ainsi, la DERU impose le traitement de l'azote et/ou du phosphore, pour les agglomérations de plus de 10 000 équivalents-habitants, uniquement si leur rejet au milieu naturel perturbe de façon indésirable l'équilibre des organismes présents dans les milieux aquatiques récepteurs depuis le point de rejet jusqu'à la mer. La notion de pollution azotée de la DERU est donc beaucoup plus limitée que celle de pollution globale que nous avons proposée pour analyser les systèmes alimentation/excrétion. Nous avons en effet considéré le rejet d'azote réactif dans l'environnement comme une contribution à la perturbation mondiale du cycle biogéochimique de l'azote et donc comme constituant nécessairement une pollution (cf. section 1.1.2). L'application des règles de la DERU entraîne ainsi que les villes situées en dehors des zones touchées par une eutrophisation indésirable n'auront pas à retirer les nitrates (ni éventuellement le phosphore) de leurs eaux usées avant rejet et leur régime sera donc, dans notre acception, toujours polluant et linéaire.

3.3.3. Linéarité et pollution variable du traitement tertiaire

3.3.3.1. Temporalités de mise en œuvre de la dénitrification

Dans les zones sensibles à l'eutrophisation pour le paramètre azote, les stations d'épuration sont toutefois tenues de réduire leurs rejets en nitrates. Comme présenté Figure 3.28, elles subissent alors un nouvel agrandissement par un bassin anaérobie dans lequel la biomasse bactérienne s'enrichit de bactéries dénitrifiantes qui vont convertir les nitrates en diazote gazeux. Nous qualifions alors ce traitement de tertiaire. Cette évolution des stations d'épuration s'est effectuée à des degrés et à des vitesses différentes selon les agglomérations considérées. Nous venons de voir que ce traitement de l'azote n'était parfois pas du tout mis en œuvre. S'il l'est, son déploiement a pu intervenir à des époques bien différentes. Nous avons ainsi comparé les données de concentrations en nitrates dans la Seine et dans le Rhin de 1900 à 2005. Pour la Seine, nous avons pris les données de teneurs en nitrates mesurées à Ivry et compilées par Billen *et al.* (2011). Pour le Rhin, nous avons pris les valeurs mesurées à Lobith et mises à disposition par la Commission Internationale pour la Protection du Rhin (<http://iksr.bafg.de/iksr>).

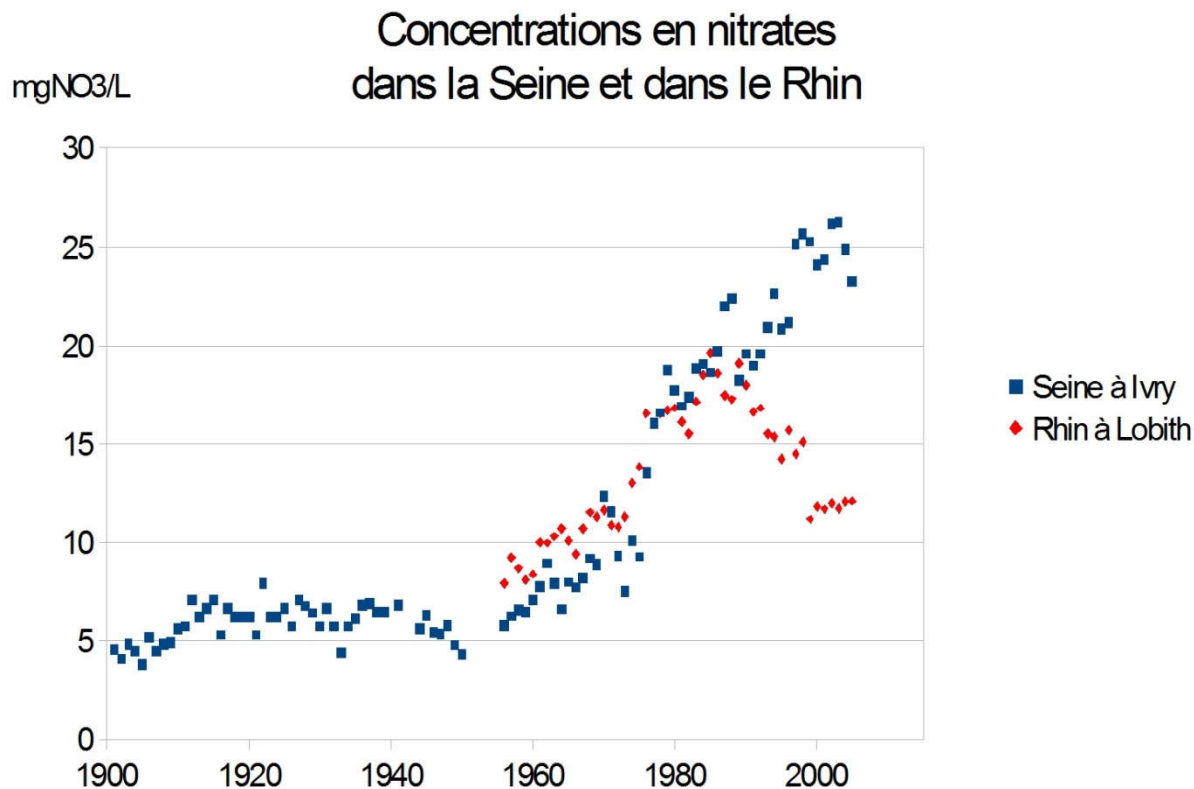


Figure 3.29 : Concentrations en nitrates dans la Seine et dans le Rhin, 1900-2005

On voit que, durant la première moitié du XX^e siècle, les concentrations en nitrates en Seine sont aux alentours de 5 mg/L de nitrates (NO₃⁻). A partir des années cinquante, la Seine et le Rhin connaissent tous les deux une augmentation sensible de leur concentration en nitrates, due à la combinaison des rejets azotés agricoles et urbains. Dans les années quatre-vingts à quatre-vingt-dix, les concentrations en nitrates du Rhin s'infléchissent jusqu'à revenir, dans les années deux mille, aux valeurs des années soixante-dix. Dans le même temps, les concentrations en nitrates continuent d'augmenter en Seine.

La comparaison entre les valeurs mesurées dans la Seine à Ivry et dans le Rhin à Lobith est délicate à interpréter du fait des différences typologiques entre les deux bassins, des activités agricoles et urbaines et de leurs impacts respectifs, et de la localisation différente du point de mesure entre Ivry (au cœur du bassin) et Lobith (à l'aval). D'après la Commission Internationale pour la Protection du Rhin (CIPR, 2013), la baisse des nitrates dans le Rhin peut toutefois être interprétée comme le résultat de la politique de mise en œuvre de la dénitrification dans les stations d'épuration du bassin, qui prend donc son essor dès les années quatre-vingts. La mise en place de la dénitrification a été beaucoup plus tardive en France. La DERU imposait le traitement de l'azote en zone sensible en 1998 pour les agglomérations de plus de 10 000 EH mais ce n'est qu'en 2012, principalement avec la mise en œuvre

de la dénitrification à Achères, que la France a effectivement généralisé la dénitrification en zone sensible et éteint le contentieux européen sur ce point.

3.3.3.2. Ampleur de la dénitrification mise en œuvre

Quand elle est mise en œuvre, la dénitrification évite donc le rejet d'une partie de l'azote réactif des excréments dans les écosystèmes aquatiques. On notera que les exigences concernant le rendement de dénitrification sont rédigées de façon peu claire dans la DERU. En effet, dans l'annexe I, Tableau 2, les conditions imposées aux stations d'épuration sont exprimées soit en concentration, soit en rendement et les stations d'épuration doivent respecter l'une ou l'autre, c'est-à-dire que c'est finalement la valeur la moins contraignante qui sera limitante. Or les valeurs en concentrations sont de 15 mg/L d'azote total en sortie pour les agglomérations de 10 000 à 100 000 EH et de 10 mg/L pour les agglomérations de plus de 100 000 EH, ce qui laisse supposer une logique d'exigence plus forte pour les plus grandes agglomérations dont l'effet sur les milieux récepteurs sera nécessairement plus important du fait de la plus grande population. Or l'exigence en rendement est indiquée en % comme « 70-80 », sans préciser que le 70 % s'applique aux agglomérations de 10 000 à 100 000 EH et le 80 % aux agglomérations de plus de 100 000 EH. Pourtant, les concentrations standard d'eaux usées en entrée de station d'épuration sont d'environ 50 mg/L d'azote et il y a donc une parfaite correspondance entre 15 mg/L en sortie et 70 % de rendement d'une part, et 10 mg/L et 80 % de rendement d'autre part.

Ainsi, en France, la DERU a été déclinée dans l'arrêté du 22 décembre 1994 en exigeant simplement un rendement minimal de 70 % pour les agglomérations de plus de 10 000 EH¹⁶². Cette exigence *a minima* est reprise telle quelle dans les arrêtés suivants du 22 juin 2007 et du 21 juillet 2015. En prenant en compte les situations réelles sur une agglomération, on trouve donc des rendements totaux annuels sur l'azote plutôt inférieurs à 70 %, comme nous l'avons vu dans le cas de l'agglomération parisienne où nous estimons ce rendement réel à 62 % en 2013. Or l'esprit de gradation des exigences de traitement de l'azote en fonction de la taille de l'agglomération qui transparaît dans la DERU semble pouvoir être prolongé pour les très grandes agglomérations et on pourrait imaginer une exigence de 90 % de rendement pour les agglomérations de plus d'un million d'équivalents-habitants par exemple. Avec sa population supérieure à 10 millions d'habitants, le rendement réel de 62 % sur l'azote de l'agglomération parisienne paraît faible au regard des rendements imposés aux plus petites agglomérations. Sur le périmètre du SIAAP, 62 % de rendement sur l'azote réactif équivaut encore à

¹⁶² L'exigence de 10 mg/L en sortie est également indiquée mais comme il s'agit d'un « ou », c'est finalement uniquement l'exigence de 70 % de rendement qui s'applique en moyenne annuelle.

rejeter en rivière l'azote réactif de plus de 4 millions de personnes (principalement sous la forme de nitrates).

3.3.3.3. Introduction de carbone fossile dans des flux de carbone renouvelable

Pour réaliser la dénitrification, les stations d'épuration cultivent des bactéries dénitrifiantes hétérotrophes. Il leur faut donc une source de carbone réduit à oxyder pour se développer ce qui va, comme dans le cas de la contre-productivité énergétique de la boue activée à faible temps de séjour, grever les possibilités de valorisation de ce carbone réduit. Très souvent, le carbone réduit présent dans les eaux usées est en outre insuffisant pour atteindre le taux de dénitrification voulu et on injecte alors dans les bassins d'épuration du carbone réduit facilement assimilable par la biomasse, usuellement du méthanol. La synthèse de méthanol est majoritairement réalisée à partir de méthane fossile (www.methanol.org¹⁶³). On injecte donc en stations d'épuration du carbone réduit fossile, dont l'oxydation en CO₂ contribuera aux émissions de gaz à effet de serre, dans le but de transformer la ressource que constitue l'azote réactif des eaux usées en diazote gazeux. Si cet état de fait s'explique historiquement par la logique de traitements successifs de l'eau mis en place pour protéger de mieux en mieux les milieux aquatiques, il nous semble toutefois constituer une rupture conceptuelle en termes de régime socio-écologique des systèmes alimentation/excrétion. En effet, alors que tous les flux de carbone du système alimentation/excrétion décrits à la Figure 2.1 reposent sur la photosynthèse des plantes cultivées dans l'hinterland agricole nourricier, l'adjonction de méthanol introduit dans le système alimentation/excrétion une fraction de carbone fossile dans un cycle essentiellement non-fossile par ailleurs et remet en cause sa soutenabilité.

Nous avons insisté dans la deuxième partie sur la distinction nécessaire entre les impacts environnementaux directement imputables au système alimentation/excrétion et ceux qui sont plutôt liés à d'autres aspects du système socio-écologique dans lequel il s'inscrit. Ainsi, le secteur de l'assainissement français est fortement consommateur de ressources fossiles pour sa fourniture énergétique (uranium, hydrocarbures fossiles, etc.) mais le problème causé par la non-soutenabilité de l'utilisation de ces ressources fossiles ne relève pas directement du système alimentation/excrétion mais, de façon beaucoup plus globale, des caractéristiques du système d'alimentation énergétique de ce système socio-écologique. En revanche, l'utilisation de carbone fossile pour alimenter la biomasse dénitrifiante relève fondamentalement des flux caractéristiques du système alimentation/excrétion et constitue un élément supplémentaire de non-soutenabilité des systèmes alimentation/excrétion du monde occidental, et en particulier de l'agglomération parisienne. Ce fait est d'autant plus regrettable

¹⁶³ Consulté le 22 février 2016.

que l'utilisation de méthanol non fossile, par exemple issu de la culture de plantes, pourrait constituer une opportunité supplémentaire de connexion entre les acteurs aval du système alimentation/excrétion (secteur de l'assainissement) et les acteurs du secteur amont (secteur de l'agriculture). Nous développerons cette notion de connexion des acteurs dans les parties suivantes, en particulier par l'étude des possibilités d'introduction de circularité dans les systèmes alimentation/excrétion. En attendant, nous retiendrons que, si la dénitrification en station d'épuration est regrettable d'un point de vue de la linéarité qu'elle induit, il semble toutefois possible de limiter la non-soutenabilité des systèmes alimentation/excrétion en recourant à des sources de carbone non-fossiles.

Pour aller plus loin sur ce sujet, il conviendra toutefois de connaître la quantité d'énergie fossile utilisée par une filière agricole pour produire du méthanol (ou une autre forme de carbone assimilable) issu de plantes cultivées. Il faudra en particulier exclure le recours à une filière dont les besoins unitaires en énergies rares (BUER, énergie fossile ou fossile consommée par unité d'énergie produite) seraient supérieurs à 1 car on consommerait alors encore plus d'énergie fossile par là même. D'après Billen *et al.* (2017b), le taux de retour énergétique des grandes cultures intensives françaises se situe aujourd'hui aux alentours de 0,3 et pourrait même descendre à 0,13 dans un scénario Bio-Autonome-Demitarrien. Si la culture d'agrocarburants soulève par ailleurs de multiples questions, on notera tout de même la possibilité de recourir à des cultures agricoles pour remplacer le méthanol fossile dans les procédés de dénitrification. En utilisant les caractéristiques des cultures énergétiques du bassin de la Seine données par Billen (2013 – 4,2 tep/ha pour la filière betterave et 1,35 tep/ha pour la filière colza) et la consommation actuelle de méthanol des stations d'épuration de l'agglomération parisienne (données SIAAP, 3,6 kg/hab/an de méthanol consommé en 2014), il conviendrait donc de prévoir entre 5 m² (betterave) et 15 m² (colza) par habitant de cultures dédiées à la production de carbone de dénitrification. En retenant une valeur de 10 m²/hab, cela correspond donc à 7 % des surfaces qui servent aujourd'hui à l'alimentation végétale des habitants de l'agglomération parisienne (cf. sous-section 3.2.2.4) ou encore environ 10 000 ha pour toute l'agglomération parisienne. Le couplage avec l'assainissement de l'agglomération parisienne pourrait d'ailleurs être encore plus fort en cas de fourniture, par le système d'assainissement, des nutriments agricoles nécessaires à la culture de ces plantes.

Sans recours à du carbone renouvelable pour la dénitrification, il paraît nécessaire de soustraire les quantités de carbone fossile injectées en station d'épuration aux quantités de biogaz produit pour obtenir une valeur de production nette d'hydrocarbures renouvelables par une station d'épuration. Dans le cas de l'agglomération parisienne, l'exploitation des données du SIAAP conduit à estimer que le méthanol injecté est loin d'être négligeable puisqu'il équivaut, en nombre de moles de carbone, à environ 50 % du biogaz produit.

3.3.3.4. Gestion cyclique ou linéaire de l'azote ? Deux façons d'analyser la dénitrification

La dénitrification des eaux usées peut s'analyser de deux façons totalement opposées en termes de fermeture des cycles. En assainissement, l'émission de diazote gazeux dans l'atmosphère par la dénitrification est souvent considérée comme la fermeture d'un cycle de l'azote. La Figure 3.22 montre effectivement la fermeture d'un cycle industriel de l'azote dans le cas de l'agglomération parisienne : les usines de synthèse d'engrais fixent 21 kg de diazote atmosphérique par personne et par an pour l'alimentation des parisiens¹⁶⁴ ; sur les 4,7 kg résiduels arrivant en station d'épuration, 2,7 kg sont réemis dans l'atmosphère sous forme de diazote. Cette fermeture est donc d'une part très partielle, d'autre part elle repose sur des procédés intensifs de fixation et d'émission de diazote à l'amont et à l'aval du système alimentation/excrétion.

A contrario, en considérant le cycle de l'azote réactif, la dénitrification apparaît comme une ouverture de ce cycle. La gestion de l'azote réactif par la biosphère montre que l'ouverture de ce cycle est un phénomène totalement minoritaire (cf. Figure 1.1 et Gruber & Galloway, 2008). La dénitrification constitue certes un progrès en termes de pollution azotée par rapport au rejet de l'azote réactif en rivière. Mais la sophistication des moyens mis en œuvre sert finalement à neutraliser une ressource plutôt qu'à la recycler. Le recyclage de l'azote réactif des eaux usées est une alternative qui n'est pratiquement pas envisagée et, suivant ce paradigme, la dénitrification apparaît alors effectivement comme la moins pire des solutions (cf. plus loin la sous-section 4.3.3.2 pour une discussion plus détaillée de ce point).

La nitrification-dénitrification induit toutefois une pollution en azote réactif sous forme de N₂O qui est systématiquement émis dans le processus. Cette émission est considérée comme une sorte de « mal nécessaire » : il vaut mieux émettre du N₂O en station d'épuration plutôt que de rejeter de l'azote réactif, même oxydé, en rivière (Tallec *et al.*, 2007). Il est même recommandé de ne pas « stigmatiser » cette émission de N₂O en la rapportant aux émissions « naturelles » en rivière, sous-entendant que la rivière est le récepteur naturel de l'azote des excréctions humaines (ADEME & ASTEE, 2013). Cette vision ne nous paraît pas correspondre au fonctionnement des écosystèmes terrestres où le récepteur naturel de l'azote des excréctions est le sol¹⁶⁵. La troisième option presque jamais mentionnée, qui consiste à recycler cet azote réactif aux champs, offre pourtant la possibilité de

¹⁶⁴ La fixation symbiotique est la seconde source d'introduction d'azote réactif avec 16,2 kg/pers/an.

¹⁶⁵ Il y aura bien sûr des émissions de N₂O par l'activité biologique du sol si des excréctions sont épandues mais il convient alors de mettre en regard ces émissions par rapport à celles produites par les autres types d'engrais azotés utilisés. Cette évaluation nécessite une analyse complète du système alimentation/excrétion.

n'avoir ni l'eutrophisation des milieux aquatiques, ni l'émission de N_2O par la nitrification-dénitrification. Cet enjeu est particulièrement saillant dans le cas de l'agglomération parisienne où le choix des biofiltres induit une émission de N_2O très largement supérieure au taux d'émission communément admis en station d'épuration. L'ADEME & l'ASTEE (2013) recommandent en effet une valeur par défaut de 0,073 % de masse de N_2O émis par masse de NTK abattu soit 0,042 % en masse de $N-N_2O$ émis par masse d'azote entrant en station d'épuration¹⁶⁶. Sur Paris, ce chiffre est aujourd'hui estimé 50 fois supérieur à 2,1 % (cf. sous-section 3.2.2.3).

Les principales émissions directes de gaz à effet de l'assainissement, à savoir les émissions de N_2O , de CH_4 (dont fuite de digesteurs) et celles de CO_2 liée à l'injection de méthanol issu de carbone fossile nous paraissent seules refléter réellement la part d'émissions de gaz à effet de serre relevant du système alimentation/excrétion. Elles mériteraient à notre sens d'être mieux mis en exergue, dans les bilans d'émissions de gaz à effet de serre de l'assainissement, comme les émissions sur lesquelles le secteur de l'assainissement a une prise directe (cf. également plus loin la sous-section 4.2.4.3).

La dénitrification en station d'épuration induit donc une linéarité sur l'azote (réactif) et une pollution potentiellement conséquente selon le taux de dénitrification et le taux d'émission de N_2O . Hormis l'aquaculture mentionnée à la section 3.1.2.1, les techniques extensives de traitement des eaux usées ne diffèrent pas notablement des techniques intensives en termes de circularité. Ainsi, le devenir principal de l'azote dans un filtre planté de roseaux est usuellement le rejet de nitrates (Molle *et al.*, 2004), voire l'émission de diazote par la dénitrification dans les filtres avec anaérobiose. Kuschik *et al.* (2003)¹⁶⁷ indiquent que la part d'azote capté par les roseaux est d'environ 5 à 10 % et la part stockée dans le sol inférieure à 10 %. En cas de dénitrification, l'efficacité globale d'extraction d'azote des effluents est comprise usuellement entre 40 et 55 % (Vymazal, 2007). Les procédés dans lesquels des plantes horticoles sont cultivées sous serre au-dessus du bassin de boues activées ne semblent pas non plus modifier le bilan azoté de l'assainissement qui reste essentiellement linéaire (Perret *et al.*, 2016). Le rôle direct des plantes dans le bilan azoté des procédés de traitement des eaux usées est toujours mineur au regard des processus microbiologiques (GT EPNAC, 2014).

3.3.3.5. Gestion des boues de station d'épuration

Aujourd'hui, dans presque tous les cas, la seule circularité mise en œuvre dans le régime du tout-à-l'égout relié à une station d'épuration est liée au devenir des boues et de leur éventuel usage en tant

¹⁶⁶ Hypothèse d'abattement de NTK en station d'épuration de 90 %.

¹⁶⁷ Ils se réfèrent à Thable TS. 1984. *Turnover of nitrogen compounds in the constructed wetland Othfresen*. University Kassel, 1984 [en allemand] que nous n'avons pas consulté.

qu'intrant agricole. En cas d'incinération et enfouissement de ces boues, la chaîne de gestion des urines et matières fécales sera totalement linéaire. La consultation des données 2008-2015 du MTES (<http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr>) montre que c'est le cas par exemple pour Lyon, Marseille, Rouen, Strasbourg, Grenoble¹⁶⁸ (grandes villes avec incinération de plus de 98% des boues, sauf Lyon 87%). Certains pays, comme la Suisse, interdisent l'épandage des boues de station d'épuration, principalement du fait du risque lié aux micropolluants présents, et présentent ainsi un régime totalement linéaire à l'échelle nationale¹⁶⁹.

En cas d'épandage, la circularité azotée sera toujours faible. Le taux de captation dans les boues peut difficilement dépasser les 25 %, *a fortiori* en cas de nitrification (Kroiss & Zessner, 2011 ; Gustavsson, 2017). La circularité semble encore plus faible sur le potassium. Sur le phosphore, dans les zones considérées comme sensibles à l'eutrophisation (cf. sous-section 3.3.2.4), l'obligation de traiter le phosphore induit un taux de captation élevé dans les boues. Sur les quinze plus grandes agglomérations françaises, Lille¹⁷⁰ et Nantes sont ainsi les deux seules à être circulaires sur le phosphore. Senthilkumar *et al.* (2012) estiment que le bilan global français de circularité du phosphore des excréments humains se situait ainsi à 28 % en 2002-2006.

Les incitations réglementaires au recyclage des boues d'épuration sont relativement faibles. La DERU indique que « le recyclage des boues provenant du traitement des eaux résiduaires devrait être encouragé » et demande que « les boues d'épuration [soient] réutilisées lorsque cela s'avère approprié ». En pratique, l'effectivité de la valorisation agronomique des boues est très variable même si la France est caractérisée, en particulier pour les petites agglomérations, par un taux élevé d'épandage des boues d'épuration aux alentours de 60-70 % (MAAP & MEDDE, 2009). Les systèmes d'assainissement non collectif sont eux aussi, dans leur grande majorité, linéaires.

En conclusion, le régime socio-écologique occidental de gestion des urines et matières fécales est linéaire et majoritairement polluant. Dans les zones évaluées comme sensibles à l'eutrophisation, cette pollution est usuellement limitée mais, au sens de la DCE, elle dépendra également du ratio P/Q des agglomérations. Sur le bassin Seine-Normandie, on compte par exemple 48 agglomérations de plus de 5 000 habitants dont le P/Q est supérieur à 200, ce qui correspond quasiment à une impossibilité

¹⁶⁸ Ville à régime circulaire au XIX^e siècle, Grenoble a donc connu une linéarisation qui serait intéressante à analyser plus en détails.

¹⁶⁹ Cf. sous-section 4.3.3.1 sur les mesures mises en œuvre par certains pays totalement linéaires pour recycler le phosphore.

¹⁷⁰ Il serait également intéressant d'analyser si Lille a connu une période linéaire ou si sa circularité historique du XIX^e siècle s'est prolongée, pour le phosphore, jusqu'à aujourd'hui.

technique d'atteinte du bon état (rendement théorique à atteindre de 99,5 % sur l'azote réduit) (Esculier & Andriamahéfa, 2014). Ces 48 agglomérations totalisent 2 millions d'habitants soit plus de 10 % des habitants du bassin de la Seine. Le tout-à-l'égout apparaît donc souvent incompatible avec les objectifs de la DCE et la principale réponse aujourd'hui apportée consiste à solliciter une dérogation pour impossibilité technico-économique d'atteinte des objectifs de la DCE.

On notera également la similitude entre la très faible circularité azotée du tout-à-l'égout – 4 % dans le cas de Paris (cf. sous-section 3.2.3.1) – et celle de la poudrette au XIX^e siècle – 10 % d'après Paulet (1853). Le procédé était alors jugé « barbare » par Paulet qui préconisait de valoriser la ressource constituée par cet azote réactif. Nous concluons à la non soutenabilité des systèmes alimentation/excrétion occidentaux.

Conclusion de la troisième partie

L'application de la grille méthodologique de caractérisation socio-écologique des systèmes alimentation/excrétion, développée dans la seconde partie, permet donc de mettre au jour la grande variété des systèmes alimentation/excrétion de l'humanité. Une distinction assez nette apparaît entre l'Extrême-Orient et l'Occident : les systèmes alimentation/excrétion urbains ont traditionnellement été plutôt circulaires en Asie et plutôt linéaires en Europe. Au XIX^e siècle, le « mutualisme fécond » ville-agriculture-industrie induit un intérêt pour la circularité en France et en Europe. Les modalités de gestion des urines et matières fécales ont toutefois très notablement varié selon les villes. La facilité avec laquelle l'azote réactif se volatilise ou s'infiltré induit que de nombreux procédés, tout en cherchant une certaine circularité, ont finalement conduit à des systèmes linéaires. Au milieu du XIX^e siècle, seules quelques villes et régions françaises, pratiquant la méthode flamande d'épandage des urines et matières fécales après stockage, ont probablement pu constituer un exemple de régime socio-écologique circulaire. Ce régime était soutenu par un modèle économique dont les producteurs d'urines et de matières fécales – c'est-à-dire les habitants des villes – tiraient un bénéfice.

L'analyse de la trajectoire socio-écologique de Paris montre que des changements très importants interviennent au cours des XIX^e et XX^e siècles. Son système alimentation/excrétion est devenu de plus en plus circulaire au cours du XIX^e siècle et la combinaison du tout-à-l'égout et de l'irrigation agricole des eaux usées a conduit à un pic historique de circularité à la Belle Époque, au début du XX^e siècle. Ce pic aura été de faible durée. Comme presque toutes les villes d'Occident, le système alimentation/excrétion de Paris s'est installé dans un régime essentiellement linéaire. Il est aussi caractérisé par un régime alimentaire de ses habitants peu sobre. Enfin, il est également inefficace et encore relativement polluant malgré les progrès accomplis sur les dernières décennies (cf. définitions données à la section 2.2.1).

L'analyse du système alimentation/excrétion dans son ensemble montre que la majorité de son empreinte biogéochimique se situe au niveau agricole, du fait des modalités de l'agriculture et de la richesse de régime alimentaire. L'alimentation et l'excrétion sont presque totalement découplées : les intrants agricoles sont des engrais issus de l'exploitation minière et de l'extraction d'hydrocarbures fossiles ; les excréments urbains sont des pollutions que l'on cherche à éliminer au plus bas coût. Le tout-à-l'égout a intimement couplé l'excrétion avec le système eau des villes et l'appréhension de l'alimentation et de l'excrétion comme faisant système a largement disparu de la société depuis la ferveur circulaire du XIX^e siècle.

Cette analyse conduit à caractériser les systèmes alimentation/excrétion occidentaux comme non soutenables. Nous chercherons dans les parties suivantes à analyser les leviers possibles de leur transition vers des régimes socio-écologiques soutenables.