

Caractérisation des systèmes alimentation/excrétion de territoires urbains

Nous cherchons à décrire les flux de matière et d'énergie du système alimentation/excrétion d'une ville. En choisissant comme limites au système analysé les frontières physiques du territoire de la ville, nous voyons à la Figure 1.23 que ces flux correspondent à trois intrants et quatre excréments :

- les denrées alimentaires importées dans la ville et les biodéchets urbains correspondants ;
- les aliments ingérés par les citoyens et les matières fécales correspondantes ;
- les nutriments mobilisés par le métabolisme cellulaire et l'urine et le gaz carbonique excrété correspondant.

Nous avons considéré que l'excrément d'énergie sous forme de travail humain constitue une des raisons d'être du système alimentation/excrétion et nous l'analysons donc séparément comme le principal flux produit par ce système (cf. sous-section 1.3.3.3)⁸⁴. La chaleur et le rayonnement émis par le corps humain constituent des flux d'énergie inévitables et ils interagissent peu avec le système alimentation/excrétion (ils sont plutôt à analyser dans le cadre du besoin de thermorégulation – cf. plus loin Figure 2.5) : nous ne les intégrerons pas davantage dans notre analyse.

Comment convient-il de décrire les flux de ces trois intrants et de ces quatre excréments pour permettre une analyse des systèmes alimentation/excrétion ? En particulier, quels sont les éléments d'analyse les plus pertinents à choisir pour permettre de caractériser les systèmes alimentation/excrétion au regard de leur soutenabilité ?

Plusieurs méthodes d'analyse nous semblent possibles que nous passons en revue dans les sections suivantes (sections 2.1.1 à 2.1.5). Cela nous permet d'aboutir à une proposition méthodologique de caractérisation des systèmes alimentation/excrétion des territoires urbains (chapitre 2.2).

⁸⁴ On pourra donc éventuellement distinguer le travail brut comme la quantité totale de travail produit et le travail net comme étant le travail brut auquel on soustrait le travail ayant servi à soutenir le système alimentation/excrétion.

2.1. Flux mis en œuvre dans les systèmes alimentation/excrétion urbains

Une première méthode consiste à décrire les flux des systèmes alimentation/excrétion de façon qualitative. Nous avons déjà effectué cette analyse qualitative dans la première partie qui nous a permis de mettre en exergue la grande variété des denrées alimentaires et des aliments ingérés. Leur analyse qualitative permet d'ailleurs de distinguer trois groupes d'aliments selon leur provenance : les aliments d'origine animale provenant d'élevage, les aliments d'origine végétale provenant de cultures et les aliments provenant du prélèvement direct de ressources biogéochimiques (pêche, chasse, cueillette). Nous avons également qualifié les nutriments humains et les matières fécales et l'urine. Les biodéchets urbains mériteraient une analyse qualitative spécifique qui ne sera pas développée ici (cf. sous-section 1.3.3.4).

Si l'analyse qualitative est un élément fondamental d'analyse des flux, elle nous paraît toutefois rapidement limitée sans le support d'une analyse quantitative. En suivant ainsi les méthodologies usuelles de travaux réalisés en analyse de flux de matières ou de flux de substances (Baccini & Brunner, 2012), nous allons donc chercher à quantifier les flux mis en jeu dans les systèmes alimentation/excrétion.

2.1.1. Analyse massique et volumique

La modalité de quantification la plus simple semble être celle de l'évaluation des flux par leur masse et/ou leur volume. On la retrouve d'ailleurs fréquemment dans les travaux d'écologie territoriale ou de métabolisme urbain (Barles, 2013). Nous avons ainsi représenté les aliments et les excréments quotidiens moyens d'un habitant de l'agglomération parisienne (cf. Figure 1.10) comme étant composés, au début du XXI^e siècle, de :

- 2,6 kg d'aliments liquides et solides et 0,5 kg de gaz inspiré ;
- 1,3 kg d'urine, 1,2 kg de gaz expiré, 0,4 kg de transpiration/perspiration et 0,2 kg de matières fécales.

Cette analyse massique du système alimentation/excrétion à l'échelle d'un être humain montre déjà que la gestion des excréments humains devrait s'avérer plus simple que celle des aliments.

D'une part, la masse de gaz expirée est beaucoup plus importante que la masse de gaz inspirée. Or les échanges gazeux nous mettent en connexion directe entre l'échelle cellulaire et l'échelle du bassin

biogéochimique (cf. Figure 1.23) et n'appellent donc pas de conséquences sur les modalités de mise en œuvre du système alimentation/excrétion d'une ville. Si l'on inclut la transpiration et la perspiration dans les échanges gazeux, nous voyons qu'un habitant de l'agglomération parisienne mobilise 2,6 kg d'aliments liquides et solides contre 1,5 kg d'excrétats. L'alimentation va donc mobiliser des flux massiques plus importants que l'excrétion.

Dans le cas des villes équipées d'un réseau d'adduction d'eau potable, une part importante des 2,6 kg d'aliments liquides et solides peut provenir de ce réseau. Les calculs de siccité des aliments présentés à la section 1.2.2 montrent que les 2,6 kg d'aliments ingérés sont constitués de 2,1 kg d'eau. Ainsi, pour les habitants qui utilisent l'eau du robinet comme source d'eau de boisson et de préparations d'autres aliments (cafés, boissons chaudes, soupes principalement, mais aussi pâtes, riz, pain, etc.), nous estimons que jusqu'à 1,2 kg d'eau peut provenir du robinet (dont environ 700 g pour la seule eau de boisson)⁸⁵. On pourrait éventuellement attribuer ces 1,2 kg d'eau du robinet au système permettant l'adduction d'eau et non au système alimentation/excrétion. Les masses d'aliments hors eau du robinet (1,4 kg) et les masses d'excrétats (1,5 kg), dans ce cadre spécifique d'analyse, deviennent alors plutôt équivalentes.

D'autre part, la nature des flux alimentaires est beaucoup plus variée et complexe que celle des excréments. Il n'y a en effet principalement que deux types d'excrétion, urines et matières fécales, alors que les types d'aliments sont beaucoup plus variés – 43 catégories dans l'étude INCA 2 (AFSSA, 2009) – et peuvent appeler à chaque fois une typologie de gestion différente (produits frais, liquides, solides, fragiles, etc.).

A priori, l'approvisionnement alimentaire urbain devrait donc être plus complexe et plus intensif que la gestion des excréments humains. Dans tous les cas, le système alimentation/excrétion devra présenter un couplage avec le système de transport de biens de la ville en question. Mais l'analyse massique ne nous permet pas de tirer d'autres enseignements. Pour aller plus loin, il nous semble indispensable de décrire plus finement ces flux en analysant qualitativement et quantitativement leur composition. Pour cela, nous ferons donc appel à la physique et à la chimie qui nous permettent de décrire la structure de ces matières et leur composition en molécules et en atomes. Au vu de l'hétérogénéité des flux considérés, nous choisissons ici de réaliser une description au niveau atomique qui nous paraît la plus adaptée pour effectuer une comptabilité comparable de ces différents flux. Nous garderons à l'esprit les limites d'une analyse atomique et la perte d'information qu'elle engendre et tenterons, autant que

⁸⁵ Le maximum théorique est 2,1 kg pour un individu qui consommerait exclusivement des produits lyophilisés. Nous avons jugé que ce chiffre dépasserait rarement 1,2 kg dans la plupart des cas.

possible, d'inclure des éléments d'analyse plus macroscopiques (à l'échelle de la molécule ou de la structure physique de la matière).

Comme toute matière organique (cf. par exemple la description de la composition du corps humain au Tableau 1.1), les flux d'intrants et d'excrétats sont constitués, par ordre décroissant d'importance des flux molaires atomiques d'hydrogène, d'oxygène, de carbone, d'azote puis d'un grand nombre d'autres éléments secondaires. Nous les analyserons successivement dans les sections suivantes.

2.1.2. Flux d'hydrogène et d'oxygène

En majorité, dans la matière organique, l'hydrogène et l'oxygène sont liés entre eux sous la forme d'eau (H_2O) et l'analyse des flux d'hydrogène et d'oxygène peut se résumer à l'analyse de l'humidité des flux et des échanges d'eau correspondants. Quand ils sont liés à d'autres atomes pour former des molécules organiques, l'hydrogène et l'oxygène qualifient entre autres le degré d'oxydo-réduction des molécules analysées et nous les étudierons sous cet angle par la suite dans l'analyse des flux des autres atomes.

Le taux d'humidité des aliments et excréments humains est très élevé (cf. sections 1.2.2 et 1.2.3) : 84 % en moyenne pour l'alimentation (et donc en première approximation pour les biodéchets aussi), 95 % pour l'urine et 75 % pour les matières fécales. Ces quatre flux sont donc principalement des flux d'eau, auxquels il convient d'ajouter les flux d'eau expirée, transpirée et perspirée pour équilibrer le bilan hydrique à 2,2 L d'eau par jour pour l'alimentation et l'excrétion humaine (la proportion d'aliments non ingérés et devenant ainsi des biodéchets augmentera d'autant ce flux hydrique). Or ce flux hydrique s'inscrit lui-même dans les autres flux hydriques de la ville. Dans le cas des villes occidentales, ces autres flux hydriques peuvent être très importants et viennent en partie soutenir le système alimentation/excrétion. À l'échelle de l'habitant, si nous reprenons les données compilées par Deshayes (2015) sur les usages domestiques de l'eau, nous pouvons estimer qu'aujourd'hui, dans l'agglomération parisienne, chaque habitant consomme entre 50 L et 70 L, soit entre 36 % et 43 % de sa consommation totale d'eau domestique, pour ces usages de soutien au système alimentation/excrétion qui sont dans l'ordre décroissant d'importance :

- la chasse d'eau des toilettes (24-40 L/pers/j) ;
- le lavage de la vaisselle (12-20 L/pers/j) ;
- la préparation des repas (9-12 L/pers/j) ;
- le lavage des mains après être allé aux toilettes (5 L/pers/j – estimation personnelle).

Ces données sont compilées au Tableau 2.1⁸⁶.

Tableau 2.1 : Usages de l'eau domestique en relation avec le système alimentation/excrétion.

Adapté de Deshayes (2015).

Usages de l'eau domestique	CIEAU (2012)	Eau de Paris (2013)	SEDIF (2013)	Deshayes (2015)
	L/pers/j	L/pers/j	L/pers/j	L/pers/j
Usage du système alimentation/excrétion				
Eau de boisson	1	1,2	1,5-2	1,2
Usages de soutien au système alimentation/excrétion				
Toilettes	25	24	30-40	24
Vaisselle et lave-vaisselle	12	- (fixé à 12)	15-20	12
Préparation des repas	9	12	9-12	12
<i>Lavage des mains après les toilettes (ajout personnel)</i>	5	5	5	5
Sous-total usages de soutien	51^a	53^a	68^{a,b}	53^a
Autres usages				
Douches / bain	49	46,8	57-78	46,8
Lave-linge	25	14,4	18-24	14,4
Jardin	8	-	9-12	-
Autres utilisations	8	21,6	9-12	-
Sols				0,53
Lavabo				7,2
Sous-total autres usages	90	83	110^b	69
TOTAL^a	141^a	136^a	178^{a,b}	122^a
Proportion des usages soutenant le système alimentation/excrétion dans les usages domestiques de l'eau (hors boisson)	36 %	39 %	38 %	43 %

^a Corrigé selon hypothèses prises.

^b Valeur moyenne.

On pourrait également ajouter aux usages soutenant le système alimentation/excrétion une fraction du linge lavé car spécifiquement sali par l'alimentation ou l'excrétion (vêtements tâchés en mangeant,

⁸⁶ On pourra également se reporter à Eme & Boutin (2015) pour une analyse plus fine de la variabilité de ces données selon les contextes.

sous-vêtements, serviette pour s'essuyer les mains⁸⁷, etc.). La douche ou le bain, même s'ils sont fortement liés au métabolisme humain par le nettoyage des excréments tégumentaires, ne nous paraissent pas devoir être attribués au système alimentation/excrétion car le besoin de nettoyage est plutôt lié aux activités réalisées durant la journée.

Ainsi nous constatons un très fort couplage entre le système alimentation/excrétion et l'adduction d'eau aux maisons et son évacuation. Les flux hydriques propres au système alimentation/excrétion sont relativement faibles (environ 2 L/pers/j) mais le soutien de ce système met en jeu des volumes 30 fois plus importants à l'échelle des habitations d'une ville occidentale comme Paris (environ 60 L/pers/j). Ces flux d'eau domestique s'inscrivent eux-mêmes dans les flux encore plus importants du cycle biogéochimique de l'eau : il pleut sur l'agglomération parisienne environ 500 L/pers/j en moyenne et il pleut sur l'hinterland agricole nourricier de Paris plus de 9000 L/pers/j⁸⁸. L'approche territoriale revêt ici toute son importance car la tension sur les ressources hydriques est une question éminemment territoriale qui nécessite d'introduire l'échelle du bassin versant et des aquifères souterrains pour l'appréhender correctement.

Les questions de l'eau dans la ville font déjà l'objet de très nombreuses recherches et ouvrent sur des enjeux différents : inondation, gestion des milieux aquatiques, gestion des eaux pluviales, etc. On pourra se référer à quelques ouvrages pour creuser spécifiquement ce point (Guillaume, 1990 ; Carré & Deutsch, 2015). Notre approche va justement consister à ne pas considérer l'eau comme étant *a priori* en lien étroit avec le système alimentation/excrétion dans une ville. La faiblesse du flux minimal nécessaire d'apport d'eau par l'alimentation, au regard des autres usages de l'eau, implique que l'on peut tout à fait imaginer qu'il en soit fortement découplé (Vinnerås, 2017). Nous souhaitons proposer une approche générique du système alimentation/excrétion dans laquelle la connexion avec la gestion de l'eau en ville ne constitue pas nécessairement un prisme fondamental d'analyse de ce système. Selon les cas étudiés et l'intensité du couplage entre le système alimentation/excrétion d'une ville et la gestion de l'eau dans cette ville, il sera bien sûr nécessaire d'inclure ce point. Mais la gestion de l'eau en ville sera plutôt considérée comme un autre élément d'analyse du système socio-écologique d'une ville, potentiellement très lié au système alimentation/excrétion, mais qui ne permet pas en lui-même de caractériser la soutenabilité du système alimentation/excrétion.

⁸⁷ Muñoz n'inclut que ce dernier usage dans les usages de l'eau qu'il attribue à l'excrétion humaine et l'évalue à 0,4 L/pers/j (Muñoz *et al.*, 2007).

⁸⁸ Nous prenons comme hypothèse de calcul les surfaces par habitant de 270 m² et 5 000 m² déjà mentionnées p. 42 à la note de bas de page n° 75 et une pluie de 650 mm/an pour l'agglomération parisienne. La même valeur est prise pour l'hinterland ce qui constitue très probablement une sous-estimation.

2.1.3. Flux de carbone et d'énergie

Le troisième élément par ordre d'importance dans les flux du système alimentation/excrétion est le carbone. Les flux de carbone sont associés à des flux d'énergie (cf. sous-section 1.2.1.1) et il convient donc, dans l'analyse des flux de carbone, d'évaluer également l'état d'oxydation des atomes de carbone concernés. Nous distinguerons principalement deux états d'oxydation :

- l'état d'oxydation complet du carbone, qui est alors au nombre d'oxydation +4 et qui se trouve principalement dans deux molécules, le gaz carbonique (CO_2) et l'urée ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$) ;
- les états d'oxydation inférieurs du carbone pouvant aller de +3 jusqu'à -4 dans le cas du méthane (CH_4). Dans la matière organique, le degré d'oxydation moyen du carbone se situe usuellement autour de zéro.

Prenons comme exemple le cas d'un plant de blé cultivé dans le bassin parisien et servant *in fine* à la production d'une baguette de pain à Paris et représentons les flux d'atomes de carbone correspondants suivant le modèle de la Figure 1.23. Le blé nous semble un bon choix car il est assez représentatif des céréales en général, qui constituent usuellement la base de l'alimentation humaine. Comme dans la majorité de la matière organique, le carbone du blé est à un degré d'oxydation proche de zéro. Il a été synthétisé par le blé par assimilation de CO_2 atmosphérique et réduction de ce carbone grâce au rayonnement solaire et à la photosynthèse. La répartition du carbone dans un plant de blé est estimée à 17 % dans les racines⁸⁹, 46 % dans la tige, 37 % dans le grain⁹⁰ (Guzmán *et al.*, 2014). Nous supposons dans notre exemple que 19 % des grains de blé deviennent des biodéchets dans la chaîne de transformation agro-alimentaire depuis le champ jusqu'à l'ingestion (valeur pour les céréales obtenue plus loin au Tableau 3.4).

Comme vu dans la section 1.2.1, 90 % du carbone ingéré est finalement respiré par le métabolisme cellulaire et les 10 % restant sont répartis entre matières fécales (70 %) et urine (30 %). Le bilan global de ces flux de carbone peut donc être représenté par le schéma suivant (Figure 2.1).

⁸⁹ Ratio partie racinaire/partie aérienne = 20 %.

⁹⁰ Ratio partie moissonnée/partie aérienne = 45 %.

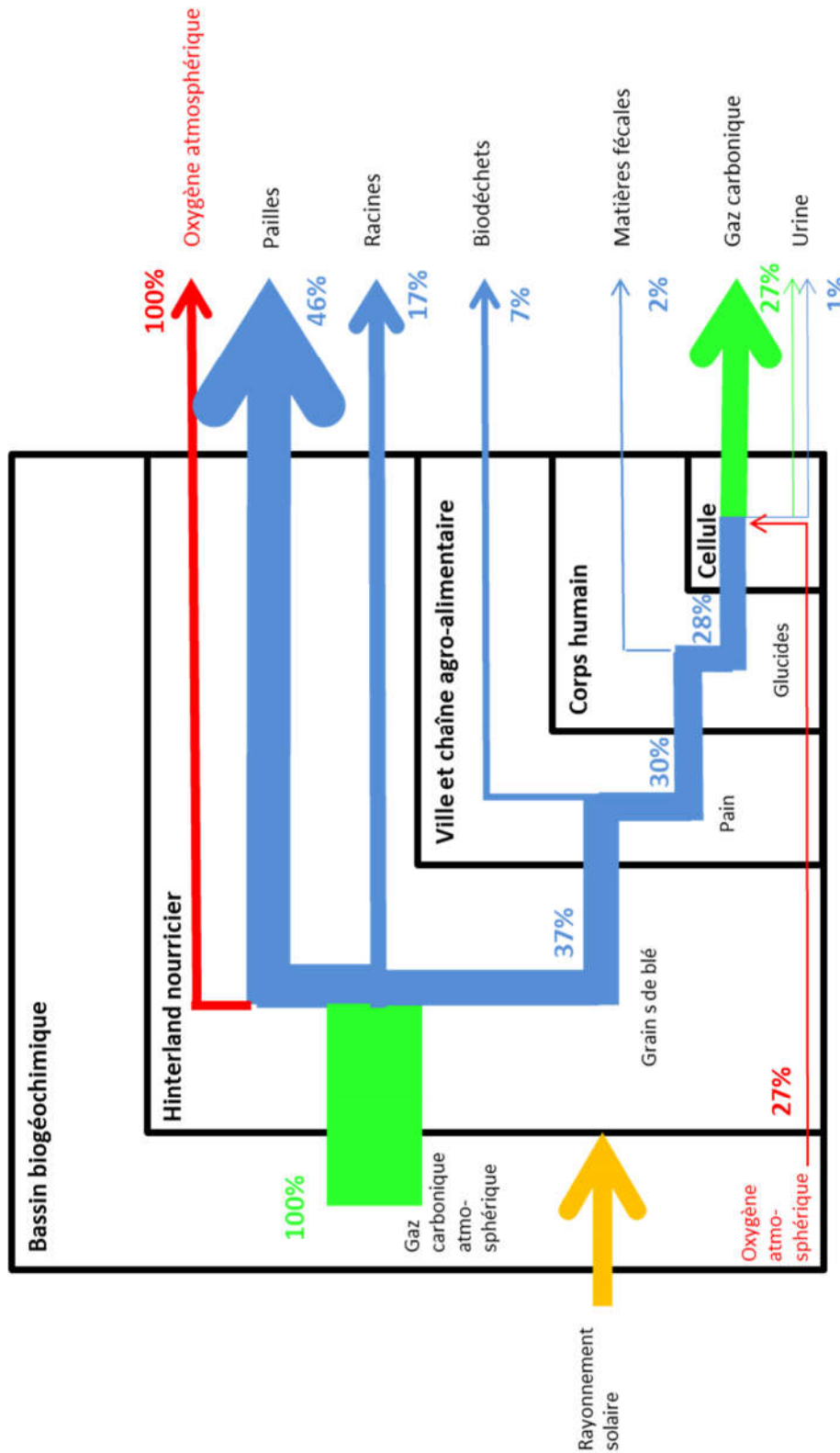


Figure 2.1 : Cascade des flux de carbone dans les niveaux imbriqués d'un système alimentation/excrétion.

Exemple-type d'un blé cultivé pour du pain dans l'agglomération parisienne au début du XXI^e siècle.

En vert : carbone au nombre d'oxydation +4.

En bleu : carbone au nombre d'oxydation inférieur ou égal à +3.

Cette représentation permet immédiatement de hiérarchiser l'importance des flux de carbone en jeu dans le système alimentation/excrétion. Pour 100 % de gaz carbonique atmosphérique, réduit et assimilé par le plant de blé en carbone de matière organique, 27 % va suivre la réaction inverse et être respiré par un citoyen. Nous avons également représenté sur la Figure 2.1 l'oxygène correspondant à ces deux réactions. Par essence, le système alimentation/excrétion présente ainsi une circularité partielle du carbone qui traduit la complémentarité entre la photoautotrophie du blé et l'organohétérotrophie de l'être humain. Mais on voit également que cette circularité sur 27 % des flux de carbone et d'oxygène s'accompagne d'une production nette, près de trois fois supérieure, de 73 % de carbone réduit et de 73 % d'oxygène.

Les 73 % d'oxygène vont s'ajouter au pool atmosphérique d'oxygène (ils sont potentiellement disponibles pour oxyder les 73 % de carbone réduit créés dans cette cascade). Les 73 % de carbone sont principalement constitués de deux flux : les pailles (46 %) et les racines de blé (17 %). En comparaison de ces deux flux agricoles et du flux de carbone respiré par le citoyen (27 %), les flux de carbone réduit des excréments urbains apparaissent très faibles : 7 % pour le carbone des biodéchets, 2 % pour celui des matières fécales et 1 % pour celui des urines⁹¹, soit 10 % en tout des flux de carbone réduit en jeu.

On notera que les ratios partie aérienne/partie souterraine et partie moissonnée/partie aérienne des plantes sont très variables selon les plantes, mais aussi selon les époques car la sélection agronomique modifie les caractéristiques des plantes cultivées. Les trois cultures destinées à l'alimentation humaine présentant les ratios les plus favorables inventoriées par Guzmán *et al.* (2014) sont les courges, les melons et les légumes feuilles, pour lesquels la partie récoltée constitue 70 % de la plante⁹². *A contrario*, ce ratio est de 25 % pour les oléagineux. Ceux-ci mériteraient d'être analysés spécifiquement car le carbone contenu dans les lipides est à un état d'oxydation plus faible et contient donc proportionnellement plus d'énergie. Toutefois, rappelons que la représentativité du blé pour l'alimentation végétale humaine, principalement constituée de céréales, nous paraît acceptable. La cascade du carbone pour les produits d'origine animale introduit une complexité supplémentaire : nous renvoyons à d'autres travaux pour l'approfondir et mieux l'appréhender (Le Noë *et al.*, 2017a). Enfin le choix des 19 % de biodéchets le long de la chaîne agro-alimentaire est également discutable, en particulier du fait de valeurs plus élevées pour les autres types d'aliments pour lesquels l'importance du biodéchet est donc plus grande.

⁹¹ Les urines contiennent deux flux de carbone distincts : celui de l'urée, totalement oxydé, qui sert à l'évacuation de l'azote ; celui des diverses molécules organiques excrétées (cf. sous-section 1.2.3.1).

⁹² Sans compter la possibilité de manger les feuilles de courges en légume ce qui augmenterait encore le coefficient.

Quoi qu'il en soit, il apparaît que les enjeux de la gestion du carbone dans un système alimentation/excrétion se situent avant tout au niveau de l'hinterland agricole nourricier. En ville, le carbone réduit entrant ressort majoritairement sous forme de gaz carbonique respiré et les excréments urbains représentent des flux résiduels de faible ampleur. La gestion soutenable du carbone urbain du système alimentation/excrétion repose avant tout sur celle des biodéchets. Le gaspillage alimentaire étant évidemment à minimiser, il ne faut toutefois pas que la valorisation du carbone des biodéchets urbains se fasse au détriment de la recherche de minimisation de ce flux. Restent ensuite les matières fécales, dont les caractéristiques physiques et chimiques sont relativement proches de celles des biodéchets urbains mais avec une quantité de carbone valorisable très faible.

Parmi les différentes possibilités de valorisation du carbone, la valorisation énergétique est aujourd'hui particulièrement examinée comme moyen de diminuer les consommations d'hydrocarbures fossiles (cf. chapitre 1.1). Or, en déclinant l'analyse menée par Rittmann (2013), l'énergie contenue dans les matières fécales apparaît dérisoire au regard des consommations énergétiques des sociétés occidentales. En effet, en prenant une valeur de 31 gDCO/pers/j (Friedler *et al.*, 2013) et de 14 kJ/gDCO (Svardal & Kroiss, 2011) pour les matières fécales, le potentiel énergétique instantané total des matières fécales humaines se situe aux alentours de 5 W/pers en moyenne (soit, sur une année, environ le contenu énergétique de 5 litres de pétrole). Ce potentiel tombe à 2 W/pers si l'on ne considère que la DBO des matières fécales – 12 g/pers/j d'après Friedler *et al.* (2013). Dans le même temps, le contenu énergétique de l'alimentation se situe aux alentours de 100 W/pers (cf. section 1.2.1)⁹³ et la consommation totale énergétique instantanée par personne se situe aux alentours de 5 000 – 12 000 W/pers dans les pays occidentaux (cf. sous-section 1.3.1.1). Sur la base du scénario négaWatt (2011)⁹⁴, nous calculons pour la France une consommation totale instantanée d'énergie primaire de 5 400 W/pers en accord avec le bas de cette fourchette qui correspond bien aux pays développés d'Eurasie.

Le potentiel énergétique des matières fécales se situe donc aux environs de 1 % de la consommation énergétique actuelle d'un Français (Tableau 2.2). Même dans une perspective de réduction drastique de la consommation énergétique par personne telle qu'envisagée dans le scénario négaWatt (2011 ; 2017), où la consommation instantanée d'énergie primaire par personne serait plus de trois fois

⁹³ La différence de proportion entre les flux de carbone et les flux d'énergie s'explique *a priori* par un état d'oxydation plus faible du carbone dans l'alimentation que dans les matières fécales.

⁹⁴ Consommation énergétique primaire française totale de 3009 TWh en 2011.

inférieure à environ 1600 W/pers, l'énergie contenue dans les matières fécales ne représenterait toujours que 3 % de la consommation énergétique totale⁹⁵.

Tableau 2.2 : Ordres de grandeur énergétiques du système alimentation/excrétion au regard de la consommation de la société.

Ordres de grandeur énergétiques (énergie primaire instantanée)	W/pers
Consommation d'un Occidental	5 000
Objectif de consommation soutenable	2 000
Énergie de l'alimentation	100
Énergie des matières fécales	5

Si, dans une perspective de valorisation optimale de l'énergie présente dans les matières fécales, cette énergie n'est bien sûr pas à négliger, il convient toutefois de garder à l'esprit que le potentiel énergétique des matières fécales reste très faible au regard de l'enjeu énergétique global d'une société dans un régime socio-écologique similaire à celui de la France. Ainsi, toute initiative comme celle de faire rouler des bus avec du méthane produit en partie avec des matières fécales humaines nous paraît louable (cf. Figure 2.2 pour le cas du « bio-bus » de Bristol) mais la valorisation de cette énergie n'est pas à même de permettre le remplacement des hydrocarbures fossiles aujourd'hui utilisés en Occident dans des quantités similaires, même en cas de réduction drastique de la consommation d'énergie⁹⁶. Dans le cas du bus de Bristol, il s'agit d'ailleurs ironiquement du bus permettant de se rendre à l'un des lieux emblématiques de la consommation d'hydrocarbures fossiles, à savoir l'aéroport.

⁹⁵ Rittmann (2013) fait état d'une valeur de 2 000 W/pers qui serait soutenable et qui représente aujourd'hui la moyenne mondiale mais avec de grandes disparités selon les pays allant de moins de 400 W/pers à plus de 10 000 W/pers.

⁹⁶ Le bio-bus de Bristol est tout simplement une voie de valorisation du biogaz produit en station d'épuration. Nous verrons à la sous-section 3.3.2.1 que les matières fécales représentent moins d'un tiers de la DCO arrivant en station d'épuration. La contribution principale provient des eaux ménagères et le papier toilette y contribue également de façon non négligeable à hauteur de 20 %. Dans le cas de ce bio-bus, le méthane provient également de la valorisation de biodéchets alimentaires.



Figure 2.2 : Le « bio-bus » de Bristol.

Source : Geneco (www.geneco.uk.co).

Enfin, les urines contiennent aussi du carbone réduit, en quantités deux à trois fois plus faibles que dans les matières fécales, ce qui rend la valorisation de ce carbone encore plus anecdotique. Notons toutefois que cette piste est explorée par certains chercheurs, par exemple par la pile microbienne développée à l'institut Wetsus aux Pays-Bas (cf. également sous-section 4.2.6.1).

Cette différence de un à trois ordres de grandeur entre les flux de carbone et d'énergie du système alimentation/excrétion et ceux des sociétés à régime socio-écologique occidental se retrouve également dans les émissions de gaz à effet de serre. La respiration humaine ne constitue pas une contribution nette aux émissions de gaz à effet de serre puisqu'on a vu qu'elle était couplée à la fixation de carbone des organismes photoautotrophes dont les êtres humains se nourrissent. Le système alimentation/excrétion peut même potentiellement constituer un puits de carbone si les 73 % de carbone non respirés par un humain (cf. Figure 2.1) ne sont pas oxydés. Mais si l'on compare ce flux aux émissions de gaz à effet de serre de la France, on constate la même différence d'échelle.

L'empreinte carbone d'un Français est d'environ 3 200 kgC_{éq}/pers/an, dont 71 % est effectivement constituée de flux nets de carbone (C-CO₂) vers l'atmosphère, soit environ 2 250 kgC/pers/an (MEDDE, 2015). En comparaison, le flux de carbone ingéré par personne et par an est près de 30 fois inférieur à 77 kgC/pers/an (dont 90 % expiré sous forme de C-CO₂). Barles (2013) replace d'ailleurs cette différence d'émissions de carbone dans une perspective historique en comparant les émissions de carbone atmosphérique de l'agglomération parisienne provenant de trois sources : la respiration

humaine, le transport (respiration animale avant le XX^e siècle et combustion d'hydrocarbures après) et enfin le chauffage et les autres émissions. Nous avons adapté ce graphique (Figure 2.3) en modifiant la valeur de la respiration humaine avec nos données et en ajoutant les émissions de carbone des matières fécales (nous considérons que la majorité des matières fécales aura subi un processus d'oxydation amenant à son émission atmosphérique à toutes ces époques – cf. troisième partie).

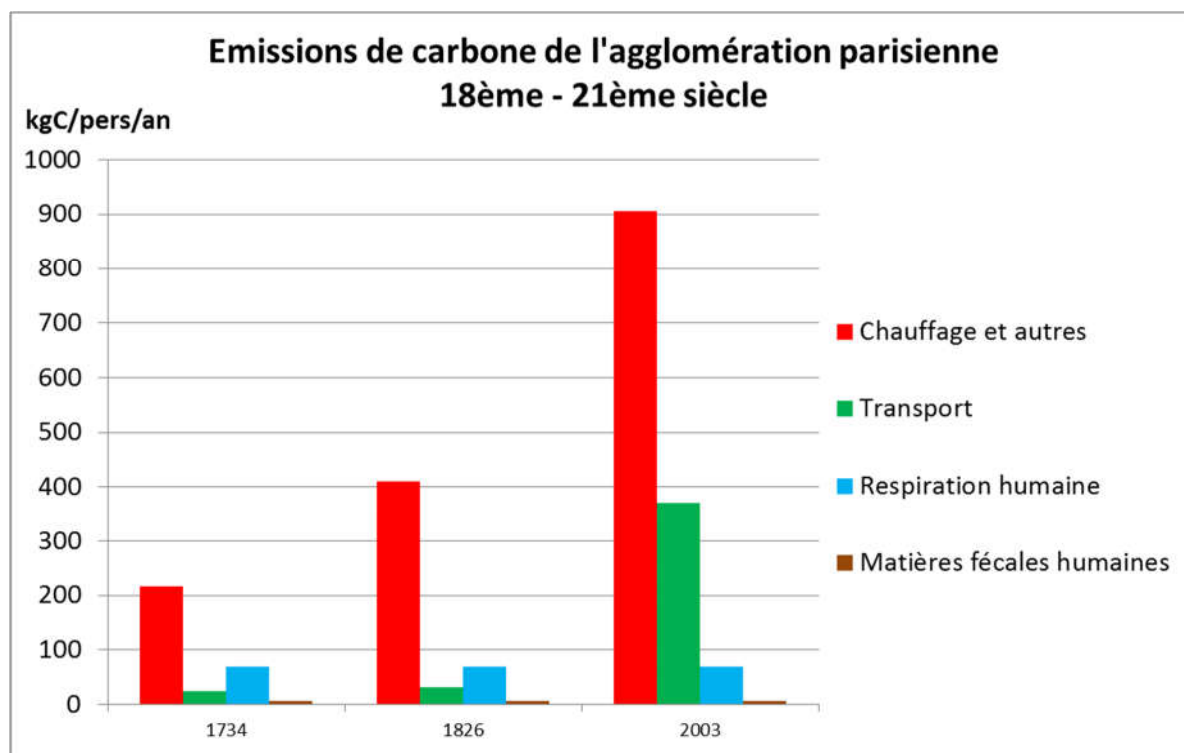


Figure 2.3 : Émissions de carbone de l'agglomération parisienne. XVIII^e - XXI^e siècle.

Adapté de Barles (2013).

On constate ainsi qu'à toutes ces époques le flux de carbone des matières fécales paraît totalement négligeable et que l'importance du flux de carbone de la respiration humaine, déjà faible au XVIII^e siècle, devient dérisoire au XXI^e siècle par rapport aux autres flux de la société. Une partie de ces flux d'énergie ou de carbone, extérieurs au système alimentation/excrétion, y sont toutefois liés puisqu'ils vont servir, comme dans le cas des consommations d'eau domestique, à des activités qui soutiennent le système alimentation/excrétion : transport de nourriture, synthèse d'engrais, etc. Comme pour le cas de l'eau, nous considérons donc que les flux d'énergie et de carbone constituent une donnée importante d'un système alimentation/excrétion mais que ceux-ci sont plutôt à rattacher à une autre caractéristique de système socio-écologique, en l'occurrence la mobilisation de ressources énergétiques. Les flux de carbone et d'énergie ne nous semblent donc pas devoir être le prisme

fondamental d'analyse d'un système alimentation/excrétion urbain mais plutôt traduire le niveau de couplage du système alimentation/excrétion avec le système énergétique.

2.1.4. Flux d'azote

Enfin, le quatrième élément par ordre d'importance molaire est l'azote. De même que pour le carbone, nous distinguerons deux formes de l'azote :

- le diazote gazeux (N_2) dans lequel l'azote est au degré d'oxydation zéro ;
- l'azote réactif qui comprend toutes les autres formes de l'azote, réduit (jusqu'à -3 pour NH_3) ou oxydé (jusqu'à +5 pour NO_3^-).

Reprenons le cas du plant de blé de la sous-partie précédente et analysons le devenir de l'azote dans la cascade de mobilisation de ressources des niveaux imbriqués du système alimentation/excrétion. Pour évaluer le bilan au champ, nous utiliserons les résultats de notre étude de cas présentée au chapitre 3.2 qui montrent une proportion de 91 % d'engrais chimiques dans l'apport d'azote aux plantes. Nous devons donc introduire l'échelle supplémentaire mentionnée à la sous-section 1.3.3.2 des lieux de synthèse d'engrais. Toujours suivant les résultats du chapitre 3.2, nous prenons un surplus de 23 % d'azote au champ par rapport à l'azote entrant. Nous conservons le taux de 19 % de biodéchets et utilisons un ratio de 88 % d'azote dans l'urine par rapport aux matières fécales (cf. sous-section 1.2.3.1). Nous ne quantifions pas ici les flux d'excrétions au niveau de la synthèse industrielle d'engrais. La cascade de l'azote du système alimentation/excrétion est ainsi la suivante (Figure 2.4).

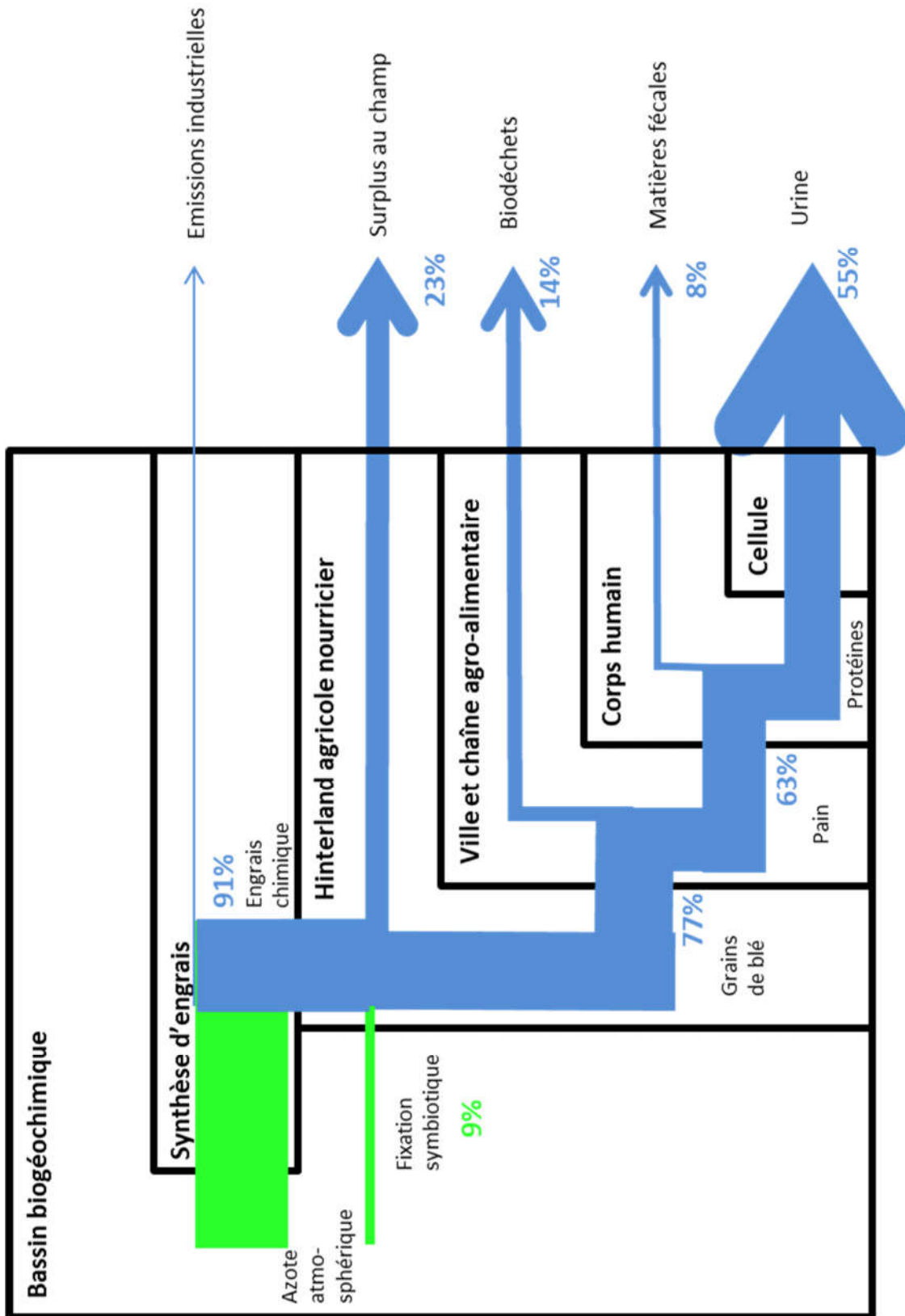


Figure 2.4 : Cascade des flux d'azote dans les niveaux imbriqués d'un système alimentation/excrétion.

Exemple-type d'un blé cultivé pour du pain dans l'agglomération parisienne au début du XXI^e siècle.

En vert : diazote. En bleu : azote réactif.

On voit immédiatement que la cascade de l'azote diffère très sensiblement de celle du carbone. Alors que le flux principal de carbone reste dans l'hinterland, le flux principal d'azote se trouve en ville (77 % du flux total d'azote) et même plus spécifiquement au niveau de l'excrétion urinaire (55 % de la production de l'hinterland et 71 % du flux entrant en ville). En outre, contrairement à la cascade du carbone où l'excrétion de gaz carbonique de la respiration humaine clôt une partie du cycle du carbone par le retour de celui-ci sous forme oxydée dans l'atmosphère, aucune excrétion de la cascade de l'azote n'est sous forme de diazote. Le devenir des excréments va donc jouer un rôle fondamental dans la relation entre le système étudié et son environnement. Le rôle-clé joué par l'azote se retrouve à tous les niveaux du système alimentation/excrétion :

- au niveau du bassin biogéochimique par les perturbations majeures du cycle de l'azote, à l'échelle mondiale et, dans le monde occidental, à l'échelle régionale (cf. section 1.1.2) ;
- au niveau de la synthèse d'engrais dont l'azote est de loin la première production et pour lequel la maîtrise industrielle du procédé Haber-Bosch constitue un des marqueurs de l'entrée de l'humanité dans l'Anthropocène ;
- au niveau de l'hinterland agricole pour lequel l'azote est connu depuis Liebig pour être le facteur principal de la production mais aussi un des principaux facteurs de pollutions agricoles (Lassaletta *et al.*, 2014) ;
- au niveau de la ville par l'importance de l'approvisionnement alimentaire et des pollutions urbaines azotées (Sutton *et al.*, 2011) ;
- au niveau du corps humain et des cellules par l'importance de l'alimentation en protéines du corps humain (cf. section 1.2.1).

A l'échelle urbaine, le seul autre flux majeur d'azote est celui des oxydes d'azote gazeux émis par la combustion (véhicules, chauffage, incinérateurs, etc.). Il est du même ordre de grandeur que le flux d'azote du système alimentation/excrétion de Paris au début du XXI^e siècle (cf. Figure 1.20) mais nettement inférieur aux flux alimentaires à l'échelle mondiale (Gruber & Galloway, 2008). Nous le distinguons toutefois du flux d'azote du système alimentation/excrétion pour deux raisons :

- d'une part, il est dépendant des ressources énergétiques mobilisées par la société et relève donc plutôt de ce point de vue d'une caractérisation du sous-système énergie d'un système socio-écologique ;
- d'autre part, il diffère notablement des flux d'azote du système alimentation/excrétion urbain en ce qu'il prend la forme d'une émission gazeuse d'oxydes d'azote qui met directement en relation l'usage local de la combustion avec le bassin biogéochimique.

A contrario, les excrétiens d'azote du système alimentation/excrétion sont majoritairement non gazeuses : urée dissoute dans le cas de l'urine, azote organique dans le cas des matières fécales et des biodéchets urbains, azote minéral excédentaire et azote organique des plantes pour le surplus au champ. Les multiples formes que peut prendre l'azote constituent toutefois une gageure en termes de gestion de ce flux. La facilité de transition entre les différentes formes (oxydo-réduction, minéralisation, volatilisation, passage à l'état inerte N₂, etc.) rend délicate la gestion des flux d'azote. Nous proposons de résumer cette délicatesse de gestion de l'azote par l'image d'un nouveau-né (Maxime 4).

Maxime 4 : « L'azote est comme un nouveau-né »

En effet, tous les deux changent très facilement d'état si l'on ne s'en occupe pas correctement (pleurs du nouveau-né *versus* volatilisation ou lessivage de l'azote) et ils nécessitent donc tous les deux un soin bien particulier.

C'est justement cette propriété de l'azote qui en fait un candidat particulièrement intéressant pour caractériser les systèmes alimentation/excrétion car l'absence d'implication d'une société dans la gestion des flux d'azote de son système alimentation/excrétion sera aisément remarquée par les changements de compartiments environnementaux que l'azote réalisera spontanément. Ainsi, tous ces éléments nous semblent constituer une argumentation suffisamment robuste pour proposer de choisir les flux d'azote comme le traceur le plus pertinent de caractérisation du système alimentation/excrétion d'une ville. Les forts enjeux de soutenabilité liés aux modalités de gestion de l'azote font également que cette caractérisation nous paraît à même d'appréhender aussi, plus spécifiquement, la soutenabilité de ce système et, partant, du système socio-écologique dans lequel il s'inscrit.

Pour compléter les développements précédents sur la description d'un système socio-écologique en sous-systèmes caractérisés par le lien entre besoins, activités et matières & énergies mobilisées (cf. section 1.3.1 et plus spécifiquement Figure 1.17), l'analyse des flux d'eau, de carbone et d'azote que nous venons d'effectuer nous permet de proposer la représentation schématique suivante de l'identification du système alimentation/excrétion au sein d'un système socio-écologique et sa relation avec trois autres systèmes avec lesquels il est en forte interaction : énergie, eau et transport (Figure 2.5).

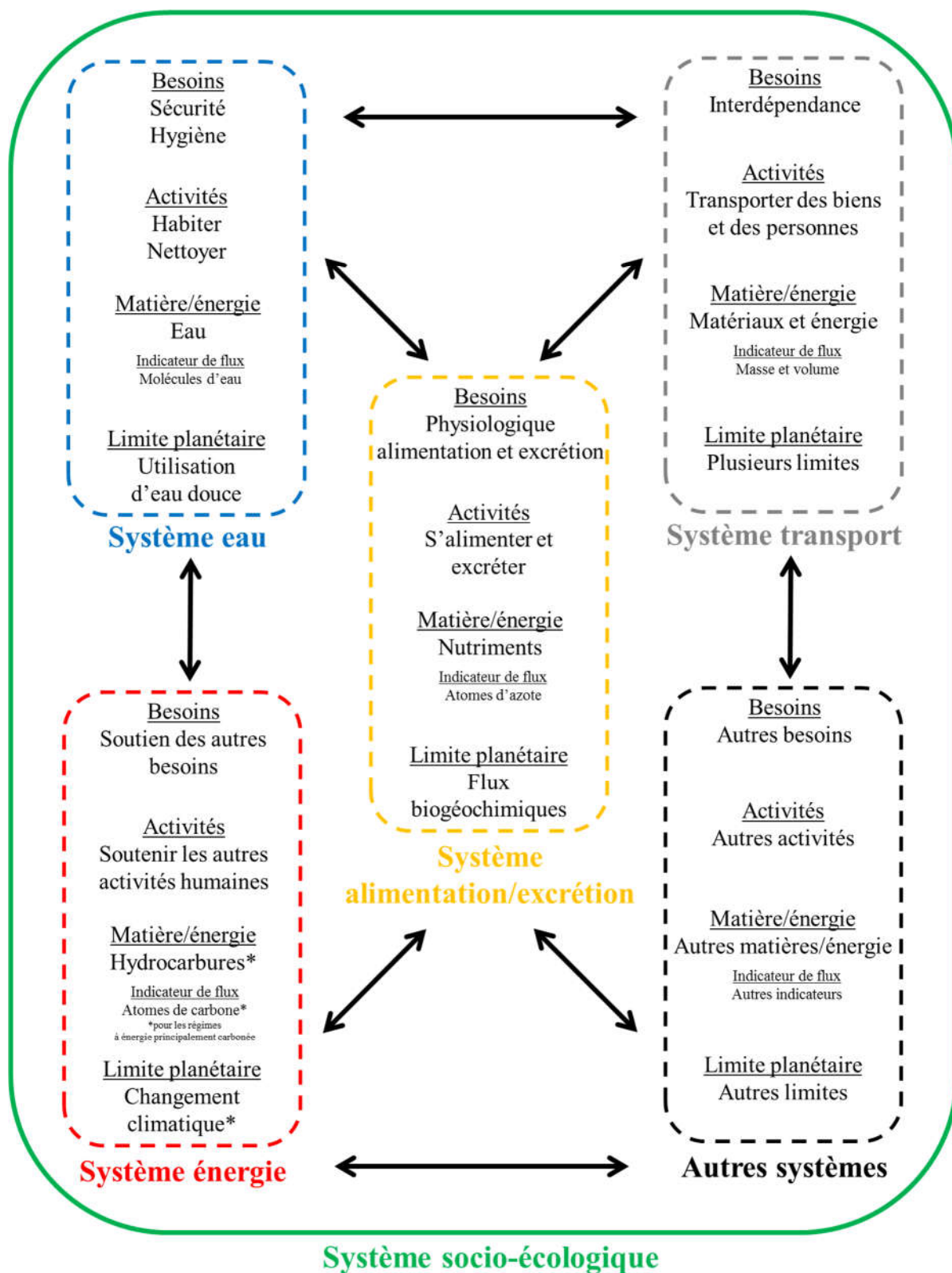


Figure 2.5 : Le système alimentation/excrétion analysé sous l'angle des besoins/activités/matières & énergie/limites planétaires correspondants et dans ses relations avec les autres sous-systèmes socio-écologiques.

Les pointillés de la Figure 2.5 illustrent l'interpénétration des systèmes les uns avec les autres et la limite de la possibilité de les distinguer nettement les uns des autres. Nous avons discuté dans ce chapitre de cette limite et nous concluons en particulier que l'individualisation d'un système alimentation/excrétion nous paraît à la fois possible et conceptuellement intéressante par les développements qu'elle permet d'en tirer et qui constitueront le fil directeur de la suite de cette thèse. En plus des besoins, activités et matières/énergie, nous avons ajouté dans la Figure 2.5 la notion de limite planétaire présentée à la section 1.1.2 car il nous semble possible, en particulier pour les systèmes alimentation/excrétion, énergie et eau, de mettre en évidence un lien fort entre ces systèmes et une des neuf limites planétaires.

La liste des besoins, activités, matières/énergie et limites planétaires indiqués dans la Figure 2.5 pour chaque système est très partielle et nous nous sommes restreints à un ou deux items qui nous paraissaient les plus caractéristiques. Ce cadre conceptuel se veut également le plus générique possible et plus particulièrement adapté au contexte des villes occidentales. Son application à des systèmes socio-écologiques spécifiques pourra parfois nécessiter des ajustements. Ainsi, les limites planétaires avec lesquelles le système alimentation/excrétion est en interaction sont très nombreuses. Comme nous nous intéressons ici principalement à la partie urbaine du système alimentation/excrétion, nous n'avons pas mis en exergue les autres limites planétaires principalement impliquées au niveau agricole dont l'intégrité de la biosphère, le changement d'usage des sols, l'utilisation d'eau douce et l'introduction d'entités nouvelles.

Les systèmes énergie et transport ont déjà été mentionnés préalablement. Pour le système eau, nous avons représenté en un seul système la circulation de toutes les eaux urbaines (pluviales, de rivière, de sous-sol, potables, résiduares) et les avons donc reliées à deux besoins distincts : la sécurité pour se protéger contre les éléments naturels, l'hygiène pour les usages majoritaires de l'eau domestique. Enfin, nous n'avons pas détaillé les autres systèmes avec lesquels le système alimentation/excrétion est également en interaction car il nous a semblé que les trois systèmes énergie, eau et transport étaient prépondérants. On pourrait éventuellement ajouter un système « thermorégulation » lié à ce besoin physiologique. Nous avons vu son rapport avec le système alimentation/excrétion par le fait que c'est le contenu énergétique de l'alimentation qui fournit la base de la chaleur permettant de maintenir le corps à 37 °C. Mais les activités, matières/énergie et limites planétaires mobilisées par le système thermorégulation sont assez distinctes de celles du système alimentation/excrétion (vêtements, constructions d'habitations, chauffage, etc.).

2.1.5. Flux des éléments secondaires

La caractérisation du système alimentation/excrétion peut également être complétée par l'analyse du flux des autres éléments secondaires que nous avons présentés dans la première partie. Tous les macronutriments secondaires (phosphore, potassium, soufre, calcium, magnésium, sodium et chlore) ainsi que les micronutriments revêtent une importance spécifique dans le fonctionnement et la soutenabilité d'un système alimentation/excrétion. Nous avons justifié le choix de l'azote comme élément caractéristique le plus pertinent pour cinq raisons principales :

- sa dominance massique et molaire ;
- son importance à tous les niveaux du système alimentation/excrétion ;
- sa facilité de transition entre ses différentes formes ;
- sa mobilité ;
- sa criticité par rapport à la soutenabilité des systèmes alimentation/excrétion.

Aucun autre élément secondaire ne nous paraît réunir autant de propriétés qui justifieraient qu'il soit mis au même plan que l'azote dans l'élaboration d'une méthodologie de caractérisation des systèmes alimentation/excrétion. Il nous paraît donc possible de restreindre l'analyse d'un système alimentation/excrétion à l'évaluation exclusive des flux d'azote. L'inclusion d'autres éléments secondaires est bien sûr pertinente pour enrichir l'analyse mais elle ne nous paraît pas fondamentale dans le cadre de notre problématique. Selon les contextes, ce ne seront d'ailleurs pas les mêmes macronutriments secondaires et micronutriments qui seront toujours les plus pertinents.

Le phosphore ressort usuellement comme l'élément secondaire le plus important. Il est en effet capital dans le métabolisme des êtres vivants et critique en termes de soutenabilité. Nous avons montré dans la première partie son importance pour les êtres humains eutélostomiens et sa pauvreté spécifique dans la lithosphère. Depuis quelques années, il est l'objet d'une attention particulière de la part de nombreuses communautés dont :

- les scientifiques, avec en particulier la thèse de Cordell (2010) ;
- les structures de gouvernance de pays ne disposant presque pas de mines de phosphore. L'Union Européenne a ainsi classé en 2014 les roches phosphatées comme matière première critique pour son approvisionnement (Commission Européenne, 2014) ;
- les agriculteurs, pour lesquels le phosphore est un des trois engrais principaux avec l'azote et le potassium et qui ont été particulièrement soumis à la flambée des prix du phosphore lors de la crise de 2008.

Il nous paraît donc pertinent de l'inclure dans notre méthodologie de caractérisation. On notera toutefois qu'il apparaît moins critique que l'azote à presque tous les points de vue et tous les niveaux d'analyse du système alimentation/excrétion :

- son cycle biogéochimique planétaire, certes perturbé de façon critique au-delà de la limite planétaire, est moins intensément perturbé que celui de l'azote ;
- il est moins vital que l'azote pour les agriculteurs ;
- il est moins mobile et change moins d'état que l'azote.

Cette dernière caractéristique induit que, dans de nombreux cas, les systèmes urbains qui permettent de gérer l'azote du système alimentation/excrétion de façon soutenable géreront aussi *a fortiori* le phosphore de façon soutenable ce qui peut permettre de ne pas l'analyser spécifiquement sans préjudice majeur⁹⁷.

Le potassium, troisième engrais principal agricole, revêt aussi une importance particulière. Plusieurs chercheurs travaillant sur notre problématique de recherche ont d'ailleurs attiré notre attention sur le fait que le phosphore était actuellement « à la mode » mais que la criticité des autres macronutriments dans le système alimentation/excrétion pouvait être tout aussi grande (Annexe 1 ; Annexe 3)⁹⁸. En Europe, la quasi absence de mine de phosphore induit une tension plus grande sur cette ressource qui ne se retrouve pas pour le potassium du fait de la présence de mines de potassium. Les travaux de recherche que nous avons pu consulter sur le potassium, ainsi que sur les autres macronutriments et micronutriments, ne sont toutefois pas aussi développés que pour le phosphore et l'analyse de la criticité de ces autres nutriments est probablement un axe de recherche pertinent à développer.

Dans cette thèse, nous choisirons donc de considérer qu'une analyse restreinte à l'azote est pertinente. Par leur importance agricole, le phosphore et le potassium nous paraissent être les deux éléments supplémentaires qui peuvent être intégrés pour affiner l'analyse d'un système alimentation/excrétion. L'analyse des autres macronutriments peut également être menée. Toutefois il nous paraît plausible de considérer que des systèmes de gestion soutenable de l'azote, du phosphore et du potassium permettront *a priori* une gestion soutenable des autres macronutriments, en particulier du fait que leurs similitudes chimiques induiront usuellement des comportements similaires : similitude du soufre et de

⁹⁷ Cette assertion sera étayée par l'étude systématique des systèmes alimentation/excrétion menée dans les trois parties suivantes de cette thèse.

⁹⁸ Ainsi, d'après Jönsson, la disponibilité du soufre pourrait devenir beaucoup plus critique si l'humanité réduisait son extraction d'hydrocarbures car le soufre est aujourd'hui principalement obtenu comme co-produit du raffinage des hydrocarbures (Annexe 1).

l'azote (présence dans les protéines, oxydo-réduction, existence d'une phase gazeuse) ; similitude du phosphore avec le calcium et le magnésium avec lesquels il précipite ; similitude du potassium avec les ions sodium et chlorure qui précipitent moins. Enfin, l'analyse des flux de micronutriments n'a pas été spécifiquement menée dans cette thèse et nous proposons de considérer en première approximation qu'une gestion soutenable de l'azote et des macronutriments induira *a fortiori* une gestion soutenable des micronutriments.

2.2. Proposition de caractérisation socio-écologique

Sur la base des développements du chapitre précédent (chapitre 2.1), il nous paraît possible de proposer une méthodologie de caractérisation des systèmes alimentation/excrétion fondée principalement sur l'analyse des flux d'azote et secondairement sur celle des flux de phosphore et de potassium voire également de tout autre élément pertinent.

2.2.1. Caractérisation par l'analyse des flux d'azote

2.2.1.1. Sobriété, efficacité et recyclage

Selon ses modalités de gestion, l'azote peut constamment jouer un double rôle : celui d'une ressource en tant qu'intrant aux différents niveaux imbriqués du système alimentation/excrétion ou bien celui d'une pollution en tant qu'excrétion dans un compartiment environnemental du bassin biogéochimique. Ce double rôle joué par l'azote invite à faire appel à une méthodologie communément utilisée dans le domaine de la gestion des ressources et des déchets et qui prend diverses appellations. Dans le scénario négaWatt (2011), elle est nommée SER, pour Sobriété, Efficacité, Renouvelable. Dans la gestion des déchets, on l'appelle usuellement 3R pour Réduction, Réutilisation et Recyclage. Nous nous cantonnerons ici à une méthodologie d'analyse reposant sur trois piliers :

- la sobriété ;
- l'efficacité ;
- le recyclage.

La sobriété est une caractéristique fondamentale car elle conditionne l'intensité de l'ensemble des autres flux. Dans le cas du système alimentation/excrétion, la sobriété peut être simplement évaluée par la quantité d'azote ingérée par les citoyens. Nous avons vu à la section 1.2.2 que celle-ci doit respecter les recommandations des besoins protéiques minimaux de l'organisme humain, soit en moyenne 2,7 kgN/pers/an ou 3,4 kgN/pers/an par application de la marge de sécurité préconisée par l'OMS. Plus le régime alimentaire dépasse cette dernière valeur et moins nous le considérerons donc comme sobre car mobilisant des flux d'azote ingérés et excrétés par l'organisme sans besoin physiologique correspondant.

En complément, la sobriété des régimes alimentaires peut également être caractérisée par la proportion d'azote d'origine végétale. Cet élément est toutefois plus délicat à analyser du fait de sa forte interaction avec les différents modes de vie et les dimensions socio-culturelles des régimes alimentaires : proportion importante d'azote animal dans le régime alimentaire pastoral mongol, proportion importante de poissons dans le régime alimentaire islandais, etc. (Bonhommeau *et al.*, 2013). Dans le contexte des villes occidentales, le pastoralisme n'est bien sûr pas envisageable et nous avons montré le caractère nécessairement secondaire des produits de la mer dans l'alimentation⁹⁹. En suivant Billen *et al.* (2015), nous proposons de considérer comme soutenable un régime alimentaire ne dépassant pas 40 % de protéines d'origine animale. La soutenabilité de la consommation de produits d'origine animale relève également des modalités de l'élevage de ces animaux qui sortent du cadre de notre analyse¹⁰⁰.

En ce qui concerne l'efficacité de gestion de l'azote, en milieu urbain, celle-ci est principalement caractérisée par la quantité de nourriture non consommée et pourra donc être évaluée par le taux de biodéchets en fonction des intrants. Une valeur guide d'efficacité est plus délicate à produire que pour la sobriété car, si le gaspillage alimentaire (nourriture prête à être consommée mais non ingérée) constitue clairement une inefficacité du système, la production de biodéchets non comestibles dépend de la nature des aliments ingérés, des habitudes alimentaires, etc. (cf. p. 106 et suivantes de la section 1.3.3). On pourrait aussi éventuellement intégrer une efficacité au niveau de l'individu par la qualité de sa digestion : les aliments avalés tout rond sans être mastiqués pourront plus difficilement être mobilisés par le système digestif et peuvent ressortir tels quels dans les matières fécales. Nous n'entrerons pas dans ce niveau de finesse d'analyse et nous cantonnerons principalement à évaluer l'efficacité par le taux de biodéchets.

Enfin, le dernier angle d'analyse des flux d'azote est celui du recyclage. Nous avons illustré dans la Figure 1.1 que le recyclage était la modalité dominante de gestion de l'azote dans la majorité des écosystèmes. En ville, il pose *in fine* la question du devenir des excréments et nous avons mis en évidence dans la sous-section 1.3.3.4 que les systèmes alimentation/excrétion présentent une dissymétrie essentielle entre les intrants, pour lesquels la cascade de mobilisation des ressources suit un schéma relativement contraint, et les excréments, pour lesquels les modalités de leur gestion sont bien plus ouvertes.

⁹⁹ Nous ne discuterons pas ici de la soutenabilité de la consommation de produits de la mer.

¹⁰⁰ En suivant van Grinsven *et al.* (2015) et Le Noë *et al.* (2017), on pourrait développer un critère de soutenabilité fondé sur le caractère extensif des élevages d'animaux.

2.2.1.2. Circularité, autonomie, pollution et couplages

La modalité de gestion qui paraît conceptuellement la plus simple est celle du rejet de l'intégralité des excréments urbains dans le bassin biogéochimique. En reprenant le cas du pain consommé dans l'agglomération parisienne, elle serait par exemple illustrée par le cas d'un habitant d'une péniche de la Seine dont les biodéchets, les matières fécales et les urines seraient tous rejetés directement en Seine. Cette modalité de gestion caractérise un système alimentation/excrétion que nous nommerons linéaire. Nous l'avons représentée sur la figure suivante en nous focalisant sur la partie urbaine du système alimentation/excrétion (Figure 2.6).

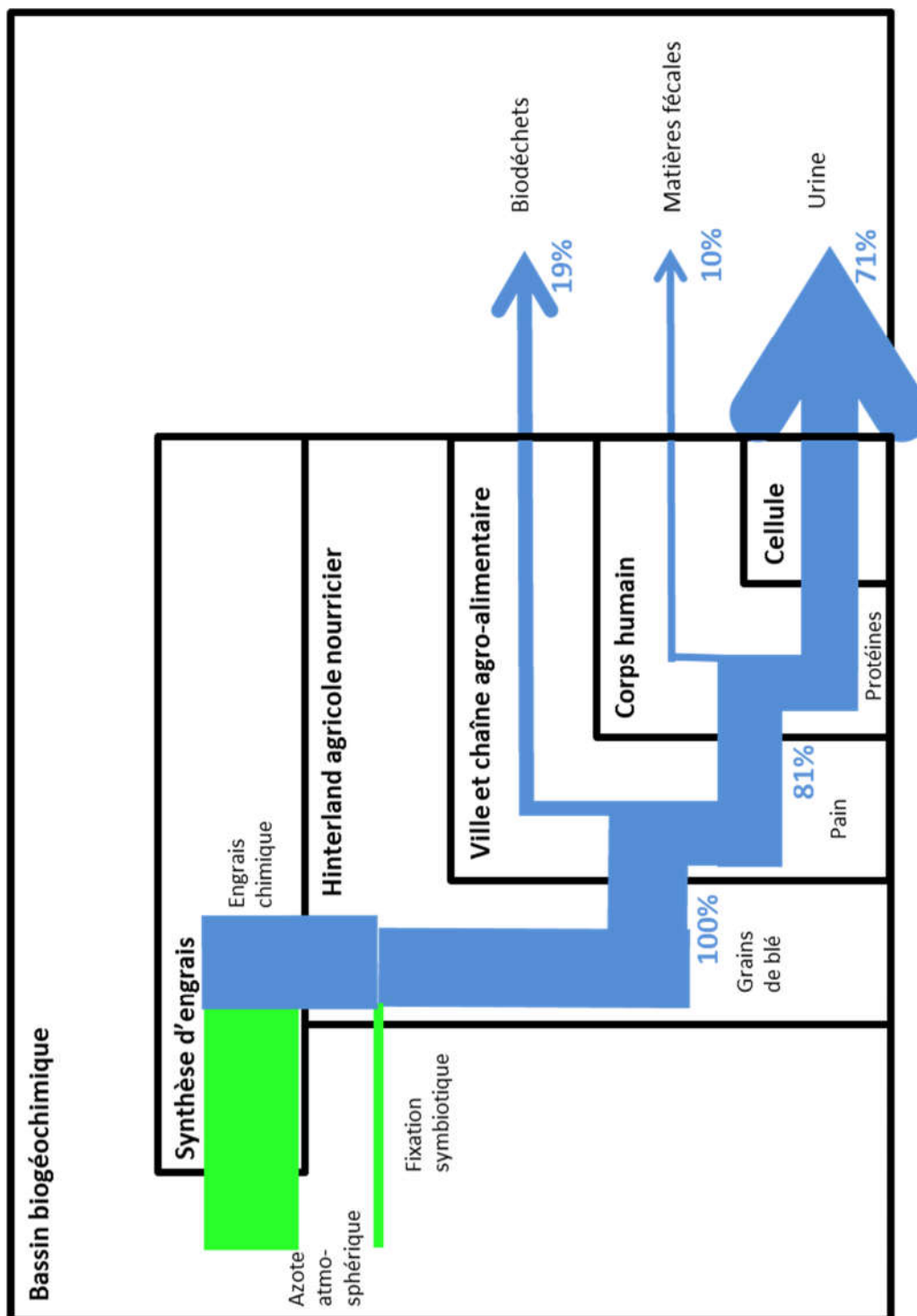


Figure 2.6 : Flux d'azote d'un système alimentation/excrétion urbain totalement linéaire.

Par symétrie, nous proposons de caractériser la circularité d'un système alimentation/excrétion d'une ville par le taux de retour de l'azote réactif des excréments urbains à un des deux niveaux supérieurs que sont l'hinterland agricole nourricier et la synthèse d'engrais. Nous distinguerons un système alimentation/excrétion circulaire autonome, dans lequel la circularité de l'azote réactif se fait pour l'hinterland agricole ou la synthèse d'engrais qui alimente *in fine* la même ville qui a produit ces

excrétions. Une utilisation de l'azote réactif pour une synthèse d'engrais ou un hinterland agricole qui alimente d'autres territoires que cette ville conduira à un régime que nous nommerons simplement circulaire. Le minimum théorique de circularité ou d'autonomie est de 0 % et se nommera ainsi linéarité (cf. Figure 2.6). Le maximum théorique de circularité ou d'autonomie est proche de 100 %¹⁰¹. Dans cette définition de la circularité, l'efficacité agronomique d'utilisation de l'azote réactif apporté par la ville n'est pas prise en compte car elle relève principalement des modalités d'organisation des systèmes agricoles et que nous nous intéressons ici à la partie urbaine des systèmes alimentation/excrétion. Celle-ci devrait être prise en compte dans une appréhension globale d'un système alimentation/excrétion intégrant ses composantes urbaines et agricoles.

Nous distinguerons également les circularités extractives et intégrales. Une circularité extractive correspondra à une circularité obtenue par extraction spécifique des éléments concernés (par exemple le stripping d'ammoniac ou la précipitation de struvite). Une circularité intégrale correspondra à une circularité obtenue par recyclage global d'une excrétion avec la majorité de ces constituants.

L'azote réactif des excréctions urbaines peut aussi être utilisé dans d'autres processus que ceux de la synthèse d'engrais ou de la production agricole. Nous dirons alors que ce système alimentation/excrétion est couplé à un autre sous-système caractéristique du système socio-écologique. On pourrait éventuellement introduire une notion de circularité de deuxième niveau en examinant plus spécifiquement le devenir de l'azote réactif après utilisation dans cet autre système.

Enfin, on peut également opérer une distinction parmi les systèmes linéaires selon les modalités de rejet de l'azote dans le bassin biogéochimique. Les rejets d'azote sous toute forme réactive constitueront des pollutions globales et nous nommerons donc ces systèmes polluants. On pourra également préciser l'importance locale de cette pollution par croisement avec la sensibilité spécifique du milieu récepteur. Les émissions de diazote seront elles considérées comme linéaires et non polluantes.

¹⁰¹ Dans le cas où l'on arriverait à approcher les 100 % de circularité ou d'autonomie, il faudrait alors prendre en compte certains flux que nous avons négligés jusqu'ici, tels que l'expiration et les excréctions tégumentaires de NH₃ ou encore le devenir des corps humains après la mort, afin de définir plus précisément le seuil de circularité théorique maximal. Comme vu au chapitre 1.2, ces flux sont de l'ordre de quelques pourcents et seront donc négligés tant que nous travaillerons sur des systèmes dont la circularité est inférieure à 90 %.

2.2.2. Salubrité des systèmes alimentation/excrétion

Nous avons fondé notre analyse des flux d'intrants et d'excrétats sur leur composition atomique et nous en avons déduit une caractérisation des systèmes alimentation/excrétion qui doit servir à l'évaluation de leur soutenabilité. Il reste toutefois encore de très nombreux angles d'analyse possibles pour donner une vision complète des systèmes alimentation/excrétion. Un angle d'analyse nous paraît incontournable, du fait de la présence d'agents pathogènes dans les matières fécales (cf. sous-section 1.2.3.2). Nous verrons qu'elle représente un des freins principaux à la circularité de ces systèmes. Nous proposons donc de compléter notre méthodologie par une analyse de la salubrité des systèmes alimentation/excrétion. Nous restreindrons la notion de salubrité à celle de la transmission féco-orale d'agents pathogènes.

Dans la transmission féco-orale, une fraction de matières fécales d'un individu porteur d'agents pathogènes va finir par être ingérée par un autre individu. Les voies de transmission sont multiples et, depuis Wagner & Lanoix (1958), elles sont résumées par un diagramme appelé en anglais *f diagram* (diagramme f) où les différentes voies de transmission sont chacune illustrées par un mot commençant par la lettre f. Les *faeces* (fèces) ne doivent pas rejoindre les *faces* (les visages c'est-à-dire la bouche) en prenant en compte cinq vecteurs primaires différents : *fluids* (les fluides, principalement l'eau), *fingers* (les doigts), *flies* (les mouches), *fields* (les champs), *floods* (les crues et plus généralement les eaux de surface). Un vecteur secondaire est également identifié, à savoir *food* (la nourriture). Le diagramme f du WEDC (2014) est présenté ci-après (Figure 2.7).

Le schéma des voies de transmission féco-orale
 (« f diagram »)

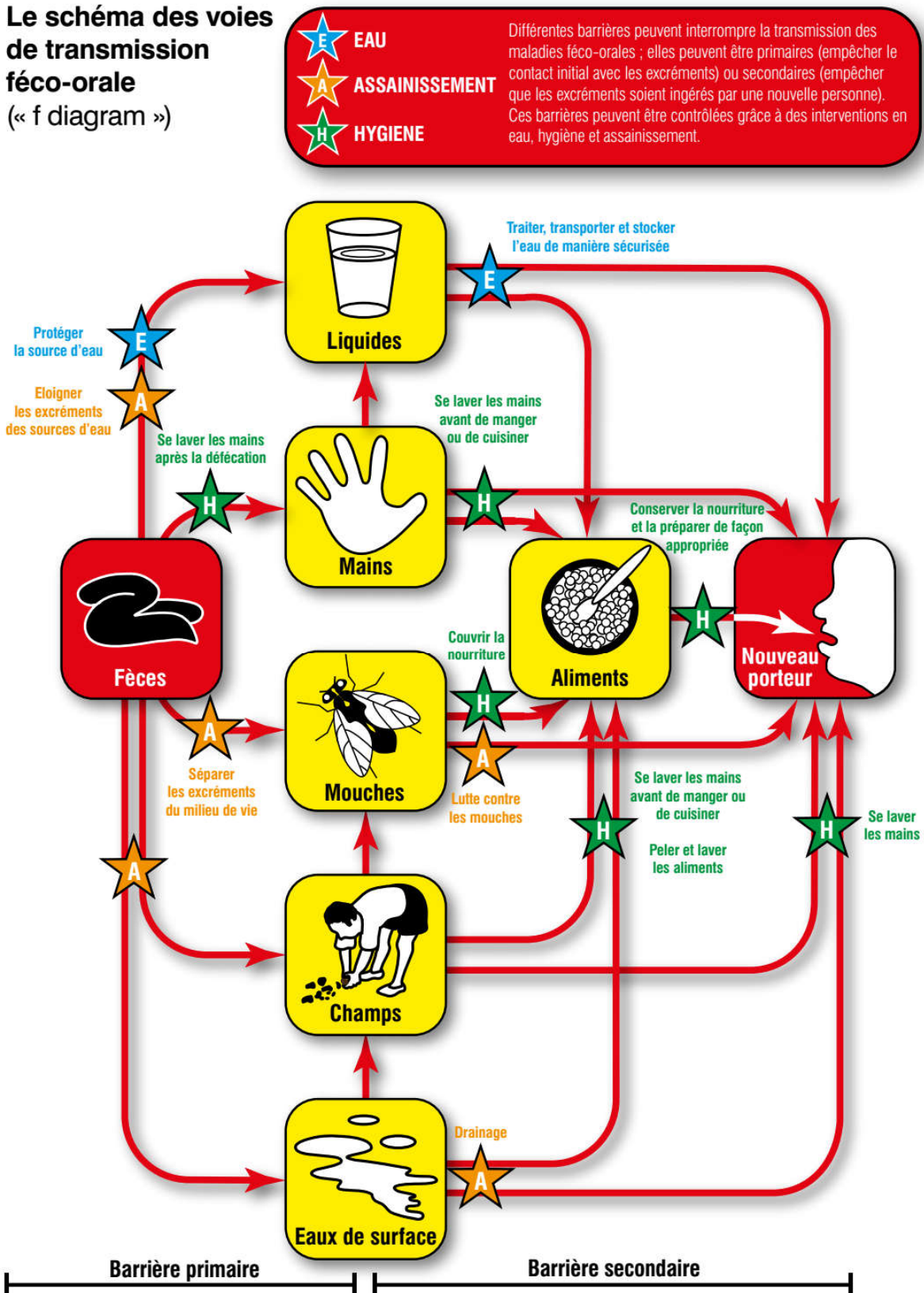


Figure 2.7 : Le diagramme f des voies de transmissions féco-orales.

Source : WEDC (2014)

La contamination féco-orale concerne *a priori* toute la population humaine de la planète. Quatre types d'agents pathogènes peuvent être transmis : des bactéries, des virus, des protozoaires parasites et des helminthes (cf. Tableau 1.4).

Des bactéries, virus et protozoaires sont à l'origine de diarrhées et de gastro-entérites aiguës qui concernent virtuellement toute la population mondiale : l'OMS (2012a) estime que les diarrhées provoquent près de 1,8 million de décès par an, dont 99,8 % ont lieu dans les pays en voie de développement et 90 % concernent des enfants. Les enfants des pays en développement présentent ainsi 3,2 épisodes de diarrhée par enfant par an. Les diarrhées sont nettement moins létales dans les pays développés mais toujours très présentes : aux Etats-Unis, le nombre d'épisodes de gastro-entérite aiguë s'élève à 0,79 par personne et par an (*ibid.*) tandis qu'en France, on dénombre plus de 21 millions d'épisodes de gastro-entérite aiguë *virale* par an, soit 0,31 par personne et par an (Santé Publique France).

Des bactéries sont également vectrices de la fièvre typhoïde (*Salmonella typhi*) ou encore du choléra (*Vibrio cholerae*). Ces maladies, et plus particulièrement le choléra, ont eu une importance considérable dans les orientations des systèmes alimentation/excrétion prises au XIX^e siècle en Occident (cf. section 3.1.4). Elles sont encore fortement présentes dans les pays en voie de développement.

Enfin, les helminthes sont des vers parasites qui sont présents dans le système digestif d'une très grande partie de la population mondiale : 1,45 milliard de personnes pour *Ascaris lumbricoides* (ver rond) qui provoque l'ascaridiase, 1,3 milliard de personnes pour *Ancylostoma duodenale* et *Necator americanus* (vers à crochets) qui provoquent l'ankylostomiase, 200 millions de personnes pour *Schistosoma ssp.* (douve) qui provoque la schistosomiase ou bilharziose. De 10 à 25 % des personnes infectées par des helminthes souffrent d'effets indésirables (OMS, 2012a)¹⁰².

Cette importance de la contamination féco-orale a toujours rendu délicat l'emploi des matières fécales, mais aussi de l'urine quand celle-ci est en contact avec les matières fécales, ce qui est le cas le plus fréquent. Les nombreuses voies de la contamination féco-orale rendent aussi difficiles l'analyse de l'origine de la transmission des maladies. D'après la Figure 2.7, la transmission féco-orale à travers l'usage agricole d'excréments ne constitue qu'une voie de transmission possible. Ainsi, la prohibition de l'usage agricole des excréments humains participe à limiter la transmission féco-orale mais, à elle seule, elle est loin de permettre de la réduire significativement. Par ailleurs, la présence de maladies

¹⁰² Nous avons précisé à la sous-section 1.2.3.1 que cet agent est le seul à présenter un risque de transmission par les urines, dans les 74 pays tropicaux concernés.

féco-orales, endémiques ou épidémiques comme le choléra, ne dit rien sur l'importance de la voie agricole comme voie de transmission, par rapport aux mains ou à l'eau par exemple.

La densité de population jouera aussi un rôle important sur la salubrité du fait que les transmissions féco-orales vont être rendues plus faciles dans un habitat dense. Les différentes formes urbaines joueront donc un rôle important quant à la salubrité des systèmes alimentation/excrétion.

Nous proposons d'évaluer la salubrité d'un système alimentation/excrétion, qualitativement, par l'effectivité de la mise en place de barrières en amont et en aval des cinq vecteurs primaires de transmission féco-orale identifiés dans la Figure 2.7. Au vu des enjeux potentiellement antagonistes de la circularité et de la salubrité, il nous semble ainsi pertinent de coupler leur analyse. Nous proposons de représenter ce couplage en situant les systèmes alimentation/excrétion dans le graphique à deux axes ci-après (Figure 2.8).

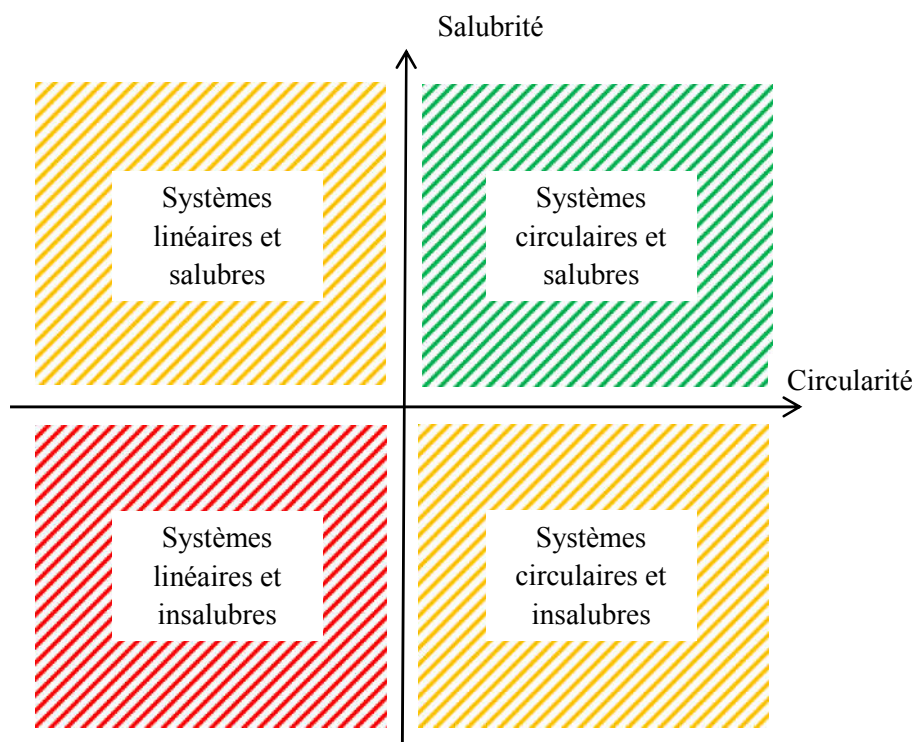


Figure 2.8 : Analyse conjointe du degré de circularité et de salubrité des systèmes alimentation/excrétion.

2.2.3. Les micropolluants des systèmes alimentation/excrétion

Les micropolluants nous paraissent être un dernier élément essentiel dans l'analyse des systèmes alimentation/excrétion, dont la prise en compte n'a émergé qu'assez récemment. Un micropolluant peut être défini comme « une substance indésirable détectable dans l'environnement à très faible concentration (microgramme par litre voire nanogramme par litre [dans le cas de l'eau]). Sa présence est, au moins en partie, due à l'activité humaine (procédés industriels, pratiques agricoles ou activités quotidiennes) et peut à ces très faibles concentrations engendrer des effets négatifs sur les organismes vivants, [humains ou non-humains], en raison de sa toxicité, de sa persistance et de sa bioaccumulation. De nombreuses molécules présentant des propriétés chimiques différentes sont concernées (plus de 110 000 molécules sont recensées par la réglementation européenne), qu'elles soient organiques ou minérales, biodégradables ou non tels les plastifiants, détergents, métaux, hydrocarbures, pesticides, cosmétiques ou encore les médicaments. » (MEEM, 2016).

Leur détection s'améliore constamment du fait des progrès des moyens de détection analytique. En supposant un progrès de ces moyens, il semble plausible que l'on puisse à l'avenir caractériser toujours davantage une contamination généralisée de tous les milieux de la planète. La présence de micropolluants en faible concentration dans l'environnement leur confère deux caractéristiques spécifiques :

- les effets négatifs sont très difficiles à évaluer, entre autres du fait de leur présence simultanée en très grand nombre et de la méconnaissance de la relation dose-effet. Si certains contaminants sont clairement identifiés comme présents dans des teneurs élevées qui nécessitent un changement des pratiques, les moyens de détection permettent d'identifier des molécules à des teneurs où leur nocivité est inconnue ce qui rend difficile la définition et la priorisation des actions à mener ;
- les micropolluants posent un enjeu croisé vis-à-vis de la santé humaine et vis-à-vis du fonctionnement des écosystèmes et combinent une question de gestion des contaminations passées et présentes.

De ce fait, la limite planétaire correspondant à l'introduction d'entités nouvelles n'a pas pu être définie (cf. section 1.1.2) et il nous paraît méthodologiquement très difficile de caractériser l'enjeu lié à la présence de micropolluants dans le système alimentation/excrétion.

Les micropolluants présents dans le système alimentation/excrétion peuvent être de deux natures :

- ils peuvent être liés au fonctionnement même du système alimentation/excrétion et en constituer une caractéristique. C'est le cas par exemple des produits phytopharmaceutiques issus d'une synthèse chimique industrielle qui différencie entre autres l'agriculture biologique par la proscription de ce recours et permet donc de caractériser des systèmes alimentation/excrétion essentiellement différents quant à la nature des micropolluants mis en jeu ;
- ils peuvent être issus du couplage entre le système alimentation/excrétion et d'autres systèmes. C'est le cas par exemple d'une partie des éléments traces métalliques dans les eaux usées ou dans les boues d'épuration, qui est liée au couplage entre le système alimentation/excrétion et les modalités de gestion des effluents industriels ou des eaux de ruissellement.

Il est possible de les évaluer aux différents niveaux du système alimentation/excrétion présentés Figure 1.23. Nous proposons d'illustrer leur variété par quelques exemples qui nous paraissent représentatifs des principaux enjeux liés aux micropolluants :

- au niveau du bassin biogéochimique, les micropolluants traduisent la contamination générale de l'environnement par les différentes activités humaines ;
- au niveau de l'arrière-pays agricole nourricier trois sources principales de micropolluants semblent être identifiables :
 - les types d'engrais utilisés. Le cadmium est ainsi une source de préoccupation du fait de sa présence dans un grand nombre d'engrais phosphatés provenant de l'extraction minière (Jönsson & Vinnerås, 2013) ;
 - les produits phytopharmaceutiques utilisés au champ, à la récolte ou au stockage ;
 - les substances données aux animaux d'élevage (médicaments et compléments alimentaires) ;
- au niveau de la ville et de la chaîne agroalimentaire associée, l'adjonction volontaire ou non de molécules dans les préparations alimentaires, les migrations de molécules provenant des emballages alimentaires ;
- au niveau de l'habitat, le transfert provenant des matériaux utilisés pour la préparation ou le stockage des aliments, les molécules synthétisées durant la cuisson ainsi que les produits d'entretien utilisés pour les toilettes ;
- au niveau du corps humain et de la cellule, principalement la consommation de médicaments.

Les modalités de gestion des excréments peuvent également induire des adjonctions supplémentaires de micropolluants. Nous ne pouvons intégrer ici une méthodologie de comparaison et de hiérarchisation de l'importance de ces différentes voies de contamination du système alimentation/excrétion. Du fait des enjeux antagonistes liés la circularité des urines et des matières fécales et à la présence de micropolluants dans ces derniers, il nous paraît toutefois judicieux de préciser ici les travaux de certains auteurs qui ont tenté de le faire.

Jönsson (2017)¹⁰³ indique ainsi que les doses de résidus pharmaceutiques présents dans les urines sont à des doses environ 1 000 fois inférieures, dans le cas de leur utilisation agricole, à celle des doses de produits phytopharmaceutiques de l'agriculture conventionnelle. Ce raisonnement basé sur la masse des micropolluants ne permet bien sûr pas d'évaluer spécifiquement les problèmes de toxicité ou d'écotoxicité correspondants mais permet tout de même de donner un ordre de grandeur. Nous avons tenté de vérifier cette assertion dans le cas français. Nous évaluons un usage de 5,4 kg/ha/an de substances actives épandues en France (Blanchoud *et al.*, 2011). À défaut de données françaises, nous proposons de prendre les données allemandes compilées par Winker (2009) pour l'urine humaine. On trouve alors une concentration totale en résidus médicamenteux dans l'urine moyenne allemande de 6,7 mg/L dont la moitié correspond à l'acide acétylsalicylique et à l'ibuprofène. En supposant une concentration de 10 gN/L dans l'urine et un épandage d'urine à 150 kgN/ha, on trouve ainsi une quantité totale de résidus médicamenteux épandus de 100 g/ha/an soit 50 fois moins que la masse de produits phytopharmaceutiques.

D'autres auteurs ont cherché à comparer la teneur en médicaments et en hormones des urines humaines et animales (Hammer & Clemens, 2007). Pour les médicaments communs aux animaux et aux humains, en particulier certains antibiotiques, la figure suivante (Figure 2.9) présente ainsi la teneur comparée de l'urine humaine et des urines d'animaux d'élevage. Les valeurs choisies par les auteurs correspondent aux valeurs maximales envisageables.

¹⁰³ Il se réfère à une publication en suédois que nous n'avons pas consultée : Jönsson, H., Nordberg, Å. & Vinnerås, B. 2013. *System för återföring av fosfor i källsorterade fraktion av urin, fekalier, matavfall och i liknande rötat samhälls-och lantbruksavfall.* (Systems for recycling of phosphorus in the source separated fractions urine, faeces, foodwaste and similar anaerobically digested urban and agricultural waste. (en suédois). Rapport 061, Institutionen för energi och teknik, SLU. ISSN 1654-9406.

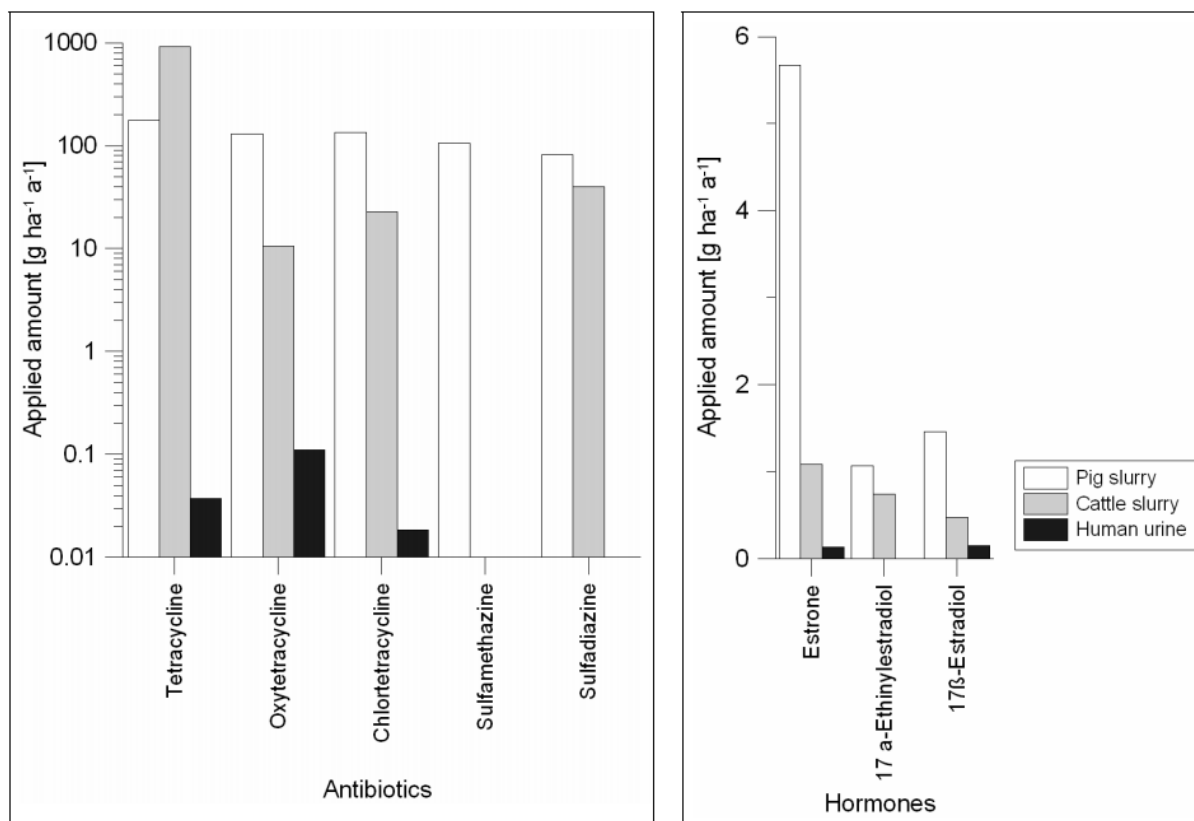


Figure 2.9 : Flux maximaux d'antibiotiques (gauche) et d'hormones (droite) appliqués par différents engrais.

Les quantités d'engrais appliquées sont choisies de manière à optimiser le dosage des différents nutriments et correspondent donc à des pratiques théoriquement optimales du strict point de vue de la fertilisation. L'échelle est logarithmique. Source : Hammer & Clemens (2007)

Ces travaux montrent une différence de deux à quatre ordres de grandeur entre la contamination en antibiotiques des urines humaines et animales et relativisent ainsi, comme pour les produits phytopharmaceutiques, la part de contamination en micropolluants du système alimentation/excrétion au niveau du corps humain par la prise de médicaments et celle de sa contamination au niveau de l'hinterland agricole nourricier. La méthode de comparaison appliquée dans la Figure 2.9 ne permet toutefois pas de prendre en compte la contamination par les résidus de médicaments spécifiques aux humains.

Les éléments que nous venons de donner ne constituent que des éléments d'appréciation généraux. Il serait intéressant de développer une méthodologie de caractérisation des micropolluants des systèmes alimentation/excrétion et de leurs enjeux relatifs pour la santé humaine et la perturbation du fonctionnement des écosystèmes. Nous n'avons trouvé qu'une seule position internationale aujourd'hui, celle de l'OMS, qui considère que la présence de micropolluants n'est pas susceptible de devoir empêcher l'usage de l'urine et de matières fécales en agriculture (OMS, 2012a). Enfin, la thèse de Tristan Martin en cours inclut comme objectif de creuser plus spécifiquement cette question.

Conclusion de la seconde partie

L'analyse effectuée dans cette partie nous permet donc de faire une proposition méthodologique de caractérisation du système alimentation/excrétion d'une ville.

- 1) **Connaissance des quantités et du devenir des urines.** Il s'agira évaluer les quantités produites et les modalités de gestion des excréments de cette ville, en comptabilité azotée. En première approche, il pourra suffire de réaliser cette évaluation pour les urines. On pourra affiner l'évaluation en incluant également les biodéchets et enfin les matières fécales ;
- 2) **Circularité :** le taux d'utilisation de cet azote excrété pour synthétiser un engrais ou pour la production agricole caractérisera la circularité du système. La connaissance de modalités de fonctionnement du système alimentation/excrétion au niveau de l'hinterland agricole nourricier permettra évidemment d'affiner cette analyse ;
- 3) **Autonomie :** la connaissance du lien entre les territoires recevant cet azote et l'hinterland agricole nourricier permettra de caractériser l'autonomie du système ;
- 4) **Sobriété :** les évaluations précédentes permettront alors également de caractériser la sobriété du système par déduction de la quantité totale d'azote ingéré. Celle-ci pourra aussi être évaluée par la connaissance directe du régime protéique alimentaire. Le taux de protéines d'origine animale précisera cette sobriété.
- 5) **Efficacité :** l'évaluation du taux de biodéchets caractérisera l'efficacité du système ;
- 6) **Pollution :** le taux d'azote excrété par la ville qui rejoint l'environnement sans avoir été neutralisé sous forme de diazote caractérisera le degré de pollution (globale) du système ;
- 7) **Empreinte agricole :** l'empreinte agricole d'un système alimentation/excrétion urbain est évaluée par la quantité de ressources mobilisées par l'hinterland agricole nourricier et par les pollutions induites à ce niveau. On peut également définir une empreinte globale d'un système alimentation/excrétion en additionnant les ressources et pollutions des niveaux agricoles et urbains ;
- 8) **Couplages :** évaluer les usages alternatifs des excréments permettra d'évaluer le degré de couplage du système alimentation/excrétion avec un ou plusieurs autres sous-systèmes socio-écologique, voire d'évaluer la circularité ou l'autonomie au deuxième degré par l'étude du devenir de l'azote dans cet usage alternatif. On pourra également évaluer le couplage avec le système eau, quantitativement et qualitativement, au regard des usages de l'eau mis en jeu dans le système alimentation/excrétion. Le couplage avec le système énergie pourra principalement être évalué au travers de la comptabilité carbone des modalités de gestion des excréments mais, dans notre perspective, il conviendra avant tout d'analyser le devenir de l'azote

réduit dans ces processus de valorisation énergétique du carbone. Le troisième système pour lequel le couplage pourra être prioritairement évalué est le système transport ;

- 9) **Salubrité** : l'analyse qualitative des cinq vecteurs primaires de transmission féco-orale du diagramme f permettra d'évaluer la salubrité du système.

Une analyse complète du système alimentation/excrétion d'une ville nécessiterait aussi de prendre en compte de multiples autres facteurs, matériels et immatériels, qui déterminent les modalités de son organisation. Autant que possible, nous essaierons plus particulièrement de mettre en relation les systèmes alimentation/excrétion avec les typologies de formes urbaines et en particulier la densité de population. En première approche, nous proposons de focaliser l'analyse à l'évaluation de la circularité du système alimentation/excrétion.