



2015 – Thème L'eau en espace urbanisé –
Action 45 - Amélioration des performances
des systèmes d'assainissement non collectif

Composition des eaux usées domestiques par source d'émission à l'échelle de l'habitation

Etude bibliographique

Rapport Final

Claire Eme (CreaPure)
Catherine Boutin (IIRSTEA)

Décembre 2015

Document élaboré dans le cadre du PANANC



- **AUTEURS**

Claire EME, Ingénieure (CreaPure), claire.eme@creapure.fr

Catherine BOUTIN, Ingénieure de Recherche (Irstea), catherine.boutin@irstea.fr

- **CORRESPONDANTS**

Onema :

Céline LACOUR, ONEMA, celine.lacour@onema.fr

Alice REUILLON, ONEMA, alice.reuillon@onema.fr

Partenaire : Catherine BOUTIN, Irstea, catherine.boutin@irstea.fr

Droits d'usage : accès libre

Niveau géographique : européen, national

Couverture géographique : Europe

Niveau de lecture : professionnels, experts



- **RESUME**

La caractérisation des eaux domestiques par source d'émission à l'échelle de l'habitat demande une connaissance fine des usages au sein de l'habitat et un suivi analytique rigoureux. Ces contraintes impliquent un coût important qui limite les études sur le sujet. Pour autant, l'émergence de nouvelles technologies pour la valorisation des effluents domestiques (ex. : recyclage des eaux ménagères) suscite de nouveaux suivis analytiques pour certaines sources d'émission domestiques (ex. : urine, eaux ménagères).

Evidemment des disparités existent entre les différentes cultures, usages et pratiques. Dans le but de se rapprocher des conditions françaises métropolitaines, ce rapport vise à offrir une base de données provenant de la zone occidentale européenne. Les études prises en considération sont majoritairement issues de la littérature scientifique (ouvrages et publications).

Les sources d'émission d'eau usée domestique sont historiquement classées en deux sources de pollution principales : les eaux vannes et les eaux ménagères. Dans de nouvelles perspectives, la caractérisation des effluents domestiques dans le cadre de cette étude, tend à considérer le maximum de sources d'émission : urine, fèces, papier toilette, eaux ménagères issues des cuisine, salle de bain et lave-linge. A partir de ces données, il est proposé une reconstitution des eaux usées domestiques à laquelle sont comparées les données nationales pour l'habitat et le petit collectif.

- **MOTS-CLES : ASSAINISSEMENT DOMESTIQUE – URINE – MATIERES FECALES – EAUX MENAGERES - BIODEGRADABILITE**



DOMESTIC WASTEWATER CHARACTERIZATION FROM EMISSION SOURCE

- **ABSTRACT**

Wastewater characterization from emission source involves fine expertise at household scale with uses analysis and robust field campaigns. From important studies costs, those researches are limited. For all that, emergent technologies imply new alternatives to recycle specific domestic effluents (e.g. greywater, urine). Recent surveys are required to determine alternative potential.

From uses, practices and cultural disparities reality, a western European database is necessary to put those data closer to French mainland context. In this report, all data are from scientific articles and books related to this specific area.

Domestic emission sources are historically classified in two main pollution effluent sources: blackwater and greywater. By new perspectives, domestic wastewater characterization realized in this study, considers maximum home uses as human excretion (urine and fecal matter), toilet paper use, kitchen, bathroom and laundry effluents. From those data, domestic wastewater reconstitution is executed and compare to national data.

- **KEY WORDS : DOMESTIC SANITATION – SOURCE SEPARATED – URINE – FAECES – GREYwater – COMPOSITION – END OF PIPE**



- **SYNTHESE POUR L'ACTION OPERATIONNELLE**

CONTEXTE

La connaissance des eaux usées domestiques dans leur gamme de variation permet d'optimiser le dimensionnement des unités de traitement dans un contexte réel. L'eau usée domestique issue d'un réseau de collecte présente une différence avec les effluents domestiques générés à l'échelle des particuliers de par l'absence d'eaux claires parasites, d'eaux pluviales et de contributions agricoles ou industrielles. L'eau usée domestique issue des réseaux de collecte est relativement bien connue, en revanche la caractérisation des effluents réellement émis à l'échelle de l'habitat n'est pas évidente, faisant face à une variabilité importante des usages des habitants. Face au développement de projets de réutilisation / valorisation d'effluents domestiques et notamment par leur séparation à la source, cette étude propose une caractérisation des effluents domestiques par source d'émission.

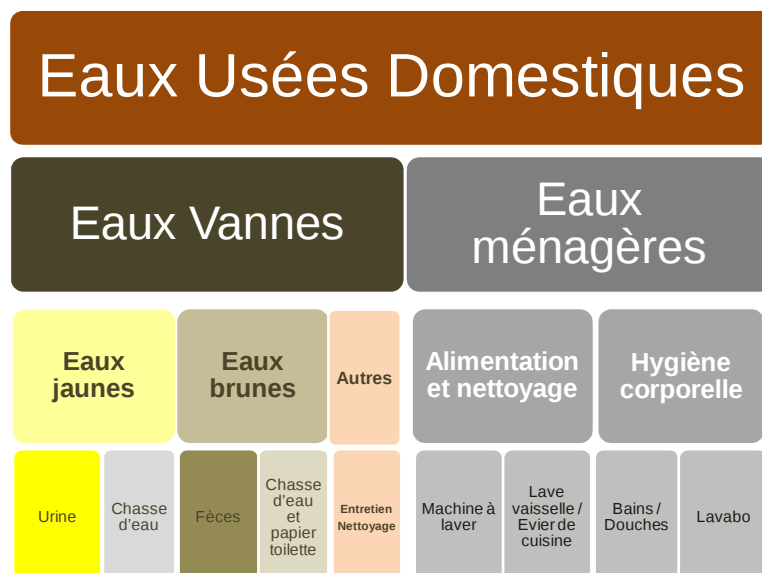
TRI DES DONNEES

Les données présentées sont issues de publications scientifiques s'intéressant au traitement d'effluents domestiques ou à la caractérisation médicale des excréta humains. Toutes issues de la zone occidentale de l'Europe, elles permettent de s'approcher de plus près du contexte français. Elles concernent exclusivement les usages domestiques. Face à la diversité des publications, une lecture critique est engagée et met en lumière une variabilité des méthodes utilisées notamment pour la caractérisation des MES qui peut impliquer une taille de maille différente selon les protocoles et pour la DBO₅ avec de rares publications précisant l'utilisation ou non d'ATU (Allyl-thio-urée).

Les jeux de données retenues pour cette étude ne sont pas détaillés dans les publications, seules les éléments statistiques sont présentés offrant des données partiellement exploitables. Pour autant, un recensement des moyennes des données permet l'établissement de la composition moyenne de chacune des sources d'émission et les minima et maxima, la réalisation de gammes de variations. La caractérisation de chacun des effluents s'est opérée à partir de la quantification des charges en grammes par personne par jour impliquant l'intégration du temps d'occupation des habitants pour obtenir une estimation journalière sur 24 heures. L'évaluation des concentrations des effluents a été réalisée pour les données le permettant.

CLASSIFICATION PROPOSEE

La caractérisation des eaux usées domestiques par source d'émission suggère de différencier l'ensemble des lieux source où sont produites des eaux usées à l'échelle de l'habitat.



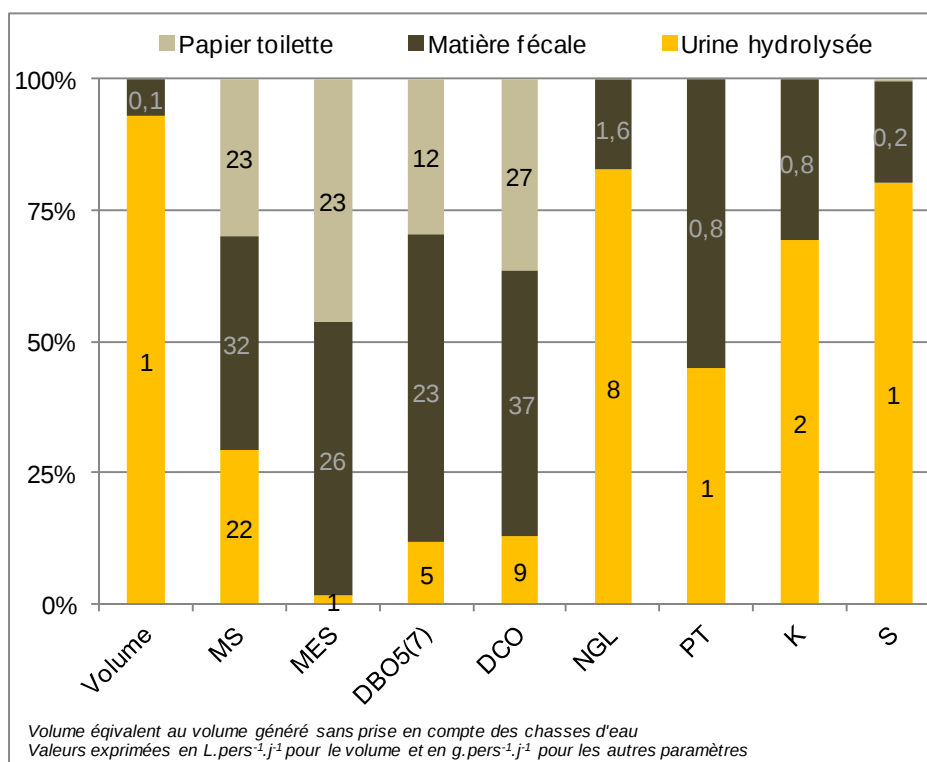
Pour les **eaux vannes**, on distinguera la collecte classique d'eaux issues des toilettes, de la collecte sélective associée au développement de nouvelles toilettes. Comparé au cabinet de toilette classique, les toilettes à séparation permettent la collecte sélective d'eaux jaunes (eau de chasse et urine) et d'eaux brunes (fèces, eaux de chasse et papier toilette). Les apports considérés comme accidentels comme les eaux de ménage dans les toilettes, mégots, ... sont également répertoriés.

Les **eaux ménagères** présentent des sources d'émission variées dont les caractéristiques sont liées aux équipements proprement dits et aux usages individuels: évier de cuisine, lave-vaisselle, lave-linge, lavabo de salle de bain, douche, baignoire. Ces usages sont classés en deux rubriques : les eaux ménagères liées aux activités alimentaires et de nettoyage (eaux de cuisine et lave-linge); des eaux ménagères issues de l'hygiène corporelle, effluents provenant de la salle de bain.

CARACTERISTIQUE DES EAUX VANNES

Chacune des contributions des eaux vannes est **évaluée en gramme par personne par jour** compte-tenu des difficultés de quantification en concentration des matières fécales et papier toilette. Le **cumul des flux de chacune des sources est légèrement supérieur à la composition globale des eaux vannes mesurées**. Les flux d'eaux vannes sont généralement mesurés par habitant sans correction du temps de présence tandis que chacune des sources est évaluée par personne pour une période de 24 heures. Les erreurs analytiques peuvent aussi contribuer à cette différence.

Selon le type de chasses d'eau, les volumes générés par les eaux vannes varient sensiblement. Dans ce rapport, le recensement de différents types de chasses d'eau permet d'établir un **taux moyen de dilution des excréta dans les eaux vannes de 1:27**. La contribution majoritaire en matières organiques et en suspension provient des fèces et papier toilette tandis que l'urine est la source principale de nutriments. Le papier toilette représente presque 50% du flux en MES. Les métaux lourds mesurés proviennent, en majorité, des canalisations de distribution. Les micropolluants identifiés trouvent leur origine dans les produits pharmaceutiques et leurs métabolites, dont la voie d'élimination préférentielle est les urines. La présence de pathogènes dans les contributions des eaux vannes est très souvent associée aux matières fécales et à la contamination des autres sources par ces dernières.



Répartition des charges dans les eaux vannes

CARACTERISTIQUE DES EAUX MENAGERES

52 jeux de données sont considérés pour caractériser les eaux ménagères, avec une majorité représentée par des données issues d'effluents de salle de bain. D'après les études considérées, l'évaluation de la contribution de chacun des postes de consommation est fastidieuse et implique la mise en place de **méthodologies spécifiques**. Ces dernières peuvent engager des suivis dits « directs » par le suivi de la consommation en eau potable accompagné de prélèvements sur site ou des suivis dits « indirects », par le suivi de la production d'effluents et/ou la modélisation des usages et molécules mis en jeu dans l'habitat.

La variabilité de la composition des eaux ménagères s'exerce à plusieurs échelles avec des différences dans les usages à l'échelle sociale, temporelle et aussi spatiale. Il en ressort que la production d'eaux ménagères moyenne est de **86 litres par personne par jour** avec environ 47% attribué à l'hygiène corporelle et 53% aux activités alimentaires et de nettoyage. D'un point de vue physico-chimique, la composition des eaux ménagères présente de faibles concentrations en DBO₅, DCO, MES et nutriments mais avec des gammes de variation très importantes.

Composition des eaux ménagères à partir des données recensées

Paramètre	Données recensées ^a		Gamme de variation ^b		Unité
	Moy.	Nb valeur	Min.	Max.	
pH	7,5	(23)	6,1	9,6	-
CE	561	(11)	65	3000	μS.cm ⁻¹
Turbidité	69	(18)	5	462	NTU
MS	582	(7)	44	879	mg.L ⁻¹
MES	89	(20)	20	361	mg.L ⁻¹
DBO ₅	221	(27)	20	756	mgO ₂ .L ⁻¹
DCO	362	(29)	25	1583	mgO ₂ .L ⁻¹
COT	99	(10)	10	600	mgO ₂ .L ⁻¹
NGL	14	(17)	3	75	mg.L ⁻¹
Norga	7	(1)	7	7	mg.L ⁻¹
NNH ₄	3	(2)	1	13	mg.L ⁻¹
NNO ₃	3	(11)	0	10	mg.L ⁻¹
TKN	1	(9)	0	27	mg.L ⁻¹
PT	4	(10)	0	11	mg.L ⁻¹
PPO ₄	12	(15)	0	101	mg.L ⁻¹
K	9	(1)	5	23	mg.L ⁻¹
S	72	(1)	18	72	mg.L ⁻¹
Tensio-actifs	13	(5)	0	118	mg.L ⁻¹

^a moyenne des moyennes des données bibliographiques recensées

^b minimum et maximum de l'ensemble des données recensées

En considérant les différentes sources d'eaux ménagères (salle de bain, cuisine et machine à laver), une différence de qualité sur les paramètres DBO₅, DCO et MES est observée entre des effluents de cuisine pouvant être très concentrés, des effluents de lave-linge intermédiaires et des effluents de salle de bain plus dilués. Ce sujet est abordé plus en détails dans le rapport.

RECONSTITUTION GLOBALE DES EAUX USEES DOMESTIQUES

Deux reconstitutions sont proposées dans cette étude, représentées par différents jeux de données :

- Le cumul des eaux vannes et eaux ménagères,
- Le cumul de l'ensemble des sources d'émission des eaux usées domestiques.

Dans les deux cas, le cumul des charges émises respecte l'ordre de grandeur de la composition moyenne des eaux usées domestiques du petit collectif. Les eaux ménagères sont la contribution majoritaire en volume. L'apport en MES et matières organiques des matières fécales et papier toilette est dominant avec une contribution des eaux ménagères liées aux activités alimentaires et de nettoyage non négligeable. Les nutriments trouvent leur origine principale dans les urines pour l'azote et dans les eaux de lave-linge, fèces et urine pour le phosphore.

Paramètre	DONNEES RECENSEES ^a						REFERENCE ^b	Unité
	Eaux vannes			Eaux ménagères		EU domestiques		
	Urine hydrolysée	Matière fécale	Papier toilette	Hygiène corporelle	Alimentation et nettoyage	Somme des contributions	Eaux usées domestiques	
Volume								
sans chasse	1,3	0,1	0,0	39,0	44,0	84,4		L.pers ⁻¹ .j ⁻¹
avec chasse		36,0		39,0	44,0	119,0		
Volume chasses d'eau selon équipement		6 - 73				89 - 156		
MES	1	26	23	3	15	67	72	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
DBO₅₍₇₎	5	23	12	5	21	65	60	
DCO	9	37	27	8	52	133	156	
NGL	7,7	1,6	0,0	0,3	0,8	10,4	15,0	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
PT	0,6	0,8	0,0	0,0	1,2	2,6	2,0	
dont PPO4	0,7	0,4	0,0	0,1	0,6	1,7		

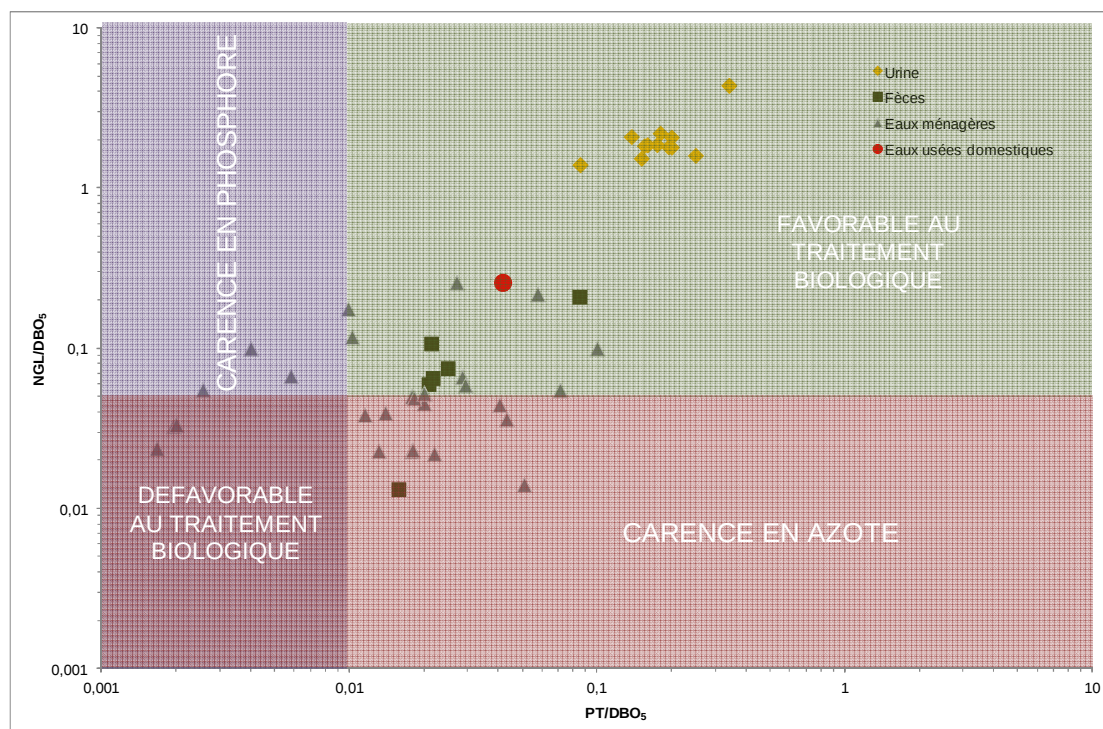
^a données issues des chapitres précédents

^b à partir de Mercoiret, 2010 pour les données du petit collectif

BIODEGRADABILITE ET EQUILIBRE NUTRITIONNEL

La figure ci-dessous illustre les rapports NGL/DBO₅ et PT/DBO₅ des différents effluents générés à l'échelle domestique. Les données présentées sont issues de la littérature et en l'absence de jeux de données complets, seuls les minima, moyennes et maxima sont considérés.

En présence de nutriments, le rapport DCO/DBO₅ renseigne sur la part de matières organiques facilement biodégradables dans les matières organiques totales présentes dans les effluents. D'après les rapports DCO/DBO₅ des données collectées, les urines semblent les plus facilement biodégradables suivies des matières fécales et enfin les eaux ménagères avec une dispersion importante des données pour ce dernier type d'effluent. L'absence de données de DBO_{ultime} ou de talon réfractaire limite la caractérisation de la biodégradabilité globale des effluents. En revanche, l'évaluation de l'équilibre nutritionnel des effluents, représenté par le rapport DBO₅:N:P, permet d'appréhender leur traitabilité : une carence régulière en nutriments des eaux ménagères suppose une aptitude défavorable au développement bactérien nécessaire à un traitement biologique de cet effluent.



Effluents domestiques et traitement biologique (toutes données recensées)

PERSPECTIVES

Les hétérogénéités de protocoles (notamment MES et DBO₅) doivent être mieux appréhendées pour affiner la composition réelle des eaux usées. Ce travail est réalisé à partir des valeurs moyennes et extrêmes de jeux de données existants. Face aux changements réguliers de société, il est préconisé de renouveler cette base tous les 10 ans pour intégrer l'évolution d'usages et de réglementations afin d'affiner les adaptations techniques pour le traitement et la valorisation de chacun de ces effluents.

- **SOMMAIRE**

1.	Introduction	11
2.	Termes et définitions préalables	12
2.1.	Définitions	12
2.2.	Unités	12
2.3.	Précautions : rejet à la source	13
2.4.	Origine des données	13
3.	Eaux Vannes	14
3.1.	Urine	14
3.1.1.	Eléments de contexte	14
3.1.2.	Composition de l'urine	16
3.2.	Matières fécales	23
3.2.1.	Eléments de contexte	23
3.2.2.	Composition des fèces	24
3.3.	Autres contributions aux eaux vannes	27
3.3.1.	Contribution du papier toilette	27
3.3.2.	Autres contributions	27
3.4.	Eaux vannes, comparaison mesures directes et données reconstituées	28
3.4.1.	Mesures directes des eaux vannes	28
3.4.2.	Comparaison des données	31
4.	Eaux ménagères	35
4.1.	Eléments de contexte	35
4.1.1.	Présentation des sources bibliographiques retenues	35
4.1.2.	Modalités du suivi quantitatif des eaux ménagères domestiques	35
4.1.3.	Modalités de prélèvement	36
4.1.4.	Choix des unités	36
4.2.	Caractérisation des eaux ménagères	37
4.2.1.	Dénomination	37
4.2.2.	Aspects quantitatifs	38
4.2.3.	Aspect qualitatif des eaux ménagères	40
4.2.4.	Biodégradabilité des eaux ménagères	46
4.2.5.	Présence de pathogènes et contamination fécale	47
4.2.6.	Métaux lourds et micropolluants	48
5.	Les sources d'émission et les mesures globales : comparaison et enjeux	50
5.1.	Reconstitution des données globales	50
5.1.1.	Contribution entre eaux vannes et eaux ménagères	50
5.1.2.	Contribution de chacune des sources d'émission	52
5.2.	Biodégradabilité des effluents et disponibilité des nutriments	56
5.3.	Gammes de variation de chaque contribution	58
6.	Conclusion	60
7.	Glossaire	61
8.	Sigles & Abréviations	62

9.	Bibliographie	64
10.	Table des figures	69
11.	Table des figures	70
12.	Annexe 1 : Composition chimique moyenne de l'urine	71
13.	Annexe 2 : Composition de l'urine à travers la littérature, données en charge.....	72
14.	Annexe 3 : Composition de l'urine à travers la littérature, données en concentration	73
15.	Annexe 4 : Survie des pathogènes lors du stockage de l'urine humaine	74
16.	Annexe 5 : Composition des fèces à travers la littérature, données en charge.....	75
17.	Annexe 6 : Exemples d'agents pathogènes pouvant être excrétés dans les fèces et maladies et symptômes associés	76
18.	Annexe 7 : Composition des eaux vannes à travers la littérature, données en charge.....	77
19.	Annexe 8: Concentration en micropolluants des eaux vannes (adapté de Palmquist, 2004)..	78
20.	Annexe 9 : Composition des eaux ménagères, données en concentration.....	79
	Composition des eaux ménagères, données en concentration – suite -	80
	Composition des eaux ménagères, données en concentration – suite -	81
	Composition des eaux ménagères, données en concentration – suite -	82
21.	Annexe 10 : Composition des eaux ménagères, données en charge	83
22.	Annexe 11 : Composition des eaux ménagères par source d'émission, données en charge .	84
23.	Annexe 12 : Composition des eaux ménagères en pathogènes, données en concentration..	86
24.	Annexe 13 : Gammes de variation de la composition physico-chimique des effluents domestiques par source d'émission	87
25.	Annexe 14 : Représentation en boxplot ou boîte à moustache	88
26.	Remerciements	89

1. Introduction

La qualité et la quantité des eaux usées domestiques dans leur gamme de variation sont des données essentielles permettant une optimisation du dimensionnement et de la gestion technique des unités de traitement dans un contexte réel.

Les bases « classiques » de dimensionnement des procédés de traitement des eaux usées domestiques restent le plus souvent les références de $150 \text{ L.j}^{-1}.\text{habitant}^{-1}$ ou $120 \text{ m}^3.\text{an}^{-1}.\text{foyer}^{-1}$ d'eau potable consommée, tout particulièrement en assainissement collectif. En assainissement non collectif, de premiers retours (Mercoiret, 2010, Cauchi et al., 2012b) permettent d'identifier une différence importante entre l'eau usée domestique générée à l'échelle du particulier ou du groupement de particuliers comparée à l'eau usée domestique issue d'un réseau de collecte. La contribution d'eaux pluviales, d'eaux claires parasites, d'effluents industriels voire agricoles aux eaux usées « domestiques » des réseaux de collecte explique cette différence. Pour autant, face à l'hétérogénéité des usages, la complexité de la mise en œuvre de suivis analytiques représentatifs, la quantification des eaux usées domestiques réellement générées à l'échelle de l'habitat reste peu documentée.

La connaissance des usages de l'eau dans l'habitat du particulier s'est principalement articulé ces dernières années, autour de la quantification de la consommation journalière en eau potable des foyers et à son évolution dans le temps et ce notamment, pour faciliter l'évaluation de la redevance assainissement. En revanche, la distribution de ces volumes par usage ou dans leur cycle journalier n'est que difficilement appréhendée, faisant face à une variabilité importante.

Par ailleurs, de nombreuses attentes sont pressenties sur le développement de projets de valorisation et/ou réutilisation de l'eau au sein des habitations (ex. : eaux pluviales, eaux ménagères, ...). Cependant, il existe un manque cruel d'informations sur l'utilisation précise de l'eau distribuée à l'échelle du foyer et l'influence du contexte socio-économique sur ces usages. La caractérisation des eaux usées domestiques est une étape cruciale pour l'évaluation de l'impact environnemental de ces effluents, le dimensionnement ou l'amélioration d'ouvrages d'évacuation et/ou de traitement des eaux usées mais aussi pour initier le développement de nouvelles alternatives de gestion de ces effluents.

C'est la raison pour laquelle ce travail bibliographique a été conduit : l'enjeu est de décrire des gammes de variation de qualité et quantité ; ces éléments constituent des bases essentielles d'un dimensionnement approprié des ouvrages de traitement aptes à accepter des variations de charges polluantes, telles qu'ils existent en conditions réelles.

De plus, la question de la « traitabilité » séparée des eaux usées émises par source, par voie biologique est posée. Aujourd'hui, l'ouvrage de traitement d'un foyer s'intéresse à la globalité des eaux usées mélangées. Demain, les attentes autour de valorisation séparée par source d'émission des eaux usées conduisent à se questionner autour de la « traitabilité » par voie biologique de chaque source d'émission identifiée.

Après une introduction d'ordre méthodologique du tri des données bibliographiques, le document s'organise donc en trois grandes parties :

La première partie s'intéresse tout d'abord aux **eaux vannes** en distinguant urine, matières fécales et autres intrants avant de cumuler ces trois sources pour les comparer aux mesures directes des eaux vannes.

Un deuxième chapitre est consacré aux **eaux ménagères** et à leurs différentes sources : activités de cuisine, hygiène corporelle et lavage du linge.

Enfin, une **synthèse** compare, avec le recul nécessaire en lien avec la nature des données analysées, les qualités et quantités des différentes sources de pollution et évalue leur potentiel de biodégradabilité.

2. Termes et définitions préalables

2.1. Définitions

D'après le glossaire des termes techniques des eaux résiduaires NF EN 16323, l'**eau usée domestique** est définie comme « les eaux souillées par la vie humaine, incluant l'eau provenant des cuisines, buanderies, lavabos, salles de bains, toilettes et installations similaires ».

Traditionnellement, on distingue les eaux vannes issues des eaux de toilette, des eaux ménagères, toutes eaux usées domestiques à l'exclusion des eaux de toilettes (Figure 1). La caractérisation des eaux usées domestiques par source d'émission implique de différencier l'ensemble des lieux sources où sont produites des eaux usées à l'échelle de l'habitat.



Figure 1 : Classification des eaux usées domestiques

Pour les **eaux vannes**, on distinguera la collecte classique d'eaux issues des toilettes, de la collecte sélective associée au développement de nouvelles toilettes à séparation (Toilettes Du Monde, Berne, 2010). Comparées au cabinet de toilette classique, à bol unique de collecte, les toilettes à séparation permettent la collecte sélective d'eaux jaunes (eau de chasse et urine) et d'eaux brunes (fèces, eaux de chasse et papier toilette).

Les **eaux ménagères** présentent des sources d'émission plus variées : évier de cuisine, lave-vaisselle, lave-linge, lavabo de salle de bain, douche, baignoire. Régulièrement sont distinguées, les eaux provenant de la cuisine considérées comme fortement concentrées en pollution comparées aux eaux de salles de bain et buanderies.

2.2. Unités

L'unité à laquelle sont rapportés les rejets doit être clairement définie. En effet, les valeurs peuvent être exprimées par rapport à l'individu (pers.), à l'habitant raccordé (hab.), ou à l'équivalent-habitant (EH). On relève une fréquente confusion entre ces termes dans la bibliographie. Pourtant, ils ne sont pas équivalents.

L'individu génère des rejets liés à sa vie quotidienne sur ses lieux de vie habituels (habitation, travail, institution, etc.) en tant que personne. On ne peut donc pas lui attribuer de rejets d'activités économiques. Le terme *personne* (pers.) indique dans ce rapport, l'émission d'effluents ou charges polluantes d'un habitant pendant 24 heures dans son habitation.

L'habitant raccordé correspond, en principe, à la population desservie par le ou les réseaux de collecte arrivant à la station d'épuration. Dans la réalité, cette population est souvent mal connue. Elle est estimée selon des critères variables (recensement INSEE, abonnés, logements, ...). De plus, si les eaux usées arrivant à la station comportent des rejets du secteur économique, le rapport entre la charge reçue et la population raccordée revient à attribuer une fraction du rejet du secteur économique à chaque habitant.

Pour mieux prendre en compte la contribution des effluents autres que domestiques, le concept d'**équivalent-habitant** est utilisé. En référence à la directive n°91/271/CEE sur les eaux résiduaires urbaines du 21 mai 1991 (DERU), **l'équivalent-habitant est défini uniquement sur un critère de charge organique, fixé à 60 g DBO₅/(j.EH)**. Il sert à harmoniser la définition de la capacité des installations d'assainissement.

L'objet de cette bibliographie porte sur la pollution émise par un individu et la plupart de données chiffrées analysées sont rapportées à une personne.

2.3. Précautions : rejet à la source

Les rejets à la source correspondent à la quantité de déchets liquides générés sur un lieu d'habitation ou de travail. Ils peuvent être estimés :

- soit indirectement à partir d'informations spécifiques telles que des données médicales pour les rejets métaboliques humains et des données commerciales (ex. : les détergents),
- soit plus rarement par des analyses directes des eaux rejetées au niveau du branchement au réseau.

Ces deux méthodologies fournissent des éléments forts différents, même s'ils sont complémentaires. Les éléments bibliographiques identifiés utilisent les deux méthodologies et l'un des enjeux du travail bibliographique constitué est la connaissance de la méthodologie avant d'intégrer la donnée dans la synthèse.

2.4. Origine des données

Les données présentées dans ce rapport concernent exclusivement **les usages domestiques**, est ainsi écarté, l'ensemble des études faisant référence à des installations non domestiques (ex. : bureau, dortoir, locaux de maintenance, ...).

Dans le but de se rapprocher au plus près du contexte français, la zone géographique prise en compte est la **zone ouest de l'Europe** et dans la mesure du possible les pays limitrophes à la France.

3. Eaux Vannes

Les **eaux vannes** résultent, par définition, de la contribution des excréments, papier toilette, eau de chasse et déversements accidentels liés aux activités de nettoyage et aux divers usages (Figure 2). Les eaux vannes sont parfois appelées « *eaux noires* ». Leur composition est évaluée soit à partir des prélèvements réalisés sur site (mesures directes) soit à partir des données de chaque contribution. Les données des mesures directes de la bibliographie sont comparées aux mesures indirectes obtenues par reconstitution de l'ensemble des charges contributives aux eaux vannes.

Ainsi, il est proposé de s'intéresser à la caractérisation de chacun des usages contribuant aux eaux vannes puis de les comparer aux mesures directes.



Figure 2 : Schéma de composition des eaux vannes

3.1. Urine

3.1.1. Éléments de contexte

3.1.1.1. Présentation des sources bibliographiques retenues

Parmi les données bibliographiques recensées, sont distinguées :

- les études caractérisant l'urine fraîchement **excrétée**, qui, dans un contexte médical s'effectuent par suivi d'échantillons individuels,
- des études s'intéressant à la composition de l'urine **collectée** lors de suivis d'installations à dérivation d'urine par toilettes à séparation.

Les premières sont réalisées dans le cadre d'activités médicales et/ou pharmaceutiques (Ciba Geygi, 1977 cité par Larsen et Gujer, 1996 et Maurer *et al.*, 2006 et Ronchèse, 1915 et Brandeis, 1914 cités par Triger, 2012) et d'analyses approfondies d'urine pour des fins spécifiques type exploration spatiale (Putnam, 1971). En complément, sont cités l'étude de Fittschen et Hahn, 1998 en Allemagne qui vise à comparer la valeur agronomique de l'urine humaine fraîche à l'urine de bovins et les études de Beler Baykal *et al.*, 2009 et 2011 en vue de la valorisation des nutriments par précipitation de l'urine. Les études les plus récentes s'intéressant aux problématiques liées à l'urine humaine utilisent de l'urine synthétique pour substrat.

Les données bibliographiques caractérisant la composition de l'urine collectée et/ou stockée à l'échelle de l'habitat, impliquent le suivi expérimental d'installations à dérivation d'urine par toilettes à séparation. Les études recensées proviennent majoritairement de suivis expérimentaux réalisés dans des écovillages suédois (Jönsson *et al.*, 1997, 2005 ; Hanæus *et al.*, 1997 ; Kirchmann et Pettersson., 1995 ; Berndtsson, 2006). Le suivi *in situ* suppose la collecte des données d'émission associées au temps de présence des habitant.es. Dans le but d'évaluer les charges émises par une personne pendant 24 heures, les auteurs ont fait le choix reconstituer les données mesurées. La reconstitution, quand elle est détaillée (Vinnerås *et al.*, 2006 et Jönsson *et al.*, 2005), est réalisée en

supposant que la charge émise, correspondant aux émissions d'excrétas, est linéaire dans une journée.

A titre indicatif, les données du travail bibliographique de Meinzinger et Oldenburg., 2009 est présenté. Même si la source des données n'est pas très précise (origine exacte des urines non présentées et éventuel lissage sur une période de 24 heures), il offre, cependant, des gammes de variation de la composition moyenne de l'urine dans le contexte nord européen avec l'intégration d'études non traduites en anglais. Les valeurs guides proposées par Vinnerås et al. en 2006 dans le cadre de l'évolution du contexte réglementaire suédois sont également citées.

3.1.1.2. Modalités de prélèvement

On appelle **urine**, le liquide biologique excrété par la vessie et **eaux jaunes**, l'urine diluée dans l'eau de chasse collectée en sortie de toilettes (Figure 3). Ainsi, deux modes de prélèvements sont distingués :

- la collecte individuelle d'urine pure,
- la collecte d'eaux jaunes au moyen de toilette à dérivation (double bol de collecte), en sortie de canalisations d'évacuation ou dans la cuve de stockage.

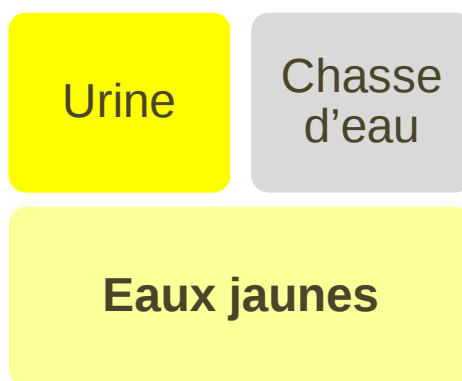


Figure 3 : Nomenclature eaux jaunes

L'instabilité chimique de l'urine implique des changements physico-chimiques rapides intervenant dès l'entrée dans le réseau de collecte et d'évacuation ou dans la cuve de stockage (Udert et al., 2003a). Une différenciation des prélèvements, qu'ils soient d'urine ou d'eaux jaunes, selon leur fraîcheur et leur éventuel stockage est indispensable.

3.1.1.3. Choix des unités

La comparaison de données issues de différentes études implique une validation, en amont, des techniques de prélèvements, d'analyses et la disponibilité de données complémentaires.

Pour les données d'urine fraîchement collectée, une représentation en concentration ou en charge est possible, sous réserve d'indiquer les volumes collectés.

Pour les données d'urine hydrolysée, le volume de chasses d'eau est le facteur de variabilité des données exprimées en concentrations, impliquant un taux de dilution. Le type d'équipement installé aux toilettes étant variable, il est choisi d'exprimer les **données d'urine en charge émise par personne par jour**. Pour ce faire, un suivi des usages à l'aide de questionnaire est nécessaire pour évaluer le temps de présence des résidents et convertir, *in fine*, les données collectées à l'échelle journalière. Dans certaines études, des corrections sont réalisées pour considérer la part d'urine ayant rejoint accidentellement le bol de collecte des fèces. Selon l'installation du site, la part d'urine ayant été collectée dans le mauvais bol est estimée à environ 30% (Vinnerås et al., 2006).

3.1.2. Composition de l'urine

3.1.2.1. Définitions

L'urine est un liquide organique sécrété par les reins puis stocké dans la vessie entre deux mictions (émission d'urine) par l'urètre. La composition de l'urine varie pour un même individu selon son alimentation, son rythme de vie mais aussi d'un individu à l'autre en fonction de son sexe, âge, poids, pratiques alimentaires, ...

L'urine fraîche en sortie de vessie est composée à plus de 95% d'eau. Les matières sèches sont réparties en moyenne à 60% de composés organiques et 40% de composés inorganiques (Putnam, 1971). Parmi les composés organiques, plus de 60% est de l'urée, 20% des sels organiques d'ammonium et le reste de créatinine et autres composés (Figure 4). Les sels inorganiques sont dominés majoritairement par le chlorure de sodium puis composés de chlorure de potassium, sulfates, carbonates et phosphates. Des détails sont disponibles en annexe 1 à partir des mesures de Putnam en 1971.

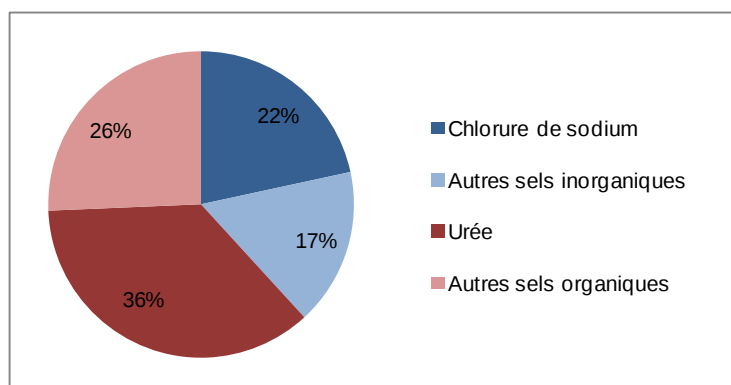


Figure 4 : Composition des matières sèches de l'urine fraîche (adapté de Putnam, 1971)

L'urine est considérée comme une solution instable. Selon les objectifs d'évaluation de la qualité de l'urine pour des fins médicales (ionogramme urinaire), diététique, agronomique ou pour évaluer les contraintes d'un traitement éventuel pour un rejet ou une réutilisation, des paramètres différents sont considérés.

L'instabilité chimique de l'urine due à l'hydrolyse de l'urée lui confère des compositions différentes, qu'elle soit fraîchement excrétée ou stockée. Le Tableau 1 présente les charges émises par une personne durant 24 heures (détails en 3.1.1.1 et annexe 2 et 3).

Tableau 1 : Urine, charges moyennes journalières (détails des données bibliographiques en annexe 2)

Paramètre	Urine fraîche ^a		Urine hydrolysée ^a		Gamme de variation ^b		Unité
	Moy	Nb valeur	Moy	Nb valeur	Min	Max	
pH	6,2	(2)	9,1	(1)	5,6 - 9,3		-
MES	25	(1)	1	(2)	1 - 72		g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
DBO₅	6	(1)	5	(6)	2 - 10		
DCO	16	(3)	9	(2)	5 - 24		
NGL	11	(2)	8	(8)	4 - 16		g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
dont NNH ₄	4	(2)	8	(5)			
dont N _{urée}	7	(2)	-	-			
PT	1,1	(2)	0,6	(8)	0,4 - 2,5		g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
dont PPO ₄	1,1	(1)	0,7	(2)			
K	2,7	(2)	1,9	(8)	1,0 - 4,9		g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
S	1,3	(1)	0,7	(5)	0,6 - 1,3		g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
dont SSO ₄	1,2	(1)	0,6	(1)			

^a moyenne des moyennes des données bibliographiques recensées

^b minimum et maximum des données bibliographiques

3.1.2.2. Volume émis

Le volume d'urine excrété par personne par jour est **en moyenne de 1,25 L** avec un maximum de 2,7 L et varie selon l'alimentation, la physiologie, le sexe et le mode de vie des individus. En Suède, les bases de dimensionnement d'installations de collecte et/ou traitement d'urine prévoient $1,5 \text{ L.hab}^{-1}.\text{j}^{-1}$ (ou $550 \text{ L.hab}^{-1}.\text{an}^{-1}$).

Ce volume étant relativement stable, l'effluent contribuant aux eaux vannes ou collecté dans le cas d'un système à séparation (Figure 5) dépend du volume de la chasse d'eau. C'est pourquoi, il est choisi d'aborder la composition de l'urine par les charges émises par personne et par jour, sans aborder les concentrations. Une reconstitution des eaux vannes intégrant les eaux jaunes est proposée dans le chapitre 3.4.



Figure 5 : Toilettes à séparation, exemples d'installation (Johansson *et al.*, 2001)

3.1.2.3. Matières organiques et minérales

Les matières sèches, MS (matières en suspension, colloïdales et dissoutes), varient entre 11 et $58 \text{ g.pers}^{-1}.\text{j}^{-1}$. Cette différence s'explique en partie par la volatilisation de matières carbonées présentes dans les composés organiques de l'urine (urée, acides aminés et peptides) en carbone organique (CO_2) lors de l'hydrolyse de l'urée. L'urine fraîche a une charge en MS proche de $58 \text{ g.pers}^{-1}.\text{j}^{-1}$ tandis que **l'urine hydrolysée a une teneur en MS proche de $19 \text{ g MS.pers}^{-1}.\text{j}^{-1}$.**

Les données bibliographiques sur la quantification des MES de l'urine semblent présenter une anomalie : entre 11 et $72 \text{ g.pers}^{-1}.\text{j}^{-1}$ pour certains auteurs (Almeida *et al.*, 1999 et Meinzingen et Oldenburg, 2009) et en moyenne de $0,76 \text{ g.pers}^{-1}.\text{j}^{-1}$ pour Jönsson *et al.* (2005). Aucune indication des méthodes (dont le maillage des filtres utilisés) n'est disponible pour les premiers auteurs. La charge mesurée paraissant très importante, une confusion entre MS et MES est probable. **La valeur de $0,76 \text{ g MES.pers}^{-1}.\text{j}^{-1}$ sera retenue pour l'urine hydrolysée.**

3.1.2.4. Biodégradabilité

Les charges moyennes en DBO_5 et DCO sont respectivement de 5 et $9 \text{ gO}_2.\text{pers}^{-1}.\text{j}^{-1}$. Les variations semblent d'origine interpersonnelle avec des gammes de variation comprises entre 2 et $10 \text{ gO}_2.\text{pers}^{-1}.\text{j}^{-1}$ et 5 et $24 \text{ gO}_2.\text{pers}^{-1}.\text{j}^{-1}$ pour la DBO_5 et DCO respectivement selon les conclusions de l'expérimentation de Fittschen et Hahn en 1998 à partir de collecte d'urine fraîche de 19 individus. La partie dissoute de la DCO et DBO_5 de l'urine

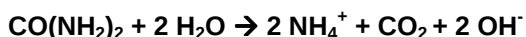
représente plus de 90% de la DCO et DBO₅ totale (Andersson et Jenssen, 2002 cité dans Jönsson *et al.*, 2005). La contribution en DCO de l'urée est nulle (Gorini *et al.*, 2010).

D'après la moyenne des données recensées, **le rapport DBO₅:N:P de l'urine hydrolysée est proche de 100:170:14** et met en valeur la forte teneur en azote de l'urine. **Le rapport DCO/DBO₅ est d'environ 2,07.**

3.1.2.5. Nutriments

L'urine contient une charge en nutriments importante. Cependant, son instabilité chimique tend à modifier les teneurs en composés azotés et phosphorés. Ces propriétés chimiques sont en partie dues à la présence d'azote sous forme uréique à plus de 80% à l'excrétion. Dans le but d'évaluer les concentrations et charges en nutriments présentées dans la bibliographie, la description des changements physico-chimiques de l'urine sont décrits ci-dessous.

L'hydrolyse de l'urée est une réaction enzymatique produite sous l'action de l'enzyme uréase (urée amidohydrolase). Cette réaction permet l'ammonification de l'azote pour produire de l'ammoniac et du carbamate d'ammonium, se décomposant lui-même spontanément en acide carbonique et en une seconde molécule d'ammoniac. L'ensemble de ces transformations peut être représenté par l'équation suivante (avec CO(NH₂)₂ pour l'urée) :



La cinétique de cette réaction dépend de la présence des **enzymes uréases**, présentes sous deux formes : sous forme bactérienne et sous forme libre. L'enzyme uréase peut être produite par un large spectre d'organismes procaryotes et eucaryotes dont la majorité sont des bactéries. L'omniprésence de cette enzyme induit une activité certaine dans les canalisations d'évacuation des installations et cuve de stockage.

Les **constantes cinétiques** de ces réactions variant d'une espèce à l'autre, voire d'une souche à l'autre ; la modélisation de ces réactions est possible mais dépend du contexte de l'installation. La réaction d'hydrolyse est considérée comme rapide (de l'ordre de la minute à l'heure selon les conditions du milieu) et accompagnée d'une augmentation du pH. Les enzymes libres semblent contribuer à 20% à la réaction (Udert *et al.*, 2003a). Une régulation de l'hydrolyse de l'urée par un contrôle du pH est possible ; la dénaturation de l'uréase microbienne intervient pour des pH inférieurs à 5 (Udert *et al.*, 2003 a).

L'hydrolyse de l'urée implique, par la montée du pH et la mise en solution d'une concentration importante d'ammonium, des **changements physico-chimiques importants** de l'urine. Le pKa de l'ammonium est de 9,24. En conditions de pH proche de 9, environ 30% d'ammonium en solution coexiste avec la phase ammoniacale dissoute (Kirchmann *et Pettersson*, 1995). Un risque de volatilisation de l'ammonium est présent dans les cuves de stockage et canalisations les plus longues.

En parallèle et dans ces conditions de pH élevé, la solubilité de certains **composés inorganiques** de l'urine est faible. L'urine devient sursaturée et certains composés sont rapidement précipités avec la matière organique. La struvite (MgNH₄PO₄ - 6H₂O) et l'hydroxyapatite (HAP, Ca₁₀(PO₄)₆(OH)₂) sont les deux principaux précipités et, plus occasionnellement, de la calcite (CaCO₃) (Udert *et al.*, 2003b) apparaît. Le potentiel de précipitation des urines varie selon le taux de dilution des urines collectées et la composition chimique des eaux de chasse d'eau. Les précipitations interviennent dès une augmentation légère de pH c'est à dire dès le démarrage de l'hydrolyse. Ces réactions sont catalysées par la présence d'ions calcium ou magnésium.

D'après la moyenne des données recensées, **l'urine fraîche** est composée de 11,2 g d'azote total par jour par personne dont la majorité est sous forme d'urée ; 1,1 g de

phosphore total par jour par personne (sous forme phosphate) et de 2,7 g de potassium par jour par personne avec un rapport **N:P:K proche de 100:9:24**.

Pour l'**urine hydrolysée**, il est proposé de retenir les valeurs suivantes : 7,7 g d'azote total par jour par personne ; 0,7 g de phosphore total par jour par personne et de 1,9 g de potassium par jour par personne. Le **rapport N:P:K moyen** de l'urine hydrolysée est proche de **100:8:25**.

Les précipitations de composés issus de l'urine est un sujet largement documenté du fait du potentiel de valorisation du phosphore (Udert *et al.*, 2003b ; Ganrot *et al.*, 2007 ; Le Corre *et al.*, 2007 ; Ronteltap *et al.*, 2007 ; Etter, 2009, 2011). En pratique, les précipitations dans les réseaux de collecte de l'urine présentent un risque important de colmatage des canalisations (comme le cas à l'Eawag en Suisse, Figure 6), des recommandations techniques associées à une maintenance adaptée sont préconisées (Jönsson et Vinnerås, 2007, Blume et Winker, 2011 ; von Munch et Winker, 2011). Un état de l'art des techniques de traitement de l'urine est proposé par Maurer en 2006.



Figure 6 : Exemple de colmatage des canalisations d'évacuation des urines par les précipités (Eawag, 2007)

3.1.2.6. Micro-organismes pathogènes

Pour un individu exempt de pathologie liée à la vessie, **l'urine est stérile**, donc ne contient pas de micro-organismes pathogènes. L'urine fraîchement excrétée contient normalement moins de 10 000 bactéries par millilitre. En cas d'infections du tractus urinaire (ex. : cystites), les quantités de bactéries excrétées sont significativement plus élevées et la présence de coliformes est constatée.

Les organismes pathogènes connus pour être évacués par l'urine sont *Salmonella typhi*, *Salmonella paratyphi* (entérobactéries gram négatif), *Leptospira interrogans*, et *Schistosoma haematobium* (helminthes) (Vinnerås *et al.*, 2006). Ces pathogènes sont responsables de maladies du type fièvre typhoïde et fièvre paratyphoïde répandues à travers le monde tandis que la leptospirose et la bilharziose sont plus spécifiques aux régions de la zone intertropicale.

Dans la pratique, le risque de transmission de pathogènes par l'urine humaine est considéré comme faible. Le risque principal contamination est attribué **aux contaminations fécales de l'urine** stockée liées à des erreurs d'utilisation/manipulation de toilettes à séparation. Pour une réutilisation/valorisation des urines, l'OMS dans ses recommandations de 2006, conseille un stockage de 6 mois (détails en annexe 4). L'augmentation du pH et de la concentration en ammoniacque durant le stockage sont favorables à l'hygiénisation de l'urine.

3.1.2.7. Métaux lourds et micropolluants

Les métaux lourds et polluants organiques persistants sont censés être absents des urines.

Ils peuvent être néanmoins détectés ; trouvant leur origine dans **les aliments, les produits d'entretien et les produits de dégradation des canalisations**.

Le Tableau 2 présente des données en charges de métaux émises quotidiennement par personne à l'échelle de l'habitat (sans extrapolation des données). Les mesures sont principalement réalisées sur des écosites suédois en conditions réelles d'utilisation. Les **métaux présents** en excès dans les urines stockés sont généralement le **cuivre, fer et zinc** issus de la dégradation des cuves de stockage ou canalisation, et parfois le plomb pour les canalisations les plus anciennes. Les teneurs en **mercure** présentes dans les urines sont associées à la présence d'amalgames dentaires.

La présence de ce type de canalisation ; tout comme du mercure dans les amalgames dentaires tend à diminuer, étant progressivement retirés du marché. Ainsi, les valeurs type décrites par Vinnerås *et al.*, 2006 et Jönsson *et al.*, 2005 ne prennent plus en compte ces charges polluantes occasionnelles.

Dans des **perspectives de valorisation agricole de l'urine**, il est intéressant de noter que les charges de métaux lourds émises par l'urine humaine sont relativement faibles comparées aux charges en métaux lourds des engrais commerciaux (notamment en cuivre, mercure, nickel et zinc) (Kirchmann *et* Petterson, 1995).

Tableau 2 : Urine, charge moyenne en métaux lourds

Type	Eau jaune stockée (Suède)							Toutes urines	Valeurs guide proposées	Unité
Source	Jönsson et al., 2005 Moyenne	Jönsson et al., 2005						Meinzing et Oldenburg, 2009	Vinneras et al., 2006	
		Andersson et al., 2002*	Vinneras, 1998*	Jönsson et al., 1998*	Lindgren, 1999*	Weglin et al., 2000*				
Cd	0,0005	0,00022	<0,0025	<0,0019	<0,0025	<0,0012	0,0013	0,01	0,001	mg.pers ⁻¹ .j ⁻¹
Cr	0,0100	0,00045	<0,020	0,0480	0,0400	<0,013	0,0283	0,01	0,010	
Cu	0,1000	0,04710	<0,810	5,9900	6,0200	<9,150	4,0760	0,10	0,101	
Hg	0,0008	0,00044	<0,0033	0,0011	<0,00069	<0,00075	0,0008	0,01	0,001	
Ni	0,0110	0,01140	<0,021	0,1500	<0,046	<0,0059	0,0896	0,01	0,007	
Pb	0,0120	0,01150	<0,037	<0,025	<0,056	<0,038	0,0418	0,02	0,002	
Zn	0,3000	0,29260	0,5100	0,4900	1,0700		0,4041	0,30	0,045	

* Références non traduites citées par Jönsson et al., 2005

L'urine est considérée comme la voie d'élimination préférentielle des **produits pharmaceutiques et métabolites associés** (Lienert *et al.*, 2007), et plus occasionnellement de pesticides et additifs alimentaires. Ces composés peuvent être entièrement métabolisés ou partiellement excrétés sous leur forme originale ou modifiée après leur ingestion. Pour exemple, des traces de sulfamethazine, composé exclusivement à usage vétérinaire, sont détectées dans les urines humaines.

La métabolisation des composés organiques anthropogéniques dans le corps humain en molécules polaires à plus grande solubilité favorise leur excrétion par les urines (Lienert *et al.*, 2007). Pour autant, il est retenu, avec une variabilité importante, que 65% des molécules actives de produits pharmaceutiques sont excrétés par les urines contre 35% par les matières fécales.

Des précautions sont nécessaires quant à la présentation et interprétation des résultats issues des analyses de produits pharmaceutiques :

- le coût des analyses limite le nombre d'expériences,
- des variabilités de résultats sont observées entre différents familles de molécules, au sein d'une même famille de molécules et/ou pour une même molécule sur différents individus.

De plus, un large spectre de produits pharmaceutiques présent sur le marché peut varier selon les pays. Ainsi, les données bibliographiques du Tableau 3 ci-dessous ne sont présentées qu'à titre d'exemple. Pour plus d'informations, il est conseillé de consulter les publications suivantes : Winker *et al.*, 2008 ; Schurmann *et al.*, 2012, Lienert *et al.*, 2007 ; Palmquist, 2004.

Tableau 3 : Exemples de concentrations en micropolluants détectés dans les urines

Paramètre / Source	Schurmann et al., 2012	Winker et al., 2008		Unité
		Hambourg	Berlin	
β-Sitosterol		33,6	30,7	µg.L ⁻¹
Bezafibrate		208	516	
Bisoprolol	246			
Carbamazepine		24	9	
Diclofenac	6	20	22,5	
Ibuprofen	990	446	545	
Metoprolol	26			
Pentoxifline		8	2,9	
Phenazone		1,5	1,3	
Tramadol	9			
Sulfadimidine	traces			

3.2. Matières fécales

3.2.1. Éléments de contexte

3.2.1.1. Présentation des sources bibliographiques retenues

Les données bibliographiques citées ci-après sont détaillées dans l'annexe 5. Kirchmann *et* Petterson en 1995 s'intéressent au potentiel de valorisation des excréta humains, thématique abordée par de nombreux auteurs dont Almeida *et al.*, 1999 puis Jönsson *et al.*, 2005 et Vinnerås *et al.*, 2006. Des compléments sont disponibles par les données médicales, diététiques et dans les publications de l'OMS pour le contexte international (OMS, 2006).

L'analyse des fèces ou matières fécales s'effectue généralement dans le cadre médical (fécalogramme) ou dans le cadre de recherches fondamentales (Laak, 1974, Siegrist *et al.*, 1976 cités par Almeida *et al.* en 1999) en lien avec des problématiques sanitaires mais aussi agronomiques pour la valorisation des fèces en amendement organique, biogaz, ...

Les données du travail bibliographique de Meinzinger *et* Oldenburg, 2009 sont présentées à titre indicatif. Il offre des gammes de variation de la composition moyenne des matières fécales dans le contexte nord européen avec l'intégration d'études non traduites en anglais. Les valeurs guides proposées par Vinnerås *et al.* en 2006 dans le cadre de l'évolution du contexte réglementaire suédois, sont également citées. Les données issues de suivis d'installations non domestiques (bâtiments administratifs, foyers universitaires, ...) n'ont pas été prises en compte dans cette étude.

3.2.1.2. Modalités de prélèvement

Identiquement à la démarche opérée pour la caractérisation de l'urine humaine, sont distinguées :

- les **matières fécales collectées** après excrétion pour des analyses médicales (Almeida *et al.* en 1999 sur la base des travaux de Laak, 1974, 1980; Siegrist *et al.*, 1976),
- des **eaux brunes** (mélange de fèces et eau de chasse avec/sans papier toilette, Figure 7) collectées à partir d'installations opérationnelles disposant de toilettes à séparation. Dans le cas de toilettes sèches à séparation, l'échantillon collecté sera généralement composé de matières fécales et de papier toilette.

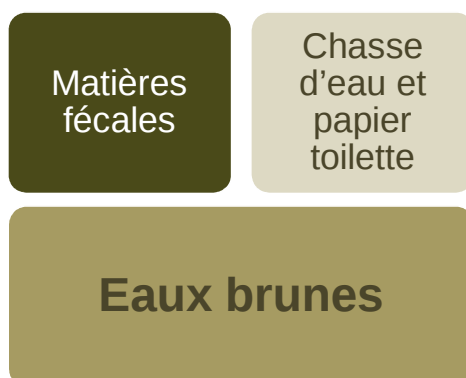


Figure 7 : Nomenclature eaux brunes

Les matières fécales collectées individuellement permettent l'évaluation des charges réellement émises par individu et leur gamme de variation pour une population et/ou un régime alimentaire donnés. Les échantillons collectés sur des installations opérationnelles permettent d'estimer les charges émises en conditions réelles incluant le papier toilette ainsi que des contaminations éventuelles par l'urine (contamination croisée), produits

d'entretien ou autres déversements accidentelles (mégots, eaux de ménage, ...).

3.2.1.3. Choix des unités

De façon identique à la démarche proposée pour la caractérisation de l'urine, la concentration des eaux brunes est proportionnelle au taux de dilution des fèces dans l'eau de chasse dépendant ainsi de l'équipement de toilette installé. Dans le cas de toilettes sèches, les matières fécales, papier toilette et autres déversements accidentels sont collectés sans eau. Pour ces raisons, il est choisi de définir la **composition des matières fécales en charge émise par individu par jour** ($\text{g.pers}^{-1}.\text{j}^{-1}$) avec la précaution de formaliser les données sur une base 24 heures. L'extrapolation des données est réalisée en supposant une répartition homogène des excréments dans une journée (Vinnerås *et al.* 2006).

3.2.2. Composition des fèces

3.2.2.1. Définitions

Les matières fécales, également appelées selles ou fèces, sont obtenues après digestion des aliments et passage dans le système digestif, par expulsion par l'anus lors de la défécation. La composition des matières fécales varie significativement selon les individus et leur régime alimentaire.

La composition moyenne des matières fécales dans le contexte de l'étude est décrite dans le Tableau 4 et discutée ci-après. Le détail des données est présenté en annexe 5 et les précisions sur les unités au point 3.2.1.3.

Tableau 4 : Fèces, charges moyennes journalières (détails des données bibliographiques en annexe 5)

Paramètre	Données recensées ^a		Gamme de variation ^b		Unité
	Moy.	Nb valeur	Min	Max	
Masse	144	(4)	70	- 400	$\text{g.pers}^{-1}.\text{j}^{-1}$
MS	32	(3)	30	- 35	
MVS	24	(1)	24	- 24	
MES	26	(2)	19	- 60	$\text{g.pers}^{-1}.\text{j}^{-1}$
DBO₅	23 ^c	(1)	14	- 34	
DCO	37	(2)	26	- 63	
NGL	1,6	(5)	0,3	- 4,2	$\text{g.pers}^{-1}.\text{j}^{-1}$
dont NNH_4	0,2	(2)	0,1	- 0,3	
PT	0,8	(5)	0,3	- 1,7	
dont PPO_4	0,4	(2)	0,1	- 0,8	
K	0,8	(5)	0,2	- 1,5	
S	0,2	(1)	0,2	- 0,2	

^a moyenne des moyennes des données bibliographiques recensées

^b minimum et maximum des données bibliographiques

^c DBO_7

3.2.2.2. Masse émise

La quantité de matières fécales excrétée quotidiennement varie selon l'alimentation et les individus. Des différences internationales sont observées (OMS, 2006). En moyenne, en

Europe du Nord, entre **70 et 400 g de fèces** sont excrétés par personne par jour avec une moyenne de $144 \text{ g.pers}^{-1}.\text{j}^{-1}$.

L'évaluation des fèces en volume est inenvisageable considérant les problèmes techniques que cette mesure comporte avec des fèces composés en moyenne de **22% de matières sèches**. Les volumes et concentrations des matières fécales ne seront pas abordés mais ceux des eaux brunes (mélange de fèces et eau de chasse) et/ou eaux vannes (mélange eaux jaunes et eaux brunes) seront présentés dans le chapitre 3.4.1.4.

3.2.2.3. Matières organiques et minérales

Les fèces sont composées d'environ 22% de matières sèches, elles-mêmes composées d'environ 75% de matières organiques. Les fèces génèrent **environ 32 g de MS par personne par jour avec 24 g de MVS par personne par jour**. Les MS des matières fécales sont composées à 50% de carbone (Feachem *et al.*, 1983 cité par Munoz *et al.*, en 2008).

L'amplitude de variations des données de MES est très importante. Cette différence peut être attribuée aux conditions de prélèvement et de dilution favorables aux erreurs analytiques de ce paramètre.

3.2.2.4. Biodégradabilité

La DCO oscille entre 26 et $63 \text{ gO}_2.\text{pers}^{-1}.\text{j}^{-1}$ et la DBO₅ entre 14 et $34 \text{ gO}_2.\text{pers}^{-1}.\text{j}^{-1}$. Les fèces présentent un fort potentiel de biodégradabilité avec un rapport **DCO/DBO₅ d'environ 1,62**. Le rapport **DBO₅:N:P est d'environ 100:7:3**.

3.2.2.5. Nutriments

L'azote contenu dans les matières fécales est majoritairement sous forme organique (fractions bactériennes, acide urique et enzymes) et l'ammonium présent est issu de la dégradation de l'urée, d'acide aminés et des peptides (Vinnerås *et al.*, 2002).

Il est retenu que les matières fécales sont composées de 1,6 g d'azote total par jour par personne ; 0,8 g de phosphore total par jour par personne et de 0,8 g de potassium par jour par personne soit un rapport N:P:K d'environ 100:48:52.

Le phosphore contenu dans les fèces est principalement présent sous forme de phosphates de calcium. Une autre partie est contenue dans les composés organiques et dans les ions phosphates dissous (Vinnerås *et al.*, 2002).

Le potassium est présent principalement sous forme ionique.

3.2.2.6. Micro-organismes pathogènes

Les agents pathogènes pouvant être transmis par les fèces sont des bactéries, virus, protozoaires ou helminthes. La qualité bactériologique des fèces est très peu documentée; le plus souvent, les données, lorsqu'elles existent sont d'ordre médical et se limitent volontairement à définir la notion de présence ou d'absence de certains agents pathogènes sans quantification.

L'OMS en 2006 affirme que les matières fécales contiennent approximativement 10^{10} microorganismes par gramme de matières sèches dont une partie peut être pathogène. Le **risque de transmission de pathogènes via les fèces est considéré comme important**, en raison de la présence potentielle de niveaux élevés d'agents pathogènes, selon leur prévalence dans une population donnée. Une liste des pathogènes potentiellement présents dans les fèces est proposée en annexe 6.

3.2.2.7. Métaux lourds et micropolluants

La consommation alimentaire de métaux lourds, notamment le plomb, mercure et cadmium, est généralement faible. De plus, il est considéré que 90% des métaux lourds ingérés et inhalés, sont excrétés dans les fèces (OMS, 2006) : la majorité des métaux lourds consommés traverse les intestins sans être métabolisés.

Le Tableau 5 compile les données issues de deux sites suédois (Gebers, Ekoporten) (Palmquist, 2004 ; Jönsson *et al.*, 2005, Vinnerås *et al.*, 2006) et les données de synthèses bibliographiques. Les mesures sur site présentent des particularités locales liées à leur implantation à proximité d'un aéroport (excès en plomb), aux équipements installés (canalisations galvanisées corrodées avec présence de zinc, cadmium, nickel et chrome) et à la réalité des usages dits « accidentels » dans l'habitat avec des déversements d'eaux de lavage ou bricolage dans les toilettes.

Ainsi, une différence entre les métaux lourds présents à l'excrétion et les métaux lourds présents dans les excréta sur site (après transport dans les réseaux de collecte) est observée. Le type d'installations, son usage et ses conditions d'implantation contribuent à la charge en métaux lourds mesuré dans les matières fécales.

Les métaux présents en excès dans les matières fécales collectées sur site sont le **cuivre, plomb, cadmium et zinc**. Leur présence est attribuée à des usages accidentels (déversements dans les toilettes) et/ou des problèmes de corrosion de canalisations (cadmium et zinc étant présents simultanément). L'utilisation d'évacuation en plomb et cuivre étant en recul, les valeurs mesurées sur site n'ont pas été intégrées dans les valeurs guides ou représentatives des fèces. **Le mercure** trouve son origine dans les amalgames dentaires ; des études montrent un rapport linéaire entre le nombre d'amalgames dentaires des individus et le taux de mercure excrété (Skare *et Engqvist*, 1992 cité par Jönsson *et al.*, 2005).

Tableau 5 : Fèces, charge moyenne en métaux lourds

Type	Données mesurées sur site, Suède			Synthèse		Valeurs guides proposées	Unité
Source	Andersson <i>et Jönsson</i> , 2002 ^a Gebers	Weglin <i>et Vinnerås</i> , 2000 ^a Ekoporten	Jönsson <i>et al.</i> , 2005 URWARE	Kujawa-Roeleveld <i>and Zeeman</i> , 2006 ^b Europe du Nord	Meininger <i>et Oldenburg</i> , 2009 Europe du Nord	Vinnerås <i>et al.</i> , 2006 Valeurs guides	
Cd	0,018	0,015	0,010	0,010	0,010	0,010	mg.pers ⁻¹ .j ⁻¹
Cr	0,186	0,150	0,124	0,020	0,020	0,020	
Cu	2,904	2,900	1,000	1,096	1,100	1,095	
Hg	0,008	< 0,0068	0,009	0,009	0,020	0,008	
Ni	0,301	0,190	0,188	0,074	0,070	0,074	
Pb	1,260	1,200	0,038	0,020	0,020	0,020	
Zn	13,32	13,00	10,70	10,68	10,74	10,69	

^a Jönsson *et al.*, 2005

^b Hellström & Kärrman, 1996; Jönsson *et al.* 1997; STOWA 2001; Vinnerås 2002; Eriksson *et al.* 2002; Kujawa-Roeleveld *et al.* 2003

D'après Lienert *et al.* en 2007, **seulement 35% des produits pharmaceutiques sont excrétés par les fèces comparés à 65% par l'urine**. Cependant, ces résultats doivent être interprétés avec précaution, présentant des variabilités importantes entre individus, familles de molécules, au sein des familles de molécules et entre produits avec la même molécule active.

3.3. Autres contributions aux eaux vannes

3.3.1. Contribution du papier toilette

La consommation journalière de papier toilette a été évaluée à **20 g par personne par jour** à partir de **données commerciales** de vente du papier hygiénique en 2004 rapportée à la population du Royaume-Uni et de l'Irlande (Munoz *et al.*, 2008).

Jönsson *et al.*, 2005 propose d'évaluer la contribution moyenne journalière du papier toilette à partir de données relevées sur différents **sites suédois** sur la base d'une consommation journalière de papier toilette de **23 g.pers⁻¹.j⁻¹** (Tableau 6). Des variations de qualité sont toutefois observées d'un produit à l'autre. La contribution en charge polluante du papier toilette dans les eaux vannes et domestiques reste faible et dominée par la **phase particulaire** (Tableau 7). Le papier toilette est essentiellement constitué de fibre cellulosique.

Tableau 6 : Contribution en charge polluante du papier toilette (adapté de Jönsson *et al.*, 2005)

Paramètre	Mesure	Unité
MS	23,0	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
MV	22,5	
MES	23,0	
DBO ₇	11,5	
DCO	26,7	
NGL	0,0	
PT	0,0	
K	0,0	
S	0,0	

Tableau 7 : Ratio entre différentes variables pour le papier toilette (adapté de Jönsson *et al.*, 2005)

Ratio	Papier toilette
MES : MS	1,00
MV : MS	0,98
DCO : MV	1,19
DCO : MS	1,16
DCO : MES	1,16
DBO ₇ : MV	0,51
DBO ₇ : DCO	0,43

Des simulations de l'usage du papier toilette sont proposées (Almeida *et al.*, 1999) pour évaluer la contribution réelle dans différents contextes : les usages « *communs* » du papier toilette, pour la défécation et mictions urinaires semblent relativement bien simulés par les équations proposées, en revanche les usages « autres » (déversements d'eaux de ménage, mégots, ...), plus accidentels et aléatoires présentent des coefficients de corrélation plus faibles.

La qualité d'un carré de papier toilette est quant à elle discutée selon les auteurs (Almeida *et al.*, 1999 ; Jönsson *et al.*, 2005 décrit dans le Tableau 7). Jönsson *et al.*, 2005 cite une qualité de papier toilette en DCO de 1,2 gO₂.gMS⁻¹, DBO₇ 0,52 gO₂.gMS⁻¹, COT de 0,48 gC.gMS⁻¹ avec 98% de MS et une forte biodégradabilité. Les métaux lourds présents dans le papier toilette peuvent être le plomb, le chrome et dans une moindre proportion le cuivre et le nickel. Un des micropolluants identifié comme étant associé au rejet de papier toilette dans les eaux vannes est un tensioactif non ionique 2,4,7,9-Tetraméthyl-5-decyne-4,7-diol (TMDD) (Guedez *et Püttmann.*, 2014). De nombreuses publications s'intéressent à la présence de bisphénol A dans le papier toilette.

3.3.2. Autres contributions

D'autres contributions s'ajoutent à la composition des eaux vannes : **les eaux de nettoyage** issues de déversements « accidentels » (ex. : eaux de lavage des sols, mégots, tampons, ...) marquées par la présence de composés organiques spécifiques aux produits d'entretien,. Ces contributions sont plus occasionnelles mais doivent être prises en compte pour la caractérisation des eaux vannes.

La **qualité de l'eau de chasse** varie principalement selon le fond géochimique de l'eau distribué et du type de canalisation de distribution (ex. : plomb ou calcium). Des cas particuliers de réutilisation (ex. : eau de pluie) impliquent une modification de la contribution chimique des eaux de chasse aux eaux vannes ou domestiques. Ces variations de qualité de l'eau de distribution peuvent influencer le taux de précipitation des composés de l'urine : les eaux chargées en calcium et magnésium favoriseront les précipitations dans le cas de dérivation d'urine (Udert *et al.*b, 2003).

3.4. Eaux vannes, comparaison mesures directes et données reconstituées

3.4.1. Mesures directes des eaux vannes

3.4.1.1. Données et unités

Les eaux vannes sont l'ensemble des eaux de toilette comprenant les excréments, papier toilette et eau de chasse et d'éventuels déversements accidentels (Figure 2). Le prélèvement peut s'effectuer en sortie de canalisation d'évacuation des toilettes ou dans la cuve de stockage.

Les données issues de la littérature sont exprimées uniquement sous forme de charges émises ; les concentrations étant dépendantes des équipements installés et par une forte teneur en matières en suspension.

Le temps de présence des habitants n'est pas précisé dans les données recensées. Sans précision, ces données, issues de suivis *in situ*, sont donc interprétées comme étant les charges émises par un.e habitant.e (rappel, l'unité « personne » est équivalente à un.e « habitant.e » présent 24 heures sur site). Les données de Wendland *et al.*, (2007) sont mentionnées comme étant les données complètes de mesures sur site sans correction.

3.4.1.2. Modalités de prélèvements des eaux vannes

La qualité et la quantité des eaux vannes étant fortement variables dans le temps, un prélèvement ponctuel n'est pas conseillé ; le recours à un **prélèvement moyen** représentatif est recommandé.

Le prélèvement moyen des eaux vannes peut se réaliser soit :

- par prélèvement 24 heures asservi au volume en sortie de canalisation des toilettes,
- par dérivation des eaux vannes puis stockage et mesure dans la cuve de stockage.

Le premier cas est, dans la pratique, difficile à réaliser en raison du faible volume produit par usage, des limites d'accès des installations et de la présence importante de matières solides (ex. : matières fécales non dissoutes). La seconde solution est donc à privilégier et nécessite une installation spécifique à adapter au contexte du site. Certaines installations de traitement des eaux usées sont constituées d'une fosse septique collectant les eaux vannes exclusivement. Le prélèvement, dans ce cas, est envisageable dans la fosse mais les effluents collectés ne seront pas représentatifs d'effluents fraîchement émis ayant subi des dégradations dans la fosse.

3.4.1.3. Influence des équipements sur les volumes générés

Le volume d'eau vanne produit est dépendant en priorité du **volume du réservoir** des toilettes. Le volume de chasse d'eau est variable selon le type de toilette. Dans un deuxième temps, interviennent les pratiques individuelles et la considération de chacun.e envers les enjeux d'économies d'eau. Les usages d'une habitation à l'autre sont sensiblement différents avec des habitudes, contextes socio-économiques variables. Ceci explique en grande partie la variabilité de la production d'eaux vannes d'une habitation à l'autre.

Plusieurs types de toilettes sont présents sur le marché, parmi lesquels on distingue :

- les systèmes dits « classiques » à un réservoir unique dont le volume de chasse est variable selon les pays et constructeurs,
- les systèmes à double flux, avec deux réservoirs, un petit adapté aux mictions urinaires et un plus grand pour la défécation,

- les systèmes à dérivation d'urine, systèmes à séparation : deux bols de collecte sont présents : l'un collectant les urines, l'autre les fèces. L'utilisation de l'eau est variable selon les systèmes (Figure 5).

Le volume de chasses d'eau varie selon le type d'équipement. De grande différence sont observées : le volume de chasse d'eau aux Etats-Unis est généralement compris entre 16 et 20 L alors que le volume des toilettes « classiques » françaises est compris entre 6 à 9 L (jusqu'à 12 L pour les plus anciennes). Les nouveaux modèles à double flux vendus en France actuellement prévoient un volume de petite chasse de 3 L et de 6 L pour les grandes chasses (Tableau 8).

Cas particuliers des toilettes à séparation

Les systèmes à séparation utilisent des volumes de chasse plus faibles : la chasse du bol de collecte des urines est généralement inférieure à 1 L (0,4 L en moyenne). Elle peut être également commandée par un bouton poussoir. La chasse associée au bol de collecte des fèces produit un volume de 2 à 6 L selon les installations. Dans cette configuration, le papier toilette va préférentiellement dans le bol de collecte des fèces avec lesquels il est collecté (Figure 5).

La simulation des usages permet de connaître le nombre de chasse d'eau journalière et ainsi de déterminer le taux de dilution des eaux jaunes, brunes et/ou vannes. Un suivi d'une année en Suisse a permis d'évaluer à **6 utilisations de chasse d'eau par jour par usager** (avec 5,6 en semaine et 6,3 en weekend) (Rossi *et al.*, 2009). Ces résultats sont confirmés par d'autres études (Butler, 1993 ; Blokker *et al.*, 2010 ; Jönsson *et al.*, 2005). Pour les chasses d'eau à double flux ou toilettes à séparation, le nombre d'utilisation pour les mictions urinaires est jugé constant aux alentours de 6 usages par jour par personne. L'utilisation de la chasse d'eau à grand réservoir est estimée à 3 à 4 fois par jour par personne tandis que le nombre de défécation journalière est généralement compris entre 1 à 2 fois par jour (Lentner *et al.*, 1981). Cette différence s'explique par des pratiques individuelles différentes selon les habitudes et sensibilité environnementale ou des problèmes techniques liés au départ de matières.

En considérant 6 utilisations des toilettes par jour (24 heures) par personne dont 4 utilisations du petit réservoir et 2 utilisations du grand réservoir, **les taux de dilution des excréta dans les eaux vannes** sont compris entre environ **1:26 à 1:51 pour les toilettes classiques** et **1:4 jusqu'à 1:17 pour les toilettes à double réservoirs** avec 1,4 L d'excréta journaliers.

Influence de la qualité de l'eau de chasse

En complément, la contribution de l'eau de chasse d'eau dans les eaux vannes non seulement à l'échelle quantitative avec un facteur de dilution des excréments mais aussi à l'échelle qualitative avec un fond géochimique de l'eau de chasse variable (cf. § 3.1.2.5 et 3.1.2.7).

Tableau 8 : Volumes de chasses d'eau en fonction du type de toilette, taux de dilution des excréta sur 24 heures

Type de chasse Pays	Toilette "classique"		Toilette à double flux France ^b	Toilettes à séparation		Unité
	Suède ^a	France ^b		Suède ^c	Allemagne ^d	
Volume du réservoir de faible capacité	6	ancienne 9 - 12 récente 6 - 9	3	0,2 - 0,8	1 - 2	L.chasse ⁻¹
Volume du réservoir de grande capacité			6	2 - 6	4 - 6	
Volume journalier moyen d'eau de chasse ^e	36	ancienne 54 - 72 récente 36 - 54	24	5 - 15	12 - 20	L.pers ⁻¹ .j ⁻¹
Taux de dilution des excréta ^f	1 : 27	ancienne 1 : 40 à 1 : 72 récente 1 : 27 à 1 : 40	1 : 18	1 : 5 1 : 12	1 : 10 1 : 15	-

^a citée par Berntsson et al., 2006^b données d'usage et commerciales^c Kirchman et al. 1995; Jönsson et al., 1997; Berntsson et al., 2006^d Blume et al., 2011^e estimations basées sur 6 chasses par jour dont 4 du petit réservoir et 2 du grand réservoir^f sur la base de 1,4L d'excréta par jour par personne

3.4.1.4. Composition des eaux vannes mesurées

Les données bibliographiques considérées dans le Tableau 9 (détails en annexe 7) ne sont pas exhaustives mais présentent des gammes de variations des paramètres classiques permettant leur comparaison aux données reconstituées.

Cependant, on considère que les volumes d'eaux vannes émis sont relativement stables. Les données de qualité présentent une **forte teneur en matières sèches** dominée par la phase particulaire.

Tableau 9 : Eaux vannes, charges moyennes journalières (détails des données bibliographiques en annexe 7)

Paramètre	Données recensées ^a		Gamme de variation ^b		Unité
	Moy.	Nb valeur	Min	Max	
Volume	27	(5)	15	37	L.hab ⁻¹ .j ⁻¹
MS	87	(2)	52	123	g.hab ⁻¹ .j ⁻¹
MES	12	(4)	6	20	
MVS	23	(1)	23	23	
COT	13	(1)	13	13	g.hab ⁻¹ .j ⁻¹
DBO₅	14	(5)	9	20	
DCO	43	(1)	43	43	
DCO_{filtrée}	12	(1)	12	12	
NGL	7,5	(1)	7,5	7,5	g.hab ⁻¹ .j ⁻¹
dont NNH4	3,7	(6)	2,0	5,6	
PT	1,3	(3)	1,0	1,5	
dont PPO4	0,0	(1)	0,0	0,0	

^a moyenne des moyennes des données bibliographiques recensées

^b minimum et maximum des données bibliographiques

3.4.2. Comparaison des données

Une reconstitution de la composition des eaux vannes est possible en additionnant l'ensemble des contributions quotidiennes régulières préalablement citées dans les chapitres précédents sans prise en compte des déversements accidentels. Ces données sont comparées aux données de mesures directes des eaux vannes, à la différence que ces dernières ne sont pas moyennées sur 24 heures.

3.4.2.1. Paramètres physico-chimiques

Les données reconstituées sont proches de la gamme de variation de la qualité des eaux vannes directement mesurée (Tableau 10) et s'intègrent dans la gamme de variation proposée par Meinzing et Oldenburg en 2009 à l'exception du paramètre soufre.

Les paramètres MES, DBO₅, DCO, azotés et soufre des données reconstituées sont supérieurs à la borne haute de la gamme de variation des eaux vannes mesurées sur site. Cette différence peut s'expliquer par l'estimation des temps de présence des habitants sur le site : pour les données reconstituées, les valeurs sont équivalentes à un temps de présence de 100% des occupants. Pour les valeurs des eaux vannes mesurées sur site, les données ne sont pas réellement maîtrisées et sont ainsi considérées comme étant équivalente aux charges réellement émises pendant 24 heures (mesures *in situ* sans correction mentionnées). Si on considère un temps de présence moyen des habitants de 60%, les valeurs reconstituées pour les paramètres MES, DBO₅, DCO, NGL et NNH₄, PT et S seraient respectivement de 30 ; 23 ; 44 ; 5,6 ; 5,0 ; 0,9 et 0,48 g.hab⁻¹.j⁻¹ et correspondraient aux gammes de variation mesurées (à l'exception du soufre).

Il faut néanmoins garder en tête les erreurs analytiques et de représentativité des échantillons considérés, notamment pour les eaux vannes, où les prélèvements sont chargés en MS favorisant les erreurs pour les paramètres à phase particulaire dominante.

Tableau 10 : Eaux vannes, charges moyennes journalières (détails des données bibliographiques en annexe 7)

Paramètre	MESURES DIRECTES Données recensées ^a			RECONSTITUTION Données recensées ^b					GAMME DE VARIATION ^c			
	Min	Max	Unité	Urine hydrolysée	Matière fécale	Papier toilette	TOTAL	Unité	Min	Med	Max	Unité
Volume sans chasse avec chasse			L.hab ⁻¹ .j ⁻¹	1,3 -	0,1 -	0,0 -	1,4 6 - 73	L.pers ⁻¹ .j ⁻¹	0,6	1,3	1,7	L.pers ⁻¹ .j ⁻¹
MS	52	123		22	32	23	77					
MES	6	20	g.hab ⁻¹ .j ⁻¹	1	26	23	50	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹	16	51	125	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
DBO₅₍₇₎	9	20		5	23	12	39		25	32	40	
DCO	43	43		9	37	27	73		5	50	93	
NGL dont NNH4	7,5 2,0	7,5 5,6	g.hab ⁻¹ .j ⁻¹	7,7 8,2	1,6 0,2	0,0 0,0	9,3 8,4	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹	1,5 -	11,9 -	16,0 -	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
PT dont PPO4	1,0 0,0	1,5 0,0		0,6 0,7	0,8 0,4	0,0 0,0	1,4 1,1		0,5 -	1,5 -	2,9 -	
K	-	-	g.hab ⁻¹ .j ⁻¹	1,9	0,8	0,0	2,7	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹	0,7	2,0	4,1	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
S dont SSO ₄	0,2 -	- -	g.hab ⁻¹ .j ⁻¹	0,7 0,6	0,2 -	0,0 0,0	0,8 -	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹	0,2 -	0,2 -	0,2 -	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹

^a minimum et maximum des données bibliographiques^b moyenne des moyennes des données bibliographiques recensées^c Meinzingen et Oldenburg, 2009

A partir de l'ensemble des données recensées, la caractérisation des eaux vannes par contribution (Figure 8) permet de mettre en valeur l'apport de matières organiques par les matières fécales et le papier toilette et l'apport de nutriments par l'urine.

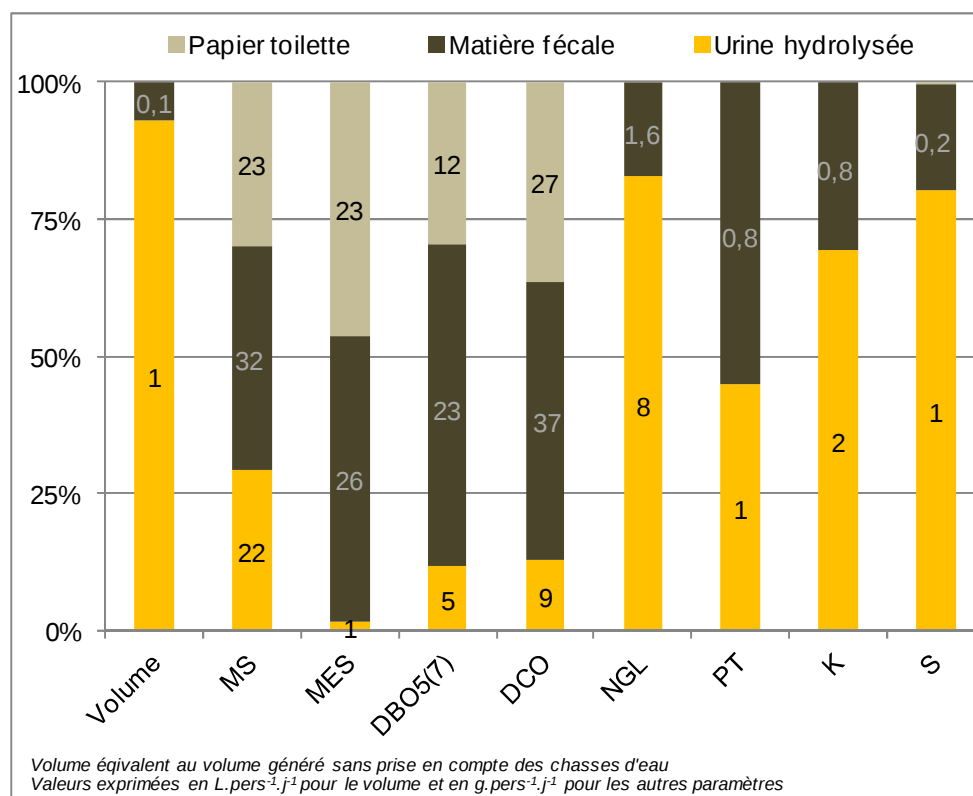


Figure 8 : Eau vannes, répartition de chacune des contributions

3.4.2.2. Micro-organismes pathogènes

D'un point de vue sanitaire, les eaux vannes présentent une **charge microbiologique** très élevée du fait de la présence des matières fécales et de leur mélange avec les urines et l'eau de chasse.

Les pathogènes présents dans les eaux vannes sont très majoritairement issus des matières fécales (3.2.2.6).

3.4.2.3. Métaux lourds et micropolluants

La **présence de métaux lourds** dans les eaux vannes est principalement due à la corrosion de canalisations, matériaux d'entretien et poussières parfois rejetées dans les toilettes lors du déversement d'eau de lavage de sols pour exemple. Provenant des excréta, sont également présents certains métaux initialement inhalés. Le Tableau 11 ci-dessous illustre la répartition des données à travers les contributions des eaux vannes sans prendre en compte les déversements accidentels. Les données exposées sont issues de l'étude suédoise de Jönsson *et al.*, 2005. L'eau de chasse peut contribuer en métaux lourds selon le fond géochimique des eaux de distribution mais aussi du type de canalisation installé (ex. : plomb).

Tableau 11 : Eaux vannes, charge moyenne en métaux lourds (détails des données bibliographiques en annexe 7)

Paramètre	Urine ^a	Fèces ^a	Papier toilette ^a	Eau vanne	Unité
Cd	0,001	0,010	0,000	0,011	mg.pers ⁻¹ .j ⁻¹
Cr	0,010	0,124	0,006	0,140	
Cu	0,100	1,000	0,010	1,110	
Hg	0,001	0,009	0,000	0,010	
Ni	0,011	0,188	0,002	0,201	
Pb	0,012	0,038	0,002	0,052	
Zn	0,300	10,700	0,000	11,000	

^a Jönsson et al., 2005

La contribution majeure en métaux lourds provient des matières fécales (Figure 9). Le papier toilette présente un apport très faible avec une contribution maximale inférieure à 5% pour le plomb et le chrome.

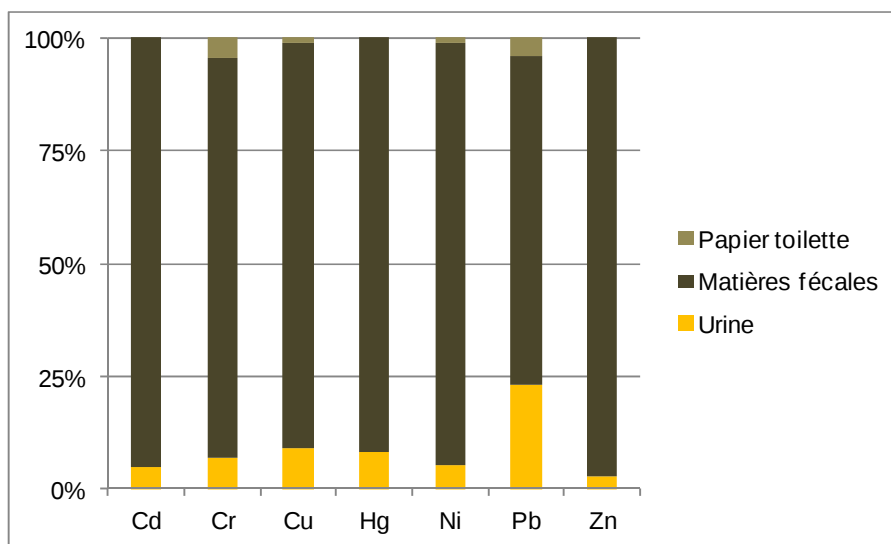


Figure 9 : Eaux vannes, répartition de chacune des contributions en métaux lourds

Les micropolluants présents dans les eaux vannes proviennent de différentes sources :

- micropolluants issus des excréta (produits pharmaceutiques, alimentaires dont produits vétérinaires, résidus de pesticides, ...),
- micropolluants issus des canalisations, activités d'entretien et déversements accidentels.

Selon les usages, différentes molécules sont identifiées. Les références bibliographiques s'intéressant à ce sujet sont citées dans les chapitres 3.1.2.7 ; 3.2.2.7 et 3.3.1 complétés par les données de Palmquist (2004) en annexe 8.

4. Eaux ménagères

4.1. Eléments de contexte

4.1.1. Présentation des sources bibliographiques retenues

Sur le thème des « eaux ménagères », la bibliographie est nombreuse. Dans le cadre de cette étude, 52 jeux de données ont été retenus. La grande majorité des sources recensées s'intéressent à la qualité d'eaux ménagères issues de salle de bain liées à l'hygiène corporelle. Le mélange d'eaux ménagères domestiques (« mélange EM ») concerne le tiers des publications. Malheureusement, l'origine de leurs sources n'étant pas détaillée, il n'est pas certain qu'il s'agisse effectivement d'un mélange représentatif des eaux usées ménagères. Les eaux souillées par la cuisine et le lavage du linge sont, quant à elles, peu documentées (Figure 10). Malgré le nombre important de publications, il ressort la nécessité d'une lecture fine et critique pour réaliser cette synthèse bibliographique. Pour les études bibliographiques antérieures, les sources d'origine ont été vérifiées dans la mesure du possible (langues française et anglaise) et dans le cas échant, les références sources ont été considérées pour éviter tous doublons.

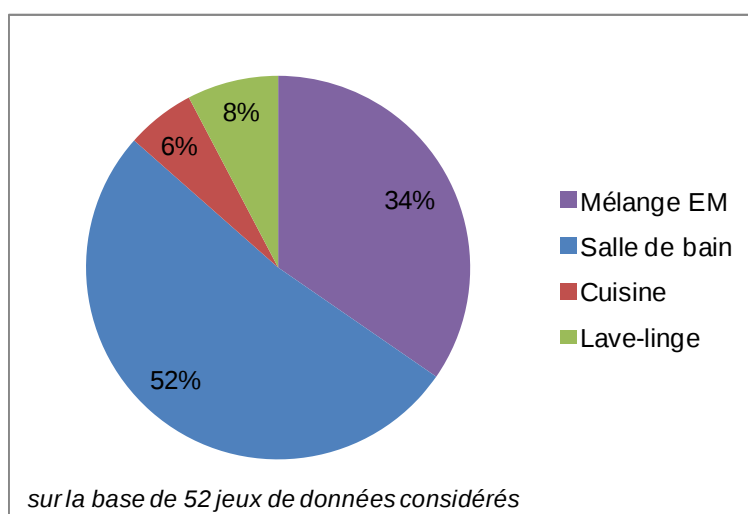


Figure 10 : Répartition des publications recensées par source d'émission

Les valeurs guides proposées par Vinnerås *et al.*, en 2006, dans le cadre de l'évolution du contexte réglementaire suédois sont citées. Les données issues de suivis d'installation non domestiques (bâtiments administratifs, foyers universitaires, ...) n'ont pas été prises en compte dans cette étude.

La majorité des études considérées supposent que les activités produisant des eaux ménagères s'effectuent dans le logement. Dans ce cas, aucune adaptation des données au temps de présence des habitant.es n'est réalisée. Cependant, ces informations ne sont pas toujours mentionnées. Il reste ainsi une incertitude entre des données équivalentes à un temps de présence spécifique et des données représentatives d'une présence complète des habitant.es dans le logement.

De plus, le fond géochimique des eaux de distribution peut impacter la qualité des eaux ménagères mesurées. Certaines études proposent de retirer la contribution des eaux de distribution aux eaux ménagères pour faciliter l'évaluation de la qualité des eaux ménagères émises à l'échelle domestique. Dans cette étude, la contribution des usages et de l'eau de distribution sont considérés.

4.1.2. Modalités du suivi quantitatif des eaux ménagères domestiques

Tout comme l'évaluation de la production d'eau usée domestique à l'échelle de l'habitat (Dubois *et* Boutin, 2014), la connaissance des volumes d'eaux ménagères émis par un habitat

moyen français requiert un suivi sur site spécifique couplé à une représentativité de l'échantillon. Dans la réalité, ce type d'évaluation étant fastidieux, un raccourci est souvent effectué associant la consommation en eau du foyer à la production d'eau usée. Ainsi, l'utilisation de données sans maîtrise de leurs sources, ni des protocoles associés est courante : exemple des 120 m³ par an pour la consommation moyenne d'un ménage français ou 150 L par jour par usager (Montginoul, 2002).

L'intérêt de l'approche quantitative des volumes d'eaux ménagères émis est, en outre, de définir le taux de dilution des substances mises en jeu dans le quotidien des ménages et l'évaluation de la gamme de variation des volumes produits.

Les **méthodes employées** peuvent être **directes ou indirectes** et impliquent des équipements spécifiques (Tableau 12). La nécessité d'assurer une représentativité de l'échantillon considéré limite la faisabilité des suivis, engageant des frais importants. Les méthodes dites « indirectes » s'intéressent aux mesures et usages de l'eau potable : le développement de la domotique au sein de l'habitat offre l'opportunité de suivis précis des consommations à l'aide de capteurs associés à des logiciels de reconnaissance des sources d'émission ou types d'usages. Le calibrage de ces outils, en cours de développement (Morrison et Friedler, 2014), permettra, à termes, de remplacer le suivi fastidieux des usages à l'aide de questionnaires et de tarages préalables des équipements (Butler *et al.*, 1995, Antonopoulou *et al.*, 2013, Richter et Stamminger, 2012 ; Matos *et al.*, 2013). Les méthodes plus directes, par mesure des effluents, toujours utilisées, ont l'avantage de permettre un suivi quantitatif et qualitatif avec un accès direct à l'effluent (Cersoaf, 1978 ; Dubois et Boutin, 2014 ; Cauchi *et al.*, 2012a ; Santos *et al.*, 2012 ; Gulvas *et al.*, 2011, Winward *et al.*, 2008).

Tableau 12 : Méthodes de suivi quantitatif des eaux ménagères

METHODE	TYPE DE SUIVI	LIEU	OUTILS
Indirecte	Eau potable / Usages	Site d'émission	Questionnaires ou webcams couplés à un tarage préalable des équipements
		Canalisation principale	Capteur débitmétrique couplé à un logiciel de reconnaissance des signaux
Directe	Eaux ménagères	Site d'émission	Récipient gradué
		Canalisation principale	Sonde pression, augets basculants, temps de fonctionnement de pompes

4.1.3. Modalités de prélèvement

Le prélèvement des eaux ménagères domestiques pour un **échantillon moyen** peut s'effectuer en sortie d'habitation, dans le cas où les réseaux de collecte des eaux vannes et ménagères sont séparés. Tout comme la collecte d'échantillon moyen des eaux usées domestiques à l'échelle de l'habitat, les méthodes impliquent un prélèvement 24 heures asservi au débit dans le cas où l'installation le permet (Dubois et Boutin, 2014) ou la collecte de l'ensemble des eaux ménagères produites en 24 heures par dérivation dans une cuve de stockage après brassage (Cauchi *et al.*, 2012a).

Pour la collecte **d'échantillon moyen représentatif des usages**, des adaptations techniques par types d'équipements sont requises. Des dérivations des canalisations de sortie sont généralement pratiquées. Pour les équipements pouvant être bouchés (ex. : baignoire, lavabo), l'échantillon moyen est constitué de la vidange complète de l'équipement après usage.

4.1.4. Choix des unités

Les données de qualité des eaux ménagères domestiques sont exprimées préférentiellement en concentration. Dans le but de comparer les données aux autres contributions des eaux usées domestiques, un recensement des données en charge est opéré.

4.2. Caractérisation des eaux ménagères

4.2.1. Dénomination

D'après le glossaire de termes techniques des eaux résiduaires NF EN 16323, les eaux ménagères sont les « **eaux usées domestiques collectées à l'exclusion des eaux de toilettes et d'urinoirs** » (eaux vannes, eaux jaunes ou eaux noires). Les eaux utilisées pour l'arrosage ou les activités extérieures ne contribuent pas aux eaux ménagères. A l'échelle de l'habitat, les eaux ménagères proviennent majoritairement de la cuisine par l'évier et le lave-vaisselle, de la salle de bain par la baignoire, douche et lavabos, de la buanderie par le lave-linge et autres éviers (Figure 11). Plus occasionnellement, des éviers de garage peuvent être installés et peuvent être ainsi inclus dans les eaux ménagères domestiques.

La figure suivante propose de classer les eaux ménagères par usage :

- les usages liés à l'hygiène corporelle avec les effluents issus de la salle de bain ;
- les usages alimentaires et liés à l'habitat (lavages de surfaces, bricolage, ...) pour les effluents issus des machines à laver, lave-vaisselle et éviers de cuisine.

Selon les habitudes, des déversements de certains effluents peuvent s'effectuer dans le lavabo de salle de bain, toilettes, etc.

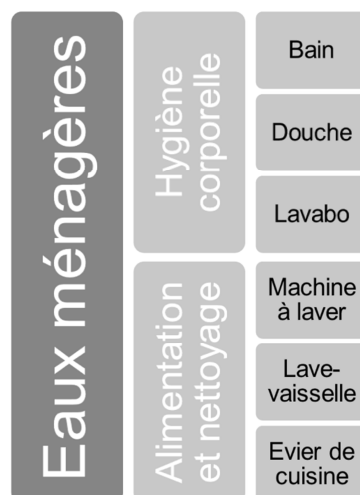


Figure 11 : Différentes sources d'émission d'eaux ménagères

Il faut noter que des eaux ménagères peuvent être produites dans différents contextes : bureaux, dortoirs, école, locaux techniques, etc. Cette étude se limite volontairement aux eaux ménagères produites à l'échelle domestique.

L'usage du terme « *eaux ménagères* » peut être hétérogène et impliquer une confusion dans la qualité associée comme le rapporte Yu *et al.* en 2013 dans une étude comparative des réglementations des Etats-Unis. Une vigilance est nécessaire.

La confusion principale est l'exclusion partielle ou totale des eaux issues de l'évier de cuisine et/ou de lave-linge des eaux ménagères. Le terme « *eaux ménagères* » s'inscrit dans la définition illustrée par la Figure 11. La différence de qualité selon les sources d'émission sera abordée dans le chapitre 4.2.3.2.

Pour information, les **eaux ménagères** sont parfois également appelées « *eaux grises* » par la traduction directe du terme anglais « *greywater* ».

4.2.2. Aspects quantitatifs

Selon les usages, les conditions locales et les équipements installés, la production d'eaux ménagères quotidiennes individuelles varie de manière significative. Différents critères de variabilité se superposent et s'appliquent entre différents foyers mais aussi au sein du même foyer :

- **variabilité spatiale** : climat, pays, milieu rural, urbain et équipement mis sur le marché,
- **variabilité temporelle** : semaine/weekend, vacances, saisons,
- **variabilité sociale** : habitudes, usages interpersonnels hétérogènes, composition des foyers, temps de présence, etc. (Matos *et al.*, 2014).

Variabilité spatiale

D'après l'OMS en 2006, la production moyenne d'eaux ménagères dans les pays industrialisés est inférieure à 100 L par personne et par jour. A l'échelle européenne et sur la base des données recensées, **les moyennes oscillent entre 44 et 126 L par personne par jour** d'eaux ménagères avec une majorité des données aux alentours de **86 L par personne par jour** (Figure 12). Cette variabilité peut s'expliquer par une hétérogénéité des pratiques culturelles, des équipements mis sur le marché et aussi des échantillons de population considérés dans les études.

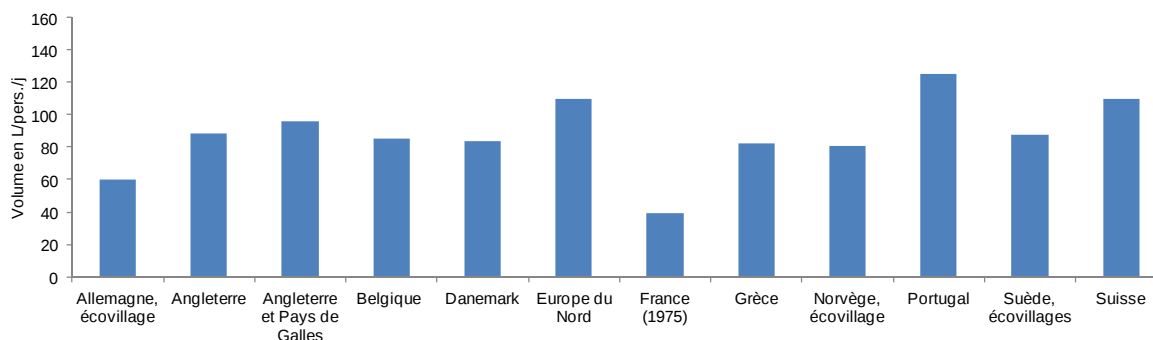


Figure 12 : Exemples de production moyenne d'eaux ménagères domestiques (adapté de OMS, 2006 ; Liu *et al.* 2010 ; Ghaitidak et Yadav, 2013 ; Cersoaf, 1976 ; Antonopoulou *et al.*, 2013 ; Matos *et al.*, 2013 ; Morel et Diener, 2006). La représentation en boîte à moustache est détaillée en annexe 14.

Variabilité temporelle

Les moyennes journalières sont des données importantes auxquelles **l'amplitude de variation des données** doit être ajoutée. La connaissance de l'amplitude de ces variations est une clé de compréhension des taux de dilution des molécules émises à l'échelle domestique et des variations de charges hydrauliques liées à certains usages.

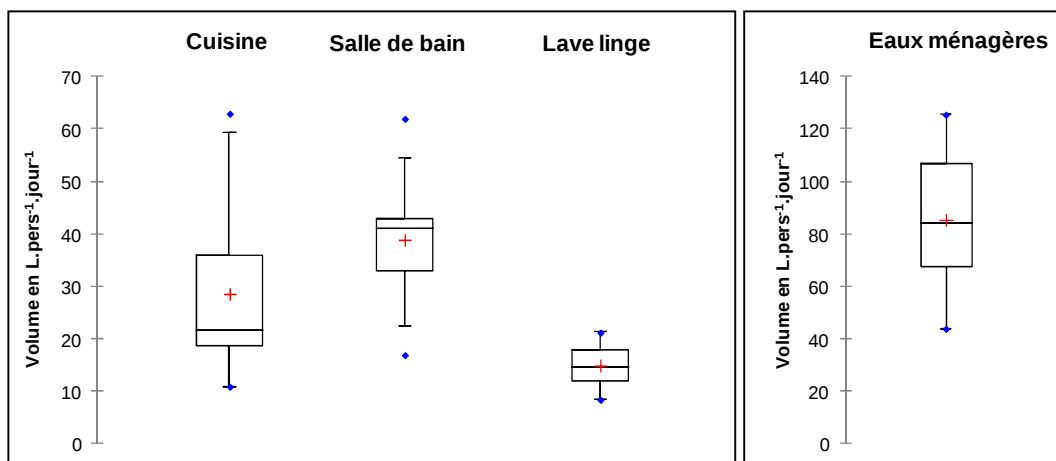
Pour exemple, l'étude française, Cersoaf de 1978, décrit des suivis *in situ* d'un immeuble d'environ 300 personnes et de deux pavillons unifamiliaux. Les gammes de variations des volumes s'inscrivent entre 46 et 148 L par personne par jour pour le premier pavillon et entre 17 et 76 L par personne par jour pour le second. Ces résultats montrent la variabilité importante entre habitation et des **amplitudes entre minimum et maximum de l'ordre de 3 à 4,5** pour ces jeux de données. Cet ordre de grandeur est proche du ratio des volumes journaliers de 4,2 des eaux usées domestiques émis à l'échelle de l'habitat décrit par Cauchi *et al.* en 2012b. Dans l'absence de données récentes, il n'est pas possible de caractériser l'évolution de la production des eaux ménagères depuis 40 ans.

Le suivi ou la reconstitution des données de débits (hydrogramme ou modélisation dynamique à l'aide de modèles numériques), met en avant une variation des volumes d'eaux ménagères produites proche de la variation des eaux usées domestiques avec des pics de production en début et fin de journée et des périodes à faible flux au cours de la journée (Butler *et al.*, 1995 ; Palmquist et Hanaeus, 2005) généralement comme suit :

- période pleine, les matins, soirées et weekends
- période creuse, la nuit et entre 10h et 16h les jours ouvrés

Variabilité des usages

La Figure 13, élaborée à partir de 23 références, illustre la variabilité des situations. Les volumes moyens respectifs sont de **29, 39 et 15 L par personne par jour pour la cuisine, la salle de bain et le lave-linge** (Antonopoulou *et al.*, 2013, Butler *et al.*, 1995, Cersoaf, 1976, Cersoaf, 1978, Ghaitidak *et al.*, 2013, Liu *et al.*, 2010, Matos *et al.*, 2013). Les éviers et lavabos sont des postes de production des eaux souillées dont les volumes produits sont les plus variables du fait des usages plus variés que les douches ou baignoire et des équipements à programmes prédéfinis (lave linge, lave vaisselle) (Matos *et al.*, 2013). Des usages d'eau comme ceux liés aux activités de cuisine dépendent du rythme quotidien des habitant.es et donc de leur mode de vie, situation professionnelle. Les usages d'eau liés à l'utilisation de machines à laver et liés aux activités corporelles sont, quant à eux, plus indépendants du rythme quotidien des habitant.es.



Paramètre	Cuisine	Salle de bain	Lave linge	Eaux ménagères	Unité
Nb valeur	23	23	23	23	-
Minimum	11	17	9	44	L.pers ⁻¹ .jour ⁻¹
1er Quartile	19	33	12	67	
Médiane	22	41	15	84	
3ème Quartile	36	43	18	107	
Maximum	63	62	21	126	
Moyenne	29	39	15	86	
Ecart-type	17	14	4	24	
Coefficient de variation	58%	34%	27%	27%	

Figure 13 : Production d'eaux ménagères par source d'émission en litre par personne par jour

Les **débits instantanés maximum** relevés sont dépendants des équipements de l'habitat et peuvent atteindre 1,5 L/s pour la baignoire ou la vidange de lavabos (Butler *et al.*, 1995, Cersoaf, 1976).

La répartition moyenne des usages domestiques à l'origine de la production d'eaux ménagères revient en majorité à **la salle de bain** et aux activités dites d'hygiène corporelle ; puis ensuite à **la cuisine (environ 30%)** et enfin aux **activités de lavage du linge (environ 20%)**. Ses valeurs varient sensiblement entre les territoires considérés. Le graphique ci-dessous (Figure 14) illustre des exemples de variations d'usages en insistant sur l'impact des échantillons considérés. Il s'agit de variations entre pays mais aussi au sein d'un même pays illustré par le cas de la France (4 jeux de données) et du Royaume-Uni (3 jeux de données). On considéra une variabilité moyenne de ces estimations de l'ordre de 10%. Les dates des études ne semblent pas présenter un impact direct sur la variabilité des résultats.

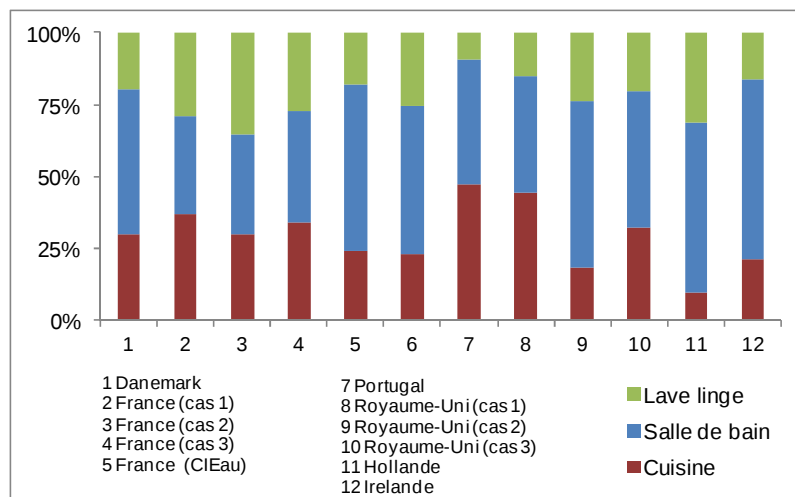


Figure 14 : Exemple de répartition moyenne des sources d'émission des eaux ménagères en volume (adapté de Antonopoulou *et al.*, 2013; Butler *et al.*, 1995; Boyjoo *et al.*, 2013; Cersoaf, 1976, 1978; ClEau; Liu *et al.*, 2010; Matos *et al.*, 2013; Pidou *et al.*, 2008; Revitt *et al.*, 2011)

Variabilité sociale

L'équipement des foyers et leur usage par les habitants sont des données essentielles pour évaluer la quantification de la production d'eaux ménagères par source d'émission à l'échelle de l'habitat (Figure 15). Elles peuvent renseigner des modèles numériques (Blokke *et al.*, 2010, Nguyen *et al.*, 2014, Sarker *et al.*, 2015, Willis *et al.*, 2013) qui constituent un outil d'aide à la décision pour de nouveaux aménagements (équipements, recyclage, *etc.*) ou des études de population et territoire. Les données d'entrée nécessaires au fonctionnement de ces modèles répertorient les caractéristiques des équipements (débits instantanés des robinets, volume par cycle pour les lave-vaisselle, machines à laver, ...) et le comportement des usagers (temps d'utilisation des robinets, nombre d'utilisation quotidienne, ...).



Figure 15 : Données d'entrée fréquentes pour les modèles de simulation numérique des usages

4.2.3. Aspect qualitatif des eaux ménagères

4.2.3.1. Concentration des eaux ménagères

D'un point de vue qualitatif, les eaux ménagères présentent une **variabilité importante** pour la majorité des paramètres. Le

Tableau 13 présente les concentrations moyennes des données recensées avec les gammes de variation associées. Il faut préciser que la **majorité des données** sont issues soit d'eaux ménagères collectées depuis la **salle de bain** et à partir d'eaux ménagères domestiques, sans précision sur leurs origines. Selon la source d'émission, des différences notables sont à prendre en compte (§ 4.2.3.2). Des détails complémentaires sont présentés en annexe 9.

Tableau 13 : Eaux ménagères, concentrations moyennes et gammes de variations (détails des données bibliographiques en annexe 9)

Paramètre	Données recensées ^a		Gamme de variation ^b		Unité
	Moy.	Nb valeur	Min.	Max.	
pH	7,5	(23)	6,1	9,6	-
CE	561	(11)	65	3000	$\mu\text{S.cm}^{-1}$
Turbidité	69	(18)	5	462	NTU
MS	582	(7)	44	879	mg.L^{-1}
MES	89	(20)	20	361	mg.L^{-1}
DBO₅	221	(27)	20	756	$\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$
DCO	362	(29)	25	1583	$\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$
COT	99	(10)	10	600	$\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$
NGL	14	(17)	3	75	mg.L^{-1}
Norga	7	(1)	7	7	mg.L^{-1}
NNH ₄	3	(2)	1	13	mg.L^{-1}
NNO ₃	3	(11)	0	10	mg.L^{-1}
TKN	1	(9)	0	27	mg.L^{-1}
PT	4	(10)	0	11	mg.L^{-1}
PPO ₄	12	(15)	0	101	mg.L^{-1}
K	9	(1)	5	23	mg.L^{-1}
S	72	(1)	18	72	mg.L^{-1}
Tensio-actifs	13	(5)	0	118	mg.L^{-1}

^a moyenne des moyennes des données bibliographiques recensées^b minimum et maximum de l'ensemble des données recensées

Le pH moyen est proche de 7,5. Les matières sèches sont importantes avec une très **forte représentation de matières dissoutes**, supérieures à 80% et sont composées en moyenne de 40% de MV (Tableau 14).

Tableau 14 : Eaux ménagères, ratios recensés

Source	Eaux ménagères			
	Paramètre	Moy.	Nb valeur	Min. Max.
	DCO/DBO ₅	2,5	(21)	0,7 - 4,4
	DCO _f /DCO	42%	(5)	20% - 48%
	MES/MS	19%	(5)	10% - 73%
	MV/MS	40%	(3)	7% - 53%

Des différences notables apparaissent selon le type d'eaux ménagères pouvant indiquer une variabilité importante de la part facilement biodégradable des eaux ménagères. Le ratio DCO/DBO₅ moyen, d'environ 2,5 est proche du rapport de 2,3 calculé pour les eaux usées domestiques : il souligne la présence de matières organiques facilement biodégradables. Le rapport DBO₅:N:P moyen, d'environ 100:8:2 souligne un certain déficit en nutriments sans pour autant empêcher un traitement biologique (cf. § 4.2.4).

Les **teneurs en nutriments sont faibles** comparées aux eaux usées domestiques et considérées comme accidentellement élevées en cas d'utilisation de lessives phosphatées

ou de présence d'urine dans les eaux de salle de bain. Le rapport moyen N:P:K est d'environ 100:81:68.

La **présence de tensio-actifs** dans les eaux ménagères est une caractéristique importante pouvant affecter leur biodégradabilité en modifiant la tension superficielle des effluents (David, 2014).

4.2.3.2. Concentration des eaux ménagères par source d'émission

Rappel : les données recensées sont majoritairement représentées par des eaux ménagères issues de salles de bain et de mélanges d'eaux ménagères sans maîtrise des intrants considérés.

Au vu des 23 données recensées et aux descriptifs suffisamment détaillés pour une interprétation comparée (Figure 17 et

Tableau 13), quelques tendances peuvent être citées :

- Le pH des eaux issues de lave-linge est légèrement alcalin comparé aux eaux de salle de bain et cuisine proche de la neutralité.
- L'ensemble des eaux souillées, quelle que soit la source d'émission, présente une **phase dissoute dominante**.
- Les eaux de salle de bain présentent une conductivité électrique, turbidité, teneur en MS et en MES plus faibles que les eaux issues de lave-linge et de cuisine.
- Les eaux de cuisine semblent les plus chargées en matières en suspension.
- L'unique donnée d'eaux issues de la **cuisine présente une fraction facilement biodégradable dominante** (rapport DCO/DBO₅ proche de 1).
- Les eaux issues de lave-linge sont plus chargées en phosphore.
- La présence de tensio-actif semble concernée l'ensemble des sources d'émission.

Tableau 15 : Eaux ménagères par source d'émission, concentrations moyennes et gammes de variation (détails des données bibliographiques en annexe 9)

Source	Salle de bain				Cuisine				Lave linge				Mélange				Unité
Paramètre	Données recensées ^a		Gamme de variation ^b		Données recensées ^a		Gamme de variation ^b		Données recensées ^a		Gamme de variation ^b		Données recensées ^a		Gamme de variation ^b		
	Moy.	Nb valeur	Min.	Max.	Moy.	Nb valeur	Min.	Max.	Moy.	Nb valeur	Min.	Max.	Moy.	Nb valeur	Min.	Max.	
pH	7,3	(16)	6,5	- 8,0	6,7	(1)	6,7	- 6,7	8,1	(1)	7,0	- 9,6	7,8	(4)	6,1	- 8,4	-
CE	648	(7)	132	- 939	930	(1)	930	- 930			1300	- 3000	233	(3)	65	- 439	μS.cm ⁻¹
Turbidité	70	(12)	5	- 462	-	-	-	-	108	(1)	40	- 150	61	(4)	14	- 164	NTU
MS	477	(4)	208	- 670	879	(1)	879	- 879	658	(1)	658	- 658	630	(1)	44	- 700	mg.L ⁻¹
MES	71	(15)	20	- 361	299	(1)	299	- 299	68	(1)	35	- 200	150	(2)	32	- 153	mg.L ⁻¹
DBO ₅	131	(14)	20	- 670	756	(1)	756	- 756	567	(2)	195	- 662	236	(8)	39	- 500	mgO ₂ .L ⁻¹
DCO	284	(18)	25	- 1001	775	(1)	775	- 775	725	(1)	725	- 725	413	(8)	25	- 1583	mgO ₂ .L ⁻¹
COT	71	(8)	10	- 600					110	(1)	110	- 110	304	(1)	58	- 304	mgO ₂ .L ⁻¹
NGL	8	(8)	4	- 40							3	- 3	21	(7)	5	- 75	mg.L ⁻¹
Norga													7	(1)	7	- 7	mg.L ⁻¹
NNH ₄													3	(2)	1	- 13	mg.L ⁻¹
NNO ₃	3	(5)	0	- 8	4	(2)	4	- 4	10	(1)	2	- 10	0	(1)	0	- 4	mg.L ⁻¹
TKN	1	(4)	0	- 2	0	(2)	0	- 0	1	(2)	0	- 2	27	(1)	27	- 27	mg.L ⁻¹
PT	1	(2)	0	- 2							10	- 10	4	(7)	0	- 11	mg.L ⁻¹
PPO ₄	3	(11)	0	- 30	14	(1)	14	- 14	66	(2)	31	- 101			2	- 10	mg.L ⁻¹
K			5	- 6									9	(1)	11	- 23	mg.L ⁻¹
S			18	- 27													mg.L ⁻¹
Tensio-actifs	14	(2)	0	- 31							0	- 25	15	(2)	0	- 118	mg.L ⁻¹

^a moyenne des moyennes des données bibliographiques recensées^b minimum et maximum de l'ensemble des données recensées

En termes de concentrations en matières organiques et en matières solides, le classement suivant peut être proposé (Figure 16 et Figure 17) :

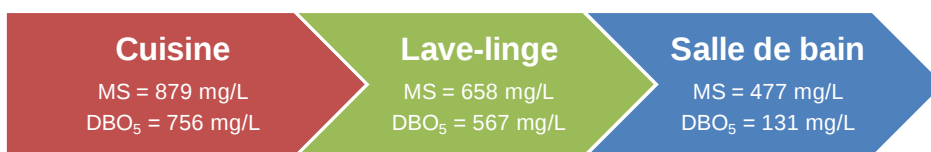


Figure 16 : Classification des eaux ménagères par source d'émission en fonction de leur concentration moyenne en matière organique et particulaire

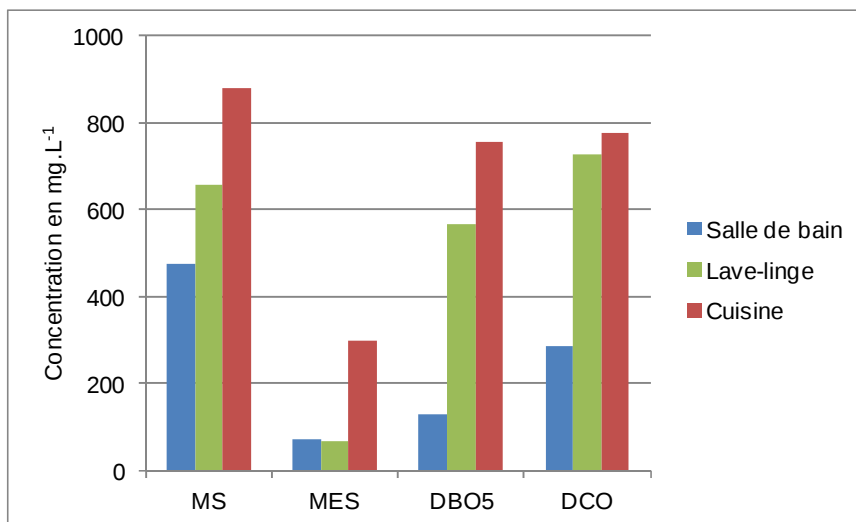


Figure 17 : Concentration moyenne des eaux ménagères par source d'émission

La concentration importante des eaux de cuisine est généralement associée à la présence de graisses, huiles et de résidus alimentaires. La variabilité de qualité des effluents issus d'éviers de cuisine est souvent considérée comme forte, en lien avec l'hétérogénéité des usages pratiqués.

Les eaux de lave-linge contiennent essentiellement des lessives, détergents et fibres textiles accompagnés plus occasionnellement de salissures de vêtements.

Les eaux de salle de bain peuvent contenir des cheveux, peaux et parfois d'urine (et fèces) accompagnés de produits cosmétiques, shampoings et produits ménagers. Les particules en suspension présentes dans les eaux de salles de bain sont majoritairement de tailles comprises entre 10 et 100 μm (Jefferson *et al.*, 2004). L'utilisation de savons solides implique une augmentation marquante de la turbidité, et des teneurs en DCO, COT, MES et DBO₅ (Chaillou *et al.*, 2011).

4.2.3.3. Charges des eaux ménagères

L'évaluation en charge de pollution des eaux ménagères nécessite un suivi des débits précis en parallèle. Seules de rares études ont entrepris le calcul des charges émises (Butler *et al.*, 1995 ; Cersoaf, 1976 ; Kujawa-Roeleveld *et* Zeeman, 2006 ; Palmquist, 2004 et Vinnerås *et al.*, 2006). Le tableau offre une synthèse de ces données. Ces dernières sont équivalentes à la production réelle moyenne avec la contribution des eaux de distribution sans extrapolation des données sur 24 heures (détails au §4.1.1).

Tableau 16 : Eaux ménagères, charges moyennes journalières (détails des données bibliographiques en annexe 10)

Paramètre	Données recensées ^a		Gamme de variation ^b		Unité
	Moy.	Nb valeur	Min.	Max.	
MS	50	(5)	40 - 59		g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
MES	15	(5)	2 - 125		
DBO₅₍₇₎	24	(10)	1 - 36		
DCO	47	(8)	7 - 102		
NGL	1,2	(9)	0,1 - 1,7		g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
PT PPO ₄	0,7	(8)	0,1 - 2,2		g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
	0,6	(5)	0,2 - 1,1		
K	1,3	(6)	0,2 - 4,1		g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
S	1,4	(4)	0,4 - 7,7		g.pers ⁻¹ .j ⁻¹

^a moyenne des moyennes des données bibliographiques recensées^b adapté de Meininger et Oldenburg, 2009

4.2.3.4. Charges des eaux ménagères par source d'émission

La comparaison des données de la littérature entre les différentes sources d'émission des eaux ménagères confirme la classification préalablement proposée avec des eaux de cuisine fortement concentrées, de lave-linge de qualité intermédiaire et de salle de bain moins concentrées (Figure 18). La charge en phosphore des eaux de lave-linge est attribuée à l'utilisation de lessives phosphatées et aux détergents de lave-vaisselle pour les eaux de cuisine. Les données en phosphore respectent l'ordre de grandeur indiqué par Stricker et Hédut en 2010 (0,6 à 0,9 g P.pers⁻¹.j⁻¹ pour le lave-linge et 0,2 g P.pers⁻¹.j⁻¹ pour le lave-vaisselle). La contribution des détergents textiles est désormais considérée comme nulle depuis leur interdiction à l'échelle domestique en 2007 en France (décret n°2007-491 du 29 mars 2007).

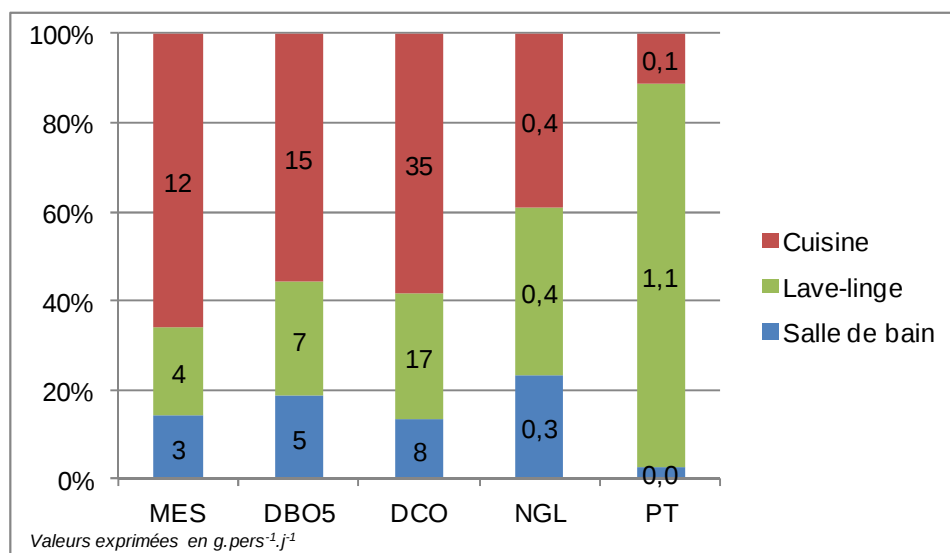


Figure 18 : Différentes contributions des charges des eaux ménagères par source d'émission (détails en annexe 11)

Sur la base des contributions spécifiques des eaux ménagères (Figure 11), les eaux issues des éviers de cuisine et lave-linge sont classées en « eaux ménagères provenant de l'alimentation et du nettoyage » et les eaux issues de la salle de bain (lavabo, douche et/ou bain) en « eaux ménagères liées aux activités corporelles ». D'après ce classement, les eaux en lien avec les activités d'alimentation et nettoyage contribuent en termes de charge polluante à plus de 80 % aux eaux ménagères pour les paramètres principaux (MES, DBO₅, DCO, N, P). En revanche, les eaux issues d'activités d'hygiène corporelle sont faiblement chargées avec une contribution majoritaire en potassium et sodium (Figure 19).

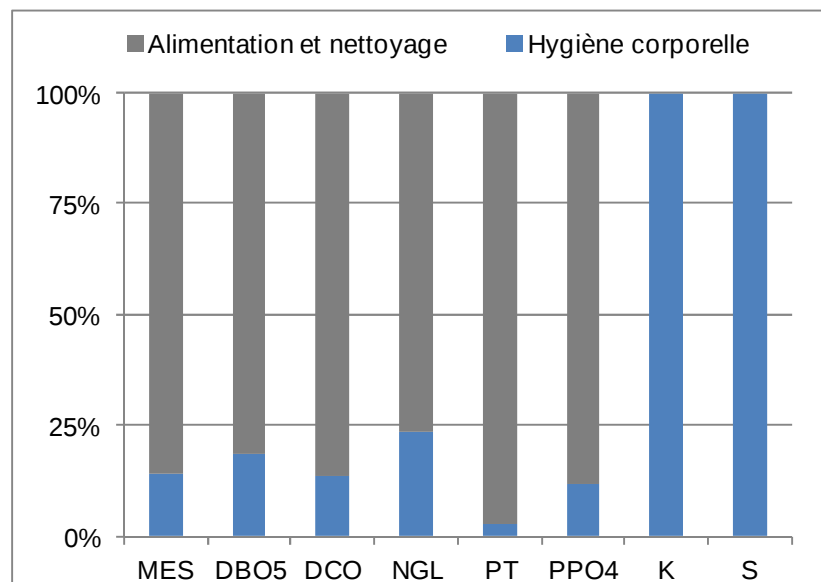


Figure 19 : Eaux ménagères, contribution en charges polluantes par type d'usage

4.2.4. Biodégradabilité des eaux ménagères

La Tableau 20 illustre la répartition des moyennes des ratios DCO/DBO₅. On constate une variabilité importante comprise entre 1,4 et 4,4 parmi les données recensées. Seule une donnée issue des eaux souillées par le lave-linge est disponible, aucune eau issue de cuisine n'est représentée, faute de données. Ainsi, aucune comparaison ne peut réellement être réalisée entre ces sources d'émission.

La biodégradabilité des eaux ménagères est le caractère essentiel permettant de définir le type de procédé adapté à leur traitement. A partir de ce constat bibliographique, les eaux ménagères ont tendance à présenter un bon « potentiel » de biodégradabilité même si cette part facilement biodégradable est variable selon les cas.

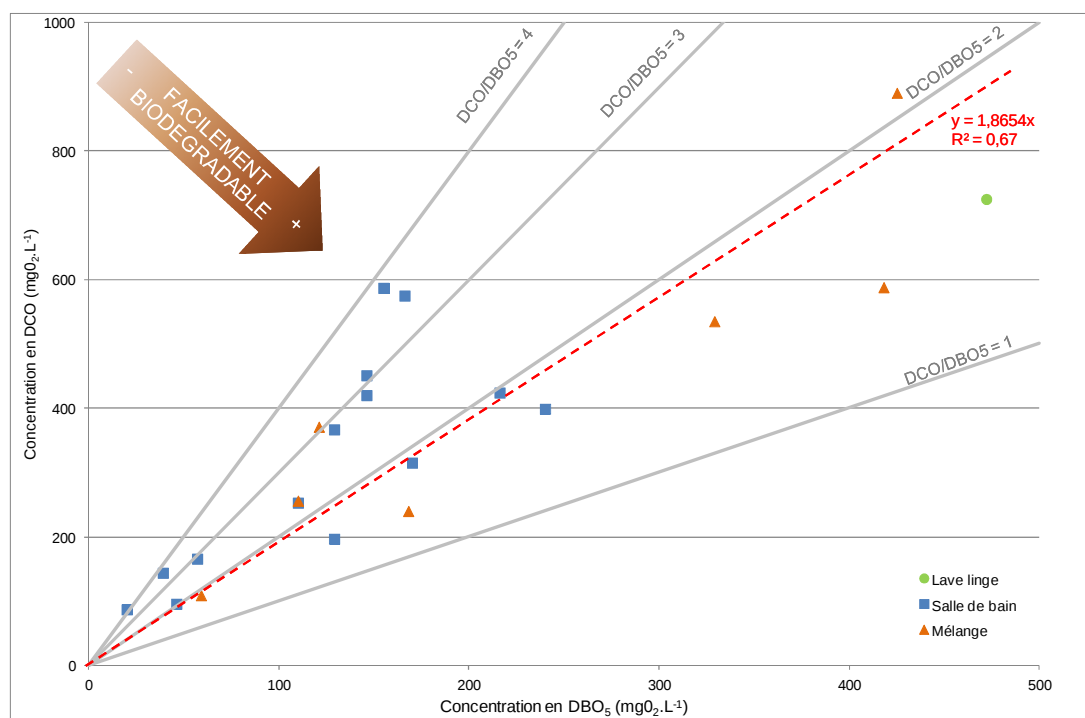


Figure 20 : Aptitude des eaux ménagères à la biodégradabilité
(à partir des données moyennes recensées ; la droite rouge en tiret représente la courbe de tendance de l'ensemble des données)

Faute de données plus précises que le rapport DCO/DBO₅, cette dernière sera difficilement plus détaillée. Des analyses complémentaires seraient intéressantes à appréhender par types d'eaux ménagères : une quantification de la DBO_{ultime} et celle du talon réfractaire (DCO dure), non disponible dans la bibliographie, permettraient de connaître la biodégradabilité réelle de chacune des contributions.

En revanche, l'équilibre nutritionnel des effluents, représenté par le rapport DBO₅:N:P renseigne sur le potentiel de traitabilité biologique des eaux ménagères. Pour mettre en place un traitement biologique, il est considéré que ce rapport doit être équivalent à 100:5:1 pour favoriser la croissance microbienne (Metcalf et Eddy, 1991). La Figure 21 illustre l'équilibre nutritionnel des eaux ménagères par source d'émission et leur potentiel de traitabilité biologique. **Des risques de carence en nutriments sont mis en lumière.**

Parmi les données concernant des eaux de mélanges d'eaux ménagères, 64% d'entre-elles présentent une carence en azote, 18% une carence en phosphore, une seule répond pleinement aux critères d'« absence de carence », et les 2 dernières montrent des carences très modérées. Les 5 valeurs concernant les eaux issues de salles de bain et les eaux de linge mentionnent des carences notamment en phosphore et/ou azote pour les premières et en azote pour la dernière. Le traitement biologique des eaux ménagères ne semble pas être systématiquement possible.

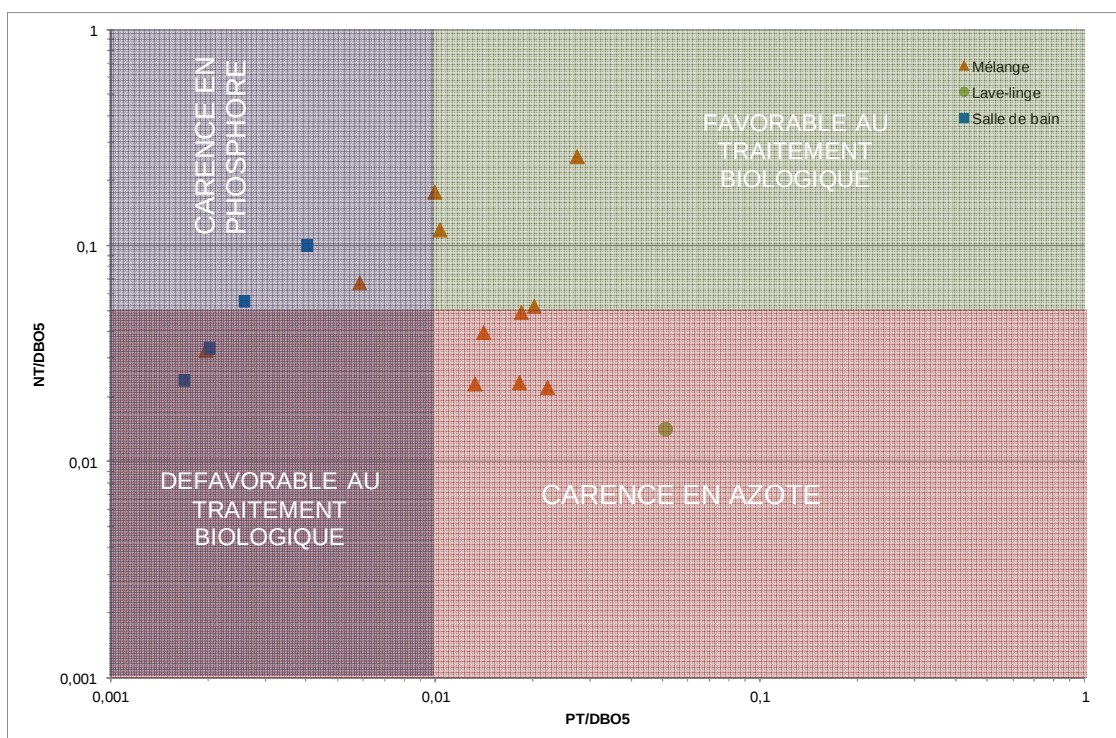


Figure 21 : Eaux ménagères et traitement biologique

Pour aller plus loin sur les dispositifs appropriés pour le traitement biologique des eaux ménagères, de nombreuses publications sont disponibles dont Li *et al.*, 2009 qui offre une synthèse des procédés utilisés.

4.2.5. Présence de pathogènes et contamination fécale

En excluant les matières fécales et eaux de toilettes des eaux souillées, il est attendu que les eaux ménagères soient très faiblement contaminées en agents pathogènes et ne représentent qu'un risque sanitaire limité lors de leur réutilisation.

Pourtant, de nombreuses études témoignent de la **présence d'indicateurs de contamination fécale et de pathogènes** dans les eaux ménagères à des concentrations non négligeables (Tableau 17).

Tableau 17 : Eaux ménagères, concentrations moyennes et gammes de variation en micro-organismes (détails des données bibliographiques en annexe 12)

Paramètre	Données recensées ^a		Gamme de variation ^b		Unité
	Moy.	Nb valeur	Min.	Max.	
Coliformes totaux	1,52E+06	(5)	1,00E+01	1,26E+09	UFC/100mL
Coliformes fécaux	1,77E+05	(7)	1,00E+00	1,60E+08	UFC/100mL
<i>E. coli</i>	1,40E+05	(3)	3,16E+00	2,04E+07	UFC/100mL
Entérocoques	1,33E+04	(3)	2,60E+01	1,50E+06	UFC/100mL
Hétérotrophes	-	-	1,00E+05	1,87E+09	UFC/mL

^a moyenne des moyennes des données bibliographiques recensées^b minimum et maximum de l'ensemble des données recensées

Les risques sanitaires associés à leur présence dans les eaux ménagères sont difficilement quantifiables et demeurent aujourd'hui en discussion (ANSES, 2015). Les microorganismes pathogènes potentiellement présents dans les eaux ménagères proviennent de trois sources principales : la contamination fécale, les pathogènes périphériques (ex. : muqueuses, peau) et la nourriture. Les indicateurs généralement utilisés pour identifier une contamination fécale des eaux ménagères sont les **indicateurs coliformes et entérocoques**.

La **contamination fécale** peut s'exercer lors des activités d'hygiène corporelle mais aussi avec la manipulation de couches ou lavage de couches en machine à laver. De ces constats, l'ensemble des sources d'émission peuvent potentiellement être à l'origine de l'introduction d'agents pathogènes.

La **manipulation d'aliments contaminés** peut introduire des entérobactéries pathogènes dans les eaux ménagères comme *Salmonella* et *Campylobacter*. Cependant, le risque d'intoxication par les eaux ménagères paraît bien plus faible que l'intoxication par manipulation directe des aliments contaminés.

Il est important d'ajouter que la présence conjuguée de micro-organismes et matière organique dans les eaux ménagères (pathogènes ou non) implique la possibilité de **re-croissance microbienne** et le développement de biofilms dans les canalisations. Les résultats d'analyse peuvent ainsi être surestimés en intégrant cette augmentation.

4.2.6. Métaux lourds et micropolluants

Les **métaux et composés éléments trace inorganiques** présents dans les eaux ménagères peuvent trouver leur origine dans les eaux de distribution par l'apport du fond géochimique des eaux, par les canalisations de distribution puis par les usages quotidiens. Eriksson *et al.*, 2010 propose de différencier les eaux de distribution, des eaux ménagères : les éléments **manganèse, plomb et zinc** sont attribués aux eaux de distribution tandis que le **nickel** semble l'élément le plus mis en jeu par les usages domestiques suivis du cadmium, chrome, fer, mercure et sélénium. Ces données sont confirmées par Palmquist, 2004.

Le Tableau 18 propose une synthèse des données recensées à travers la littérature.

Tableau 18 : Eaux ménagères, charges en métaux lourds

Paramètre	Données recensées ^a		Gamme de variation ^b		Unité
	Moy.	Nb valeur	Min.	Max.	
Cd	0,02	(6)	0,01	0,08	mg.pers ⁻¹ .j ⁻¹
Cr	0,66	(6)	0,20	2,01	
Cu	6,38	(6)	4,00	8,25	
Hg	0,00	(6)	0,00	0,02	
Ni	0,84	(6)	0,24	1,62	
Pb	0,68	(6)	0,17	3,00	
Zn	7,77	(6)	4,00	23,26	

^a moyenne des moyennes des données bibliographiques recensées

^b adapté de Meinzinger et Oldenburg, 2009

Plus de **900 composés organiques xénobiotiques** sont potentiellement présents dans les eaux ménagères (Eriksson *et al.*, 2002) incluant tensio-actifs, parfums, conservateurs, plastifiants, antioxydants, solvants, *etc.* La présence de micropolluants dans les eaux usées domestiques est associée aux usages domestiques (ex. : activités d'hygiène corporelle, activités d'entretien des bâtiments, bricolage, *etc.*) et aux équipements de distribution des eaux ménagères (ex. : canalisations, stockage, *etc.*).

L'une des principales sources d'information pour identifier les composés organiques présents dans les eaux ménagères provient des organismes en charge du suivi des consommations des ménages ou des ventes de produits domestiques (US DHSS, 2014 et Eurostats).

Parmi ce large spectre, sont détectées des substances intégrées dans les produits d'hygiène corporelle comme les parabènes qui sont des conservateurs ou des filtres chimiques présents dans les crèmes solaires mais aussi dans certains shampoings ou crèmes anti-âge (Eriksson *et al.*, 2010), alkyl phénols présents dans les textiles (Palmquist *et Hanaeus*, 2005), chloroformes (Donner *et al.*, 2010), *etc.*

Des utilisations de produits de synthèse sont également régulières à l'échelle domestique et peuvent présenter des concentrations parfois exceptionnelles : Eriksson *et al.*, en 2010 détectent des concentrations en benzène, toluène et xylènes anormalement élevées dans un des échantillons de la campagne de suivi considérée, révélant l'utilisation d'un solvant organique ; Donner *et al.*, 2010 analyse un échantillon chargé en chloroforme suite au nettoyage de la baignoire aux produits javellisants. Le Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHT), mesuré en quantités élevées (Donner *et al.*, 2010) peut révéler la présence de canalisations PVC.

5. Les sources d'émission et les mesures globales : comparaison et enjeu

5.1. Reconstitution des données globales

Les chapitres précédents ont longuement insisté sur la variabilité des données quantitatives ou qualitatives liée aux usages de chacun.e, aux équipements mais aussi à leurs évolutions dans le temps.

Il est pourtant fait le choix de réaliser l'exercice de cumuler les charges moyennes des différentes sources d'émission en vue de les comparer entre elles mais aussi de pouvoir leur affecter un poids relatif de pollution correspondante. Il en découle donc une reconstitution finale réalisée à partir d'un cumul de moyennes évoquées tout au long de cette synthèse bibliographique. Rappelons que pour chaque source, le nombre de données utilisées pour réaliser ces moyennes est mentionné aux chapitres correspondants précédents.

5.1.1. Contribution entre eaux vannes et eaux ménagères

5.1.1.1. Comparaison aux eaux usées domestiques du petit collectif

Le cumul de chacune des contributions sera équivalent aux charges polluantes des eaux usées domestiques émises à l'échelle de l'habitat.

La reconstitution d'une pollution ainsi élaborée est comparée à la composition des eaux usées domestiques connue en assainissement (Mercoiret, 2010) sur la base d'une pollution émise par 1 EH rejetant, par définition 60 g de DBO₅ par jour; elle est retranscrite dans le tableau ci-après pour 1 EH. Les données constituant les eaux vannes sont issues des charges émises pendant 24 heures incluant excréta et papier toilette (détails au § 3.4.2) ; pour les eaux ménagères, les données sont équivalentes à la production réellement mesurée sur site incluant la contribution des eaux de distribution (détails au § 4.1.1). Le tableau 19 est donc réalisé à partir des informations des tableaux 1 (urines), 4 (fèces), 6 (papier toilette) et 16 (eaux ménagères) dans lesquels sont mentionnés le nombre de données réellement disponibles.

Tableau 19 : Reconstitution des eaux usées domestiques à partir des données eaux vannes et eaux ménagères, données en charges

Paramètre	Eaux vannes	Eaux ménagères	TOTAL	Eaux usées domestiques ^a	Unité
Volume					
Vol. sans chasse	1,4	85,6	87,0		L.pers ⁻¹ .j ⁻¹
Vol. avec chasse	36	86	122		
intervalle chasses	6 - 73		92 - 161		
MS	77	50	127		g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
MES	50	15	65	72	
DBO₅₍₇₎	39	24	63	60	
DCO	73	47	120	156	
NGL	9,3	1,2	10,5	15,0	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
dont NNH4	8,4	-	8,4	11,0	
PT	1,4	0,7	2,1	2,0	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
dont PPO4	1,1	0,6	1,7		
K	2,7	1,3	4,0		g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
S	0,8	1,4	2,2		g.pers ⁻¹ .j ⁻¹

^a à partir de Mercoiret, 2010

Les deux modes d'évaluation de la charge ramenée à une personne (soit reconstituée ou

eaux usées domestiques de réseau collectif) fournissent des ordres de grandeur très comparables.

Pour le phosphore et la DBO₅, les valeurs peuvent être considérées comme équivalentes.

Notons que la charge de pollution domestique reconstituée semble être légèrement plus faible (de l'ordre de 20 à 30%) que les valeurs généralement admises pour caractériser une pollution en utilisant les paramètres DCO et les paramètres azotés.

5.1.1.2. Comparaison des contributions des eaux vannes et eaux ménagères

La contribution respective des eaux vannes et des eaux ménagères aux eaux usées domestiques émises à l'échelle de l'habitation est illustrée par la Figure 22 et le Tableau 20. En termes de volume, les eaux ménagères contribuent à plus de 50% avec une moyenne d'environ 70% pour une installations dites « classiques » à chasse d'eau unique de faible consommation (6 litres par chasses d'eau).

L'étude sur les moyennes nous apporte les informations suivantes :

- Les eaux ménagères comportent près de 40% des MS et de la DCO, très peu d'azote et 30% du phosphore. La contribution en soufre des eaux ménagères à plus de 60% paraît surprenante.
- Les charges polluantes exprimées en MS, MES, DBO₅, DCO sont émises à plus de 60% par les eaux vannes. Les eaux vannes sont une source de production majoritaire de nutriments. L'azote produit représente presque 90% de l'émission globale. La contribution du papier toilette en matière organique est non négligeable (environ 20%).

Les données d'émission de soufre proviennent exclusivement des études suédoises (Jönsson et al., 2005), dans lesquelles est décrite une contribution en soufre importante par le fond géochimique de l'eau d'alimentation (78% de la charge présentée). Ces données, peut être spécifiques, montrent l'impact du fond géochimique sur certains éléments. Si pour autant, la contribution du fond géochimique est retiré de la charge en soufre des eaux ménagères, alors 28% du soufre émis semble dans ce cas provenir des eaux ménagères et 72% des eaux vannes.

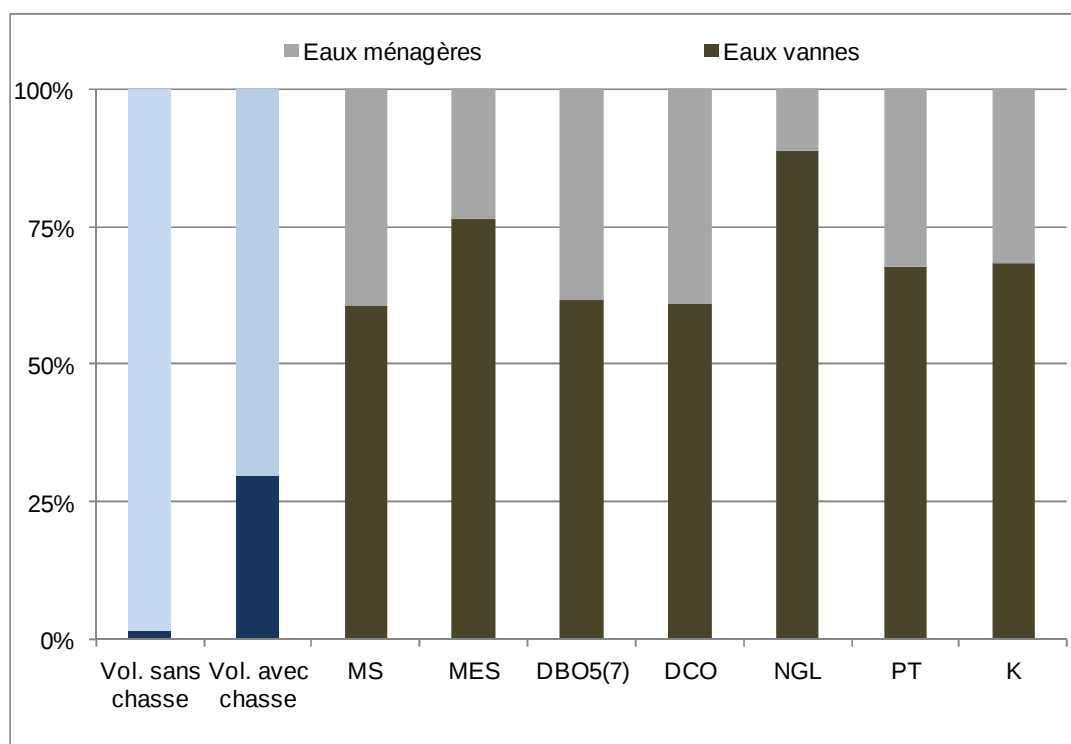


Figure 22 : Contribution respective des eaux vannes et eaux ménagères aux eaux usées domestiques

Tableau 20 : Contribution respective des eaux vannes et eaux ménagères aux eaux usées domestiques

Paramètre	Eaux vannes	Eaux ménagères
Volume		
sans chasse	2%	98%
avec chasse	30%	70%
intervalle chasses	7 - 45%	93 - 53%
MS	61%	39%
MES	76%	24%
DBO₅₍₇₎	62%	38%
DCO	61%	39%
NGL	89%	11%
dont NNH4	-	-
PT	68%	32%
dont PPO4	66%	34%
K	68%	32%

5.1.2. Contribution de chacune des sources d'émission

5.1.2.1. Paramètres classiques

Les sources d'émission pour lesquelles le cumul est techniquement réalisable sont les eaux ménagères dans leur globalité ainsi que les fèces, l'urine hydrolysée et le papier toilette (Tableau 21). Les données sont issues des chapitres précédents ; pour les données d'eaux ménagères, les jeux de données considérés, par usage, sont différents des jeux de données considérés pour l'approche globale (résultats sensiblement différents).

Ces ordres de grandeur équivalents tous paramètres confondus permettent non seulement d'assoir les données individuelles par source d'émission mais aussi de les comparer entre elles.

Les données composant les eaux vannes sont équivalentes à la production d'une personne pendant 24 heures de présence dans le logement (extrapolation linéaire des données mesurées ou données physiologiques, détails dans les § 3.1.1.1, 3.2.1.3, 3.3.1). Pour les eaux ménagères, les charges présentées sont équivalentes aux charges réellement émises sans extrapolation des données ; les usages étant considérés comme exclusivement domestiques, détails au § 4.1.1).

Paramètre	RECONSTITUTION : Données recensées ^a						PETIT COLLECTIF	Unité
	Eaux vannes			Eaux ménagères		TOTAL	Eaux usées domestiques ^b	
	Urine hydrolysée	Matière fécale	Papier toilette	Hygiène corporelle	Alimentation et nettoyage			
Volume								
sans chasse	1,3	0,1	0,0	39,0	44,0	84,4		L.pers ⁻¹ .j ⁻¹
avec chasse		36		39,0	44,0	119,0		
intervalle chasses		6 - 73				89 - 156		
MES	1	26	23	3	15	67	72	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
DBO ₅₍₇₎	5	23	12	5	21	65	60	
DCO	9	37	27	8	52	133	156	
NGL	7,7	1,6	0,0	0,3	0,8	10,4	15,0	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
PT	0,6	0,8	0,0	0,0	1,2	2,6	2,0	
dont PPO4	0,7	0,4	0,0	0,1	0,6	1,7		

^a données issues des chapitres précédents

^b à partir de Mercoiret, 2010

Tableau 21: Eaux usées domestiques, données reconstituées à partir des données moyennes de chaque chapitre

La Figure 23 permet de représenter la contribution de chacune des sources d'émission. Les résultats observés viennent conforter les résultats préalablement édités.

La distinction des sources d'émission met en valeur (Tableau 22

Tableau 22):

- la contribution majoritaire des usages liés à l'alimentation (cuisine, vaisselle, ...) et le nettoyage (lave-linge notamment) pour les eaux ménagères avec 33% et 39% de la DBO₅ et DCO globale ; 46% du phosphore total ;
- Les eaux issues des activités d'hygiène corporelle (ex. : salle de bain) ne contribuent que faiblement à la charge polluante globale avec moins de 10% pour tous les paramètres considérés pour plus de 30% du volume total généré ;
- La contribution du papier toilette s'observe par un apport particulaire de 34% et un apport en matière organique d'environ 20% de la DBO₅ et DCO ;
- Les matières fécales sont la contribution principale en MES et DBO₅ avec 39% et 35 de la contribution globale et un apport en nutriments équivalent à 16% et 29% en azote et phosphore respectivement.
- L'urine est la contribution majoritaire en azote avec 74% de la contribution globale et 24% en phosphore total.

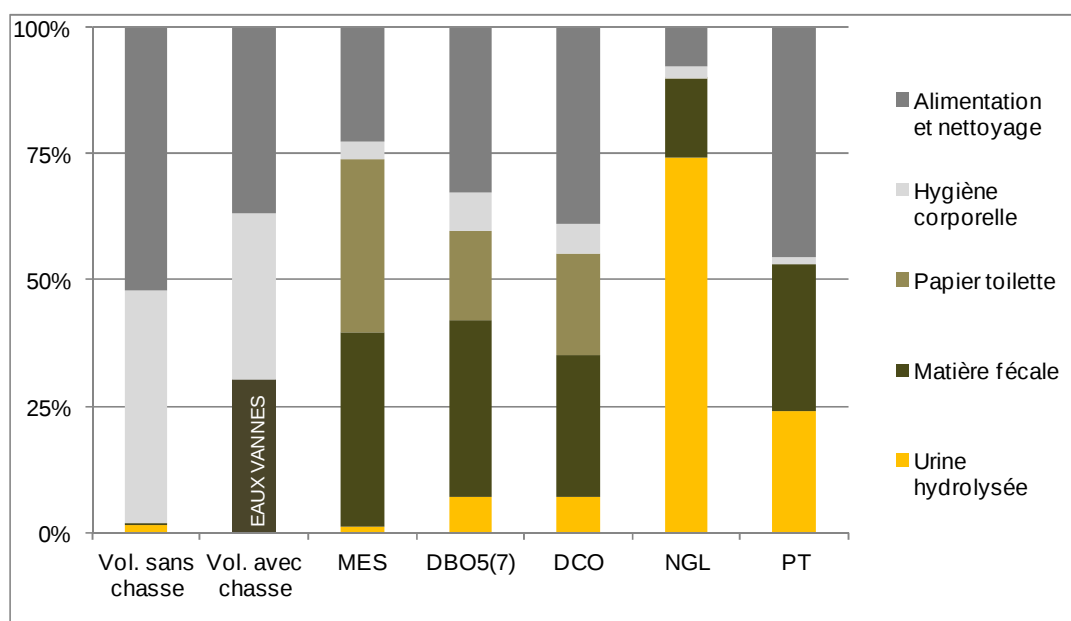


Figure 23 : Répartition des charges émises par source (volume avec chasse est calculé à partir de 6 utilisations de chasses d'eau de 6 L.j⁻¹.pers⁻¹)

Tableau 22 : Répartition des charges par source d'émission en pourcentage

Paramètre	Eaux vannes			Eaux ménagères	
	Urine hydrolysée	Matière fécale	Papier toilette	Hygiène corporelle	Alimentation et nettoyage
Volume					
sans chasse	1%	0%	0%	46%	52%
avec chasse		30%		33%	37%
intervalle chasses		36 - 64%		25 - 44%	28 - 49%
MES	1%	39%	34%	4%	22%
DBO₅₍₇₎	7%	35%	18%	7%	33%
DCO	7%	28%	20%	6%	39%
NGL	74%	16%	0%	2%	8%
PT	24%	29%	0%	1%	46%
dont PPO4	39%	25%	0%	4%	32%

5.1.2.2. Métaux lourds

Le cumul des charges émises par source d'émission est réalisé (Tableau 23) et permet d'identifier une charge d'environ **29 g.pers⁻¹.j⁻¹ de métaux lourds** parmi les métaux considérés (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni Pb, Zn) avec une contribution majoritaire du zinc, de l'aluminium et du cuivre. Ces métaux sont associés aux matériaux utilisés dans la constitution des canalisations d'alimentation et évacuation des effluents. La comparaison à des données issues de l'assainissement collectif est difficile sachant que ces dernières sont équivalentes au flux de métaux lourds présents dans les réseaux de collecte des grandes collectivités avec la contribution d'industriels, d'effluents agricoles et d'eaux pluviales.

En comparaison, Coquery et al. en 2011 décrivent les flux de métaux en entrée de STEU avec 0,321 g.EH⁻¹.j⁻¹ considérant les métaux suivants par ordre décroissant de contribution : aluminium, fer, bore, zinc, titane, cuivre, baryum, rubidium et autres. La différence entre le flux mesuré en entrée de STEU et le flux calculé à l'échelle domestique est d'un facteur 9. Les métaux mesurés sont différents, seuls le cuivre et le zinc sont communs.

Tableau 23 : Métaux lourds des eaux usées domestiques, données reconstituées à partir des données moyennes de chaque chapitre

Paramètre	Urine ^a	Fèces ^a	Papier toilette ^a	Eaux ménagères	TOTAL	Unité
Cd	0,001	0,010	0,000	0,02	0,035	mg.pers ⁻¹ .j ⁻¹
Cr	0,010	0,124	0,006	0,66	0,797	
Cu	0,100	1,000	0,010	6,38	7,490	
Hg	0,001	0,009	0,000	0,00	0,014	
Ni	0,011	0,188	0,002	0,84	1,041	
Pb	0,012	0,038	0,002	0,68	0,733	
Zn	0,300	10,700	0,000	7,77	18,773	
				SOMME	28,882	

^a Jönsson et al., 2005

La Figure 24 illustre la contribution importante des eaux ménagères en métaux lourds dans le flux global des eaux usées domestiques à l'échelle de l'habitat. La source identifiée du mercure (Hg) est les implants dentaires ; son origine provient essentiellement des excréta humains et notamment des matières fécales. Les autres métaux sont associés plus spécifiquement aux canalisations de distribution des effluents et au fond géochimique des eaux de distribution non pris en compte pour les excréta (absence de la contribution de l'eau de chasse). Les données provenant d'installations à séparation, la contribution en

métaux issus des alliages des canalisations est associée à chaque source. La répartition des émissions de métaux lourds dans les usages domestiques restent aléatoire, dépendant des installations des sites (canalisations, fond géochimique) et des usages occasionnels (bricolage, ménage, ...).

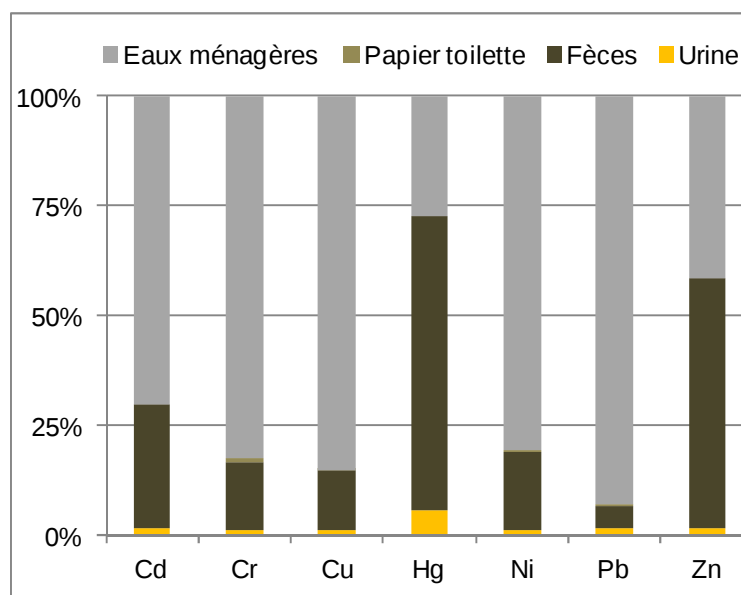


Figure 24 : Répartition des charges en métaux lourds par source d'émission en pourcentage

5.2. Biodégradabilité des effluents et disponibilité des nutriments

Dans ce chapitre, l'ensemble des jeux de données retenus sont évalués pour déterminer le potentiel de biodégradabilité des effluents. Dans un premier temps, le rapport DCO/DBO₅ est considéré. Ce dernier permet d'évaluer la capacité de la matière organique présente dans les effluents à être facilement biodégradée par les micro-organismes en présence de nutriments. Les rapports DCO/DBO₅ faibles indiquent que les matières organiques présentes sont facilement biodégradables et inversement, plus le rapport est élevé plus l'effluent sera difficilement biodégradable. Pour qualifier la biodégradabilité, des analyses complémentaires seraient nécessaires notamment pour les paramètres DBO_{ultime} et talon réfractaire.

En l'absence des jeux de données complets, les valeurs utilisées pour ces graphiques sont les données minimales, moyennes et maximales des jeux de données : ces données ne sont donc pas réelles mais indicatives pour appréhender le potentiel de biodégradabilité des effluents. D'après la Figure 25, les rapports DCO/DBO₅ oscillent entre 1,70 et 3,05 pour l'urine ; 1,63 et 3,26 pour les matières fécales et 0,87 et 7,00 pour les eaux ménagères avec une moyenne de 2,26 pour les urines, 2,44 pour les fèces et de 2,54 pour les eaux ménagères.

Au vu de ces résultats, les urines semblent plus facilement biodégradables que les fèces et les eaux ménagères considérées comme les plus difficilement biodégradables. Cette dernière source d'émission présente une dispersion des données plus importante, indiquant des potentiels de biodégradabilité très variables.

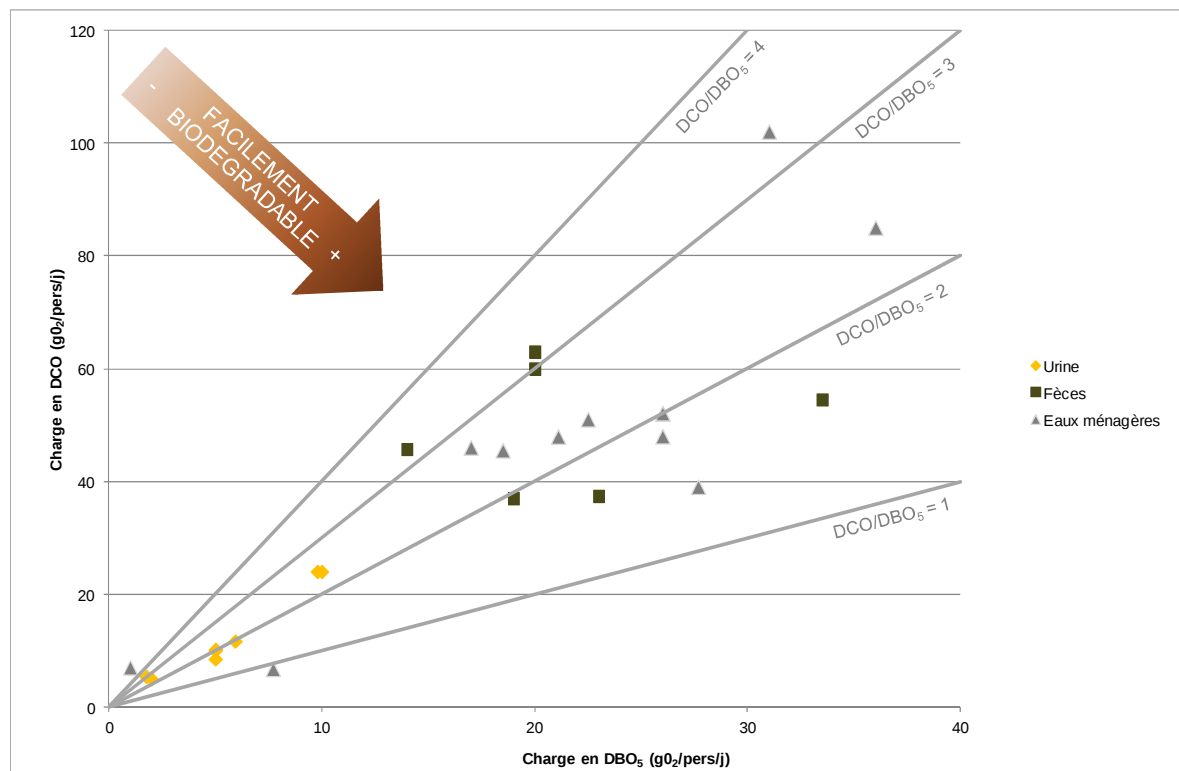


Figure 25 : Aptitude des effluents domestiques à la biodégradabilité
(toutes données recensées)

Pour autant, un effluent facilement biodégradable n'est pas forcément propice aux dégradations biologiques. En effet, le développement bactérien nécessaire au traitement se réalise dans des conditions nutritionnelles définies. D'après Metcalf et Eddy, 1991, cet **équilibre nutritionnel**, illustré par le rapport $DBO_5:N:P$, nécessaire au **traitement biologique** est de 100:5:1. Dans ce contexte, la Figure 26 illustre l'équilibre nutritionnel des effluents par les rapports NGL/DBO_5 et PT/DBO_5 et permet ainsi de renseigner sur leur potentiel de traitabilité biologique. Les données de Mercoiret, 2010, représentant les valeurs moyennes des effluents domestiques des collectivités de petite taille sont présentées à titre comparatif.

La Figure 26 met en valeur que les urines sont des effluents propices au traitement biologique. Les matières fécales sont en majorité favorables au traitement biologique ; néanmoins une des valeurs, la valeur minimale d'un jeu de données, présente une carence en azote. Pour les eaux ménagères, une dispersion importante des données est constatée avec 70% des données présentant une carence en nutriments dont 11% en phosphore, 48% en azote et 11% en azote et phosphore.

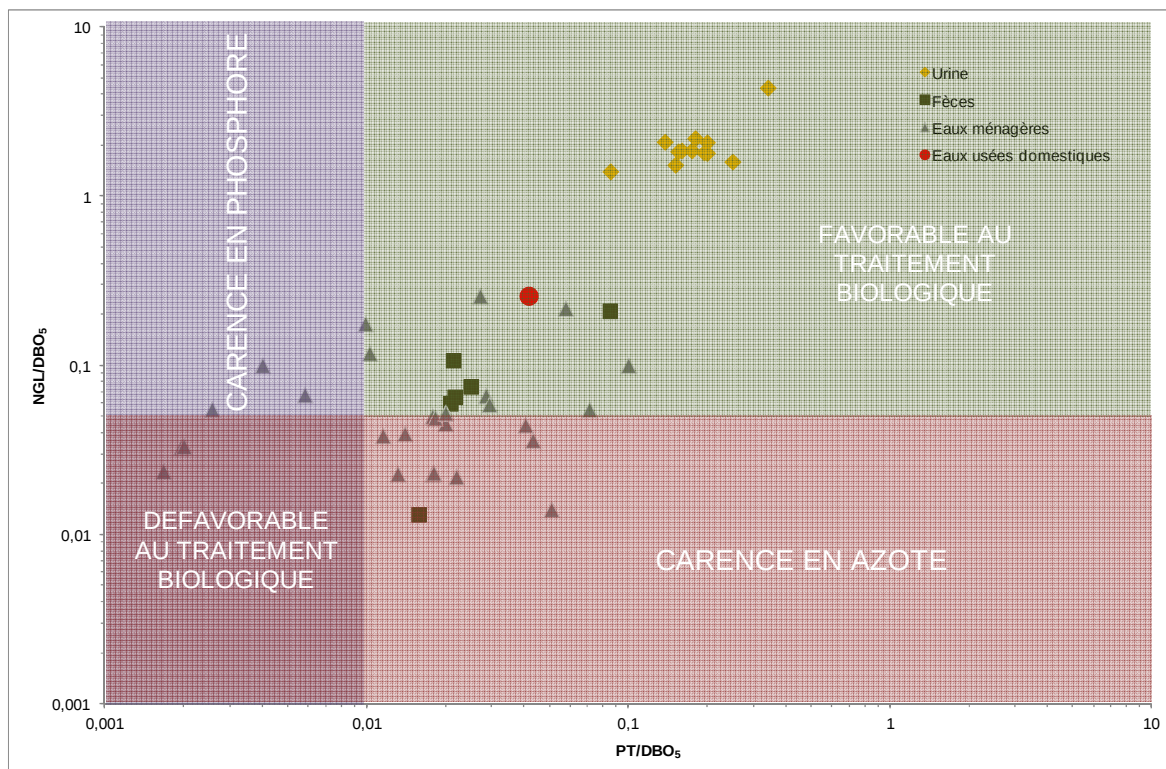


Figure 26 : Effluents domestiques et traitement biologique (toutes données recensées)

Ces deux figures (25 et 26) montrent que l'ensemble des sources d'émission présente un rapport DCO/DBO₅ moyen proche des eaux usées domestiques (généralement évalué à 2,4) indiquant la présence de matières organiques facilement biodégradables.

Pour **les urines et fèces, le traitement biologique semble approprié**, l'équilibre entre matière organique et nutriments étant suffisant. En revanche, cet équilibre, insuffisant dans le cas **des eaux ménagères avec une carence fréquente en azote** ne permet pas d'affirmer qu'un traitement biologique est possible.

5.3. Gammes de variation de chaque contribution

La connaissance des gammes de variation de la composition physico-chimique des effluents émis permet d'identifier la stabilité des paramètres par sources d'émission. Les gammes de variation sont représentées par les minimum et maximum des jeux de données recensés (Figure 27 et détails des données en annexe 13).

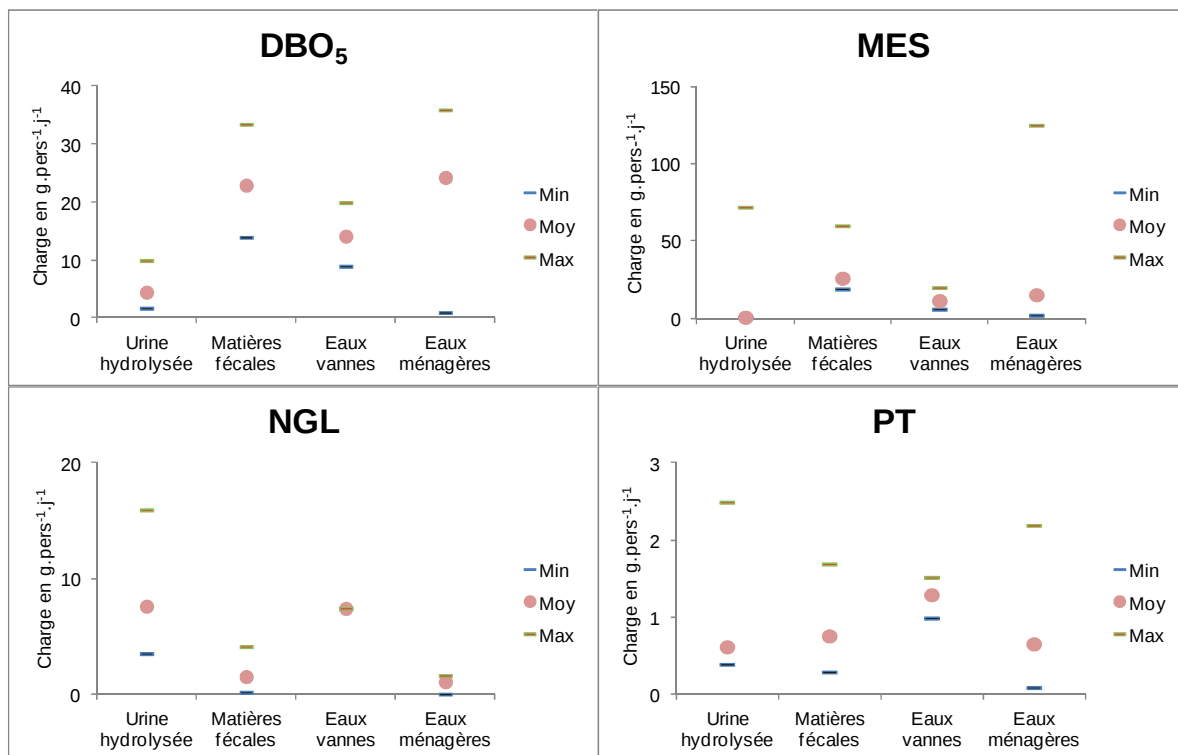


Figure 27 : Gammes de variation de la composition physico-chimique des eaux usées domestiques par source d'émission (données détaillées en annexe 13)

L'urine présente une DBO₅ plus stable que les MES et nutriments. La variabilité sur les charges en MES émises par les urines est définie au chapitre 3.1.2.3 comme étant une incohérence. En revanche, la variabilité des charges émises en nutriments est associée aux réactions de précipitation du phosphore et volatilisation de l'azote décrites dans le chapitre 3.1.2.5.

Pour les matières fécales, les variabilités observées concernent majoritairement les paramètres DBO₅ et PT et ne peuvent être expliquées que par une différence de régime alimentaire entre individus ou par des erreurs d'analyses.

Pour les eaux vannes, la faible disponibilité des données (maximum de 5 données par paramètre) expliquent en partie la faible variabilité présentée. Pour autant des différences sont observées sur le paramètre DBO₅ représentant la partie la plus facilement biodégradable de ces effluents.

Les eaux ménagères, illustrées par le jeu de données le plus important en nombre, présentent une grande variabilité pour les paramètres DBO₅ et MES. En revanche, peu de variations sont observées pour l'azote total.

6. Conclusion

Cette synthèse bibliographique s'attache à recenser les publications scientifiques caractérisant les effluents domestiques par source d'émission de la zone géographique de l'Europe occidentale, proche du contexte français. Une lecture critique intégrant protocoles d'analyses et méthodes de prélèvements est effectuée.

La reconstitution des eaux usées domestiques à partir du cumul des données des sources d'émission correspond aux ordres de grandeur des eaux usées domestiques des petites collectivités. Pour autant, une vigilance spécifique sur la différenciation entre personne et habitant.e est indispensable : des confusions sont remarquées dans les études considérées, certaines prenant ou non en compte le temps de présence des habitant.es.

En termes de volumes, les eaux ménagères sont la contribution majoritaire aux eaux usées domestiques. La contribution en matière organique des matières fécales et papier toilette est la plus significative. En revanche, la contribution en azote est dominée par l'apport des urines et en phosphore par les eaux ménagères liées à l'alimentation et au nettoyage.

Concernant, la présence de métaux lourds dans les effluents considérés, à l'échelle domestique, la contribution majoritaire est attribuée aux eaux ménagères. L'origine principale des métaux est associée aux canalisations, cuves de stockage et déversements accidentels dans les eaux vannes ou ménagères par des activités spécifiques (ex. : bricolage, peinture, ...). Les données de qualité microbiologiques sont difficilement disponibles et interprétables. Il en ressort que la présence de pathogènes est envisageable dans l'ensemble des sources d'émission.

L'évaluation du potentiel de biodégradabilité des effluents et de leur équilibre nutritionnel pointe des carences chroniques en nutriments pour les eaux ménagères pouvant remettre en cause leur aptitude au traitement biologique. Pour les excréta humains, leur biodégradabilité et équilibre en matière organique et nutriments semblent favorable à un traitement biologique. Pour autant, des analyses complémentaires sont nécessaires intégrant notamment les paramètres de DBO_{ultime} et de talon réfractaire.

Dans des perspectives de valorisation, traitement ou recyclage d'effluents domestiques spécifiques, ce travail apporte une base de données accompagnée de gammes de variation et d'éléments de compréhension.

7. Glossaire

Carbone Organique Dissous (COD) : concentration massique en carbone présent dans la matière organique. La mesure est similaire aux techniques utilisées pour le COT après une étape de séparation dissous/particulaire (ISO 7827).

Azote kjeldahl (NK) : du nom du chimiste ayant proposé la méthode de dosage, NK représente la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal. On le mesure par dosage de l'azote sous forme ammoniacale après minéralisation de l'azote organique (alors transformé en azote ammoniacal) par ébullition en milieu acide. Le résultat du dosage est exprimé en mg d'azote par litre.

Carbone Organique Total (COT) : concentration massique en carbone présent dans la matière organique dissoute et en suspension dans l'eau (AFNOR NF EN 1484). La mesure consiste à transformer par une oxydation forte la matière organique en CO₂, qui est quantifié par spectrophotométrie infrarouge. Le carbone total est obtenu par oxydation au four à 950 °C en présence d'oxygène ou bien par application de permanganate de potassium (KMnO₄). Les deux méthodes peuvent donner des résultats différents pour des effluents chargés. La part inorganique est obtenue par oxydation à l'acide phosphorique. La différence fournit le carbone organique.

Demande Biochimique en Oxygène (DBO) : quantité de dioxygène nécessaire aux microorganismes aérobies pour oxyder les matières organiques, dissoutes ou en suspension dans l'eau. Ce paramètre constitue un bon indicateur de la teneur en matières organiques biodégradables d'une eau. DBO₅ correspond à la quantité d'Oxygène consommée pendant cinq jours et s'exprime en mgO₂/L.

Demande Chimique en Oxygène (DCO) : quantité d'oxygène de dioxygène consommée par les matières oxydables dissoutes et en suspension contenues dans l'échantillon considéré et s'exprime en mgO₂/L.

Eau(x) ménagère(s) : eaux résiduaires domestiques à l'exclusion des eaux de toilettes et d'urinoirs

Eaux usées domestiques : eaux souillées par la vie humaine, incluant l'eau provenant des cuisines, buanderies, lavabos, salles de bain, toilettes et installations similaires

Eaux vannes : eaux usées domestiques souillées exclusivement par les matières fécales, l'urine et le papier toilette

Habitant raccordé (hab.) : habitant d'une habitation dont le temps de présence est variable.

Matière en suspension (MES) : masse de matières particulaires et organiques mesurée après filtration ou centrifugation et séchage en étuve à 105 °C jusqu'à obtention d'une masse constante ; expression des résultats en mg/L.

Matières Sèches (MS) : masse de matières particulaires et organiques mesurée après séchage en étuve à 105°C jusqu'à obtention d'une masse constante ; expression des résultats en mg/L.

Matières Volatiles en Suspension (MV) : masse de matières organiques mesurée après séchage en étuve à 550°C jusqu'à obtention d'une masse constante ; expression des résultats en mg/L en pour cent des MES.

Matières Volatiles Solides (MVS) : masse de matières organiques mesurée après filtration ou centrifugation et séchage en étuve à 550°C jusqu'à obtention d'une masse constante ; expression des résultats en mg/L.

Niveau de rejet : valeurs limites d'un rejet portant sur son débit, ses caractéristiques physiques, biologiques ou chimiques, spécifiées dans une autorisation de rejet

Personne (pers.) : habitant d'une habitation dont le temps de présence est reporté à 24 heures.

Tensio-actif : composé qui modifie la tension superficielle entre deux surfaces

8. Sigles & Abréviations

ANSES : Agence Nationale de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail

ATU : Allyl-thio-urée

Cd : Cadmium

CE : Conductivité Electrique

Cersoaf : Centre d'études et de recherches des services opérationnels d'assainissement en France

COT : Carbone Organique Total

Cr : Chrome

Cu : Cuivre

CV : Coefficient de Variation

DBO₅ : Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DERU : Directive Eux Résiduaire Urbaines

EC : Ecart Type

Hab. : Habitant.e

Hg : Argent

K : Potassium

Max : Maximum

Med : Médiane

MES : Matière En Suspension

Min : Minimum

Moy : Moyenne

MS : Matière Sèche

MV : Matière Volatile

MVS : Matière Volatile Solide

N : Azote

Nb val : nombre de valeurs

NGL : Azote global pour azote total

Ni : Nickel

NK : Azote Kjeldahl

N_{org} : Azote organique

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

P : Phosphore

Pb : Plomb

Pers. : Personne

Pt : Phosphore total

S : Soufre

STEU : Station de Traitement des Eaux Usées

Zn : Zinc

9. Bibliographie

- Agence de Bassin Loire-Bretagne, 1980. L'assainissement individuel, principes et techniques actuelles. Etude inter-agences.
- Almeida, M.C., Butler, D., Friedler, E., 1999. At source domestic wastewater quality. *Urban Water*, 1 (1): 49 – 55.
- ANSES (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail), 2015. Analyse des risques sanitaires liés à la réutilisation des eaux grises pour des usages domestiques. Avis de l'Anses, Rapport d'expertise collective, Edition scientifique, 144p.
- Antonopoulou, G., Kirkou, A., Stasinakis, A.S., 2013. Quantitative and qualitative greywater characterization in Greek households and investigation of their treatment using physicochemical methods. *Science of the Total Environment*, 454-455 : 426 – 432.
- Belér Baykal, B., Kocaturk, N. P., Allar, A. D. et Sari, B., 2009. The effect of initial loading on the removal of ammonium and potassium from source-separated human urine via clinoptilolite. *Water Science and Technology*, 60 (10) : 2515 – 2520.
- Belér-Baykal, B., Allar, AD, Bayram, S., 2011. Nitrogen recovery from source-separated human urine using clinoptilolite and preliminary results of its use as fertilizer. *Water Science and Technology*, 63 (4) : 811 – 817.
- Berndtsson, J.C., 2006. Experiences from the implementation of a urine separation system: Goals, planning, reality. *Building and Environment*, 4 (4) : 427 – 437.
- Blokker, E. J. M., Vreeburg, J. H. G., van Dijk, J. C., 2010. Simulating Residential Water Demand with a Stochastic End-Use Model. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 136 :19-26.
- Blume, S. et Winker, M., 2011. Three years of operation of the urine diversion system at GTZ headquarters in Germany: user opinions and maintenance challenges. *Water Science and Technology*, 64 (3) : 579 – 586.
- Boutin, C., Héduit, A., Helmer, J.M., 2009. Technologies d'épuration en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées (REUT). Rapport final, ONEMA, 100p.
- Boyjoo, Y., Pareek V.K., Ang, M., 2013. A review of greywater characteristics and treatment processes. *Water Science and Technology*, 67 (7) : 1403 – 1424.
- Butler, D., 1993. The influence of dwelling occupancy and day of the week on domestic appliance wastewater discharge. *Building and Environment*, 28 (1) : 73 - 79.
- Butler, D., Friedler, E., Gatt, K., 1995. Characterising the quantity and quality of domestic wastewater. *Water Science Technology*, 31 : 13 – 24.
- Cauchi, A., Vignoles, C., 2012a. Comment réaliser un échantillonnage fiable des eaux usées brutes issues des maisons individuelles. *Eau Industrie et Nuisances*, 354 : 84 - 89.
- Cauchi, A., Vignoles, C., 2012b. Caractéristiques des eaux brutes de la maison individuelle. *Eau Industrie et Nuisances*, 354 : 91 - 95.
- Cersoaf, 1976. Typologie des effluents issus des résidences unifamiliales. La technique de l'eau et de l'assainissement, février – mars 1975.
- Cersoaf, 1978. Caractérisation des eaux ménagères issues de l'habitat individuel et du petit collectif. Ministère de l'équipement, Direction de la construction, Plan construction, 158p.
- Chaillou, K., Gérente, C., Andrès, Y., Wolbert, D., 2011. Bathroom Greywater Characterization and Potential Treatments for Reuse. *Water Air Soil Pollution*, 215 : 31 – 42.
- Coquery, M., Pomies, M., Martin-Ruel, S., Budzinski, H., Miege, C., Esperanza, M., Soulier, C., Choubert, J.-M., 2011. Mesurer les micropolluants dans les eaux brutes et traitées. *Techniques Sciences et Méthodes*, 1/2 : 25 – 43.
- David, P.L., 2013. Traitement des eaux grises par réacteur à lit fluidisé et dangers liés à leur utilisation pour l'irrigation d'espaces verts urbains. Thèse de doctorat. Ecole des Mines de Nantes.
- Decrey, L., Udert, K.M., Tilley, E., Pecson, B.M., Kohn, T., 2011. Fate of the pathogen indicators phage ΦX174 and *Ascaris suum* eggs during the production of struvite fertilizer from source-separated urine. *Water Research*, 45 (16) : 4960 – 4972.

- Donner, E., Eriksson, E., Revitt, D.M., Scholes, L., Holten- Luthhof, H.-C., Ledin, A., 2010. Presence and fate of priority substances in domestic greywater treatment and reuse systems. *Science of the Total Environment*, 408 (12) : 2444-2451.
- Dubois, V., Boutin, C., 2014. Suivi in situ de l'ANC, méthodologie de détermination de la quantité et de la qualité des eaux usées brutes et des eaux usées traitées. Rapport final ONEMA, 23p.
- Eawag, March 2007: Mix or NoMix? A closer look at urine source separation. *Eawag News* 63e, 36 p.
- Eriksson, E., Andersen, H.R., Madsen, T.S., Ledin, A., 2009. Greywater pollution variability and loadings. *Ecological Engineering*, 3 (5) : 661 – 669.
- Eriksson, E., Auffarth, K.P.S., Henze, M., Ledin, A., 2002. Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, 4 (1) : 8-104.
- Eriksson, E., Donner, E., Ledin, A., 2010. Presence of selected priority and personal care substances in an onsite bathroom greywater treatment facility. *Water Science and Technology*, 62 (12) : 2889 – 2898.
- Etter, B., 2009. Process optimization of low-cost struvite recovery. MSc thesis. EPFL: Swiss Federal Institute of Technology, Lausanne, Switzerland, 54 p.
- Etter, B., Tilley, E., Khadka, R, Udert, K.M., 2011. Low-cost struvite production using source-separated urine in Nepal. *Water Research*, 45 (2) : 852 – 862.
- Eurostats. <http://ec.europa.eu/eurostat/> (accès le 12/04/2016).
- Fittschen, I. et Hahn, H.H., 1998. Characterization of the municipal wastewater part human urine and a preliminary comparison with liquid cattle excretion. *Water Science and Technology*, 38 (6) : 9 – 16.
- Fröhlich, P., Pawlowski, L., Bonhomme, A., Oldenburg, M., 2007. EU demonstration project for separate discharge and treatment of urine, faeces and greywater – Part I: Results. *Water Science and Technology*, 56 (5) : 239 – 249.
- Ganrot, Z., Dave, G., Nilsson, E., 2007. Recovery of N and P from human urine by freezing, struvite precipitation and adsorption to zeolite and active carbon. *Bioresource Technology*, 98 (16) : 3112 – 3121.
- Ghaitidak, D.M., Yadav, K.D., 2013. Characteristics and treatment of greywater—a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 : 2795 – 2809.
- Glossaire des termes techniques des eaux résiduaires, NF EN 16323, Mai 2014.
- Gorini, D., Choubert, J.M., Le Pimpec, P. et Héduit, A., 2010. Caractérisation et biodégradabilité des eaux résiduaires. *Techniques Sciences Méthodes*, 11 : 65 – 82.
- Guedez, A.A., Püttmann G., 2014. Printing ink and paper recycling sources of TMDD in wastewater and rivers. *Science of the Total Environment*, 468–469 : 671 – 676.
- Gulvas, H., Reich, M., Otterpohl, R., 2011. Organic micropollutants in raw and treated greywater: a preliminary investigation. *Urban Water Journal*, 8 (1) : 29 - 39.
- Hanæus, J., Hellström, D. et Johansson, E., 1997. A study of a urine separation system in an ecological village in Northern Sweden. *Water Science and Technology*, 35 (9) : 153 – 160.
- Hourlier, F., Masse, A., Jaouen, P., Lakel, A., Gerente, C., Faur, C., Le Cloirec, P., 2010. Formulation of synthetic greywater as an evaluation tool for wastewater recycling technologies. *Environmental Technology*, 31 (2) : 215 – 232.
- Jefferson, B., Laine, A., Parsons, S., Stephenson, T., Judd, S., 1999. Technologies for domestic wastewater recycling. *Urban Water*, 1 : 285 – 292.
- Jefferson, B., Palmer, A., Jeffrey, P., Stuetz, R., Judd, S., 2004. Grey water characterization and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. *Water Science and Technology*, 50 (2) : 157 - 164.
- Johansson, M., Jönsson, H., Höglund, C., Richert Stintzing, A., Rodhe, L., 2001. Urine separation – closing the nutrient cycle. Final report on the R & D project: Source-separated human urine – a future source of fertilizer for agriculture in the Stockholm region? VERNIA Ecology & Stockholm Water Company, Stockholm.
- Jönsson, H. et Vinnerås, B., 2007. Experiences and suggestions for collection systems for source-separated urine and faeces. *Water Science and Technology*, 56 (5) : 71 – 76.
- Jönsson, H., Baky, A., Jeppsson, U., Hellström, D. et Karrman, E., 2005. Composition of urine, faeces,

- greywater and biowaste for utilization in the URWARE model. s.l. Chalmers University of Technology, Sweden, 49p.
- Jönsson, H., Stenström, T.A., Svensson, J., Sundin, A., 1997. Source separated urine-nutrient and heavy metal content, water saving and faecal contamination. *Water Science and Technology*, 35 (9) : 145 – 152.
- Kirchmann, H., Pettersson, S., 1995. Human urine-chemical composition and fertilizer use efficiency. *Fertilizer Research*, 40 (2) : 149 – 154.
- Kujawa-Roeleveld, K. et Zeeman, G., 2006. Anaerobic treatment in decentralized and source-separation-based sanitation concepts. *Reviews in Environmental Science and BioTechnology*, 5 : 115 – 139.
- Larsen, T.A., Gujer, W., 1996. Separate management of anthropogenic nutrient solutions (human urine). *Water Science and Technology*, 34 (3-4) : 87 – 94.
- Le Corre, K.S., Valsami-Jones, E., Hobbs, P., Jefferson, B., Parsons, S.A., 2007. Agglomeration of struvite crystals. *Water Research*, 41 (2) : 419 – 425.
- Li, F.Y., Wichmann, K., Otterpohl, R., 2009. Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses. *Science of the Total Environment*, 407 (11) : 3439 - 3449.
- Lienert, J., Gudel, K. and Escher, B.I., 2007. Screening method for ecotoxicological hazard assessment of 42 pharmaceuticals considering human metabolism and excretory routes. *Environmental Science and Technology*. 41 (12) : 4471 - 4478.
- Liu, S., Butler, D., Memon, F.A., Makropoulos, C., Avery, L., Jefferson, B., 2010. Impacts of residence time during storage on potential of water saving for grey water recycling system. *Water Research*, 44 (1) : 267 - 277.
- Matos, C., Teixeira, C.A., Bento, R., Varajao, J. Bentes, I., 2014. An exploratory study on the influence of socio-demographic characteristics on water end uses inside buildings. *Science of the Total Environment*, 466–467 : 467 – 474.
- Matos, C., Teixeira, C.A., Duarte, A.A.L.S., Bentes, I., 2013. Domestic water uses: Characterization of daily cycles in the north region of Portugal. *Science of the Total Environment*, 458–460 ; 444 – 450.
- Maurer, M., Pronk, W., Larsen, T.A., 2006. Treatment processes for source-separated urine. *Water Research*, 40 (17) : 3151 – 3166.
- Meininger, F. et Oldenburg, M., 2009. Characteristics of source-separated household wastewater flows: a statistical assessment. *Water Science and Technology*, 59 (9) : 1785 – 1791.
- Mercoiret, L., 2010. Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités. Rapport final ONEMA, 55p.
- Metcalf and Eddy, 1991. *Wastewater Engineering. Treatment, Disposal and Reuse*, 3ed Edition. McGraw-Hill, New York.
- Montginoul, M., 2002. La consommation des ménages en France : état des lieux. UMR Gestion des Services publics (Cemagref, ENGEES), Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 41p.
- Morel, A., Diener, S. 2006. Greywater Management in Low and Middle-Income Countries, Review of different treatment systems for households or neighborhoods. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.
- Morrison, J., Friedler, E., 2014. A critical review of methods used to obtain flow patterns and volumes of individual domestic water using appliances. *Urban Water Journal*, 12 (4) : 1 - 16.
- Muench Von, E., Winker, M., 2011. Appendix 1 for technology review of urine diversion components. Worldwide listing of suppliers for waterless urinals. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH.
- Muñoz, I., Milà i Canals, L., Clift, R., 2008. Consider a spherical man: a simple model to include human excretion in life cycle assessment of food products. *Journal of Industrial Ecology*, 12 (4) : 521 – 538.
- Nguyen, K.A., Stewart, R.A., Zhang H., 2014. An autonomous and intelligent expert system for residential water end-use classification. *Expert Systems with Applications*, 41 : 342 – 356.
- Organisation Mondiale de la Santé (OMS) ou World Health Organization (WHO). 2006. Guidelines for the safe use of excreta and greywater in agriculture, vol. 4. World Health Organization, Geneva,

Switzerland.

- Palmquist, H., 2004. Hazardous substances in wastewater management, PhD thesis. Lulea University of Technology, Sweden. 47 p., ISSN: 1402 – 1544.
- Palmquist, H., Hanæus, J., 2005. Hazardous substances in separately collected grey- and blackwater from ordinary Swedish households. *Science of the Total Environment*, 348 (1-3) : 151 - 163.
- Pidou, M., Avery, L., Stephenson, T., Jeffrey, P., Parsons, S.A., Liu, S., Memon, F.A., Jefferson, B., 2008. Chemical solutions for greywater recycling. *Chemosphere*, 71 (1), 147 - 155.
- Putnam, David, F., 1971. Composition and concentrative properties of human urine. National Aeronautics and Space Administration, Washington, D. C., NASA Contractor Report.
- Revitt, D.M., Eriksson, E., Donner, E., 2011. The implications of household greywater treatment and reuse for municipal wastewater flows and micropollutant loads. *Water Research*, 45 : 1549 - 1560.
- Richter, C.P., Stamminger, R., 2012. Water consumption in the kitchen – A case of study in four European countries. *Water Ressource Management*, 26 : 1639 – 1649.
- Ronteltap, M., Maurer, M. et Gujer, W., 2007. The behavior of pharmaceuticals and heavy metals during struvite precipitation in urine. *Water Research*, 41 (9) : 1859 – 1868.
- Rossi, L., Lienert, J., Larsen, T.A., 2009. Real-life efficiency of urine source separation. *Journal of Environmental Management*, 90 : 1909 – 1917.
- Santos, C., Taveira-Pinto, F., Cheng, C.Y., Leite, D., 2012. Development of an experimental system for greywater reuse. *Desalination*, 285 : 301 – 305.
- Sarker, R. C., et Gato-Trinidad, S., 2015. Developing a demand model integrating end uses of water (DMEUW): structure and process of integration. *Water Science and Technology*, 71 (4) : 529 – 537.
- Schurmann, B., Everding, W., Montag, D. and Pinnekamp, J., 2012. Fate of pharmaceuticals and bacteria in stored urine during precipitation and drying of struvite. *Water Science and Technology*, 65 (10) : 1774 – 1780.
- Stricker, A.E., Héduit, A., 2010. Phosphore des eaux usées – Etat des lieux et perspectives. Rapport final ONEMA, 54 p.
- Toilettes Du Monde, Berne, B., 2010. Toilettes sèches familiales – Etat de l'Art, Etat des Lieux dans Différents Pays et Propositions pour un Accompagnement en France. F26-Nyons.
- Triger, A., 2012. Procédé hybride cristallisation/séparation membranaire pour le traitement d'un fluide complexe (urine). Thèse de doctorat soutenue à l'université de Toulouse,. 220 p.
- Udert, K.M., Larsen, T. A., Biebow, M. and Gujer, W., 2003a. Urea hydrolysis and precipitation dynamics in a urine-collecting system. *Water Research*, 37 (11) : 2571 – 2582.
- Udert, K.M., Larsen, T.A., Gujer, W., 2003b. Estimating the precipitation potential in urine-collecting systems. *Water Research*, 37 (11) : 2667 – 2677.
- USDHHS (United States Department of Health and Human Services) "Household Products Database"; 2014. <http://householdproducts.nlm.nih.gov> (accès le 12/04/2016).
- Vinnerås, B., Jönsson, H., 2002. Faecal separation for nutrient management – evaluation of different separation techniques. *Urban Water*, 4 : 321 – 329.
- Vinnerås, B., Palmquist, H., Balmer, P., Jönsson, H., 2006. The characteristics of household wastewater and biodegradable solid waste – a proposal for new Swedish design values. *Urban Water Journal*, 3 (1) : 3 – 11.
- Wendland, C., Deegener, S., Behrendt, J., Toshev, P., and Otterpohl, R., 2007. Anaerobic digestion of blackwater from vacuum toilets and kitchen refuse in a continuous stirred tank reactor (CSTR). *Water Science and Technology*, 55 (7) : 187 – 194.
- Willis, R.M., Stewart, R.A., Giurco, D.P., Talebpour, M.R., Mousavinejad, A., 2013. End use water consumption in households: impact of socio-demographic factors and efficient devices. *Journal of Cleaner Production*, 60 : 107 - 115.
- Winker, M., Tettenborn, F., Faika, D., Gulyas, H., Otterpohl, R., 2008. Comparison of analytical and theoretical pharmaceutical concentrations in human urine in Germany. *Water Research*, 42 (14) : 3633 – 3640.
- Winward, G.P., Avery, L.M., Fazer-Williams, R., Pidou, M., Jeffrey, P., Stephenson, T., Jefferson, B.,

2008. A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse. *Ecological Engineering*, 32 : 187 - 197.
- Winward, G.P., Avery, L.M., Stephenson, T., Jeffrey, P., Le Corre, K.S., Fewtrell, L., Jefferson, B., 2009. Pathogens in urban wastewaters suitable for reuse. *Urban Water Journal*, 6 (4) : 291 - 301.
- Yu, Z.L.T., Rahardianto, A., DeShazo, J.R., Stenstrom, M.K., Cohen, Y., 2013. Critical Review: Regulatory Incentives and Impediments for Onsite Graywater Reuse in the United States. *Water Environment Research*, 85 (7) : 650 – 662.

10. Table des figures

Figure 1 : Classification des eaux usées domestiques	12
Figure 2 : Schéma de composition des eaux vannes	14
Figure 3 : Nomenclature eaux jaunes	15
Figure 4 : Composition des matières sèches de l'urine fraîche (adapté de Putnam, 1971)	16
Figure 5 : Toilettes à séparation, exemples d'installation (Johansson <i>et al.</i> , 2001).....	17
Figure 6 : Exemple de colmatage des canalisations d'évacuation des urines par les précipités (Eawag, 2007).....	19
Figure 7 : Nomenclature eaux brunes	23
Figure 8 : Eaux vannes, répartition de chacune des contributions	33
Figure 9 : Eaux vannes, répartition de chacune des contributions en métaux lourds.....	34
Figure 10 : Répartition des publications recensées par source d'émission	35
Figure 11 : Différentes sources d'émission d'eaux ménagères.....	37
Figure 12 : Exemples de production moyenne d'eaux ménagères domestiques (adapté de OMS, 2006 ; Liu <i>et al.</i> 2010 ; Ghaitidak <i>et</i> Yadav, 2013 ; Cersoaf, 1976 ; Antonopoulou <i>et al.</i> , 2013 ; Matos <i>et al.</i> , 2013 ; Morel <i>et</i> Diener, 2006). La représentation en boîte à moustache est détaillée en annexe 14.....	38
Figure 13 : Production d'eaux ménagères par source d'émission en litre par personne par jour.....	39
Figure 14 : Exemple de répartition moyenne des sources d'émission des eaux ménagères en volume	40
Figure 15 : Données d'entrée fréquentes pour les modèles de simulation numérique des usages	40
Figure 16 : Classification des eaux ménagères par source d'émission en fonction de leur concentration moyenne en matière organique et particulaire	44
Figure 17 : Concentration moyenne des eaux ménagères par source d'émission	44
Figure 18 : Différentes contributions des charges des eaux ménagères par source d'émission (détails en annexe 11).....	45
Figure 19 : Eaux ménagères, contribution en charges polluantes par type d'usage	46
Figure 20 : Aptitude des eaux ménagères à la biodégradabilité	46
Figure 21 : Eaux ménagères et traitement biologique	47
Figure 22 : Contribution respective des eaux vannes et eaux ménagères aux eaux usées domestiques	51
Figure 23 : Répartition des charges émises par source (volume avec chasse est calculé à partir de 6 utilisations de chasses d'eau de $6 \text{ L.j}^{-1} \text{ pers}^{-1}$)	54
Figure 24 : Répartition des charges en métaux lourds par source d'émission en pourcentage	56
Figure 25 : Aptitude des effluents domestiques à la biodégradabilité.....	57
Figure 26 : Effluents domestiques et traitement biologique (toutes données recensées)	58
Figure 27 : Gammes de variation de la composition physico-chimique des eaux usées domestiques par source d'émission (données détaillées en annexe 13).....	59

11. Table des figures

Tableau 1 : Urine, charges moyennes journalières (détails des données bibliographiques en annexe 2)	16
Tableau 2 : Urine, charge moyenne en métaux lourds	21
Tableau 3 : Exemples de concentrations en micropolluants détectés dans les urines	22
Tableau 4 : Fèces, charges moyennes journalières (détails des données bibliographiques en annexe 5)	24
Tableau 5 : Fèces, charge moyenne en métaux lourds	26
Tableau 6 : Contribution en charge polluante du papier toilette (adapté de Jönsson et al., 2005)	27
Tableau 7 : Ratio entre différentes variables pour le papier toilette (adapté de Jönsson et al., 2005)	27
Tableau 8 : Volumes de chasses d'eau en fonction du type de toilette, taux de dilution des excréta sur 24 heures	30
Tableau 9 : Eaux vannes, charges moyennes journalières (détails des données bibliographiques en annexe 7)	31
Tableau 10 : Eaux vannes, charges moyennes journalières (détails des données bibliographiques en annexe 7)	32
Tableau 11 : Eaux vannes, charge moyenne en métaux lourds (détails des données bibliographiques en annexe 7)	34
Tableau 12 : Méthodes de suivi quantitatif des eaux ménagères	36
Tableau 13 : Eaux ménagères, concentrations moyennes et gammes de variations (détails des données bibliographiques en annexe 9)	41
Tableau 14 : Eaux ménagères, ratios recensés	41
Tableau 15 : Eaux ménagères par source d'émission, concentrations moyennes et gammes de variation (détails des données bibliographiques en annexe 9)	43
Tableau 16 : Eaux ménagères, charges moyennes journalières (détails des données bibliographiques en annexe 10)	45
Tableau 17 : Eaux ménagères, concentrations moyennes et gammes de variation en micro-organismes (détails des données bibliographiques en annexe 12)	48
Tableau 18 : Eaux ménagères, charges en métaux lourds	49
Tableau 19 : Reconstitution des eaux usées domestiques à partir des données eaux vannes et eaux ménagères, données en charges	50
Tableau 20 : Contribution respective des eaux vannes et eaux ménagères aux eaux usées domestiques	52
Tableau 21: Eaux usées domestiques, données reconstituées à partir des données moyennes de chaque chapitre	53
Tableau 22 : Répartition des charges par source d'émission en pourcentage	55
Tableau 23 : Métaux lourds des eaux usées domestiques, données reconstituées à partir des données moyennes de chaque chapitre	55

12. Annexe 1 : Composition chimique moyenne de l'urine

Composition de l'urine fraîche (Putnam D.F., NASA, 1971)

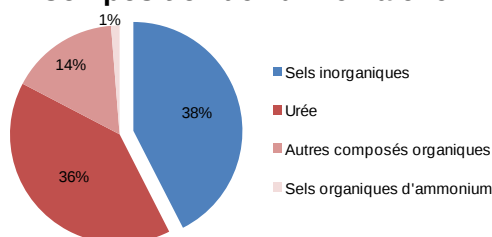
Sels inorganiques	14 157 mg/L	38%
Urée	13400 mg/L	36%
Autres composés organiques	5369 mg/L	14%
Sels organiques d'ammonium	413 mg/L	1%
TOTAL	37057 mg/L	

Sels inorganiques	14157 mg/L	
Chlorure de sodium	8001 mg/L	57%
Chlorure de potassium	1641 mg/L	12%
Sulfate de potassium	2632 mg/L	19%
Sulfate de magnésium	783 mg/L	6%
Carbonate de magnésium	143 mg/L	1%
Bicarbonate de potassium	661 mg/L	5%
Phosphate de potassium	234 mg/L	2%
Phosphate de calcium	62 mg/L	0%

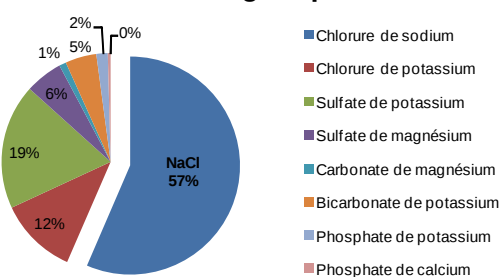
Composés organiques	22900 mg/L	
Urée	13400	59%
Sels organiques d'ammonium	4131	18%
Créatinine	1504	7%
Uropepsine	381	2%
Creatine	373	2%
Glycine	315	1%
Phénol	292	1%
Histidine	233	1%
Androsterone	74	0%
...		

Sels organiques d'ammonium	4131 mg/L	
Hippurate	1250	30%
Citrate	756	18%
Glucuronate	663	16%
Urate	518	13%
Lactate	394	10%
L-Glutamate	246	6%
Asparate	135	3%
Formate	88	2%
Pyruvate	44	1%
Oxalate	37	1%

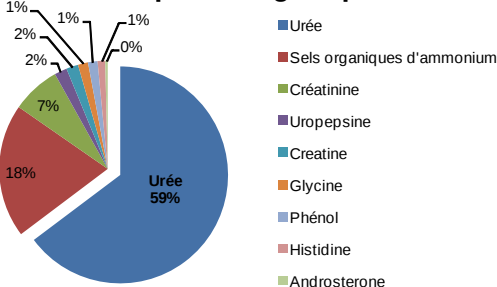
Composition de l'urine fraîche



Sels inorganiques



Composés organiques



13. Annexe 2 : Composition de l'urine à travers la littérature, données en charge

L'étude de Meinzingen *et al.* Oldenburg en 2009 est un travail bibliographique ; Vinnerås *et al.* en 2006 propose des valeurs guide en vue de leur intégration à un contexte réglementaire suédois. Les données en rouge, parmi les données considérées, représentent des données avec des valeurs « anormales » expliquées dans le texte. Les écarts type en rouge représentent les paramètres pour lesquels le coefficient de variation du jeu de données est supérieur à 50%.

	DONNEES CONSIDEREES														DONNEES INDICATIVES			MOYENNE DES DONNEES				
	Urine fraîche						Urine /eau jaune stockée								Toutes urines			Valeurs guide proposées	Urine toutes valeurs moyennes			
Source	Ciba-Geigy, 1977 citée par Larsen et		Fittschen et al., 1998				Almeida et al., 1999	Jönsson et al., 1997	Jönsson et al., 2005	Andersson et al., 2002	Vinneras, 1998	Jönsson et al., 2005** Jönsson et al., 1998	Lindgren, 1999	Weglin et al., 2000	Meinzingen et al., 2009	Vinneras et al., 2006	Moy	Nb Valeurs	EC			
Unité / Informations complémentaires	Moy	EC M max	Min	Méd	Max	EC	Moy	Understensh öjden	Moy	Gebers	Hushagen	Underswte nshöjden	Palstern ackan	Miljohuset	Ekoporten	Min	Méd	Max				
Volume L.pers ⁻¹ .j ⁻¹	1,25	M 2,7	0,7	1,57	2,5	0,58	1,2	1,3	1,5	1,4					1,5	0,5	1,4	2,5	1,5	1,4	9	0,1
pH -	6,2	0,7	5,6	6,2	6,8	0,4		9,1												7,2	3	1,7
CE mS.cm ⁻¹			9	16	26,8	5,56		25,37												20,7	2	6,7
MS									20	19,1	11,2	19,2	16,8		48,0				58	27,4	7	17,8
MES g.pers ⁻¹ .j ⁻¹							25		0,76	0,72						11	57	72		20,9	4	26,7
DBO ₅₍₇₎			2	6	10	2		5	5	5,01	5,5	4,82	3,55		3,26	2	5	10		4,8	8	0,9
DCO	15		5	12	24	5	21		8,5	10,2						5	10	24		12,7	6	4,6
NGL	11,5	1,5	7,7	10,9	15	2,1		5,7	11	10,5	7,7	8,97	6,62	5,1	5,9	3,6	10,4	16	11	8,8	12	2,4
NNH ₄			3,18	5,87	8,83	1,93	3,0		10,3	8,51	7	8,41	6,56							7,1	7	2,3
N _{urée}	9,6	1,4	2,75	4,03	5,55	0,86														6,8	2	3,9
NNO _x							0,0		0,1											0,1	2	0,1
PT g.pers ⁻¹ .j ⁻¹	1,2	M 2	0,6	0,92	1,48	0,22		0,52	0,9	0,69	0,47	0,77	0,62	0,41	0,63	0,4	1	2,5	1,0	0,8	12	0,2
PPO ₄	1,1						6,6		0,8	0,56										2,3	4	2,9
K	2,7	M 3,9	1,4	2,7	3,5	0,6		1,29	2,4	2,25	1,6	2,47	1,78	1,23	2,21	1	2,5	4,9	2,7	2,2	12	0,5
S	1,3	M 1,5							0,7	0,63	0,57	0,82	0,65			0,6	0,7	1,3		0,8	7	0,2
SSO ₄	1,2								0,6											0,9	2	0,4
Ca	0,2	0,3																				
Cl g.pers ⁻¹ .j ⁻¹	4,8	M 9,6																				
Mg	0,1	0,2																				
Na	5,2	1,5																				
Commentaires			Bilan 24h sur 19 individus					Suivi sur 14 jours (temps de pésence reportés sur 24h)	Données reportées sur 24h, urine en sortie de canalisation	Urine en entrée de cuve de stockage Temps de présence reportés sur 24h					Données bibliographiques (temps de présence non renseignés)	Données évaluées sur 24h						

* DBO₇

** références bibliographiques citées dans Jönsson et al., 2005 non traduites en anglais

14. Annexe 3 : Composition de l'urine à travers la littérature, données en concentration

Type	Urine fraîche													Urine stockée				Eau jaune fraîche				Eau jaune stockée						Toutes urines										
Source	Triger, 2012		Maurer et al., 2006	Larsen et al., 2006	Putnam et al., 1971			Belar Baykal et al., 2009			Belar Baykal et al., 2011			Fittschen et al., 1998	Belar Baykal et al., 2009			Belar Baykal et al., 2011	Udert et al., 2003a				Kirchmann et al., 1995		Jönsson et al., 1997	Hanaus et al., 1997	Berndtsson et al., 2006	Udert et al., 2003a	Meinzing et al., 2009									
Unité / Informations complémentaires	A partir de Ronchèse 1915		A partir de Brandeis 1914		A partir de Ciba-Geigy, 1977			Min	Moy	Max	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max	Moy	Min	Moy	Max	Moy	Min	Moy	Max	Moy	CV	Moy	CV	Aleska	Stensund	Undestun Moy	Bjorsbyn Tank2	Spoletorp 1 et 2	Moy	Min	Med	Max	
Densité	-	-	1,01	1,028	1,018	1,025																																
Volume	mL	1 200 - 1 400	1 200	1500	1,25	1,25										1,57																						
pH	-		6,2		6,2			6,2	6,6	8,3	5,8	6,1	6,4	5,78	6,1	6,4	6,3	8,9	9,1	9,3	9,5				7,2	6,2	0,3	9,0	8,9	9,1		9	9	9				
CE	mS/cm							16	19	22	14	15	16	13	17	23	16	34	37	41	52																	
MES	mg/L																3500																	15 000	18 000	30 000		
DBO ₅	mg/L																7800																	-	4 000	-		
DCO	mg/L				12000	5600	7100	10600										8 150	0,6	9 700	4,9											1 650	4 000	5 000	11 000			
C	mg/L	11 000			4200	5300	6700																															
NGL	mg/L	11 000	8 000	11000	8 830	9 200	5500	6900	7700									4305	4755	5213					254	4,5	386	2,5	1 795	2 610	3 631	2 840	1 548	1 472	1720	1 800	8 300	17 500
NNH ₄	mg/L	540	500	600	463		156	568		250	314	405	152	320	469	335									5 810	8 750	3,1	1691	2499	3576	2510	1470	1470					
N _{urée}	mg/L	5 129	4 662	5595		7700	2168	3124	5432							5900												0	0	67				73				
N _{acide urique}	mg/L	480																									0	0										
N _{créatinine}	mg/L	830																																				
N _{acide aminé}	mg/L																																					
NTK	mg/L						5600	7500	10600					9220																								
NNO _x	mg/L				-																																	
PT	mg/L				800 - 2000	1000	470		1070							535											168	1,7	210	200	313	169	114	117		200	800	3 700
PPO ₄	mg/L	457	424	555																																		
K	mg/L				2 737	2 200	750	2610		966	1241	1446	1534	1854	2604	1830	992	1213	1570					129	1,4	2 250	2,3	875	1 150	1 000				28	700	1 900	3 300	
S	mg/L				1 315	1 000	240	2270																2170				225	175	331				770	1 200	1 600	2 600	
Ca	mg/L				233	170	30	390																129	1,4	168	1,7	16	13	18				28				
Cl	mg/L	5500	4200	6000	4 970	3 800	1870	8400								3600								3 830	5 230	1,6	2 500	2 235	1 768				1 400					
Mg	mg/L				119	100	20	205																77	2,7	121	1,7	2	2	11			1					
Na	mg/L	2500			3 450	4 200	1170	4390																2670	3 730	3,2	982	938	1 210				837					
Al	mg/L																																					
B	mg/L				0,970											< 0,0005																						
Cd	mg/L																																					
Co	mg/L																																					
Cr	mg/L																																					
Cu	mg/L																																					
Fe	mg/L																																					
Hg	mg/L																																					
Mn	mg/L																																					
Ni	mg/L																																					
Pb	mg/L																																					
Zn	mg/L																																					
Compléments	Données médicales				20 - 30 hommes			10 individus H/F 20-55 ans 24h			6 personnes			19 à 27 individus H/F de 23 à 53 ans			2 mois de stockage, 10 individus H/F 20-55 ans 24h			1,5 mois de stockage, 9 donneurs H/F			1 entrée cuve de stockage et 2 sortie canalisation 6 personnes 25-34 ans				3 mois de stockage max.	6 mois de stockage fermé	Entrée cuve de stockage	8 mois max.	6 mois max.	3 semaines max	Recueil de moyennes de publications des pays nord européens (All., Dk, Suède, Suisse, Hollande)					

* COD Carbone Organique Dissous

CV Coefficient de Variation et EC Ecart Type

15. Annexe 4 : Survie des pathogènes lors du stockage de l'urine humaine

Le taux d'inactivation représente le nombre de jours nécessaires pour une réduction de l'espèce de 90%.

Le tableau ci-dessous est adapté des résultats de l'OMS, 2006, Volume 4 et Decey *et al.*, 2011.

Type	Espèces	Temp. (°C)	Dilution (urine:eau)	Taux d'inactivation (T ₉₀)	Référence
Bactéries	Entéroques fécaux, <i>Salmonella typhimurium</i>	34	1:0	< 1 j	Vinneras <i>et al.</i> , 2008
		24		1 - 2 j	
		4		2 - 6 j	
	<i>Mycobacterium aurum</i> , <i>M. fortuitum</i> , <i>M. avium</i> , <i>M. bovis</i>	30	1:0	< 14 jours**	Orumwense <i>et al.</i> , 2013
		15		< 42 jours**	
Virus	Phages φX174	34	1:0	< 6 j	Vinneras <i>et al.</i> , 2008
		24		12 j	
		5		120 j	
	<i>Salmonella typhimurium</i> phage 28B	20	1:2	71j	Hoglund <i>et al.</i> , 2002
		5		1466j	
	Rotavirus	20	1:2	35 j	Hoglund <i>et al.</i> , 2002
		5		172j	
Protozoaires	<i>Cryptosporidium parvum</i>	20	1:2	< 7 j	Hoglund et Stenstrom, 1999
		5		29 j	
Helminthes	Œufs d' <i>Ascaris suum</i>	34	1:0	3 j ^a	Nordin <i>et al.</i> , 2009
		24		48 j ^a	
		4		< 480 j ^a	

^a taux d'inactivation de 99%

**déclin total

Le tableau ci-dessous décrit la durée de stockage recommandée pour les mélanges d'urine^a, d'après la teneur estimée en agents pathogènes^b et types de cultures recommandés pour les grands systèmes^c.

Température de stockage	Temps de stockage	Pathogènes potentiellement présents dans le mélange d'urine	Cultures recommandées
4°C	≥ 1 mois	Virus, protozoaires	Aliments et cultures fourragères destinés à être transformés
4°C	≥ 6 mois	Virus	Aliments destinés à être transformés, fourrage
20°C	≥ 1 mois	Virus	Aliments destinés à être transformés, fourrage
20°C	≥ 6 mois	Probablement aucun	Tous types de cultures

^a Urine ou urine et eau. En cas de dilution, on suppose que le mélange d'urine a un pH d'au moins 8,8 et une concentration d'azote d'au moins 1 g/L.

^b Les bactéries Gram-positif et les bactéries sporulées ne sont pas prises en compte dans les évaluations de risques sous tendant la démarche, mais ne sont pas normalement considérées comme induisant des infections à caractère préoccupant.

^c Un grand système, dans ce contexte, est un système où le mélange d'urine est utilisé pour fertiliser des cultures destinées à être consommées par des personnes autres que les membres du foyer dont les urines ont été collectées.

^d Sauf herbage destiné à la production de fourrage.

^e Pour les plantes destinées à être consommées crues, il est recommandé d'appliquer l'urine au moins un mois avant la récolte et de l'incorporer dans le sol si les parties comestibles poussent au-dessus de la surface du sol.

16. Annexe 5 : Composition des fèces à travers la littérature, données en charge

Source	<i>Kujawa-Roeleveld and Zeeman, 2006^a</i>		<i>Kirchman and Petterson, 1995^b</i>		<i>Adapté de Almeida et al., 1999^c</i>		<i>Weglin et Vinneras, 2000^d</i>	<i>Jönsson et al., 2005</i>	<i>Meinzing et al., 2009</i>			<i>Vinneras et al., 2006</i>	Unité
Origine	Europe du Nord		Suède		Europe et Etats-Unis		Suède	Suède	Europe du Nord			Suède	
Détails	Min	Max	Min	Max	Adulte	Enfant	Ekoporten	URWARE	Min	Med	Max	Valeurs guides	
Masse	70	170			130	90	197	110	70	140	400	140	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
MS	30						35	30				30	
MVS								24					
MES					27	19		25	21	38	60		g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
DBO₅	14	34						23 ^e	19	20	20		
DCO	46	55			37	26		37	37	60	63		
NGL dont NNH ₄	1,5	2,0	1,4	1,9			1,8	1,5	0,3	1,5	4,2	1,5	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
					0,2	0,1		0,3					
PT dont PPO ₄	0,3	0,7	0,8	1,4			0,6	0,5	0,3	0,5	1,7	0,5	
					0,8	0,5		0,1					
K	0,8	1,0	0,3	0,5			1,5	0,9	0,2	0,7	1,3	1,0	
S								0,2	-	0,2	-		

^a à partir des données de Hellström & Kärrman, 1996; Jönsson et al. 1997; STOWA 2001; Vinneräs 2002; Erikkson et al. 2002; Kujawa-Roeleveld et al. 2003

^b à partir des

^c à partir des données de Laak, 1974, 1980 et Siegrist et al., 1976

^d cité par Jonsson et al., 2005

^e DBO₇

17. Annexe 6 : Exemples d'agents pathogènes pouvant être excrétés dans les fèces et maladies et symptômes associés

Source OMS, 2006, Volume 4

Groupe	Pathogène	Maladies et symptômes
Bactérie	<i>Aeromonas</i> spp.	Entérite
	<i>Campylobacter jejuni/coli</i>	Campylobactériose – diarrhée, crampes, douleurs abdominales, fièvre nausée, arthrite ; syndrome de Guillain-Barré
	<i>Escherichia coli</i> (EIEC, EPEC, ETEC, EHEC)	Entérite
	<i>Plesiomonas shigelloides</i>	Entérite
	<i>Samonella typhi/paratyphi</i>	Fièvre typhoïde/paratyphoïde – maux de tête, fièvre, malaise, anorexie, bradycardie, splénomégalie, toux
	<i>Salmonella</i> spp.	Salmonellose – diarrhée, fièvre, crampes abdominales
	<i>Shigella</i> spp.	Shigellose – dysenterie (diarrhée sanglante), vomissements, crampes, fièvre ; syndrome de Reiter
	<i>Vibrio cholerae</i>	Cholera – diarrhée aqueuse, létale dans les cas graves et non traités
	<i>Yersinia</i> spp.	Yersiniose – fièvre, douleur abdominale, diarrhée, douleurs articulaires, rash
Virus	Adénovirus entérique 40 et 41	Entérite
	Astrovirus	Entérite
	Calicivirus (norovirus, notamment)	Entérite
	Coxsackievirus	Divers : affection respiratoire ; entérite ; méningite virale
	Echovirus	Méningite aseptique ; encéphalite ; souvent asymptomatique
	Entérovirus types 68–71	Méningite ; encéphalite ; paralysie
	Virus de l'hépatite A	Hépatite – fièvre, malaise, anorexie, nausée, gêne abdominale, ictère
	Virus de l'hépatite E	Hépatite
	Poliovirus	Poliomyélite – souvent asymptomatique, fièvre, nausée, vomissement, maux de tête, paralysie
	Rotavirus	Entérite
Protozoaires parasites	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Cryptosporidiose – diarrhée aqueuse, crampes et douleurs abdominales
	<i>Cyclospora cayetanensis</i>	Souvent asymptomatique ; diarrhée, douleur abdominale
	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amibiase – souvent asymptomatique ; dysenterie, gêne abdominale, fièvre, frissons
	<i>Giardia intestinalis</i>	Giardiase – diarrhée, crampes abdominales, malaise, perte de poids
Helminthes	<i>Ascaris lumbricoides</i> (ver rond)	Ascariase – généralement a- ou paucisymptomatique ; respiration sifflante, toux, fièvre, entérite, éosinophilie pulmonaire
	<i>Taenia solium/saginata</i> (ver plat)	Taeniase
	<i>Trichuris trichiura</i> (trichocéphale)	Trichiuriase – d'asymptomatique (vague détresse du tractus digestif) à l'émaciation avec peau sèche et diarrhée
	<i>Ancylostoma duodenale</i> / <i>Necator americanus</i> (ver à crochets)	Prurit, rash, toux, anémie, déficience protéique
	<i>Schistosoma</i> spp. (douve)	Schistosomiase, bilharziose

18. Annexe 7 : Composition des eaux vannes à travers la littérature, données en charge

Source	Wendland et al., 2007	Cersoaf, 1976	Agence de Bassin Loire Bretagne,	Palmquist, 2004	Butler et al., 1995	Almeida et al., 1999	Unité
Paramètre	Allemagne	France	France	Suède	Royaume-Uni	Etats-Unis	
Volume		15 25		29 29	37	32	L.hab ⁻¹ .j ⁻¹
MS				123 52			
MES		6 10	10 20			43	g.hab ⁻¹ .j ⁻¹
MVS	23						
COT	13						
DBO ₅		9 15	12 15		20		g.hab ⁻¹ .j ⁻¹
DCO	43					48	
DCO _{filtrée}	12						
NGL	7,5						
dont NNH4	5,6	2,6 4,5	5 (NTK) 10 (NTK)		2,0	2,3	
PT	1			1,5 1,4			
dont PPO4					0,0	5,2	g.hab ⁻¹ .j ⁻¹
K							
S							
dont SSO ₄	0,2						

19. Annexe 8: Concentration en micropolluants des eaux vannes (adapté de Palmquist, 2004)

Paramètre		min	Moy	Max	SD	Unité
BTX et HAP	Acenaphthylene	<	-	<	-	µg/L
	Anthracène	nd	-	nd	-	µg/L
	Benzene					µg/L
	Benzo(a)anthracene	nd	-	nd	-	µg/L
	Benzo(a)pyrene	<	-	<	-	µg/L
	Benzo(b)fluoranthene	nd	-	nd	-	µg/L
	Benzo(g,h,i)perylene	<	-	<	-	µg/L
	Benzo(k)fluoranthene	nd	-	nd	-	µg/L
	Chrysene	<		<	-	µg/L
	Dibenzo(ah)anthracene	nd	-	nd	-	µg/L
	Fluoranthene	<	-	0,02	-	µg/L
	Fluorine	nd	-	nd	-	µg/L
	Indeno(1,2,3-cd)pyrene	nd	-	nd	-	µg/L
	Naphtalène	nd	-	nd	-	µg/L
	Phenanthrene	<	-	<	-	µg/L
	Pyrene	<	-	0,02	-	µg/L
Phthalates	butylbenzyl phthalate	<	-	<		µg/L
	di-(2-ethylhexyl) phthalate	<	-	4,4		µg/L
	di-cyklohexyl phthalate	nd	-	nd	-	µg/L
	diethyl phthalate	1,1	2,15	3,2	1,48	µg/L
	di-isobutyl phthalate	<	-	1,4	-	µg/L
	dimethyl phthalate	nd	-	nd	-	µg/L
	di-n-butyl phthalate	<	-	1,3	-	µg/L
	di-n-octyl phthalate	nd	-	nd	-	µg/L
	di-n-propyl phthalate	nd	-	nd	-	µg/L
	dipentyl phthalate	nd	-	nd	-	µg/L
Composé organostannique	Tributyltin (TBT)	<	-	3,8	-	ng/L
	monophenyl tin	nd	-	nd	-	ng/L
	diphenyl tin	nd	-	nd	-	ng/L
	triphenyl tin	nd	-	nd	-	ng/L
	tetrabutyl tin	nd	-	nd	-	ng/L
	tricyclohexyl tin	nd	-	nd	-	ng/L
	dibutyl tin	21,1	58,7	96,2	53	ng/L
	dioctyl tin	<	-	<	-	ng/L
	monobutyl tin	16,4	26	35,5	13,5	ng/L
	monooctyl tin	<	-	8,4	-	ng/L
Autres	4-np	2,3	3,91	5,23	1,49	µg/L

< Concentration sous la limite de détection

20. Annexe 9 : Composition des eaux ménagères, données en concentration

P a r a m è t r e	Source	Meinzing et Oldenburg, 2009	Jefferson et al., 1999				Frolich et al., 2007	Palmquist, 2004	Boyjoo et al., 2013	David, 2013	David, 2013	Ghaitidak et Yadav, 2013	Boyjoo et al., 2013
	Type d'effluent	Mélange	Mélange	Mélange	Mélange	Mélange	Mélange	Mélange	Mélange	Mélange	Mélange	Mélange	Mélange
	Origine	Europe du Nord	Royaume- Uni	Royaume- Uni	Royaume- Uni	-		Suède	Pays-Bas	Pays-Bas	Autriche	Allemagne	Allemagne
	Détails	Min Med Max	Personne seule	Famille	Immeuble	Moy	Moy	Min Moy Max EC	Min Max	Min Moy Max	Moy	Moy	Min Max
pH	-							6,1 7,5 8,4 1,0			8,4	7,6	6,9 8,1
CE	μS/cm										439	65	
Turbidité	NTU		14	77	20	69					133	29	
MS	mg/L							570 630 700 50					
MVS	mg/L							300 330 360 20					
MVES	mg/L												
MES	mg/L	- 228 -									72,4		
CT	mg/L												
C _{inorganique}	mg/L												
COT	mg/L								157 184	114 255			80,2 93,8
DBO ₅	mgO ₂ /L	205 329 449	110		33	121		350 418 500 62			168	59	
DCO	mgO ₂ /L	350 535 783	256		40	371	318	495 588 682 82	724 1004	425 1583	240	109	640
DCO _{filtrée}	mgO ₂ /L								210 376	175 576			125 354
DCO/COT	-												
DCO/DBO ₅	-							1,41					
NGL	mg/L	6,7 13 22					11	8 9,68 11 1,2	26,3 35,2	17,2 47,8	6,5	15,2	9,7 16,6
PT	mg/L	0,4 4,6 8,2		9,3	0,4	0,36	4,7	4,6 7,53 11 2,7	6,2 7,8	5,7 9,9		1,6	5,2 9,6
K	mg/L	8,8							12	11,2 23,3			
S	mg/L	72											
N _{orga}	mg/L						6,6						
NNH ₄	mg/L			0,6	7,8	0,8	5,8		0,6 0,6	5,6 12,8			
NNO ₃	mg/L						0,3		0,1 0,8				
TKN	mg/L												27,2
PPO ₄	mg/L								2,3 2,4	2,3 2,3			9,8
Tensio-actifs	mg/L								44 54			0,3	
Coliformes totaux	log ₁₀ /100mL									5,18		5,15	
Coliformes fécaux	log ₁₀ /100mL												
E. coli	log ₁₀ /100mL									4,78			3,90 5,40
Entérocoques	log ₁₀ /100mL												
Hétérotrophes	log ₁₀ /mL												

Les valeurs de DBO₅ en italique font référence au paramètre DBO₇

Les valeurs de COT soulignées font référence au paramètre COD

EC, Ecart Type, valeurs en italique et grisée

Composition des eaux ménagères, données en concentration – suite -

P a r a m è t r e	Source	Eriksson et al., 2009	Ghaitidak et Yadav, 2013	Boyjoo et al., 2013	Ghaitidak et Yadav, 2013	Ghaitidak et Yadav, 2013	Brehant et al., 2002	Eriksson et al., 2010	Eriksson et al., 2009	David, 2013	Winward et al., 2008	Winward et al., 2009	Pidou et al., 2008	David, 2013	David, 2013	David, 2013
	Type d'effluent	Mélange	Mélange	Mélange	Mélange	Mélange	Mélange	Salle de bain	Salle de Bain	Salle de bain	Salle de bain	Eaux claires	Salle de bain	Salle de bain	Salle de bain	Salle de bain
	Origine	Danemark	Suède	Suède	Espagne	Royaume-Uni	France	Danemark	Danemark	Royaume- Uni	Royaume- Uni	Royaume- Uni	Royaume-Uni	Royaume- Uni	Royaume- Uni	Royaume-Uni
	Détails	Min Moy Max	Moy	Moy	Min Max	Min Max	Min Moy Max		Moy Med Min Max	Moy	Moy EC	Min Max	Moy EC	Moy EC	Moy	Min Max
pH	-		7,8		7,6	6,6 7,6	7,1 7,8 8,7	802 846		7,2			6,6 - 7,6	7,5 0,3	7,6	7,3 7,5
CE	μS/cm		196		20	327	>200			327	20 14		35 16	101 109	92	60 164
Turbidité	NTU				44	26,5 164	510 684 776			27						
MS	mg/L															
MVS	mg/L															
MVES	mg/L				32	37 153	71 134 215			37	29 32			100 145	76	58 153
MES	mg/L							46 163								
CT	mg/L							1 26								
C _{inorganique}	mg/L							37 140								
COT	mg/L	10 25 600	304		58 61	60 99	149 209 252		72 25 10 600				<u>12</u> <u>4</u>	73 79	104	
DBO ₅	mgO ₂ /L		425	260		39 155	275 420 580			46	20 11		39 17	146 54	216	129 155
DCO	mgO ₂ /L	25 71 650	890		151 177	96 587	471 720 912		142 71 25 650	96	87 38		144 63	451 289	424	367 587
DCO _{filtrée}	mgO ₂ /L			520			369 520 960									
DCO/COT	-								3,4 0,7 7,9							
DCO/DBO ₅	-								1,5				3,7 1,2			
NGL	mg/L		75	13,6	10 11	4,6 10,4	5,4 11 26,7			0,9			7,6 3,0	8,7 4,7		0,3 0,4
PT	mg/L		4,2	5,2		0,4 0,9		4,8 6,2								
K	mg/L							18 27								
S	mg/L															
N _{orga}	mg/L						0,047 1,64 14,62									
NNH ₄	mg/L					3,9	0,045 2,33						0,5		0,2	
NNO ₃	mg/L						3,9 14,2 22,8						0,9			
TKN	mg/L						0,49 2,32 9,56						0,2	0,4 0,1	1,6	
PPO ₄	mg/L															
Tensio-actifs	mg/L		30		3 118		< 100									
Coliformes totaux	log ₁₀ /100mL					3,66 7,34	6,26 7,10 8,26			7,3		2,7 7,4		3,8	6,8	3,8 4,0
Coliformes fécaux	log ₁₀ /100mL		5,23			1,00 5,59	5,48 6,86 8,20					1,0 5,7			2,8	
<i>E. coli</i>	log ₁₀ /100mL						5,881 6,543 7,31			5,6		0,5 4,4		3,3		
Entérocoques	log ₁₀ /100mL						3,964 4,199 4,524			3,4		1,9 3,4				
Hétérotrophes	log ₁₀ /mL											5,0 7,4				

Les valeurs de DBO₅ en italique font référence au paramètre DBO₇

Les valeurs de COT soulignées font référence au paramètre COD

EC, Ecart Type, valeurs en italique et grisée

Composition des eaux ménagères, données en concentration – suite -

P a r a m è t r e	Source	David, 2013	David, 2013			Boyjoo et al., 2013		David, 2013		Chaillou et al., 2011					Hourlier et al., 2010				Butler et al., 1995	Jefferson et al., 2004		Santos et al., 2012			Antonopoulou et al., 2013		Pidou et al., 2008	
	Type d'effluent	Salle de bain	Salle de bain			Salle de bain		Salle de bain		Salle de bain					Salle de bain				Lavabo sdb	Lavabo sdb		Lavabo sdb			Lavabo sdb		Douche	
	Origine	Grèce	Espagne			Espagne		Allemagne		France					France				Royaume- Uni	Royaume-Uni		Portugal			Grèce		Royaume-Uni	
	Détails	Moy	Min	Moy	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Med	Moy	EC	Max	Min	Moy	EC	Max	Moy	Moy	EC	Min	Moy	Max	Moy	EC	Moy	EC
pH	-	7,2	7,3	7,6	8,0	6,8	7,6			7,3	7,6	7,6	0,2	7,7	6,5	7,3	0,4	7,8		7,3	0,3	7,1	7,3	7,5	7,1	0,3		
CE	µS/cm	939				921				358	404	132	124	627	331	377	36	434							903	302		
Turbidité	NTU		5	20	62	20	39			35	78	150	177	462	26	53	19	75		164	171						42	9
MS	mg/L																					278	378	670	570	180		
MVS	mg/L																					40	71	141				
MVES	mg/L																											
MES	mg/L	63	20	44	126	32	44			37	70	125	136	361	23	59	19	80		153	226	45	83	184				
CT	mg/L																							61	37			
C _{inorganique}	mg/L																											
COT	mg/L		18	58	186	41	58	26	95	17	56	51	91	90	86	103	23	154		99	142						56	7
DBO ₅	mgO ₂ /L							50	300	78	170	240	246	670	85	110	23	155	148	155	49	33	57	89			166	37
DCO	mgO ₂ /L	399	39	171	441			100	200	112	315	399	360	1001	176	253	43	323		587	379	76	166	287	335	207	575	98
DCO _{filtrée}	mgO ₂ /L	174				73	171	100	633	29	150	136	91	257											153	122		
DCO/COT	-									5,5				11,1														
DCO/DBO ₅	-									1,4				2,1						3,6	1,0						3,5	0,4
NGL	mg/L		4,7	11,4	40,0	4,1	11,4	5,0	10,0	4,3	6,2	9,5	5,8	15,9						10,4	4,8						16,4	3,0
PT	mg/L							0,2	0,6	0,2				1,1														
K	mg/L																											
S	mg/L																											
N _{orga}	mg/L																											
NNH ₄	mg/L																											
NNO ₃	mg/L																		0,16						2,6	2,9	0,8	
TKN	mg/L																		0,7								1,7	
PPO ₄	mg/L	0,4																	30	0,1	0,1				0,7	0,9	0,4	
Tensio-actifs	mg/L									0,3	11	7	5,5	11	4,5	20	8,4	31										
Coliformes totaux	log ₁₀ /100mL		8,2		9,1			1,0	3,0																			
Coliformes fécaux	log ₁₀ /100mL		3,6		6,7			0,0	1,0																			
<i>E. coli</i>	log ₁₀ /100mL		3,9		6,1					4,4	4,5			6,3														
Entérocoques	log ₁₀ /100mL									1,4				6,2														
Hétérotrophes	log ₁₀ /mL							5,0	6,0	9,3																		

Les valeurs de DBO5 en italique font référence au paramètre DBO7

Les valeurs de COT soulignées font référence au paramètre COD

EC, Ecart Type, valeurs en italique et grisée

Composition des eaux ménagères, données en concentration – suite -

P a r a m è t r e	Source	Winward et al., 2009	Boyjoo et al., 2013	Antonopoulou et al., 2013	Santos et al., 2012	Jefferson et al., 2004	Butler et al., 1995	Winward et al., 2009	Butler et al., 1995	Antonopoulou et al., 2013	Boyjoo et al., 2013 et David, 2013	Boyjoo et al., 2013 et David, 2013	David, 2013	Butler et al., 1995
	Type d'effluent	Douche	Douche	Bain / Douche	Lavabo sdb	Douche Bain	Bain / Douche	Eaux foncées	Evier de cuisine	Evier de cuisine	Machine à laver	Machine à laver	Machine à laver	Machine à laver
	Origine	Royaume-Uni	Allemagne	Grèce	Portugal	Royaume-Uni	Royaume- Uni	Mélangé	Royaume- Uni	Grèce	Slovénie	Italie	Royaume-Uni	Royaume- Uni
	Détails			Moy EC	Min Moy Max	Moy EC Moy EC	Moy			Moy EC	Moy	Min Max	Moy	
pH	-			7,2	0,1	6,6 6,9 7,1	7,3 0,3 7,6 0,3			6,7 0,4	9,6	7,0 9,0	8,1	
CE	µS/cm			939	238					930 315		1300 3000		
Turbidité	NTU											40 150	108	
MS	mg/L			632	217	208 326 622	85 71 60 43			879 833			658	
MVS	mg/L												330	
MVES														
MES	mg/L			63	38	41 43 46	89 113 58 46			299 324	35	90 200	68	
CT	mg/L					44 58 71							25	
C _{inorganique}	mg/L													
COT	mg/L		26 95				65 45 60 43						110	
DBO ₅	mgO ₂ /L		50 300			41 129 296	146 55 129 57	250	756		195		472	662
DCO	mgO ₂ /L			399	183	167 197 247	420 245 367 246			775 363			725	
DCO _{filtrée}	mgO ₂ /L		100 633	174	83					342 341	280	400 1000		
DCO/COT	-													
DCO/DBO ₅	-													
NGL	mg/L		5,0 10,0				8,7 4,8 6,6 0,4				2,75			
PT	mg/L		0,2 0,6			0,9 1,3 1,7					9,9			
K	mg/L													
S	mg/L													
N _{orga}	mg/L													
NNH ₄	mg/L													
NNO ₃	mg/L			8,4	12,6			1,5	4,2	4 4,8	1,9		0,36	10,0
TKN	mg/L							0,4	0,38	0,4 0,4			101,0	1,93
PPO ₄	mg/L			0,4	0,6		0,1 0,0 0,1 0,1	0,9	14					31
Tensio-actifs	mg/L										10	0 25		
Coliformes totaux	log ₁₀ /100mL	3,0 5,0	1,0 3,0						7,2 8,8b				5,8	
Coliformes fécaux	log ₁₀ /100mL	1,0 6,6	1,0 2,0						4,9 7,9b				3,8	
<i>E. coli</i>	log ₁₀ /100mL	2,8 3,2							2 6b					
Entérocoques	log ₁₀ /100mL	1,5 3,3							2,4 4,6b					
Hétérotrophes	log ₁₀ /mL	5,0 8,4	5,0 6,0						ndb					

Les valeurs de DBO5 en italique font référence au paramètre DBO7

Les valeurs de COT soulignées font référence au paramètre COD

EC, Ecart Type, valeurs en italique et grisée

21. Annexe 10 : Composition des eaux ménagères, données en charge

	DONNNEES CONSIDEREES										DONNEES INDICATIVES				MOYENNE DES DONNEES				
Source	Palmquist, 2004 et Vinneras et al., 2006				Kujawa-Roeleveld and Zeeman, 2006 ^b	Jönsson et al., 2005	Butler et al., 1995	Cersoaf, 1975			Meinzinger et Oldenburg, 2009			Vinneras et al., 2006	Eaux ménagères, toutes valeurs moyennes			Unité	
Pays	Suède				Suède	Suède	Angleterre	France			Europe du Nord			Suède					
Détails	Site 1	Site 2	Site 3	Site 4	Eaux ménagères	URWARE	Eaux ménagères	Petit collectif	Pavillon 1	Pavillon 2	Min	Med	Max	Valeurs guides proposées	Moy	Nb valeurs	EC		
Volume	104	110	66		91	100		39	87	42	69	110	150	100	80	8	27,7	L.pers ⁻¹ .j ⁻¹	
MS	59	40	41		55	55								55	50	5	8,7	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹	
MV						32									32	1	-		
MES		10				13,5		18	24	11	2	65	125		15				
COT															-	0	-	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹	
DBO ₅	8	21	28		26	28	26	30	23	36	19	1	17	31	26	24	10		7,6
DCO	7	48	39		52	48		51	85	46	7	46	102	52					
NGL	1,7	1,4	0,6		1,0	1,4	1,2		1,0	1,3	0,9	0,1	1,0	1,7	1,4	1,2	9	0,3	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
PT	0,4	0,6	0,5		0,3	0,5	0,5		0,9	1,6		0,1	0,5	2,2	0,5	0,7	8	0,4	
PPO ₄		0,5					0,2		0,6	0,4						0,6	5	0,3	
K	4,0	1,0	0,5		0,5	1,0	0,6					0,2	1,0	4,1	1,0	1,3	6	1,3	
S	2,0	1,6	1,6				0,4					0,5	2,9	7,7					
Cd	0,03	0,01	0,01	0,05	0,04	0,01							0,08		0,03	0,02	6	0,0	
Cr	0,99	0,41	0,25	1,10	1,00	0,20							2,01		1,00	0,66	6	0,4	
Cu	8,25	6,48	4,10	7,51	7,95	4,00							6,50		6,85	6,38	6	1,9	
Hg	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00							0,02		0,00	0,00	6	0,0	
Ni	0,82	0,24	0,73	1,62	1,23	0,40							1,60		1,23	0,84	6	0,5	
Pb	1,41	0,24	0,17	1,07	1,00	0,20							3,00		0,96	0,68	6	0,5	
Zn	13,15	6,17	4,30	9,01	10,00	4,00							23,26		10,00	7,77	6	3,6	

en italique DBO₇

^a site 1 Ekoporten, site 2 Gebers, site 3 Viabyasen, site 4 Gothenburg

^b à partir des données de Hellström & Kärrman, 1996; Jönsson et al. 1997; STOWA 2001; Vinneräs 2002; Eriksson et al. 2002; Kujawa-Roeleveld et al. 2003

22. Annexe 11 : Composition des eaux ménagères par source d' émission, données en charge

Source	<i>Eriksson et al., 2009 et 2010</i>	<i>Butler et al., 1995</i>				<i>Cersoaf, 1978 Petit collectif</i>			<i>Cersoaf, 1978 Pavillon 1</i>			<i>Cersoaf, 1978 Pavillon 2</i>			Unité
Pays	Danemark	Angleterre				France			France			France			
Paramètre / Source	Salle de bain	Evier cuisine	Evier	Bain Douche	Lave linge	Evier cuisine	Salle de bain	Lave linge	Evier cuisine	Salle de bain	Lave linge	Evier cuisine	Salle de bain	Lave linge	
MES	6	10	2	7	11	12,5	2,5	3	17	3	4	5,5	2	3,5	g.hab ⁻¹ .j ⁻¹
DBO ₅						14	6	4	26	3	7	9	4	6	
DCO						30	10	12	57	7	21	18	9	19	
NGL	0,3 1,0	0,2	0,4	0,0	0,5	0,4	0,3	0,4	0,6	0,2	0,5	0,3	0,3	0,4	g.hab ⁻¹ .j ⁻¹
PT						0,1	0,1	0,8	0,2	0,0	1,3				
PPO ₄						0,1	0,0	0,5	0,2	0,2	0,2				
K															
S															

Paramètre	Cuisine		Salle de bain		Lave-linge		Unité
	Moy.	Nb valeur	Moy.	Nb valeur	Moy.	Nb valeur	
MES	12	(3)	3	(3)	4	(3)	g.hab ⁻¹ .j ⁻¹
DBO ₅	15	(4)	5	(4)	7	(4)	
DCO	35	(3)	8	(4)	17	(3)	
NGL	0,4	(3)	0,3	(3)	0,4	(3)	g.hab ⁻¹ .j ⁻¹
PT	0,1	(2)	0,0	(2)	1,1	(2)	
PPO ₄	0,1	(3)	0,1	(3)	0,4	(3)	
K			0,3	(1)			
S			1,0	(1)			

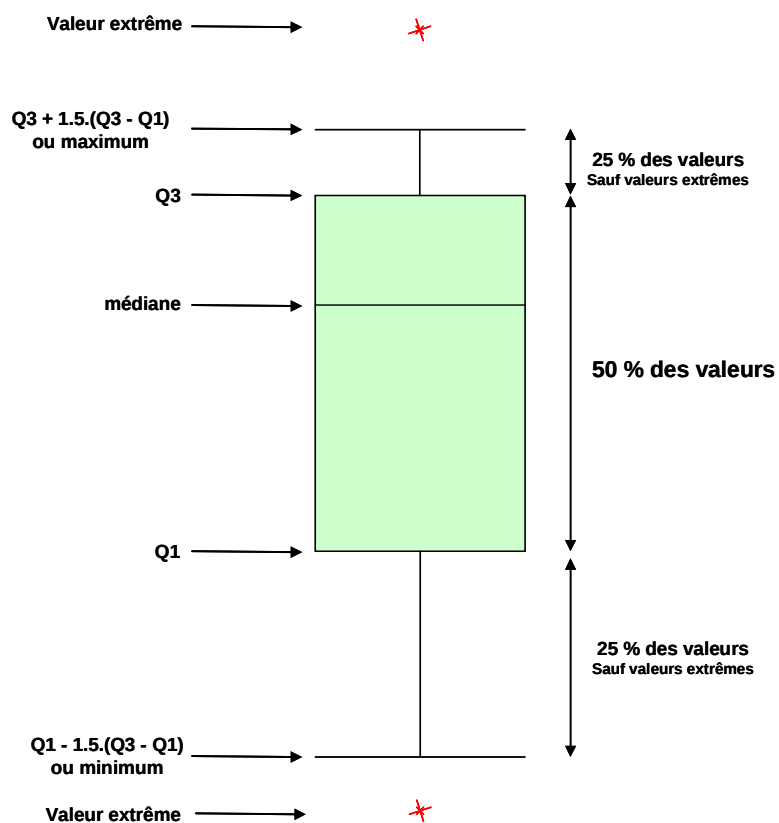
23. Annexe 12 : Composition des eaux ménagères en pathogènes, données en concentration

Paramètre	Source	Brehant et al., 2002	David, 2013	Ghaitidak et al., 2013	Boyjoo et al., 2013	Ghaitidak et al., 2013	Ghaitidak et al., 2013	David, 2013	Winward et al., 2009	Jefferson et al., 2004	David, 2013	David, 2013	David, 2013	David, 2013	David, 2013	Chaillou et al., 2011	Winward et al., 2009	Boyjoo et al., 2013	Winward et al., 2009	David, 2013
	Type d'effluent	Mélange	Mélange	Mélange	Mélange	Mélange	Mélange	Salle de bain	Eaux claires	Salle de bain	Salle de bain	Salle de bain	Salle de bain	Salle de bain	Salle de bain	Salle de bain	Douche	Douche	Eaux foncées	Machine à laver
	Origine	France		Allemagne	Allemagne	Suède	Royaume-Uni	Royaume-Uni	Royaume-Uni	Royaume-Uni	Royaume-Uni	Royaume-Uni	Espagne	Espagne	Allemagne	France	Royaume-Uni	Allemagne	Mélangé	Royaume-Uni
	Détails	Min Moy Max	Moy	Moy	Min Max	Moy	Min Max	Moy	Min Max	Moy	Moy	Min Max	Min Max	Moy	Min Max	Min Me Ma				Moy
Coliformes totaux	log ₁₀ /100mL	6,3 7,1 8,3					3,7 7,3	7,3	2,7 7,4	3,8	6,8	3,8 4,0	8,2 9,1		1,0 3,0		3,0 5,0	1,0 3,0	7,2 8,8	5,8
Coliformes fécaux	log ₁₀ /100mL	5,5 6,9 8,2	5,2	5,1		5,2	1,0 5,6		1,0 5,7		2,8		3,6 6,7	7,7	0,0 1,0		1,0 6,6	1,0 2,0	4,9 7,9	3,8
<i>E. coli</i>	log ₁₀ /100mL	5,9 6,5 7,3			3,9 5,4			5,6	0,5 4,4	3,3			3,9 6,1			4,4 4,5 6,3	2,8 3,2		2,0 6,0	
Entérocoques	log ₁₀ /100mL	4,0 4,2 4,5	4,8					3,4	1,9 3,4							1,4 6,2	1,5 3,3		2,4 4,6	
Hétérotrophes	log ₁₀ /mL								5,0 7,4						5,0 6,0	9,3	5,0 8,4	5,0 6,0		

24. Annexe 13 : Gammes de variation de la composition physico-chimique des effluents domestiques par source d' émission

Paramètre	Urine hydrolysée			Matières fécales			Eaux vannes			Eaux ménagères			Unité
	Gamme de variation			Gamme de variation			Gamme de variation			Gamme de variation			
	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max	Min	Moy	Max	
MES	1	1	72	19	26	60	6	12	20	2	15	125	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
DBO ₅	2	5	10	14	23	34	9	14	20	1	24	36	
DCO	5	9	24	26	37	63	43	43	43	7	47	102	
NGL	4	8	16	0	2	4	8	8	8	0	1	2	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹
PT	0	1	3	0	1	2	1	1	2	0	1	2	g.pers ⁻¹ .j ⁻¹

25. Annexe 14 : Représentation en boxplot ou boîte à moustache



26. Remerciements

Ce travail ne pourrait exister sans l'implication des services documentation d'Irstea, de l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse et Agence de l'Eau Artois Picardie, en particulier Anne-Laure Achard, Aline Bazergan et Martine Ryme.

Des remerciements sont adressés à Alice Reuillon de l'ONEMA, à Sandrine Parotin de l'Oieau pour leur précieuse relecture et à Alain Héduit pour ses retours précis.

Merci à Jacques Lesavre et Catherine Boutin pour leurs explorations dans leurs archives et mémoires et leur patience et conseils.

Irstea

1, rue Pierre Gilles de Gennes
CS 10030
92761 Antony

01 40 96 61 21

www.irstea.fr

Onema

Hall C – Le Nadar
5, square Félix Nadar
94300 Vincennes

01 45 14 36 00

www.onema.fr