

Partenariat 2009 – Domaine : Ecotechnologie et pollutions
Action 28bis-1 « Conception et exploitation des stations d'épuration des petites et moyennes collectivités »

Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités

*Application aux agglomérations d'assainissement
inférieures à 2 000 Equivalent Habitants*

Rapport final

Léa Mercoiret

Cemagref

Novembre 2010



Contexte de programmation et de réalisation

Les systèmes de traitement des eaux usées domestiques de capacité inférieure à 2 000 Equivalent Habitants (EH) sont fortement représentés dans le parc épuratoire français. La connaissance des concentrations moyennes des paramètres caractérisant les eaux usées ainsi que des gammes de variations possibles est cruciale pour assurer l'adéquation des filières de traitement à ces contextes ruraux. Généralement, la qualité des eaux usées domestiques est évaluée selon des données provenant de grandes agglomérations d'assainissement, d'où l'importance de connaître en milieu rural notamment les gammes de variations observées afin que les procédés soient dimensionnés en fonction de valeurs réalistes.

Le groupe de travail EPNAC (Evaluation des Procédés d'Assainissement des petites et moyennes Collectivités) a identifié un manque au niveau de la connaissance de la qualité des eaux usées domestiques en milieu rural. En effet de nombreux témoignages soulignent que les gammes de variation de la qualité des eaux entrant des les systèmes de traitement considérées par les constructeurs pour dimensionner ces derniers ne sont pas en accord avec la réalité observée sur le terrain.

Ainsi, cette étude définit les valeurs de concentrations moyennes, les ratios et les gammes de variations associées caractéristiques des eaux usées pour les agglomérations d'assainissement de taille inférieure à 2 000 EH.

Nos remerciements les plus vifs s'adressent aux personnes qui ont facilité la collecte des données traitées (mise en relation et fourniture des données) notamment au sein :

- ❖ *Des Services départementaux d'Assistance Technique aux Exploitants de Stations d'Épuration du Calvados, de la Loire, des Pyrénées Orientales et de la Seine-Maritime.*
- ❖ *Et des Agences de l'Eau Adour-Garonne, Artois-Picardie, Loire-Bretagne, Rhin-Meuse et Seine Normandie.*

Les auteurs

Léa Mercoiret
Ingénieur d'études
lea.mercoiret@cemagref.fr
Cemagref, centre de Lyon
UR Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions - Equipe Epuraton
3 bis, Quai Chauveau - CP 220 - 69336 LYON cedex 09

Les correspondants

Onema : Stéphane GARNAUD, Direction de l'Action Scientifique et Technique, stephane.garnaud@onema.fr

Cemagref : Pascal Molle, Equipe Epuraton, Unité de Recherche Milieux Aquatiques, Ecologie et Pollutions, pascal.molle@cemagref.fr

Droits d'usage :	Accès libre
Couverture géographique :	France
Niveau géographique :	National
Niveau de lecture :	Professionnels, experts
Nature de la ressource :	Rapport final d'étude

Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités
Application aux agglomérations d'assainissement inférieures à 2 000 EH

Rapport Final

Léa Mercoiret

Sommaire

Résumé	4
Mots Clés	5
Abstract	6
Key Words	6
Synthèse pour l'action opérationnelle	7
Contexte Général	7
Principaux acquis transférables	8
Conclusion	9
Glossaire	11
Abréviations	11
I – Objectifs de l'étude et description des données de base	12
II – Tri des données reçues	12
II.1 – Critères de tri pour l'obtention de données exploitables	12
II.2 – Critères de tri des valeurs aberrantes	13
II.3 – Effets du tri sur la répartition des valeurs	20
II.4 – Données analysées	23
III – Résultats : concentrations	25
III.1 – Analyse de la dispersion des données	25
III.2 – Comparaison avec la littérature	29
IV – Résultats : ratios	36
V – Analyse des résultats	41
V.1 – Charge Organique	42
V.2 – Charge Hydraulique	45
V.3 – Concentrations moyennes	47
VI – Conclusion	48
Bibliographie	49
Table des annexes	50

**Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités
Application aux agglomérations d'assainissement inférieures à 2 000 EH**

Rapport Final

Léa Mercoiret

RESUME

Les systèmes de traitement des eaux usées domestiques de capacité inférieure à 2 000 Equivalent Habitants (EH) sont fortement représentés dans le parc épuratoire français. La connaissance des concentrations moyennes des paramètres caractérisant les eaux usées ainsi que des gammes de variations possibles est cruciale pour assurer l'adéquation des filières de traitement à ces contextes ruraux. Cette étude définit les valeurs de concentrations moyennes, les ratios et les gammes de variations associées caractéristiques des eaux usées pour les agglomérations d'assainissement de taille inférieure à 2 000 EH.

Les paramètres étudiés sont : DBO₅, DCO, MES, NK, N-NH₄, NGL et P_t. Une analyse compare les résultats obtenus avec la littérature scientifique disponible sur le sujet. Les tendances qui se dégagent selon les tranches de capacité des systèmes de traitement et l'origine des données (bassins hydrographiques : Artois-Picardie, Adour-Garonne, Loire-Bretagne et Rhin-Meuse) sont ensuite examinées.

Les données collectées et analysées sont des résultats d'analyses de bilans 24 h sur la qualité des eaux usées domestiques en entrée de station. Ces données ont été triées afin d'éliminer les valeurs aberrantes des séries étudiées.

Des concentrations moyennes concordantes avec les données de la littérature ont été calculées. Ces valeurs sont situées dans la partie moyenne ou légèrement supérieure des gammes citées dans la littérature. Seul le paramètre P_t fait exception, la valeur moyenne observée est faible par comparaison avec les études antérieures, même relativement récentes (Deronzier et Choubert, 2004) et reflète la baisse progressive de la concentration en phosphore dans les eaux usées observée depuis les années 1990.

Les concentrations moyennes sont stables selon un découpage des agglomérations d'assainissement par tranches de 500 EH et, géographiquement, seul le bassin Rhin-Meuse se distingue par des concentrations moyennes plus faibles associées à de forts taux de surcharge hydraulique des installations de traitement.

Les gammes de concentration obtenues pour l'ensemble des paramètres montrent des valeurs basses concordantes avec celles de la littérature. Les bornes supérieures sont elles relativement élevées (sauf pour le phosphore) et contrastent avec les valeurs classiquement utilisées pour le dimensionnement des procédés de traitement pour les petites agglomérations d'assainissement.

En ce qui concerne les ratios on observe des valeurs moyennes similaires à celles de la littérature sauf une valeur élevée pour le rapport DCO/DBO₅.

L'analyse du taux de charge organique des installations de traitement lors des mesures étudiées montre qu'une grande partie de ces dernières a eu lieu sur des installations fortement sous-chargées. Les analyses par tranches de capacité de 500 EH et par bassins hydrographiques n'ont pas montré de différences significatives sur la charge organique reçue par les systèmes de traitement lors des mesures étudiées. Au niveau hydraulique, on note que les installations ont tendance à être surchargées.

Le taux de surcharge observé sur des mesures réalisées dans des agglomérations d'assainissement de moins de 1 000 EH est supérieur à celui des agglomérations de capacité comprise entre 1 000 et 2 000EH.

MOTS CLES

Eaux usées domestiques, eaux usées brutes, concentrations moyennes, concentrations caractéristiques, ratios, gammes de variations, charge organique, charge hydraulique, équivalent habitant.

Domestic wastewater characteristics in rural areas in France

Final Report

Léa Mercoiret

ABSTRACT

Wastewater treatment plants designed to treat pollution loads smaller than 2 000 Population Equivalent (PE) are highly represented in France. Knowledge of mean concentrations, ratios and variation range of chemical parameters used to describe wastewater quality is crucial for ensuring a suited design of treatment facilities to the incoming effluents in these rural contexts.

This study defines mean concentrations, ratios and variation range of wastewater characteristic for communities under 2 000 PE in capacity.

Analysed parameters are BOD₅, COD, TSS, TKN, NH₄-N, NGL and TP. The analysis compare the obtained results to data available in the scientific literature. Trends related to treatment plants capacity range and geographical areas (national hydrographical watersheds studied: Artois-Picardie, Adour-Garonne, Loire-Bretagne and Rhin-Meuse) are then analysed and detailed.

Data collected and analysed are results of integrated 24-Hours water quality measurements on wastewater quality at the treatment plants entrances. Data were then sorted in order to eliminate aberrant values in the studied concentration series.

Calculated average concentrations agree with literature data. Only the Total Phosphorus parameter is an exception, the average value is low compare to previous studies, even recent ones (Deronzier and Choubert, 2004). This is in accordance with the progressive decline in phosphorus concentration since the 1990s.

Average concentrations are stable when analysed in 500 PE blocks. Geographically, the Rhin-Meuse watershed is the only exception, distinguished by very low mean concentrations along with very high rates of hydraulic loads measured in the treatment facilities.

Variations range for each parameter agree with the literature for their lower values, when the higher values are higher than those usually used for wastewater treatment facilities sizing in rural areas.

Typical ratios values agree with the literature except for the COD/BOD₅ ratio showing a relatively high average value.

Organic load analysis shows more than 40 % of measurements relating to under loaded wastewater treatment plants. Hydraulic load analysis shows a majority of these measurements being over loaded, especially in the Rhin-Meuse water basin.

Hydraulic overload tends to be higher in plants with a capacity lower than 1 000 PE and lower in the 1 000 to 2 000 PE capacity range.

KEY WORDS

Domestic waste water, raw waste water, typical concentrations, ratios, variation range, organic load, hydraulic load, population equivalent.

Qualité des eaux usées domestiques produites par les petites collectivités
Application aux agglomérations d'assainissement inférieures à 2 000 EH

Rapport Final

Léa Mercoiret

Synthèse pour l'action opérationnelle

CONTEXTE GENERAL

➤ Introduction

La connaissance de la composition des eaux usées domestiques est un paramètre essentiel pour assurer la pertinence du choix et du dimensionnement des filières de traitement appropriées. Bien que les gammes de concentrations des paramètres typiques des eaux usées domestiques soient globalement connues, la composition de ces effluents montre des variations tant dans l'espace que dans le temps. De plus, les systèmes de traitement de capacité inférieure à 2 000 EH sont fortement représentés en France. Fin 2008, on en dénombrait 15 640, soit environ 83 % du nombre total de systèmes de traitement des eaux usées en France.

La connaissance des concentrations moyennes des paramètres caractérisant les eaux usées ainsi que des gammes de variations possibles est cruciale pour assurer l'adéquation des filières de traitement à ces contextes ruraux.

➤ Tri des données

Les données collectées et analysées sont des résultats d'analyses de bilans 24 h sur la qualité des eaux usées domestiques en entrée de station. Les analyses effectuées lors de bilans 24 h sont intégratives grâce à un échantillonnage étalé sur une journée.

Après avoir éliminé les données incomplètes ou aberrantes, un tri statistique a été effectué avec le critère de Chauvenet. Ce tri a permis d'éliminer les valeurs aberrantes présentes dans la série de données collectées, tout en préservant sa variabilité. Les valeurs éliminées correspondaient pour la plupart à des maxima situés très en dehors des gammes de concentrations classiques pour des eaux usées domestiques brutes, et pour quelques unes, à des minima des valeurs de concentration sur les paramètres étudiés. Les médianes des séries de valeurs ont très peu été affectées par le tri car les bilans supprimés représentent une très faible proportion du nombre de valeurs.

A la suite du tri, la dispersion des valeurs a été analysée et a permis d'exclure de l'analyse les paramètres représentant les formes oxydées de l'azote (nitrites et nitrates) pour lesquels il n'était pas possible de conclure.

PRINCIPAUX ACQUIS TRANSFERABLES

➤ Résultats obtenus

Les concentrations moyennes, les gammes de variations et les ratios caractéristiques pour les principaux paramètres caractérisant les eaux usées brutes sont présentés dans les tableaux suivants.

Valeurs moyennes et gammes de variation pour les paramètres DBO₅, DCO, MES, NK, N-NH₄, NGL et P_t

	DBO ₅	DCO	MES	NK	N-NH ₄	NGL	P _t	
Unités	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
Moyenne	265.0	645.7	288.1	67.3	54.9	72.6	9.4	
Gamme de variation	Borne supérieure	570.0	1 341.3	696.0	123.1	98.3	122.6	18.4
	Borne inférieure	39.0	122.0	53.0	14.1	12.0	20.2	2.0
Nombre de valeurs	10 275	10 275	10 256	9 416	4 266	1 861	9 185	

Valeurs moyennes et gammes de variation pour les ratios étudiés

	DCO/DBO ₅	NK/DCO	P _t /DCO	MES/DCO	DBO ₅ /NK	DBO ₅ /P _t	N-NH ₄ /NK
Moyenne	2.6	0.12	0.016	0.46	3.88	28.5	0.74
Gamme de variation	Borne supérieure	3.9	0.18	0.026	0.79	6.50	0.97
	Borne inférieure	1.8	0.063	0.0089	0.23	1.90	0.50
Nombre de valeurs	10 275	9 416	9 184	10 256	9 416	9 184	4 244

En utilisant les valeurs moyennes des ratios calculés et la définition de l'Equivalent Habitant, on obtient les estimations suivantes pour un EH en milieu rural :

Applications des ratios calculés à l'Equivalent Habitant

	DBO ₅	DCO	NK	NH ₄	P _t	MES
Equivalent Habitant :	60	157.2	15.5	11.5	2.1	72.0
Unité	g d'O ₂ /jour	g d'O ₂ /jour	g de N/jour	g de N/jour	g de P/jour	g de MES/jour
Source	Directive ERU	Valeur moyenne des ratios :				
		DCO/DBO ₅	DBO ₅ /NK	DBO ₅ /NK et N-NH ₄ /NK	DBO ₅ /P _t	DCO/DBO ₅ et MES/DCO

➤ Analyse des résultats

Les résultats présentés ci dessus ont été comparés aux valeurs issues de la littérature scientifique disponible sur le sujet. Une analyse des taux de charge des installations de traitement par rapport à leur capacité nominale a ensuite été menée sur l'ensemble des mesures.

L'analyse des résultats a été complétée par une approche séparant les installations concernées par les mesures en différentes tranches de capacité puis par bassins hydrographiques.

CONCLUSION

A partir d'une série de données conséquente, cette étude a permis de déterminer des valeurs moyennes et des gammes de concentrations caractéristiques des eaux usées domestiques dans les agglomérations d'assainissement de moins de 2 000 EH, dans cinq des six bassins hydrographiques du territoire français métropolitain.

Des concentrations moyennes concordantes avec les données de la littérature ont été calculées. Ces valeurs sont situées dans la partie moyenne ou légèrement supérieure des gammes citées dans la littérature. Seul le paramètre P_t fait exception, la valeur moyenne observée est faible par comparaison avec les études antérieures, même relativement récentes (Deronzier et Choubert, 2004), et reflète la baisse progressive de la concentration en phosphore dans les eaux usées observée depuis les années 1990, notamment liée à la baisse d'utilisation de lessives contenant des phosphates.

Les concentrations moyennes sont stables selon un découpage des agglomérations d'assainissement par tranches de 500 EH et dans les bassins hydrographiques Artois-Picardie, Loire-Bretagne et Adour Garonne ; le bassin Rhin-Meuse montre par contre des concentrations moyennes plus faibles, caractéristiques d'effluents domestiques dilués par des eaux claires parasites.

Les gammes de concentration obtenues montrent des valeurs basses concordantes avec celles de la littérature. Les bornes supérieures sont elles relativement élevées (sauf pour le phosphore) ce qui remet en question les gammes traditionnellement utilisées pour le dimensionnement des ouvrages de traitement en milieu rural.

En ce qui concerne les ratios, on observe des valeurs moyennes similaires à celles de la littérature. Les ratios concernant le paramètre P_t sont bien sûr affectés par la baisse de la concentration en phosphore. La particularité vient de la valeur élevée du rapport DCO/DBO₅ : la gamme de variation supérieure va de 2.6 en moyenne à 3.9 pour la borne supérieure de l'intervalle de variation. Appliqué à la définition de l'Equivalent Habitant, cette valeur moyenne du ratio DCO/DBO₅ donne une charge de 157 g/jour par EH en DCO, ce qui plus élevé que la valeur de 120 g/jour traditionnellement utilisée.

L'analyse du taux de charge organique des installations de traitement lors des mesures étudiées montre qu'une grande partie de ces dernières a eu lieu sur des installations fortement sous-chargées. Au regard du paramètre DCO, la proportion de mesures montrant une surcharge organique des installations est de 17 %, tandis que la proportion de sous-charge atteint 43 %. Les analyses par tranches de capacité de 500 EH et par bassins hydrographiques n'ont pas montré de différences significatives sur la charge organique reçue par les systèmes de traitement lors des mesures étudiées.

Au niveau hydraulique, on note une inversion par rapport aux charges organiques : le taux de surcharge (43 %) est supérieur à celui de sous-charge (34 %). Le taux de surcharge observé sur des mesures réalisées dans des agglomérations d'assainissement de moins de 1 000 EH est supérieur à celui des agglomérations de capacité comprise entre 1 000 et 2 000 EH.

Le bassin hydrographique Rhin Meuse se détache des bassins Artois-Picardie, Adour-Garonne et Loire-Bretagne de part un très fort taux de surcharge hydraulique, observé sur plus de la moitié des mesures étudiées.

Afin d'affiner ces conclusions, une étude exhaustive sur la qualité des eaux usées en milieu rural serait appropriée (aspect quantitatif). Cela nécessiterait de pouvoir mesurer simultanément le taux d'occupation réel de l'agglomération d'assainissement et la qualité des eaux résiduaires collectées, de manière à estimer précisément la quantité de pollution générée par chaque habitant.

GLOSSAIRE

Charge hydraulique : débit journalier reçu par la station sous forme de hauteur d'eau (exprimée en m³/jour).

Charge organique : masse journalière de pollution reçue par la station (exprimée en kg/jour). La charge organique peut être calculée à partir de la DBO₅ ou de la DCO.

Equivalent Habitant : défini par la Directive Européenne Eaux Résiduaires Urbaine comme une charge journalière correspondant à 60 g de DBO₅. Dans cette étude, un Equivalent Habitant correspond à une charge de pollution journalière de : 60 g de DBO₅ et 120 g de DCO avec 150 L d'eau consommée.

ABREVIATIONS

DBO₅ ou DBO	Demande Biochimique en Oxygène à cinq jours, concentration exprimée en mg d'O ₂ /L
DCO	Demande Chimique en Oxygène, concentration exprimée en mg d'O ₂ /L
EH	Equivalent Habitant
MES	Matières en Suspension, concentration exprimée en mg/L
O₂	Dioxygène
NK	Azote Kjeldahl, concentration exprimée en mg de N/L
N-NH₄	Azote Ammoniacal, concentration exprimée en mg de N/L
N-NO₂	Ions nitrites, concentration exprimée en mg de N/L
N-NO₃	Ions nitrates, concentration exprimée en mg de N/L
NGL	Azote Global, concentration exprimée en mg de N/L
P_t	Phosphore Total, concentration exprimée en mg de P/L
AG	Bassin hydrographique Adour-Garonne
AP	Bassin hydrographique Artois-Picardie
LB	Bassin hydrographique Loire-Bretagne
RM	Bassin hydrographique Rhin-Meuse
SN	Bassin hydrographique Seine-Normandie
CV	Coefficient de variation, exprimé en pourcentage
Directive ERU	Directive Européenne sur les Eaux Résiduaires Urbaines
SATESE	Service d'Assistance Technique aux Exploitants de Stations d'Épuration (Service technique départemental en charge de l'assainissement)

I – Objectifs de l'étude et description des données de base

Cette étude s'intéresse aux caractéristiques des eaux usées en milieu rural et particulièrement aux effluents des agglomérations d'assainissement de taille inférieure à 2 000 Equivalents-Habitants (EH), soit une charge de pollution à traiter inférieure à 120 kg de DBO₅/jour.

En effet, la connaissance de la composition des eaux usées domestiques est un paramètre essentiel pour assurer la pertinence du choix et du dimensionnement des filières de traitement appropriées. Bien que les gammes de concentrations des paramètres typiques des eaux usées domestiques soient globalement connues, la composition de ces effluents montre des variations tant dans l'espace que dans le temps. De plus, les systèmes de traitement de capacité inférieure à 2 000 EH sont fortement représentés en France. Fin 2008, on en dénombrait 15 640, soit environ 83 % du nombre total de systèmes de traitement des eaux usées en France¹.

La finalité de cette étude est d'évaluer la variabilité des caractéristiques qualitatives des eaux usées domestiques brutes en milieu rural afin de renforcer les outils de conception et de gestion des systèmes de traitement des petites collectivités.

Les données disponibles ont été collectées auprès de différentes Agences de l'Eau et de certains SATESE². Il s'agit des résultats d'analyses de bilans 24 h sur la qualité des eaux usées domestiques en entrée de station. Les analyses effectuées lors de bilans 24 h sont intégratives grâce à un échantillonnage étalé sur une journée. Cela permet de s'affranchir dans une certaine mesure des variations intra-journalières de qualité des eaux résiduaires.

II – Tri des données reçues

II.1 – CRITERES DE TRI POUR L'OBTENTION DE DONNEES EXPLOITABLES

Pour évaluer les caractéristiques des eaux usées domestiques, il est nécessaire de ne pas tenir compte d'effluents ayant des caractéristiques d'eaux usées industrielles, ni de données aberrantes, tout en préservant la diversité des nombreuses données analysées. Ainsi, des critères de tri des données ont été retenus. Les chiffres entre parenthèses indiquent le nombre de bilans correspondants à chaque critère qui ont été supprimés.

↪ Données incomplètes et inappropriées

Les données considérées incomplètes selon les critères suivants ont été supprimées :

- Volume entrant non précisé ou nul (n = 68) ;
- Valeur de DCO ou DBO₅ manquante (n = 10 235) ;
- Valeur de capacité de la station > 2 000 EH ou non renseignée (n = 122).

↪ Données montrant un problème de mesure

- Valeur du paramètre NH₄ supérieure à celle du paramètre NK (n = 472) ;
- Valeur du paramètre inférieure à la limite de quantification (n = 30).

¹ Source : Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer, Portail d'informations sur l'assainissement communal, <http://assainissement.developpement-durable.gouv.fr/>, accès le 29/04/2010

² Cf. Glossaire

➤ Problème dans l'estimation du débit

Afin de ne pas inclure des données reflétant un problème de manipulation et notamment un problème de mesure de débit, les charges organiques et hydrauliques exprimés en EH ont été comparées. On a conclu à une erreur sur la mesure du débit (et/ou sur les modalités d'échantillonnage) si :

- la consommation journalière était inférieure à 50 L/EH/jour ;
- la consommation journalière était supérieure à 200 L/EH/jour et si les concentrations correspondantes étaient élevées (DCO > 1 000 mg O₂/L).

L'application de ces critères de test n'a pas engendré la suppression de données dans la série étudiée.

➤ Résultat du tri

A l'origine, la série était constituée de 21 415 bilans 24 h non redondants. Selon les critères, 10 924 bilans ont été supprimés, ce qui a permis de garder 10 491 bilans 24 h exploitables dans la série de données.

II.2 – CRITERES DE TRI DES VALEURS ABERRANTES

➤ Critères de tri supplémentaires

Les premiers critères de tri des données ont permis d'isoler les bilans 24 h exploitables parmi l'ensemble des données reçues. Cependant, des valeurs « aberrantes », non représentatives des eaux résiduaires d'origine domestique sont encore présentes dans la série de données. Il s'agit de trier cette série pour enlever les valeurs aberrantes tout en conservant sa variabilité. Afin d'établir des critères de tri pertinents, une première analyse statistique simple a été menée.

Comme le montre le Tableau 1, les valeurs maximales de la plupart des paramètres ne sont pas cohérentes avec la gamme de concentrations rencontrée usuellement dans les résultats d'analyse des eaux usées (Cf. Tableau 13), notamment pour les paramètres DBO₅, DCO et MES. Au sujet des valeurs minimales, il n'est pas possible de définir des limites basses pour les concentrations caractéristiques car la présence d'eaux claires parasites drainées par les réseaux d'assainissement peut diluer fortement les eaux usées collectées.

Cependant, supprimer des valeurs (en apparence non cohérentes avec la réalité) dans une série de données n'est pas un acte anodin. On peut y voir l'introduction d'une certaine subjectivité et se voir reprocher d'avoir 'arrangé' les données dans le but d'arriver à un résultat particulier. Dans notre cas, il est impossible de répéter les expériences (échantillonnage et analyse lors de bilans 24 h) qui ont amené à la production des données. Il faut trouver un compromis entre conserver la variabilité et éliminer les valeurs aberrantes.

Dans ce but, on a trié les valeurs aberrantes avec des critères statistiques. Les résultats obtenus ont été comparés. La démarche et les résultats sont présentés dans la partie suivante.

Tableau 1 – Description statistique de la série de données exploitables

	Volume	DBO ₅	DCO	MES	NK	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	NGL	P _t
Unités	(m ³ /j)	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Nombre de Valeurs	10 491	10 491	10 491	10 470	9 605	4 381	2 641	3 056	1 926	9 374
Moyenne	140	274	670	308	68.2	55.0	0.5	2.9	73.3	9.6
Médiane	96	250	607	240	67.0	55.0	0.2	0.9	73.6	9.1
Ecart type	152	214	505	402	39.0	27.6	3.1	7.2	35.7	6.6
CV (%)	1.1	0.8	0.8	1.3	0.6	0.5	6.0	2.4	0.5	0.7
Maximum	3344	4977	9940	19000	966.7	230.0	115.1	204.7	330.4	157.3
Minimum	1	3	30	2	1.10	0.10	0.02	0.20	1.09	0.20
Centile 99	720	960	2321	1500	160.0	124.2	4.1	19.4	165.0	29.4
Centile 95	409	590	1405	730	125.8	99.0	1.3	10.0	126.2	19.1
Centile 90	302	490	1158	555	112.4	89.3	0.9	7.8	115.1	16.0
Centile 10	24	63	178	76	21.2	18.3	0.0	0.3	27.0	2.9
Centile 5	15	37	120	52	14.0	11.4	0.0	0.2	19.5	1.9
Centile 1	6	13	54	22	6.0	4.2	0.0	0.2	9.4	1.0

⇒ Tri statistique avec le critère de Chauvenet

Afin de déterminer à partir de quel seuil les valeurs pouvaient être considérées comme aberrantes vis à vis d'un effluent d'origine domestique, nous avons utilisé le critère de Chauvenet. Ce test statistique permet d'évaluer si oui ou non une valeur donnée dans la série doit être considérée comme suspecte. Une table de probabilités (basée sur la loi normale) décrit la probabilité qu'une valeur de la série (préalablement centrée et réduite) soit éloignée de la moyenne de (plus ou moins) X fois l'écart type. Pour une valeur suspecte, on calcule cette probabilité, puis on la pondère par le nombre de valeurs de la série pour déterminer la valeur du critère de Chauvenet. Le critère représente donc le nombre théorique de données qui auraient cette valeur. Si le critère est inférieur à 0.5, alors la valeur étudiée peut être considérée comme suspecte et, selon l'appréciation du chercheur, éliminée.

L'utilisation de ce critère implique le calcul d'une probabilité basée sur la loi normale. Bien que la distribution des données de la série ne suive pas une loi normale, le calcul de la probabilité associée comme une valeur indicatrice « (et non comme un seuil de rejet automatique) autorise son calcul dans des situations éloignées de la loi normale. [...] ». Ainsi dans la démarche présentée, la loi normale ne constitue absolument pas un modèle que les données doivent vérifier mais :

- un moyen empirique généralement efficace d'effectuer des calculs approchés de probabilités ;
- une référence commode pour étudier les distributions » (Escofier et Pagès, 1997, pp. 136-137).

Nous utilisons une démarche similaire à celle des auteurs pré-cités pour la détermination de valeurs aberrantes dans la série, aussi la justification présentée ci-dessus est adaptée à notre approche dans l'étude.

Dans cette étude, nous avons utilisé le cheminement inverse en choisissant la valeur du critère qui permet d'affirmer qu'une valeur peut être considérée comme suspecte, nous sommes remontés à la valeur seuil correspondante pour chacun des paramètres. Les résultats obtenus ont identifié comme suspectes les valeurs hautes des séries pour chacun des paramètres, aucune valeur basse n'a rempli les conditions pour être suspectée.

La démarche se décrit comme suit :

- On suppose que les séries de mesures pour chaque paramètre suivent chacune une loi normale de centre et de largeur donnés par la moyenne et l'écart type de la série.
- On calcule la probabilité que ces valeurs soient éloignées de la moyenne d'un certain nombre de fois l'écart type, noté X.
- On calcule alors le nombre de valeurs attendues théoriquement qui s'éloigneraient de la moyenne de X fois l'écart type.
- Ensuite, le critère de Chauvenet considère comme suspecte toute valeur dont le nombre d'occurrence théorique est inférieur à 0,5.
- Les valeurs peuvent être éliminées d'après le critère, il est néanmoins nécessaire de vérifier que leur élimination relève de « raisons autres que statistiques » (Escofier et Pagès, 1997, p. 136)

Pour les paramètres DBO_5 , DCO, MES, NK et P_t les valeurs suspectes sont toutes éloignées de la moyennes de plus de 4.5 fois l'écart type. Dans une distribution normale, la probabilité qu'une valeur se situe à une telle distance de la moyenne est inférieure à 0.0007 %.

Pour les autres paramètres caractérisant la pollution azotée ($N-NH_4$, $N-NO_2$, $N-NO_3$ et NGL) les valeurs suspectes sont situées à plus de 4 écart-type de la moyenne. Dans une distribution normale, la probabilité qu'une valeur se situe à une telle distance de la moyenne est inférieure à 0.006 %.

Les valeurs seuil obtenues sont présentées dans le Tableau 2.

Tableau 2 - Valeurs seuils définissant les valeurs considérées comme aberrantes suite à l'application du critère de Chauvenet

	DBO ₅	DCO	MES	NK	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	NGL	P _t
SEUIL (mg/L)	1 230	2 930	2 100	223	150.3	10.5	30.6	210.8	39.2
Nombre de valeurs supérieures au seuil	54	19	26	8	3	9	17	1	20

On note que les seuils correspondent à des valeurs fortes pour l'ensemble des paramètres étudiés, qui sont clairement situées dans la partie haute des gammes de variations de concentrations communément admises pour des eaux usées domestiques (Cf. Valeurs de la littérature présentées au paragraphe III.2). Aussi, cette observation nous paraît être un argument justifiant la suppression des bilans 24 h de la série présentant des valeurs de concentration supérieures aux seuils ci-dessus.

Après avoir décidé de supprimer ces valeurs suspectes, la question s'est posée de savoir si la donnée aberrante du paramètre en question devait être supprimée seule ou avec l'ensemble des autres paramètres composant le bilan 24 h. Il a été décidé d'éviter au maximum de travailler avec des données partielles, et donc les 157 bilans 24 h dont au moins un des paramètres était supérieur aux valeurs seuils du Tableau 2 ont été supprimés de la série de données.

La série de valeurs a ensuite été à nouveau analysée (Tableau 3), puis comparée aux résultats de la série non triée (Tableau 4).

Tableau 3 - Description statistique de la série de données après tri avec le critère de Chauvenet

	Volume	DBO ₅	DCO	MES	NK	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	NGL	P _t
Unités	(m ³ /j)	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Nombre de Valeurs	10 334	10 334	10 334	10 314	9 469	4 294	2 591	3 002	1 881	9 239
Moyenne	140	264	643	287	67.1	54.7	0.4	2.6	72.1	9.4
Médiane	97	245	600	240	66.6	54.9	0.2	0.9	73.3	9.0
Ecart type	152	171	396	227	34.8	27.1	0.7	3.4	33.3	5.3
CV (%)	1.1	0.6	0.6	0.8	0.5	0.5	1.9	1.3	0.5	0.6
Maximum	3 344	1 230	2 930	2 100	223.0	150.3	10.5	30.6	200.4	39.2
Minimum	1	3	30	2	1.10	0.10	0.02	0.20	1.09	0.20
Centile 99	723	795	1908	1169	151.3	122.6	2.6	14.0	158.8	25.2
Centile 95	410	570	1340	692	123.0	98.2	1.3	9.6	122.4	18.4
Centile 90	304	480	1130	536	111.0	88.9	0.9	7.6	113.6	15.9
Centile 10	24	62	177	75	21.0	18.3	0.0	0.3	26.8	2.9
Centile 5	15	37	119	51	14.0	11.3	0.0	0.2	19.4	1.9
Centile 1	6	12	54	22	6.0	4.2	0.0	0.2	9.3	1.0

Tableau 4 - Variation relative des statistiques principales de la série à la suite du tri avec le critère de Chauvenet

	Volume	DBO ₅	DCO	MES	NK	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	NGL	P _t
Unités	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
Nombre de Valeurs	1.5	1.5	1.5	1.5	1.4	2.0	1.9	1.8	2.1	1.4
Moyenne	-0.4	3.8	4.0	6.9	1.6	0.6	29.5	13.4	1.6	2.8
Médiane	-1.0	2.0	1.2	0.0	0.6	0.2	1.2	3.2	0.7	0.9
Ecart type	-0.4	20.0	21.6	43.7	11.0	1.6	78.4	52.2	7.6	19.2
CV (%)	0.1	-20.3	-22.5	-65.3	-10.5	-1.1	-226.1	-81.2	-6.5	-20.2
Maximum	0.0	75.3	70.5	88.9	76.9	34.6	90.9	85.1	60.3	75.1
Minimum	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Centile 99	-0.3	17.2	17.8	22.1	5.4	1.2	37.0	28.0	6.1	14.1
Centile 95	-0.3	3.4	4.6	5.2	2.2	0.8	2.0	4.1	2.1	3.7
Centile 90	-0.5	2.0	2.4	3.4	1.2	0.5	2.7	2.6	1.1	0.6
Centile 10	0.0	1.6	0.6	1.0	0.9	0.2	0.0	0.0	0.7	0.0
Centile 5	0.0	0.0	0.8	1.9	0.0	1.0	0.0	0.0	0.7	0.0
Centile 1	0.0	6.9	0.0	0.0	0.1	0.4	0.0	0.0	1.4	0.0

Le Tableau 4 montre que si les valeurs des maxima ont fortement baissé, les valeurs des moyennes pour les paramètres principaux (DBO₅, DCO, MES, NK et P_i) n'ont varié que de 1 à 6.9 % au maximum.

Après le premier tri sur la valeur des paramètres eux-mêmes, même si les concentrations appartiennent à des gammes plus caractéristiques des eaux usées domestiques, on s'aperçoit que l'aptitude de l'effluent à être biodégradable (estimée par le rapport DCO/ DBO₅) montre encore des valeurs complètement hors gamme. Il est généralement admis que le rapport DCO/DBO₅ varie le plus souvent entre 2 et 3, voire entre 1.5 et 3.5 dans les cas extrêmes, pour des eaux résiduaires d'origine domestique (Cf. tableau 13).

Bien que la moyenne et la médiane de la série correspondent à une gamme classique, les maxima et les minima sont très éloignés des valeurs usuelles pour ce type d'effluent. Il a donc été décidé de répéter le tri réalisé avec le critère de Chauvenet sur le rapport DCO/ DBO₅ (Tableau 5).

Tableau 5 - Evolution des statistiques basiques sur rapport DCO/ DBO5 après le tri avec le critère de Chauvenet

	Avant tri	Après tri sur les paramètres	Après tri sur le rapport DCO/ DBO ₅
Nombre de valeurs	10 491	10 334	10 275
Moyenne	2.68	2.67	2.62
Médiane	2.47	2.47	2.46
Ecart type	1.16	1.11	0.73
CV	0.43	0.41	0.28
Maximum	38.61	35.20	7.81
Minimum	0.32	0.32	1.03

Le test a permis d'identifier 59 valeurs suspectes non redondantes avec celles du tri précédent. Ces valeurs sont toutes comprises dans le haut de la série : entre 8.1 et 35.2, on note que le coefficient de variation a diminué d'environ 13 % à la suite du second tri. Les bilans 24 h correspondants ont été supprimés.

Les bilans supprimés montraient des valeurs de DBO₅ assez basses comparativement à des DCO dans des valeurs classiques à basses. Lorsque les deux valeurs sont faibles, on peut penser à des effluents très dilués. Cependant, qu'il y ait dilution ou non, un rapport DCO/ DBO₅ élevé fait pencher l'interprétation vers une nature d'effluent peu biodégradable ce qui est caractéristique de mélanges d'effluents industriels avec les eaux usées domestiques. Par ailleurs l'incertitude sur la mesure de DBO₅ est de l'ordre de 15 % et cela peut aussi avoir des conséquences sur la valeur du ratio.

Il faut noter que les valeurs du rapport DCO/ DBO₅ inférieures à 1 indiquent qu'une valeur de DBO₅ supérieure à celle de la DCO a été mesurée. En pratique, il ne s'agit pas d'effluents extrêmement biodégradables, mais plutôt de résultat illogiques car la DBO₅ représente la fraction de la pollution organique contenue dans l'effluent que la biomasse peut dégrader en 5 jours, tandis que la DCO représente la fraction de pollution qui peut être oxydée chimiquement. Ainsi, la DCO contient une fraction de la pollution qui n'est pas facilement biodégradable ; elle est donc par définition supérieure à la DBO₅. Ainsi, un rapport DCO/ DBO₅ inférieur à 1 montre que les données ne sont pas cohérentes, mais cela ne permet pas de définir la cause de cette incohérence. Nous avons alors choisi d'éliminer les deux bilans 24 h pour lesquels ce rapport était inférieur à 1.

II.3 – EFFETS DU TRI SUR LA REPARTITION DES VALEURS

En représentant la série sous forme de boîtes de répartition (ou boîtes à moustaches) avant et après le tri, on peut visuellement apprécier l'effet du tri sur les valeurs. Cette forme de représentation décompose les valeurs d'une série (ici cela correspond aux différentes valeurs de concentration mesurées pour un paramètre) en quatre intervalles qui représentent chacun 25 % des effectifs de mesures. De bas en haut :

- l'intervalle entre la valeur minimale et le bord inférieur de la boîte représente l'intervalle contenant le premier quart des valeurs ;
- ensuite, le rectangle ou boîte montre la gamme où sont réparties 50 % des valeurs de la série. La boîte contient la médiane des séries : entre la médiane et chaque extrémité de la boîte se trouvent 25 % des valeurs ;
- l'intervalle situé entre le bord supérieur de la boîte et la valeur maximale contient le quart des valeurs de la série situées dans la gamme haute des concentrations.

La représentation graphique présentée sur les Figures 1 à 4 illustre l'effet du tri sur les statistiques de base (moyenne, médiane et écart type) et sur les maxima pour les séries de données concernant les paramètres DBO₅, DCO, NK et MES. L'annexe 1 contient les graphiques correspondant aux autres paramètres étudiés.

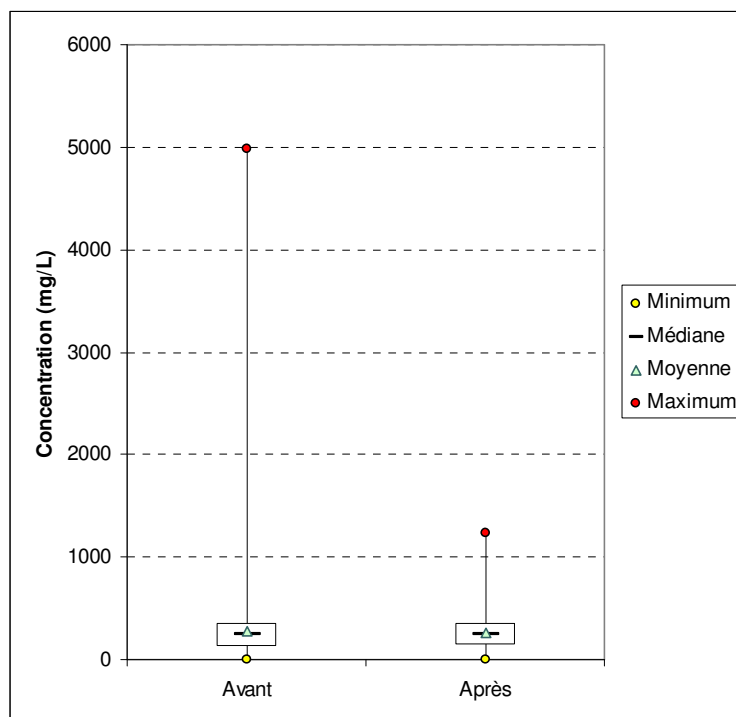


Figure 1 - Effet du tri des données sur les valeurs du paramètre DBO₅

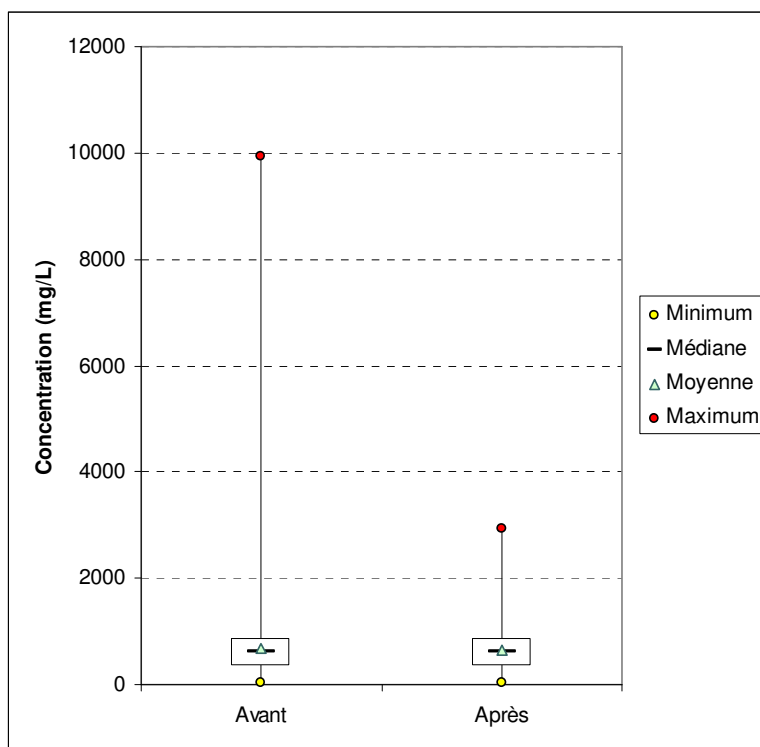


Figure 2 - Effet du tri des données sur les valeurs du paramètre DCO

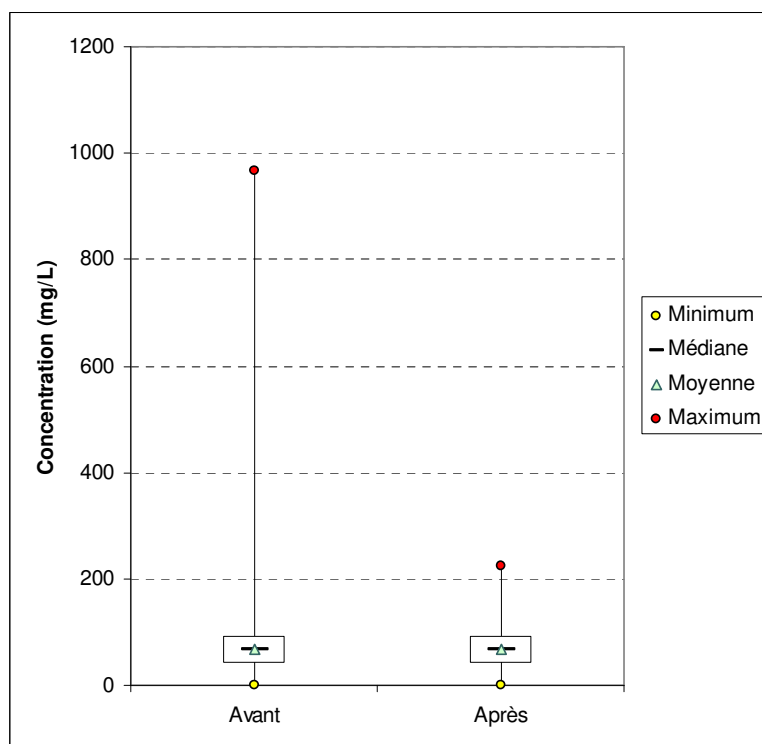


Figure 3 - Effet du tri des données sur les valeurs du paramètre NK

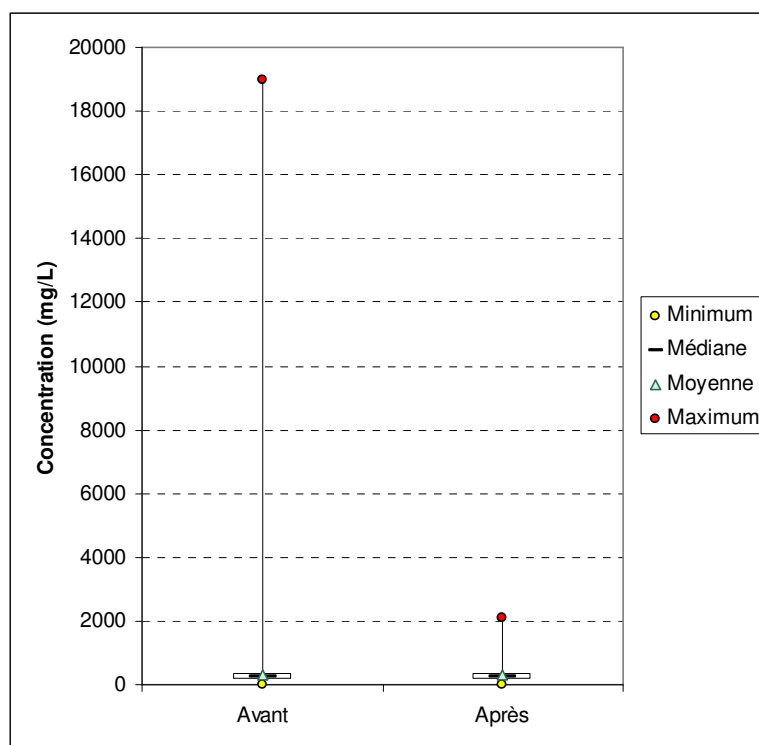


Figure 4 - Effet du tri des données sur les valeurs du paramètre MES

Au sujet des minima, ils n'ont presque pas été affectés par le tri, sauf pour les paramètres DBO₅ et MES qui ont vu leurs minima respectifs augmenter suite à la suppression des deux bilans présentant un rapport DCO/DBO₅ inférieur à 1 (Cf. Tableau 4).

L'ordre de grandeur de ces valeurs varie de manière considérable. Cette observation se vérifie tant pour la pollution carbonée que pour les nutriments.

Le critère de Chauvenet a agit sur les maxima, tandis que seules les deux valeurs du rapport DCO/DBO₅ supprimées ont eu un effet sur les minima. Les variations sont importantes en valeur absolue.

La variation observée sur les maxima souligne l'effet d'élimination des valeurs maximales aberrantes engendré par le tri avec le critère de Chauvenet.

Les médianes des séries de valeurs sont peu voire pas affectées par le tri, ce qui montre bien que devant le nombre de valeurs de chaque série, les bilans supprimés représentent une très faible proportion (inférieure à 2 % du nombre de valeurs pour tous les paramètres).

Cette faible proportion de valeurs supprimées a tout de même un effet marqué sur les écarts types car la série de données originelle présentait une forte asymétrie vers les valeurs hautes. Au sujet de l'effet de ces valeurs sur la moyenne des séries, on observe logiquement une variation moins importante.

Les valeurs moyennes ont évolué à la baisse, dans une mesure inférieure à 4 % pour tous les paramètres sauf les MES (environ 7 %). Cela s'explique car ce paramètre est caractérisé par une grande variabilité liée aux précipitations météorologiques et au type et à la longueur du réseau de collecte en amont.

Il faut cependant distinguer les paramètres nitrates et nitrites. En effet, les formes oxydées de l'azote sont théoriquement absentes dans une eau usée domestique. Quand elles sont détectées en fortes quantités en entrée de station, la présence de ces composés est associée à une pollution d'origine non domestique, ou parfois à un réseau aéré avec présence de biofilm ce qui peut permettre un début de nitrification donc la présence de nitrates mais en quantités faibles.

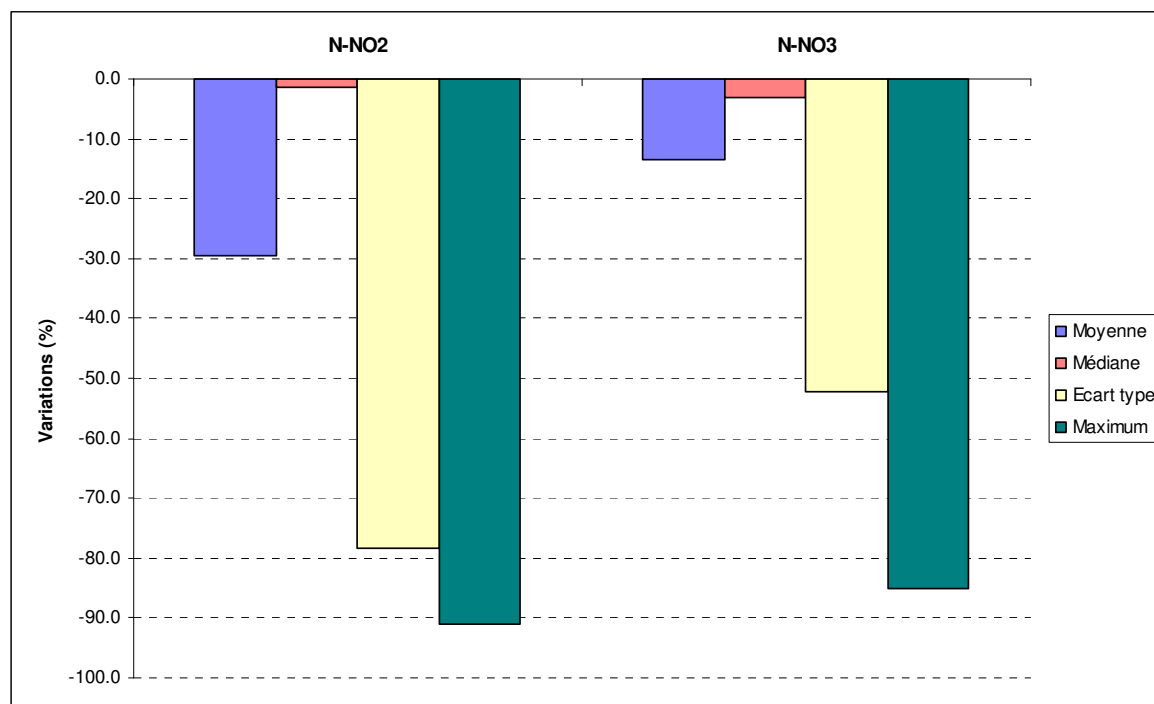


Figure 5 - Effet du tri sur les statistiques de base et les maxima pour les formes oxydées de l'azote

On note sur la Figure 5 que le tri a eu un effet significatif sur la moyenne des deux séries : -29.5 % pour les nitrites, et -13.4 % pour les nitrates (Cf. Tableau 4). Cela s'explique car ces deux séries de données contiennent beaucoup de valeurs proches ou égales à la limite de quantification : dans ces séries de données, la médiane est bien inférieure à la moyenne. Ainsi, le fait d'éliminer des valeurs maximales affecte grandement les statistiques de base. L'annexe 2 présente l'effet du tri des données en variation relative sur les statistiques de base et les maxima pour les autres paramètres étudiés.

II.4 – DONNEES ANALYSEES

↪ Caractéristiques des données exploitées

Les Tableaux 6 à 8 ainsi que la Figure 6 décrivent l'origine et la nature des données disponibles.

Tableau 6 - Origines géographique et temporelle des données exploitables

Bassin hydrographique	Nombre de bilans	Nombre de stations	Période
AG	2 410	958	2004-2007
RM	3 032	318	2003-2008
LB	3 325	1 441	1999-2008
AP	1 399	191	2004-2008
SN	109	73	2007-2009
TOTAL	10 275	2 981	1999-2009

Tableau 7 - Nombre de bilans 24 h précisant les paramètres étudiés

Paramètre	Volume entrant	DBO ₅	DCO	MES	NK	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	NGL	P _t
Nombre de bilans	10 275	10 275	10 275	10 256	9 416	4 266	2 558	2 985	1 861	9 185

Le Tableau 8 présente par tranche de capacité le nombre de stations où ont été réalisées les mesures avec le nombre de bilans 24 h correspondants se trouvant dans la série.

Tableau 8 - Détail par tranches de capacité des stations étudiés lors des bilans

Capacité (EH)	Nombre de stations	Nombre de bilans 24h	Nombre moyen de bilans par station
0 – 500	1 189	3 188	2.7
500 – 1 000	1 112	3 536	3.2
1 000 – 1 500	565	2 336	4.1
1 500 – 2 000	238	1 215	5.1
Total (0 – 2 000)	3 104	10 275	3.3

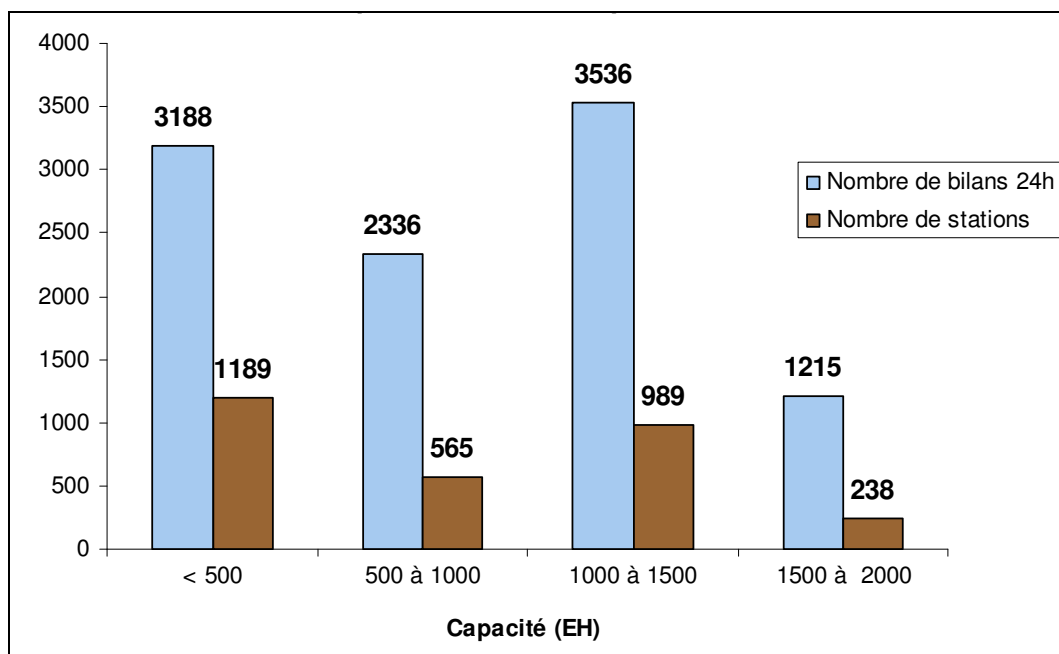


Figure 6 - Répartition par tranches de capacité des stations de traitement étudiées et du nombre de bilans 24 h correspondant

III – Résultats : concentrations

III.1 – ANALYSE DE LA DISPERSION DES DONNEES

A la suite du tri, la série de données à exploiter comporte 10 275 bilans 24 h. Avant d'interpréter les valeurs moyennes obtenues, il est important d'analyser la dispersion des valeurs de concentration. Pour cela, différents outils statistiques permettent de se faire une idée.

↪ Coefficient de variation

Le coefficient de variation (CV) correspond à l'écart type d'une série de valeurs exprimé comme un pourcentage de la moyenne. Cette valeur adimensionnelle permet de comparer entre elles la dispersion de plusieurs séries de données.

La Figure 7 montre que les formes oxydées de l'azote présentent comme précédemment une forte dispersion. Cela pousse à remettre en question la pertinence de calculer une valeur moyenne sur ces deux séries. En effet, un résultat supérieur à 100 % implique que l'écart type soit supérieur à la moyenne ce qui dénote une répartition très déséquilibrée des valeurs dans la série. Cela se comprend car les valeurs de nitrites et de nitrates sont normalement très faibles dans les eaux résiduaires brutes, hors contexte de pollution d'origine non domestique. Les séries de valeurs sont donc très asymétriques car composées de beaucoup de valeurs nulles ou très faibles, avec quelques pics de valeurs « fortes ». Ainsi, nous ne concluons pas sur des valeurs guides concernant ces deux paramètres.

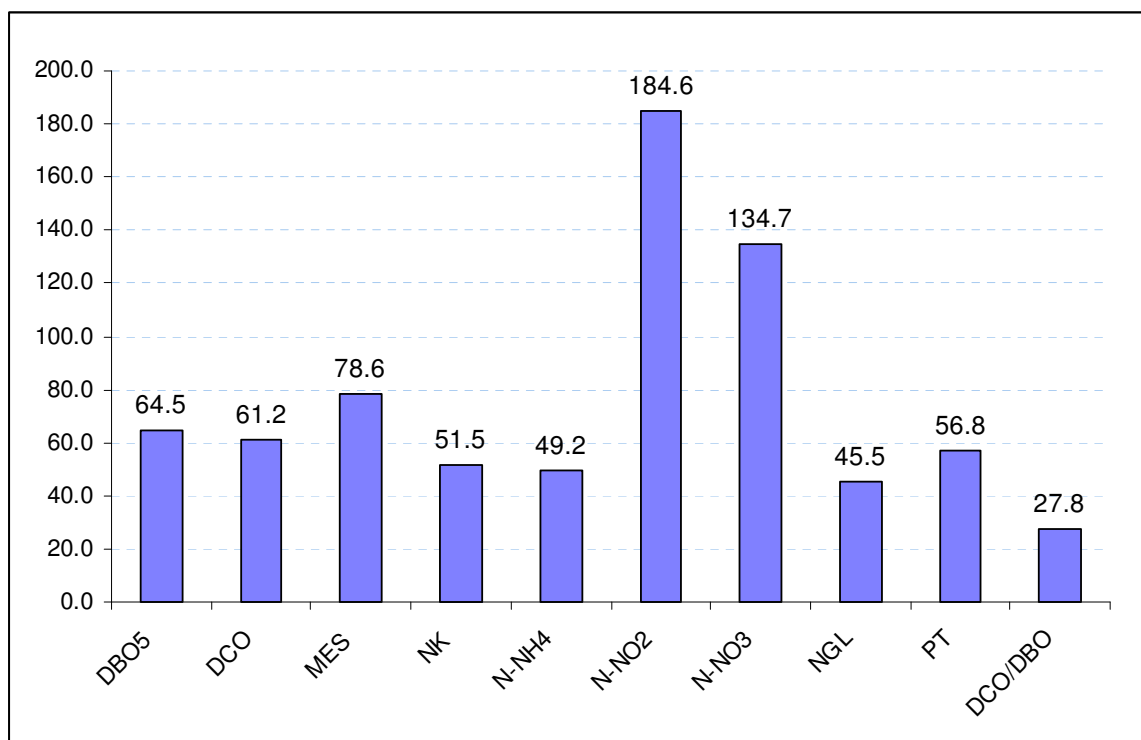


Figure 7 - Coefficient de variation pour les paramètres étudiés

De même, le paramètre MES présente une forte variabilité qui est liée aux origines et aux mécanismes très variés de mise en suspension de ces matières.

En ce qui concerne la pollution carbonée (DBO₅, DCO), l'azote sous forme réduite et globale (NH₄, NK, NGL) et le phosphore total (P_t), la dispersion varie entre 43 et 64 %. La dispersion des valeurs de concentration est plus grande en ce qui concerne la pollution carbonée qu'en ce qui concerne les nutriments. Néanmoins, ces coefficients de variation soulignent la variabilité intrinsèque des eaux usées domestiques en milieu rural.

↪ Comparaison médiane – moyenne

Les observations précédentes sont confirmées par la comparaison entre moyenne et médiane pour chaque paramètre (Tableau 9).

Tableau 9 - Comparaison de la médiane et de la moyenne

	Unités	DBO ₅	DCO	MES	NK	N-NH ₄	NGL	P _t
Moyenne	mg/L	265.0	645.7	288.1	67.3	54.9	72.6	9.4
Médiane	mg/L	250.0	604.0	240.0	67.0	55.0	73.7	9.0
Différence	%	5.6	6.5	16.7	0.5	0.2	1.5	4.1
Ordre de grandeur de l'imprécision sur la mesure des concentrations ³	%	15	8	10	4	5	-	9

La moyenne d'une série de données tend vers la médiane de cette même série si la distribution est symétrique. L'avantage de la médiane est de ne pas être influencée par les valeurs extrêmes : il s'agit bien de la valeur au centre d'une distribution tandis que la moyenne porte l'information de chaque valeur de la distribution.

En ce qui concerne les MES, la différence entre moyenne et médiane est de 17 % environ. Cette valeur est supérieure à l'ordre de grandeur de l'imprécision sur la mesure. Cela confirme l'observation précédente sur la variabilité intrinsèque du paramètre Matières En Suspension.

Pour les autres paramètres, cette différence est inférieure à 7 % pour la pollution carbonée (DBO₅ et DCO) et à 4 % pour les nutriments. Elle est inférieure à l'ordre de grandeur de la précision de mesure des concentrations.

↪ Paramètres non sélectionnés pour l'étude

Le Tableau 10 montre la forte différence entre moyenne et médiane pour les séries de valeurs de nitrites et nitrates. Cela confirme qu'il est inopportun de considérer la moyenne comme une statistique globale représentative des valeurs de concentration des paramètres N-NO₂ et N-NO₃.

Tableau 10 - Comparaison de la médiane et de la moyenne pour les formes oxydées de l'azote

	Unités	N-NO ₂	N-NO ₃
Moyenne	mg/L	0.4	2.5
Médiane	mg/L	0.2	0.9
Différence	%	52.5	64.6
Ordre de grandeur de l'imprécision sur la mesure des concentrations ¹	%	10	5

³ Source : Entretien avec P. Le Pimpec (2010), responsable du laboratoire d'analyses physico-chimiques des milieux aquatiques et de l'activité paramètres majeurs (Cemagref, centre de Lyon). Ces estimations sont basées sur des résultats d'analyses inter laboratoires accrédités COFRAC (environ 40 analyses par paramètre, mesurées par 130 laboratoires différents).

➤ Résultats globaux sur les paramètres étudiés

La représentativité des données est augmentée par le fait qu'il y a entre 1 861 et 10 275 valeurs pour chacun des paramètres étudiés, et que chaque valeur est calculée sur un échantillon intégratif des variations journalières de composition des effluents (bilan 24 h).

Ces résultats et ces observations confirment que, pour les paramètres sélectionnés (DBO₅, DCO, MES, NK, NH₄, NGL et P_t), les séries de données sont représentatives de gammes de concentrations définies et donc qu'il est pertinent de calculer des statistiques globales telle que la moyenne.

Tableau 11 - Résultats globaux pour tous les paramètres

	DBO ₅	DCO	MES	NK	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	NGL	P _t
Unités	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Nombre de valeurs	10 275	10 275	10 256	9 416	4 266	2 558	2 985	1 861	9 185
Moyenne	265	646	288	67	54.9	0.4	2.5	72.6	9.4
Médiane	250	604	240	67	55.0	0.2	0.9	73.7	9.0
Ecart type	171	395	226	35	27.0	0.7	3.4	33.1	5.3
CV (%)	64	61	79	51	49	185	135	46	57
Maximum	1 230	2 930	2 100	223	150.3	10.5	30.6	200.4	39.2
Minimum	5	30	2	1	0.10	0.02	0.20	1.09	0.20
Centile 99	797	1 911	1 178	152	122.7	2.6	14.0	159.1	25.2
Centile 95	570	1 341	696	123	98.3	1.3	9.6	122.6	18.4
Centile 90	480	1 132	538	111	89.0	0.9	7.6	113.7	15.9
Centile 10	64	181	76	22	18.7	0.0	0.3	27.3	2.9
Centile 5	39	122	53	14	12.0	0.0	0.2	20.2	2.0
Centile 1	15	57	24	6	4.5	0.0	0.2	10.9	1.0

➤ Concentrations moyennes et gammes de variations

Pour les paramètres DBO₅, DCO, MES, NK, NH₄, NGL et P_t nous proposons donc de retenir la moyenne comme indicateur global synthétique de la valeur de concentration dans les eaux résiduaires domestiques en milieu rural.

Cependant, comme nous l'avons montré, les concentrations de ces paramètres sont extrêmement variables et il convient de définir une plage de variation classique. Nous proposons de définir cette plage sur la qualité des eaux que l'on peut observer 90 % du temps, donc de baser l'intervalle sur les centiles 5 et 95 pour chaque paramètre. Les résultats sont présentés dans le Tableau 12.

Tableau 12 - Valeur moyenne et gamme de variation pour les paramètres DBO₅, DCO, MES, NK, N-NH₄, NGL et P_t

		DBO ₅	DCO	MES	NK	N-NH ₄	NGL	P _t
	Unité	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
	Moyenne	265.0	645.7	288.1	67.3	54.9	72.6	9.4
Gamme de variation	Borne supérieure	570.0	1 341.3	696.0	123.1	98.3	122.6	18.4
	Borne inférieure	39.0	122.0	53.0	14.1	12.0	20.2	2.0

III.2 – COMPARAISON AVEC LA LITTÉRATURE

Le Tableau 13 récapitule la bibliographie recueillie sur les caractéristiques qualitatives des eaux résiduaires urbaines. Les résultats obtenus lors de cette étude y sont ensuite comparés.

Tableau 13 - Valeurs de concentrations relevées dans la littérature

Source	Description	Domaine d'application et remarques	DBO ₅	DCO	MES	NK / NGL / NO ₃ / NH ₄	P _t	Unités
Groupe Macrophytes et Traitement des Eaux (2005)	Valeur guide	Milieu rural, réseau séparatif (sauf mention (*) en réseau unitaire)	333	800	333	400 (*)	67	13 mg/L
Pons <i>et al.</i> (1994)	Valeur moyenne	Valeurs moyennes obtenues sur plus de 130 stations françaises (130 à 149 stations étudiées selon les paramètres) à partir de moyennes annuelles de 1998 et 1999. La capacité de ces stations était comprise entre 1 200 et 650 0000 EH	268	634	302	52	9.3	mg/L
	Médiane		245	592	267	51	9	mg/L
	Ecart-type		137	315	170	23	3.8	mg/L
UN Department of Technical Cooperation for Development (1985)	Concentrations types	Forte	300	-	350	85	20	mg/L
		Moyenne	200	-	200	40	10	mg/L
		Faible	100	-	100	20	6	mg/L
Pujol R. et Liénard A. (1990)	Valeurs moyennes	30 stations d'épuration (capacité < 5 000 EH) en milieu rural	300	700	250	80	60	35 mg/L

		Ecart type				65	100	30		20				mg/L
Besème J.-L. et Iwema A. (1990)	Concentrations moyennes par bassin hydrographique		Bassin hydrographique Loire-Bretagne		Stations de plus de 20 000 EH, mesures de type bilans 24 h réalisées entre 1987 et 1988 (2 à 6 mesures/an)	292		286						mg/L
			Bassin hydrographique Seine-Normandie			264	639	285	60					mg/L
			Bassin hydrographique Rhin-Meuse			150		146	34					mg/L
			Bassin hydrographique Rhône-Méditerranée et Corse			213	506	233	49					mg/L
	Concentration moyenne		Moyenne sur les quatre bassins étudiés			230	573	238	48					mg/L
Bécares E., Soto F. and Sotillos-Blas J.-L. (2009)	Concentrations moyennes		Stations d'épuration de capacité inférieure à 2 000 EH de plaine (altitude < 1 000 m) et de montagne (altitude > 1 000 m). Mesures effectuées sur des échantillons moyens sur des périodes de 12 h consécutives. Eaux parasites très présentes.		72	167	55	25		3	15	3	mg/L	
Le Pen A. et Pronost J. (1991)	Ordres de grandeurs de concentrations en eaux usées brutes	Valeur moyenne		Origine des données non mentionnée, les ordres de grandeur présentés sont des valeurs "à manipuler avec précaution connaissant la très grande variabilité des caractéristiques des eaux usées urbaines"	300	700	250	80		0	60	10	mg/L	
		Gamme de variation	Borne inférieure		150	300	100	30		-	20	5	mg/L	
			Borne supérieure		500	1 000	400	100		<1	80	25	mg/L	

Leclerc L. et Duchène P. (1986)	Concentrations moyennes des eaux usées brutes	Concentrations et charges données pour des effluents strictement domestiques. La valeur de 100 à 150 l d'eau usée par jour et par personne prend en compte les eaux parasites (consommation réelle estimée par habitant : 70 à 120 litres par jour)	300	700	250	80			60	35	mg/L	
SATESE 22 (2007)	Concentrations moyennes des eaux usées brutes	Mesures réalisées de mai à septembre 2006 sur 10 stations de 80 à 320 EH du département des Côtes d'Armor en période sèche et de nappe basse (absence d'eaux claires parasites). Les stations étudiées ont été mises en service entre 1999 et 2005.	485	1 205	452	123			87	15.4	mg/L	
Canler J.-P. et Perret J.-M. (2007)	Concentrations moyennes des eaux usées brutes	Caractéristiques moyennes d'une eau résiduaire normalement concentrée	300	700 à 750	250	75 à 80			60	12 à 13	mg/L	
Henze M., Harremoës P., Cour Jansen J. and Arvin E. (1997)	Concentrations types d'eaux usées domestiques variant selon le taux de dilution	Pour les paramètres qui représentent les concentrations en phosphore: les chiffres entre parenthèses indiquent les valeurs obtenues dans les zones où des produits détergents sans phosphates sont utilisés.	Concentrée	350	740	450	80		0.5	50	23 (14)	mg/L
			Moyennement concentrée	250	530	300	50		0.5	30	16 (10)	mg/L
			Diluée	150	320	190	30		0.5	18	10 (6)	mg/L
			Très Diluée	100	210	120	20		0.5	12	6 (4)	mg/L

SATESE 37 (2009)	Gamme de variation	Réseaux et stations construits après 1998, capacité des stations de traitement comprise entre 220 et 800 EH. Les données synthétisées sont un échantillon de 30 bilans 24 h réalisés depuis 2000 sur 22 stations de traitement différentes.	386 à 570	895 à 1 342	378 à 684	98 à 132					13 à 19	
	Valeur moyenne		460	1 095	485	112					15.4	
Deronzier G. et Choubert J-M. (2004)	Valeurs à utiliser pour dimensionner le traitement du phosphore dans une petite station d'épuration à boues activées	Réseaux séparatifs									12.3	
		Réseaux unitaires									9.6	

➤ Demande Biochimique en Oxygène à 5 jours

La littérature étudiée fait état de concentrations en DBO_5 dans les eaux usées domestiques brutes qui ont une valeur moyenne située entre 230 mg d' O_2/L (Besème et Iwema, 1990) et 333 mg d' O_2/L (Groupe Macrophytes, 2005). Seules les valeurs moyennes issues des études des SATESE 22 (2007) et SATESE 37 (2009) dépassent les 400 mg O_2/L pour atteindre respectivement 485 et 460 mg d' O_2/L .

Les gammes de variation annoncées par les divers auteurs varient de 72 mg O_2/L pour la valeur minimale qui correspond à des effluents dilués (Bécares *et al.*, 2009) et 570 mg O_2/L (SATESE 37, 2009) pour la valeur maximale relevée qui correspond à des eaux usées collectées dans des réseaux séparatifs relativement récents et étanches.

Les résultats de notre étude (Tableau 14) sont en accord avec la littérature en ce qui concerne la valeur de concentration moyenne. La gamme de variation obtenue reflète la diversité des effluents, des systèmes de collecte et de leur réponse aux conditions météorologiques. La borne inférieure de la gamme de variation reflète la dilution possible des effluents pour les raisons précitées, tandis que la borne supérieure correspond à au moins une configuration identifiée : des réseaux séparatifs relativement étanches.

Tableau 14 – Moyenne, gamme de variation et valeurs de la littérature pour le paramètre DBO_5

DBO ₅ (mg/L)			
	Cette étude	Littérature	Source
Moyenne	265	230 à 333	Besème et Iwema, 1990 ; Groupe Macrophytes, 2005
Gamme de variation	Borne supérieure	570	SATESE 22, 2007
	Borne inférieure	39	Bécares <i>et al.</i> , 2009

➤ Demande Chimique en Oxygène

Une analyse similaire à celle de la DBO₅ s'applique au paramètre DCO. En effet, la littérature étudiée fait état de concentrations en DCO qui ont une valeur moyenne estimée entre 530 mg d'O₂/L (Henze *et al.*, 1997) et 800 mg d'O₂/L (Groupe Macrophytes, 2005). Les valeurs moyennes issues des études des SATESE 22 (2007) et SATESE 37 (2009) dépassent les 1 000 mg O₂/L pour atteindre respectivement 1 205 et 1 095 mg d'O₂/L.

Les gammes de variation annoncées par les divers auteurs commencent à 167 mg O₂/L pour la valeur minimale qui correspond à des effluents dilués (Bécares *et al.*, 2009) et 1 342 mg O₂/L (SATESE 37, 2009) pour la valeur maximale.

Les résultats de notre étude (Tableau 15) sont en accord avec la littérature en ce qui concerne la valeur de concentration moyenne. La gamme de variations obtenue est plus large que celle relevée dans la littérature. Cela reflète bien la diversité des effluents, les valeurs des bornes inférieure et supérieure peuvent être illustrées par les mêmes situations que celles citées pour la DBO₅.

Tableau 15 - Moyenne, gamme de variation et valeurs de la littérature pour le paramètre DCO

DCO (mg/L)			
	Cette étude	Littérature	Source
Moyenne	646	530 à 800	Henze <i>et al.</i> , 1997 ; Groupe Macrophytes, 2005
Gamme de variation	Borne supérieure	1 341	1 342 SATESE 37, 2009
	Borne inférieure	122	167 Bécares <i>et al.</i> , 2009

➤ Matières En Suspension

Comme vu précédemment, la série de données présente un fort coefficient de variation, ce qui reflète bien la variabilité du paramètre MES. De la même manière, la valeur moyenne ainsi que la gamme de variation identifiées par notre étude sont en accord avec les valeurs recensées : inférieures à 200 mg/L et voir même à 100 mg/L pour des effluents dilués (Bécares *et al.*, 2009 ; Henze *et al.*, 1997 ; Besème et Iwema, 1990), comprises entre 400 et 500 mg/L pour des effluents dits 'concentrés' (Henze *et al.*, 1997 ; SATESE 22, 2007 ; SATESE 37, 2009) et approchant les 700 mg/L dans les valeurs hautes de la gamme de variation (SATESE 37, 2009).

Tableau 16 - Moyenne, gamme de variation et valeurs de la littérature pour le paramètre MES

MES (mg/L)			
	Cette étude	Littérature	Source
Moyenne	288	238 à 485	Besème et Iwema, 1990 ; SATESE 37, 2009
Gamme de variation	Borne supérieure	696	684 SATESE 37, 2009
	Borne inférieure	53	55 Bécares <i>et al.</i> , 2009

➤ Formes de pollution azotée

Tout d'abord, les valeurs moyennes issues de cette étude sont cohérentes avec la définition des différents paramètres qui caractérisent la pollution azotée (toutes les concentrations sont exprimées en mg de N/L ; on peut dès lors comparer et on vérifie bien que : $NH_4 < NK < NGL$).

La littérature montre des valeurs variables pour ces trois paramètres interdépendants qui varient tous selon des gammes similaires : de 20 à 25 mg/L pour la valeur minimale à environ 80 à 100 mg/L pour les valeurs maximales. Notons cependant que les mesures effectuées sur réseaux récents et séparatifs montrent des valeurs moyennes supérieures à 100 mg/L : 112 et 123 mg/L ont été mesurés en moyenne pour le NK par les SATESE 37 et 22 (2007 et 2009).

Ainsi, les valeurs moyennes et les gammes de variation identifiées dans cette étude sont cohérentes avec la littérature. Notons en remarque que les variations vers la valeur haute de la gamme ne sont pas exclues : en effet, la valeur de 123 mg/L en moyenne calculée sur le paramètre NK (SATESE 37, 2009) correspond à la valeur supérieure de la gamme de variation identifiée dans cette étude.

Tableau 17 – Moyennes et gammes de variation pour les paramètres N-NH₄, NK, et NGL

		NK	N-NH ₄	NGL
Unité		mg/L	mg/L	mg/L
Moyenne		67.3	54.9	72.6
Gamme de variation	Borne supérieure	123.1	98.3	122.6
	Borne inférieure	14.1	12.0	20.2

➤ Phosphore total

Avant 1990, la littérature fait état de valeurs de 35 mg/L en moyenne (Leclerc et Duchène, 1986 ; Pujol et Liénard, 1990) et de valeurs maximales supérieures à 20 mg/L avant 1997 (Le Pen et Pronost, 1991 ; Henze *et al.*, 1997). Les valeurs observées plus récemment sont inférieures à 20 et les moyennes annoncées sont très variables : de 9.3 mg/L (Pons *et al.*, 1994) à 15.4 mg/L (SATESE 37, 2009).

Dans les résultats de cette étude, on observe une valeur moyenne et une valeur maximale faibles comparativement à la littérature. Cette diminution au cours du temps est à corréliser avec la diminution progressive de produits de nettoyage contenant des phosphates, la production biologique étant stable par définition. La valeur minimale de 2 mg/L correspond à des situations où les eaux parasites sont très présentes.

Tableau 18 - Moyenne, gamme de variation et valeurs de la littérature pour le paramètre P_t

		P _t (mg/L)	
		Cette étude	Littérature
Moyenne		9.4	9.3 à 35
Gamme de variation	Borne supérieure	18.4	35
	Borne inférieure	2.0	3
			Source
			Pons <i>et al.</i> , 1994 ; Leclerc <i>et al.</i> , 1986 ; Pujol <i>et al.</i> , 1990
			Leclerc <i>et al.</i> , 1986 ; Pujol <i>et al.</i> , 1990
			Bécares <i>et al.</i> , 2009

IV – Résultats : ratios

A partir de la série de données triées, les mêmes statistiques de base ont été calculées pour différents ratios caractéristiques des eaux usées d'origine domestique. Les ratios calculés ont été choisis de façon à pouvoir être comparés à ceux de la littérature et en fonction des possibilités de calcul liées aux données disponibles (Tableau 19).

Tableau 19 - Résultats globaux pour les ratios caractéristiques

	DCO/DBO	NK/DCO	P _t /DCO	MES/DCO	DBO ₅ /NK	DBO ₅ /P _t	N-NH ₄ /NK
Moyenne	2.6	0.12	0.016	0.46	3.9	28.5	0.74
Médiane	2.5	0.11	0.015	0.42	3.7	26.8	0.74
Ecart type	0.73	0.039	0.0069	0.21	1.8	18.4	0.14
CV (%)	28	34	43	46	45	64	19
Maximum	7.8	0.61	0.18	3.6	41.8	625.0	1.00
Minimum	1.03	0.0078	0.0006	0.021	0.38	1.2	0.00087
Centile 99	5.5	0.25	0.040	1.3	9.5	72.9	1.00
Centile 95	3.9	0.18	0.026	0.79	6.5	47.0	0.97
centile 90	3.4	0.16	0.022	0.66	5.5	39.7	0.94
Centile 10	2.0	0.074	0.011	0.27	2.3	15.9	0.58
Centile 5	1.8	0.063	0.0089	0.23	1.9	12.6	0.50
Centile 1	1.5	0.045	0.0055	0.15	1.2	7.2	0.31

La Figure 8 présente les coefficients de variation calculés pour chaque ratio.

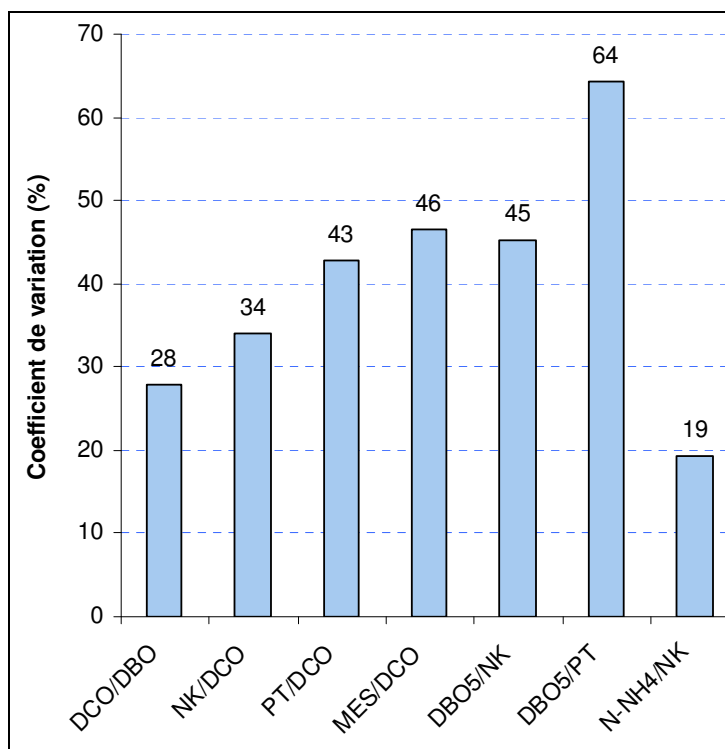


Figure 8 - Coefficient de variation pour les ratios caractéristiques

Selon la même logique que celle appliquée pour les concentrations, nous retiendrons pour ces ratios les valeurs moyennes ainsi que l'intervalle de variation correspondant à 90 % du temps (centile 5 et centile 95). Les valeurs sont présentées dans le Tableau 20.

Tableau 20 - Valeur moyenne et gamme de variation pour les ratios étudiés

		DCO/DBO ₅	NK/DCO	P _i /DCO	MES/DCO	DBO ₅ /NK	DBO ₅ /P _i	N-NH ₄ /NK
	Moyenne	2.6	0.12	0.016	0.46	3.88	28.5	0.74
Gamme de variation	Borne supérieure	3.9	0.18	0.026	0.79	6.50	47.0	0.97
	Borne inférieure	1.8	0.063	0.0089	0.23	1.90	12.6	0.50
Nombre de valeurs		10 275	9 416	9 184	10 256	9 416	9 184	4 244

Le Tableau 21 présente les valeurs trouvées dans la littérature. Les résultats obtenus lors de cette étude (Tableau 20) y sont ensuite comparés.

Tableau 21 - Valeurs de ratios caractéristiques relevées dans la littérature

Source	Domaine d'application et remarques		Unités	Description	DCO/ DBO ₅	NK/DCO	P _v /DCO	MES/DCO	DBO ₅ /NK	DBO ₅ /P _t	N-NH ₄ /NK
Pons <i>et al.</i> (1994)	Valeurs moyennes obtenues sur 130 à 149 stations selon les paramètres à partir de moyennes annuelles de 1998 et 1999. La capacité de ces stations était comprise entre 1 200 et 650 0000 EH		mg/mg	Valeurs moyennes en France	2.33	0.094	0.016	0.480			
	Ces valeurs ont été calculées avec les résultats de l'étude qui prennent en compte des données venant d'Autriche, de France, du Danemark, des Pays-Bas et de Slovénie		mg/mg	Valeurs moyennes recommandées par les auteurs	2.50	0.100	0.016	0.500			
Pujol R. et Liénard A. (1990).	30 stations d'épuration (capacité < 5 00 0EH) en milieu rural		mg/mg		2.33						
Reseme J.-L. et Iwema A. (1990)	Bassin hydrographique Loire-Bretagne	Stations de plus de 20 000 EH, mesures de type bilans 24 h réalisées entre 1987 et 1988 (2 à 6 mesures/an)	mg/mg	Valeurs moyennes par bassin hydrographique	2.57				4.3		
	Bassin hydrographique Seine-Normandie		mg/mg						4.2		
	Bassin hydrographique Rhin-Meuse		mg/mg						4.8		
	Bassin hydrographique Rhône-Méditerranée et Corse		mg/mg								

Source	Domaine d'application et remarques	Unités	Description	DCO/ DBO ₅	NK/DCO	P _t /DCO	MES/DCO	DBO ₅ /NK	DBO ₅ /P _t	N-NH ₄ /NK
	Valeurs moyennes sur les quatre bassins étudiés	mg/mg	Valeurs moyennes	2.54				4.4		
Pernot C., Bernard M., Lebosse X. et Bourdelot J.-C. (2005)	Données calculées à partir des résultats de suivi de différentes stations d'épuration françaises de capacité variant de 100 000 à 1 200 000 EH. Les résultats concernant les stations recevant une forte proportion d'effluents industriels n'ont pas été considérés ici. Les valeurs présentées correspondent aux stations de l'étude qui ont des proportions d'effluents industriels faibles (moins de 10 %) à moyennes (moins de 30 %).	mg/mg	Valeurs moyennes	2.24				5.0		
		mg/mg	5%ile	1.78				6.5		
		mg/mg	95%ile	2.80				3.7		
Le Pen A. et Pronost J. (1991)	Origine des données non mentionnée, les ordres de grandeur présentés correspondent à du "temps sec".	mg/mg	Ordres de grandeurs des ratios	Bor ne inférieur e 2.00	0.100	0.020				0.60
		mg/mg		Bor ne supérieure 3.00						0.75
Henze M., Harremoës P., Cour Jansen J. and Arvin E. (1997)	Pour chaque ratio une plage de valeurs qui caractérise les valeurs basses, typiques et hautes est donnée.	mg/mg	Valeurs de ratios typiques des eaux usées domestiques.	Bas se 1.50 à 2.00	0.060 à 0.080	0.030 à 0.050		3.0 à 4.0	10 à 15	
		mg/mg		Typi que 2.00 à 2.50	0.080 à 0.130	0.022 à 0.030		4.0 à 6.0	15 à 20	
		mg/mg		Hau te 2.5 à 3.5	0.13 à 0.17	0.017 à 0.022		6.0 à 8.0	20 à 30	

⇒ DCO/DBO₅

La valeur moyenne de 2.62 semble élevée par comparaison avec les valeurs moyennes citées dans la littérature qui sont plutôt regroupées dans l'intervalle 2 à 2.5.

La valeur basse de la gamme de variation est concordante avec la littérature, tandis que la valeur haute dépasse la valeur citée la plus élevée (Henze *et al.*, 1997).

⇒ NK/DCO, P_t/DCO, MES/DCO

Pour NK/DCO, la valeur basse de la gamme de variation est concordante avec la littérature, tandis que la valeur haute dépasse la valeur citée la plus élevée (Henze *et al.*, 1997).

Les valeurs obtenues pour le ratio P_t/DCO ne sont pas comparables à la bibliographie au vu de l'évolution relativement récente des concentrations en phosphore dans les eaux usées (Deronzier et Choubert, 2004).

La valeur moyenne du rapport MES/DCO est concordante avec la littérature.

⇒ DBO₅/NK, DBO₅/P_t

La valeur moyenne obtenue pour DBO₅/NK est inférieure à 4 et se situe dans la tranche basse des valeurs annoncées par la littérature.

Pour les mêmes raisons que précédemment, les valeurs du rapport DBO₅/P_t ne sont pas directement comparables avec la littérature, mais correspondent aux valeurs hautes citées par Henze *et al.* (1997) ce qui confirme que la concentration en phosphore dans les eaux usées a évolué à la baisse.

⇒ NH₄/NK

Le rapport NH₄/NK donne une estimation de la proportion d'azote ammoniacal présent dans l'effluent. La valeur moyenne obtenue est cohérente avec la littérature.

⇒ Commentaire général et application à l'équivalent habitant en milieu rural

Dans l'ensemble, les valeurs moyennes et les gammes de variation obtenues pour les ratios sont en accord avec la littérature existante.

Notons cependant que la borne supérieure de la gamme de variation pour le rapport DCO/ DBO₅ est particulièrement élevée. Cela montre que les effluents domestiques en milieu rural peuvent avoir des aptitudes faibles à voir leur concentration de pollution diminuer par dégradation biologique. Ce constat laisse supposer que les variations dans les usages domestiques de l'eau en milieu rural ont un impact relatif fort sur la qualité des eaux usées.

Selon la définition de la Directive Européenne sur les Eaux Résiduaires Urbaines (DERU), un Equivalent Habitant (EH) correspond à une quantité de pollution journalière de 60 g de DBO₅/jour. En se basant sur cette définition et en utilisant les valeurs moyennes des ratios calculés ci-dessus, on obtient alors une estimation pour un EH en milieu rural (Tableau 22).

Tableau 22 - Estimation pour un Equivalent Habitant en milieu rural

	DBO ₅	DCO	NK	NH ₄	P _t	MES
Equivalent Habitant	60	157.2	15.5	11.5	2.1	72.0
Unité	g d'O ₂ /jour	g d'O ₂ /jour	g de N/jour	g de N/jour	g de P/jour	g de MES/jour
Source	Directive ERU	Valeur moyenne des ratios:				
		DCO/DBO ₅	DBO ₅ /NK	DBO ₅ /NK et N-NH ₄ /NK	DBO ₅ /P _t	DCO/DBO ₅ et MES/DCO

Les valeurs présentées correspondent à une estimation de l'Equivalent Habitant au sens de la Directive ERU, et non à un habitant réel. La valeur obtenue en DCO de 157 grammes/jour est supérieure à la valeur de 120 g/jour couramment utilisée.

Qualitativement, cette étude devrait être complétée par des résultats quantitatifs. Cela suppose des données sur le nombre de raccordements à chaque station d'épuration, ainsi qu'une estimation fiable de l'occupation et des activités ayant lieu à l'amont de chaque branchement. De telles données n'ont pu être collectées dans le cadre de cette étude.

V – Analyse des résultats

En utilisant la définition classique de l'Equivalent Habitant (Cf. Glossaire), il est possible d'analyser les taux de charge organique et hydraulique des 2 981 stations sur lesquelles les 10 275 bilans 24 h exploitables (avec capacité théorique mentionnée) ont été mesurés.

On considère que le système de traitement est en situation de surcharge (organique ou hydraulique) si la charge observée lors de la mesure est supérieure à 100 % de la capacité nominale et en situation de sous-charge si la charge observée est inférieure à 50 % de la charge nominale du système de traitement. Ne disposant pas du nombre d'habitant raccordés à chaque bilan, nous avons estimé la charge organique et hydraulique des stations lors des mesures avec la définition de l'EH : 60g DBO₅/jour et avec les estimations usuelles suivants pour 1 EH : 120g DCO/jour et 150 litres/jour.

L'analyse des taux de charge est menée globalement puis en fonction de tranches de capacité et des bassins hydrographiques. On donnera aussi un détail de l'analyse des concentrations moyennes dans ces deux perspectives.

La répartition des stations et des mesures par bassin hydrographique est présentée dans la Figure 9.

Pour l'analyse selon les bassins hydrographiques, on a sélectionné la période 2004-2007 afin de minimiser l'influence d'éventuelles fortes variations météorologiques annuelles. Cette analyse est menée sur les quatre bassins hydrographiques où le nombre de données est important sur la période sélectionnée (Figure 9).

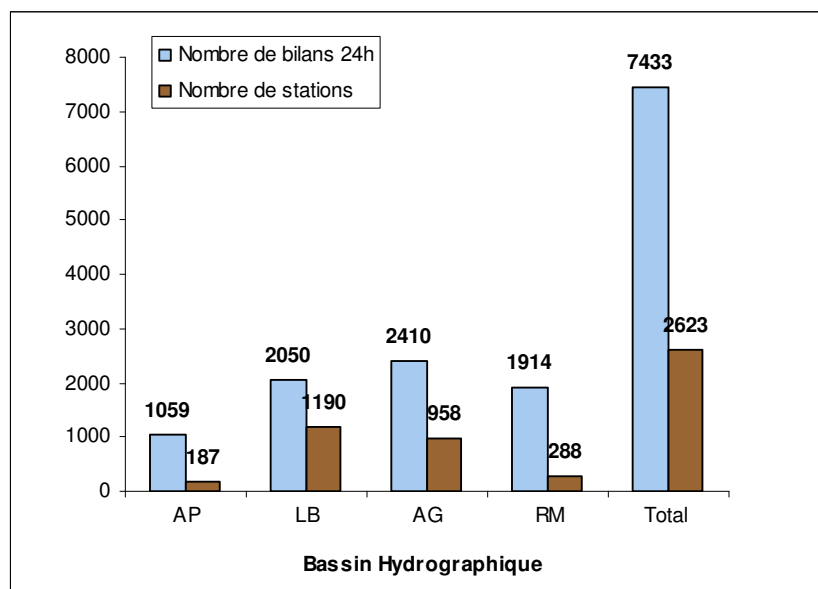


Figure 9 - Répartition par bassins hydrographiques du nombre de bilans 24 h étudiés et du nombre de systèmes de traitement correspondants

V.1 – CHARGE ORGANIQUE

➔ Toutes les stations

Les Figures 10 et 11 montrent que le pourcentage de bilans réalisés sur des stations fonctionnant à une charge organique supérieure à leur capacité nominale lors de la mesure est de 11 et 17 % si l'on considère la DBO₅ ou la DCO, et respectivement 53 et 43 % des stations étudiées fonctionnent à moins de 50 % de leur charge nominale. Ainsi, plus de 40 % des bilans analysés ont été réalisés sur des installations très largement dimensionnées.

Il faut cependant relativiser cette dernière information car la présence de précipitations lors des mesures n'est pas mentionnée dans nos données. Par temps de pluie, le débit entrant dans le système de traitement peut être plafonné par un dispositif de type by-pass, ce qui par conséquent plafonnerait aussi le flux de pollution entrant.

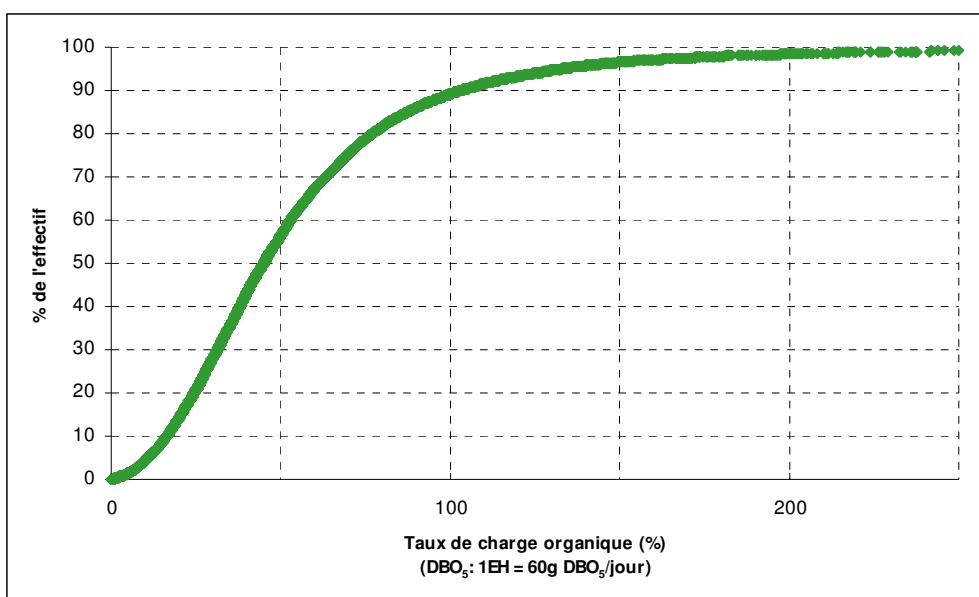


Figure 10 – Fréquence cumulée des taux de charge organique (DBO₅)

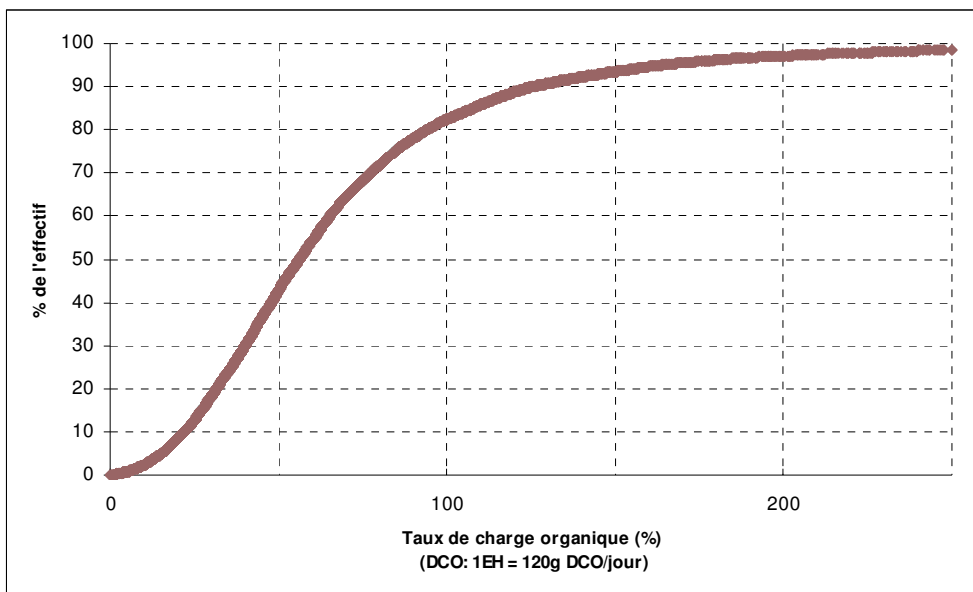


Figure 11 - Fréquence cumulée des taux de charge organique (DCO)

➤ Détail par tranches de capacité

L'analyse des taux de charge organique a aussi été menée en fonction de tranches de capacités de 500 EH. Les Figures 12 et 13 présentent les résultats de la proportion de bilans où une surcharge ou bien une sous-charge a été observée.

Il n'apparaît pas de tendance en fonction de ces tranches de capacité.

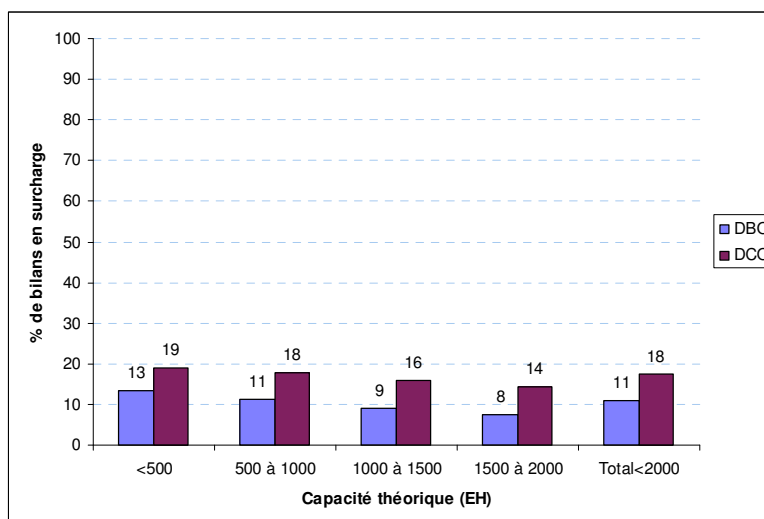


Figure 12 - Proportion d'occurrence de surcharge organique (> 100%) en fonction de la capacité théorique

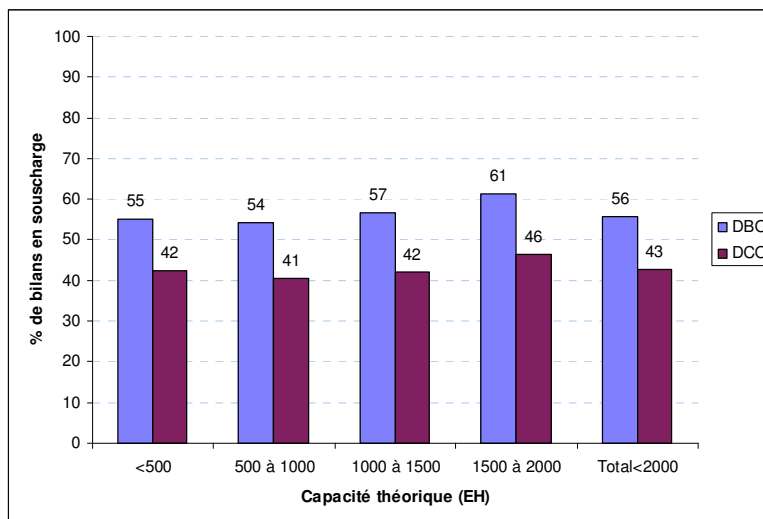


Figure 13 - Proportion d'occurrence de sous-charge organique (< 50 %) en fonction de la capacité théorique

[↻ Détail par bassin hydrographique](#)

Les Figures 14 et 15 montrent qu'il n'y a pas de tendance nette entre les taux de surcharge et sous-charge en fonction des bassins hydrographiques. On note cependant que le bassin hydrographique Rhin Meuse présente le plus faible taux de surcharge et le plus fort taux de sous-charge organique.

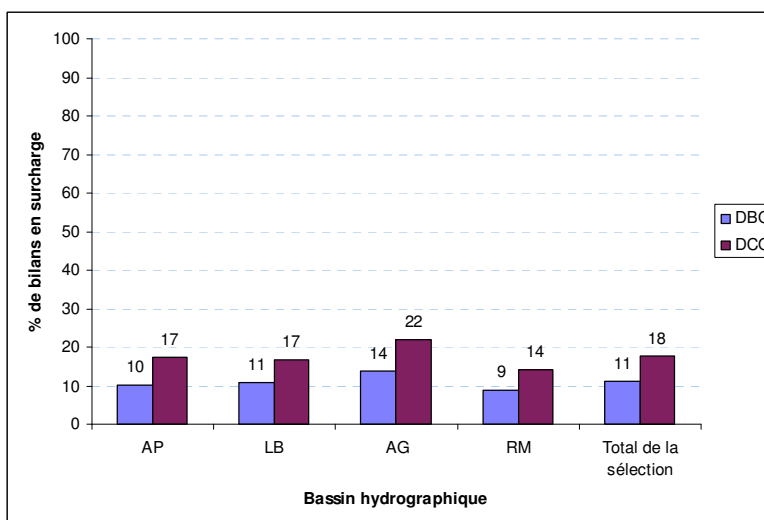


Figure 14 - Proportion d'occurrence de surcharge organique (> 100 %) en fonction du bassin hydrographique

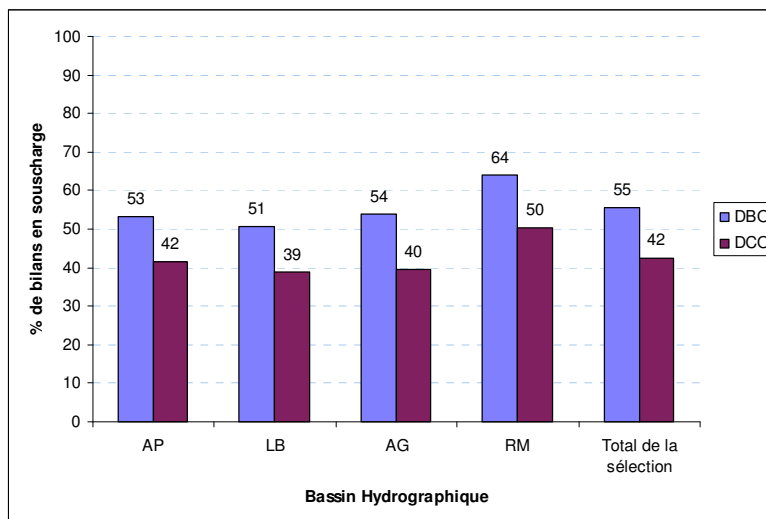


Figure 15 - Proportion d'occurrence de sous-charge organique (< 50 %) en fonction du bassin hydrographique

V.2 – CHARGE HYDRAULIQUE

➤ Toutes les stations

La Figure 16 montre que 43 % des mesures étudiées ont été réalisées en conditions de surcharge hydraulique, tandis que 24 % des mesures se sont déroulées alors que le débit reçu par la station était inférieur à 50 % du débit nominal. Plus de 12 % des mesures analysées ont été réalisées sur des systèmes de traitement recevant plus de 2 fois leur charge hydraulique nominale.

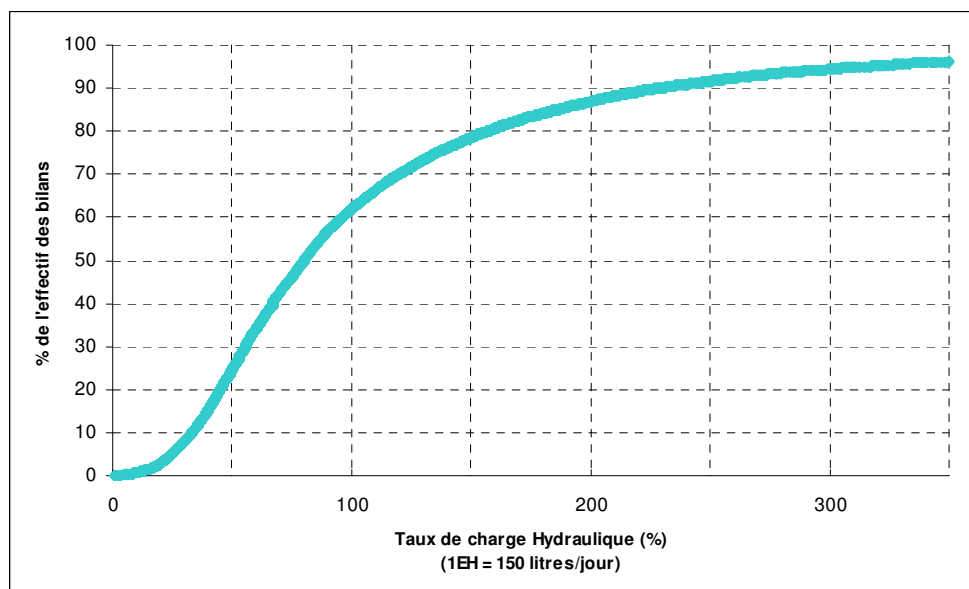


Figure 16 - Charge hydraulique des stations étudiées

Ce changement de tendance entre charges organique et hydraulique est lié à la présence de réseaux de collecte unitaires, ainsi qu'à la perméabilité des réseaux dits séparatifs. L'augmentation de charge hydraulique observée dans ces réseaux par temps de pluie ou lors de drainage d'eaux claires parasites s'accompagnent généralement d'une dilution des effluents domestiques.

➤ Détail par tranche de capacité

Il est difficile de conclure à une tendance en analysant les valeurs présentées dans la Figure 17. Cependant, le plus fort taux de surcharge hydraulique est observé pour des agglomérations d'assainissement de moins de 500 EH et, dans cette catégorie, 19 % des mesures étudiées montraient une charge hydraulique de la station de traitement de plus de deux fois supérieure à la charge nominale. Le taux de surcharge hydraulique observé pour des capacités inférieures à 1 000 EH dépasse d'au moins 7 % celui observé pour des capacités de 1 000 à 2 000 EH. Les variations relatives correspondantes montrent ainsi un écart allant de 17 % à 29 % entre ces deux catégories.

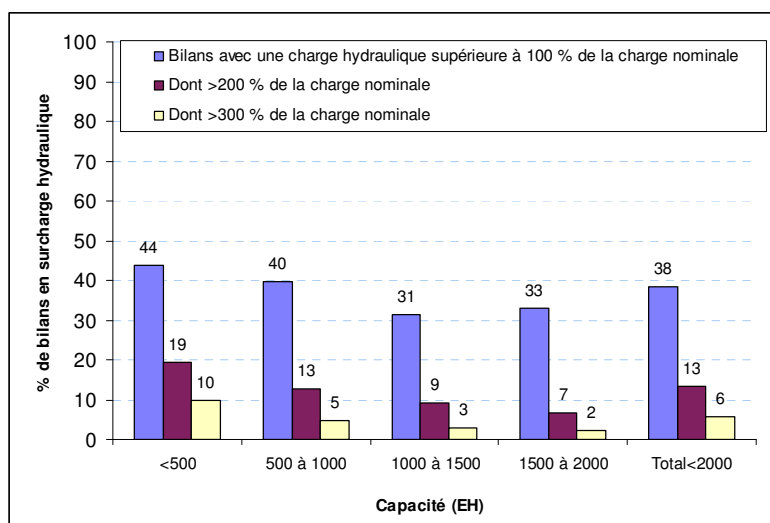


Figure 17 - Proportion d'occurrence de surcharge hydraulique en fonction de tranches de capacité

➤ Détail par bassins hydrographiques

Les bassins Artois-Picardie et Rhin Meuse détiennent respectivement les valeurs minimale et maximale de mesures réalisées en situation de surcharge hydraulique. Sur le bassin Rhin-Meuse les occurrences de surcharge sont notées presque deux fois plus souvent : 58 % des mesures sont effectuées en surcharge en Rhin-Meuse, contre 32 % en Loire Bretagne par exemple.

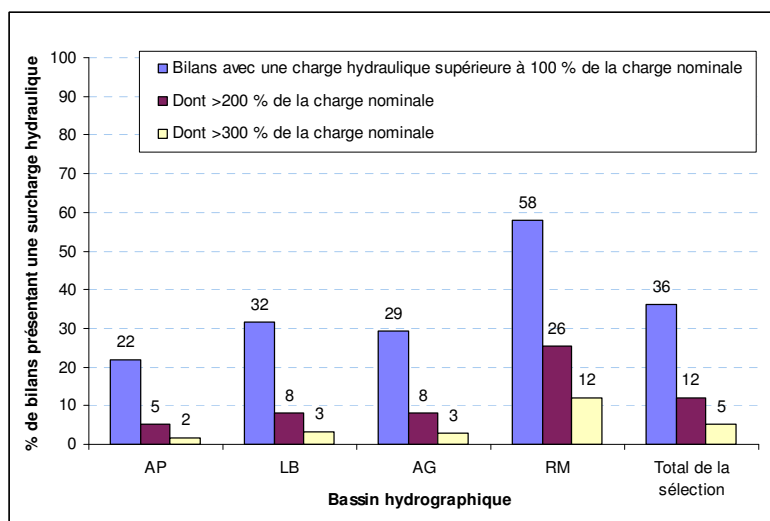


Figure 18 - Proportions d'occurrence de surcharge hydraulique en fonction du bassin hydrographique

V.3 – CONCENTRATIONS MOYENNES

Dans les Figures 19 et 20 sont représentées les valeurs moyennes avec l'intervalle de plus ou moins l'écart type sous forme de barres d'erreur.

➤ Détail par tranches de capacité

Les valeurs moyennes sur les paramètres étudiés restent stables quelle que soit la tranche de capacité et les paramètres considérés (Figure 19). Les figures de l'Annexe 3 montrent que le résultat est similaire pour les paramètres représentatifs de la pollution azotée et du phosphore.

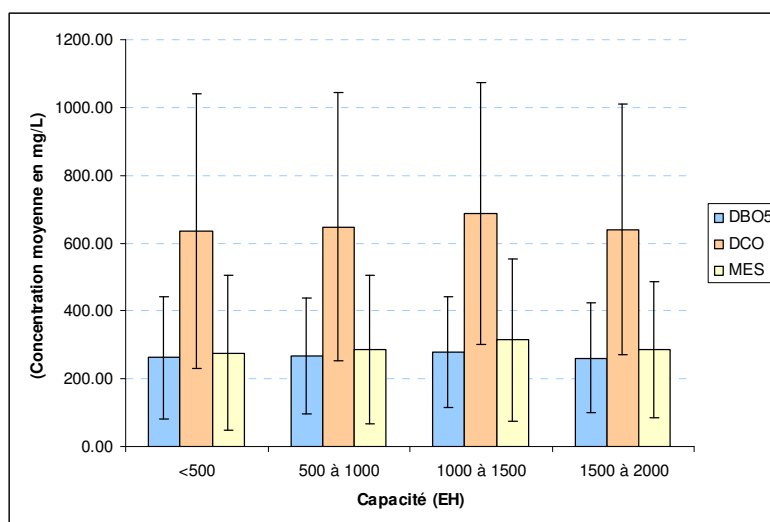


Figure 19 – Valeurs moyennes et écart type pour DBO₅, DCO et MES selon les tranches de capacité

➤ Détail par bassin hydrographique

Les concentrations moyennes dans les eaux usées brutes sont nettement plus faibles dans le bassin Rhin-Meuse par rapport aux trois autres bassins étudiés (Figure 20). Les figures de l'Annexe 4 montrent que le résultat est similaire pour les paramètres représentatifs de la pollution azotée et du phosphore.

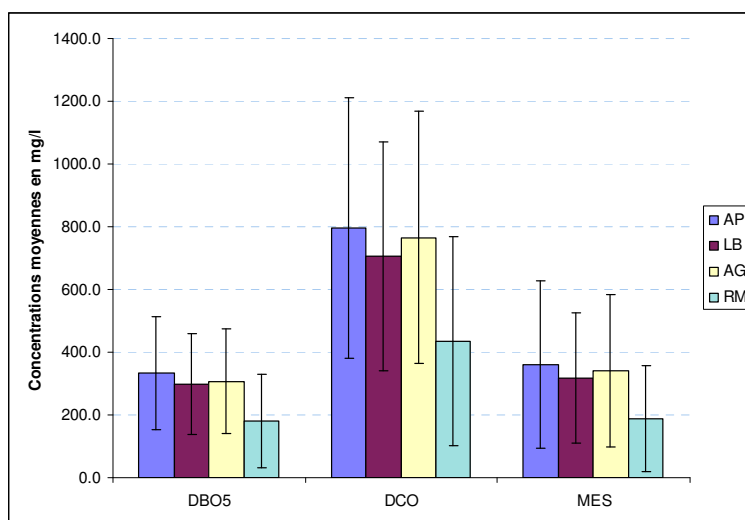


Figure 20 - Valeurs moyennes et écart type pour DBO₅, DCO et MES selon les bassins hydrographiques

VI – Conclusion

A partir d'une série de données conséquente, cette étude a permis de déterminer des valeurs moyennes et des gammes de concentrations caractéristiques des eaux usées domestiques dans les agglomérations d'assainissement de moins de 2 000 EH, dans cinq des six bassins hydrographiques du territoire français métropolitain.

Des concentrations moyennes concordantes avec les données de la littérature ont été observées. Ces valeurs sont situées dans la partie moyenne ou légèrement supérieure des gammes citées dans la littérature. Seul le paramètre P_1 fait exception, la valeur moyenne observée est faible par comparaison avec les études antérieures, même relativement récentes (Deronzier et Choubert, 2004), et reflète la baisse progressive de la concentration en phosphore dans les eaux usées observée depuis les années 1990.

Les concentrations moyennes sont stables selon un découpage des agglomérations d'assainissement par tranches de 500 EH et dans les bassins hydrographiques Artois-Picardie, Loire-Bretagne et Adour Garonne ; le bassin Rhin-Meuse montre par contre des concentrations moyennes plus faibles, caractéristiques d'effluents domestiques dilués.

Les gammes de concentration obtenues montrent des valeurs basses concordantes avec celles de la littérature. Les bornes supérieures sont elles relativement élevées (sauf pour le phosphore) tout en restant dans le même ordre de grandeur.

En ce qui concerne les ratios, on observe des valeurs moyennes similaires à celles de la littérature. Les ratios pour le paramètre P_1 sont bien sûr affectés par la baisse de la concentration en phosphore. La particularité vient de la valeur élevée du rapport DCO/ DBO₅ : la gamme de variation supérieure s'étale de 2.62 en moyenne à 3.93 pour la borne supérieure de l'intervalle de variation. Appliqué à la définition de l'Equivalent Habitant, cette valeur moyenne du ratio DCO/ DBO₅ donne une charge de 157 g/jour par EH en DCO, ce qui plus élevé que la valeur de 120 g/jour traditionnellement utilisée.

L'analyse du taux de charge organique des installations de traitement lors des mesures étudiées montre qu'une grande partie de ces dernières a eu lieu sur des installations fortement sous-chargées. Au regard du paramètre DCO, la proportion de mesures montrant une surcharge organique des installations est de 17 %, tandis que la proportion de sous-charge atteint 43 %. Les analyses par tranches de capacité de 500 EH et par bassins hydrographiques n'ont pas montré de différences significatives sur la charge organique reçue par les systèmes de traitement lors des mesures étudiées.

Au niveau hydraulique, on note une inversion par rapport aux charges organiques : le taux de surcharge (43 %) est supérieur à celui de sous-charge (34 %). Le taux de surcharge observé sur des mesures réalisées dans des agglomérations d'assainissement de moins de 1 000 EH est supérieur à celui des agglomérations de capacité comprise entre 1 000 et 2 000 EH.

Le bassin hydrographique Rhin Meuse se détache des bassins Artois-Picardie, Adour-Garonne et Loire-Bretagne de part un très fort taux de surcharge hydraulique, observé sur plus de la moitié des mesures étudiées.

Afin d'affiner ces conclusions, une étude quantitative sur la qualité des eaux usées en milieu rural serait appropriée. Cela nécessiterait de pouvoir mesurer simultanément le taux d'occupation réel de l'agglomération d'assainissement et la qualité des eaux résiduaires collectées, de manière à estimer précisément la quantité de pollution générée par chaque habitant.

Bibliographie

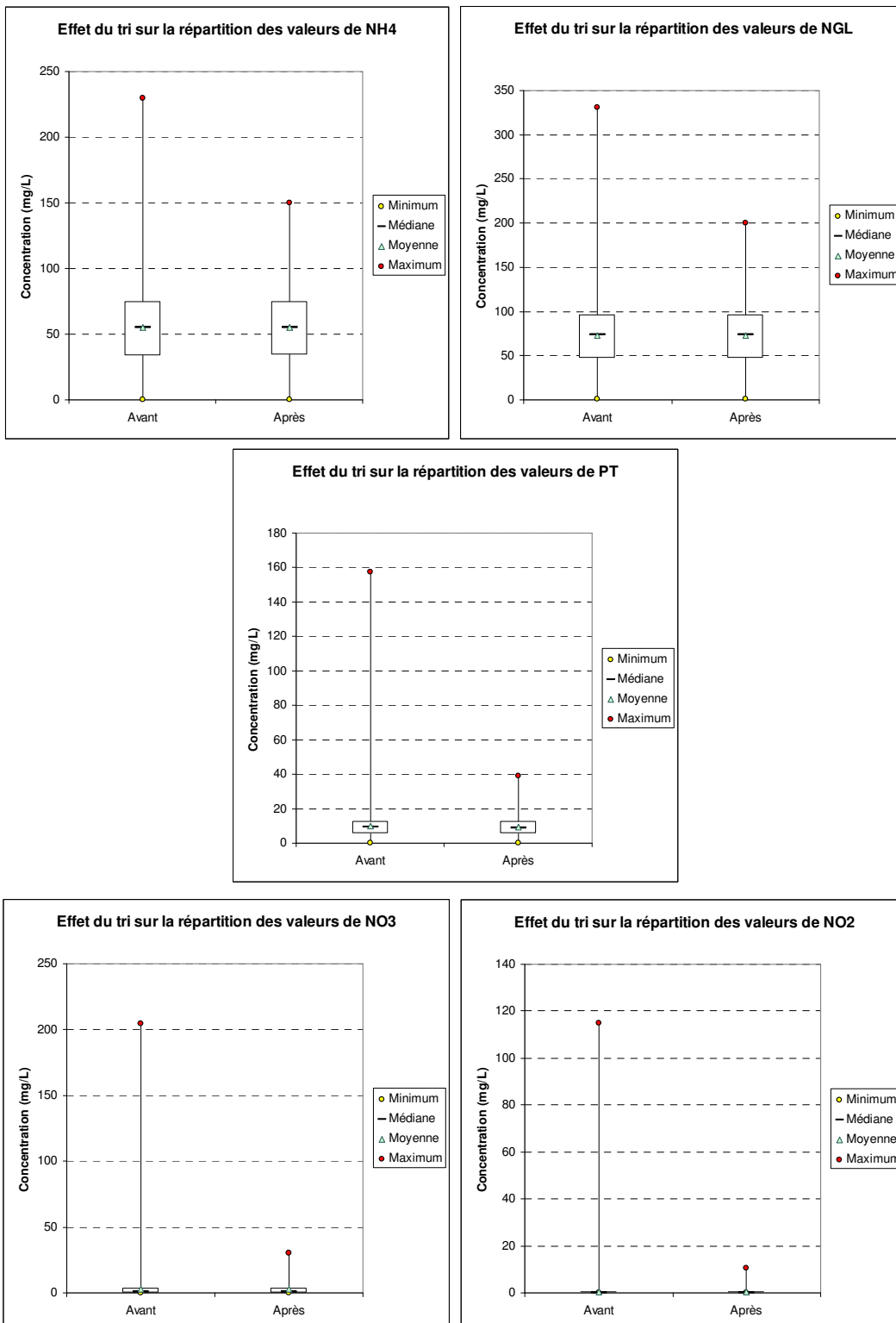
- Bécares, E., Soto, F., Sotillos-Blas, J.L., (2009). Wastewater characteristics and pre-treatment efficiency in small localities in north-west Spain. *Desalination and Water Treatment*, 4(1-3), pp. 12-15.
- Canler, J.P., Perret, J.M. (2007). Les Clari-floculateurs. Document Technique FNDAE n°35, Cemagref.
- Deronzier, G., Choubert, J.-M. (2004). Traitement du phosphore dans les petites stations à boues activées. Document Technique FNDAE n°29, Cemagref.
- Escofier, B., Pagès, J., (1997). Initiation aux traitements statistiques – méthodes, méthodologie. Presses Universitaires de Rennes. UHB Rennes 2, Campus de La Harpe, 35044 Rennes.
- Groupe Macrophytes et Traitement des Eaux (Ouvrage Collectif), (2005). Epuration des eaux usées domestiques par filtres plantés de macrophytes - Recommandations techniques pour la conception et la réalisation. Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse, 12-13
- Henze, M., Harremoës, P., Cour Jansen, J., Arvin, E. (1997). *Wastewater Treatment - Biological and chemical Processes*. Springer, Second Edition, Berlin, 25-31
- Leclerc, L., Duchène, P. (1986). Les stations d'épuration adaptées aux petites collectivités. Document Technique FNDAE n°5, Cemagref.
- Le Pen, A., Pronost, J. (1991). Analyse, caractérisation et qualité des eaux usées. *Environnement et Technique*, (181), 51-53
- Pernot, C., Bernard, M., Lebosse, X., Bourdelot, J.C. (2005). Etude de la variabilité des eaux résiduaires urbaines. *L'eau l'industrie les nuisances*, (285), 53-58.
- Pons M. N., Spanjers, H., Baetens, D., Nowak, O., Gillot, S., Nouwen, J., Schuttinga, N. (2004). *Wastewater Characteristics in Europe – A Survey*. Official Publication of the European Water Association (EWA).
- Pujol, R., Liénard, A. (1990). Qualitative and quantitative characterization of waste water for small communities. *Water Science and Technology*, 22(3-4), 253-260
- Reseme, J.L., Iwema, A. (1990). Les caractéristiques des eaux usées françaises. *Techniques Sciences et Méthodes - L'EAU*, 85ème année (7-8), 340-344
- SATESE 22 (Service d'Assistance Technique aux Exploitants de Stations d'Epuration des Côtes d'Armor). (2007). Caractéristiques des eaux usées en entrée de petits dispositifs d'épuration en Côtes d'Armor en période sèche. Non publié.
- SATESE 37 (Service d'Assistance Technique aux Exploitants de Stations d'Epuration de l'Indre et Loire). (2009). Caractéristiques des eaux résiduaires urbaines en milieu 'rural' avec des réseaux 'récents' - exemple en Indre et Loire. Non publié.
- UN Department of Technical Cooperation for Development (1985). *The use of non-conventional water resources in developing countries*. Natural Water Resources Series (14), United Nations DTCD, New York.

Table des annexes

ANNEXE 1 - Effet du tri des données sur les valeurs des concentrations en N-NH ₄ , NGL, N-NO ₃ , N-NO ₂ et P _t	51
ANNEXE 2 - Effet du tri des données en variation relative sur les statistiques de base et les maxima des paramètres DBO ₅ , DCO, MES, NK, N-NH ₄ , NGL et P _t	52
ANNEXE 3 - Valeurs moyennes de concentration en fonction de la capacité pour les paramètres NK, N-NH ₄ , NGL et P _t	53
ANNEXE 4 - Valeurs moyennes de concentration en fonction du bassin hydrographique pour les paramètres NK et P _t	54

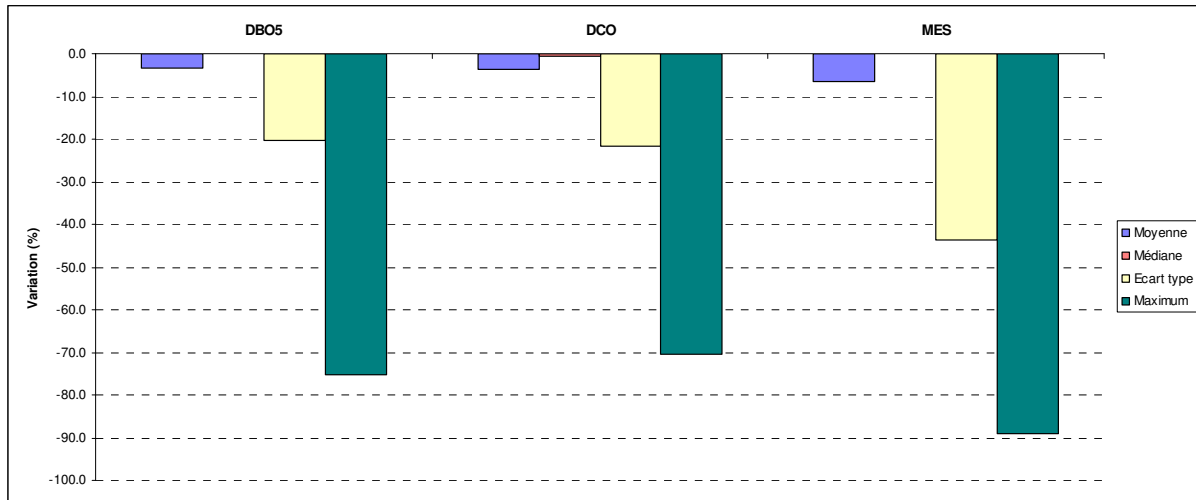
ANNEXE 1 - EFFET DU TRI DES DONNEES SUR LES VALEURS DES CONCENTRATIONS EN N-NH₄, NGL, N-NO₃, N-NO₂ ET P_T

Pour l'interprétation de ces représentations graphiques, se référer au paragraphe « Effet du tri sur la répartition des valeurs » (Chapitre II.3).

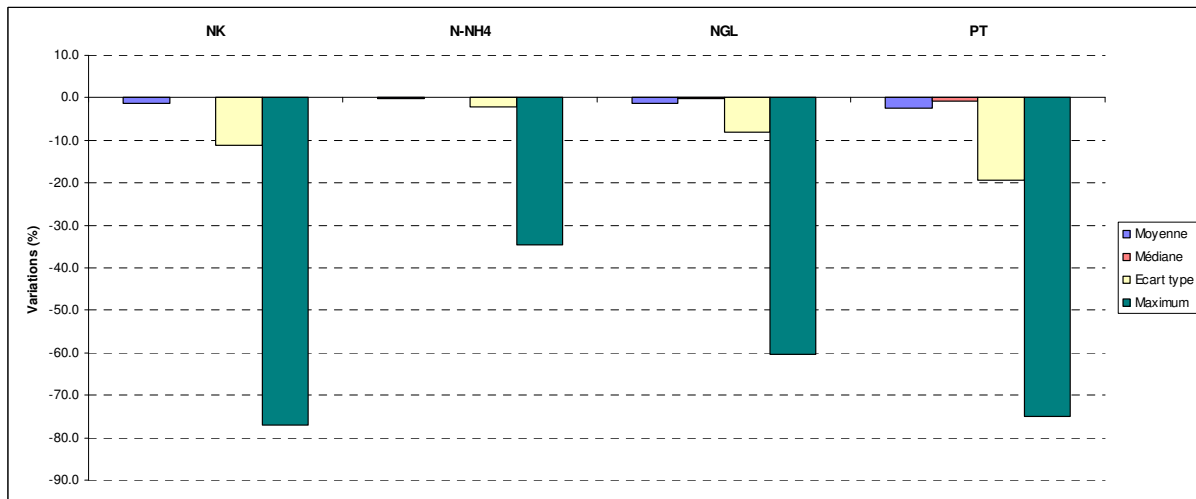


ANNEXE 2 - EFFET DU TRI DES DONNEES EN VARIATION RELATIVE SUR LES STATISTIQUES DE BASE ET LES MAXIMA DES PARAMETRES DBO₅, DCO, MES, NK, N-NH₄, NGL ET P_T

Ces représentations graphiques complètent la Figure 5 du paragraphe « Effet du tri sur la répartition des valeurs » (Chapitre II.3).



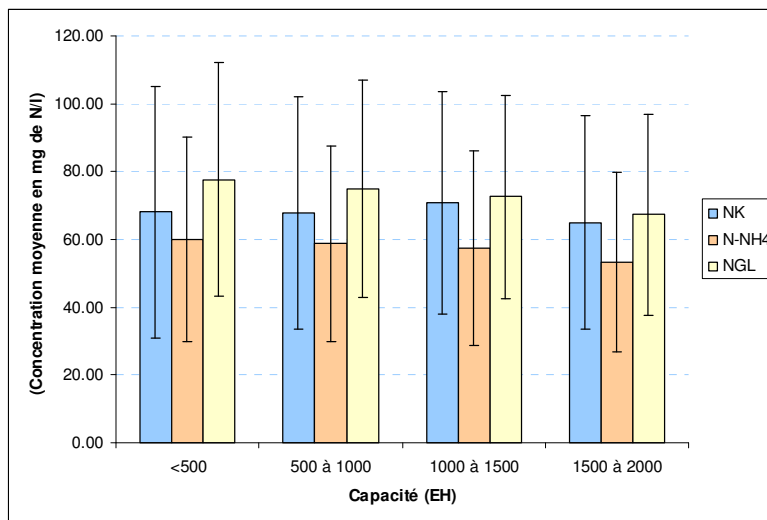
Effet du tri des données en variation relative sur les statistiques de base et les maxima des paramètres DBO₅, DCO et MES



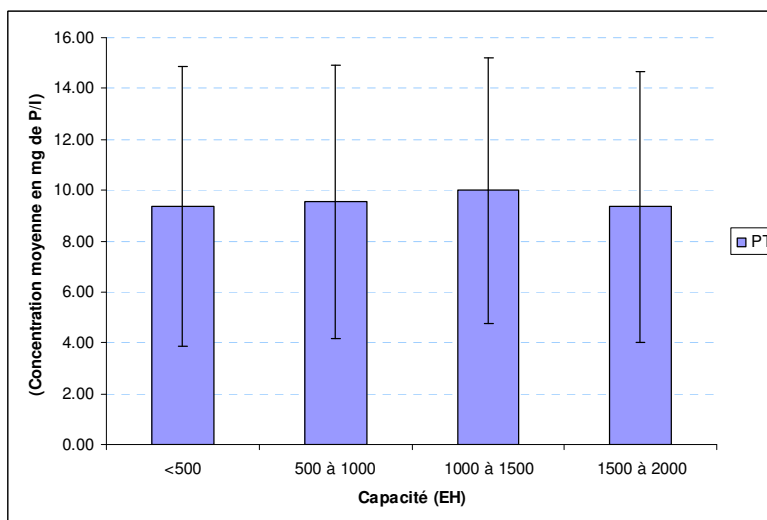
Effet du tri des données en variation relative sur les statistiques de base et les maxima des différentes formes de l'azote et du phosphore

ANNEXE 3 - VALEURS MOYENNES DE CONCENTRATION EN FONCTION DE LA CAPACITE POUR LES PARAMETRES NK, N-NH₄, NGL ET PT

Ces représentations graphiques complètent la Figure 19 du paragraphe « Concentrations moyennes » (Chapitre V.3).



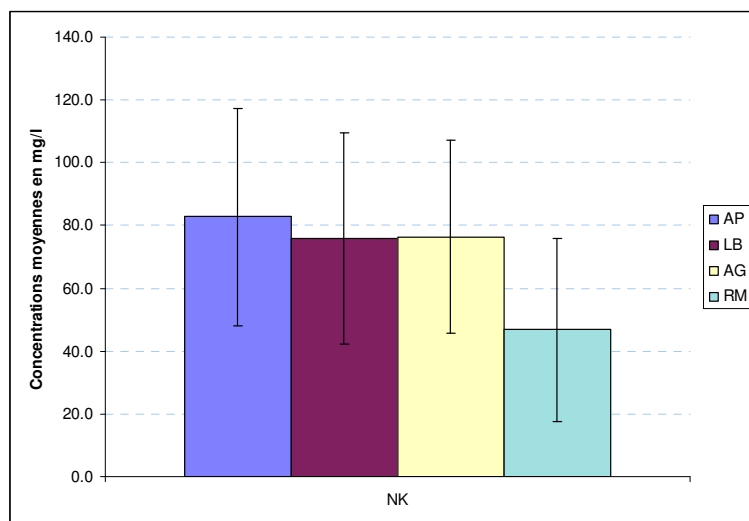
Valeurs moyennes et écart type pour NK, NH₄ et NGL selon les tranches de capacité



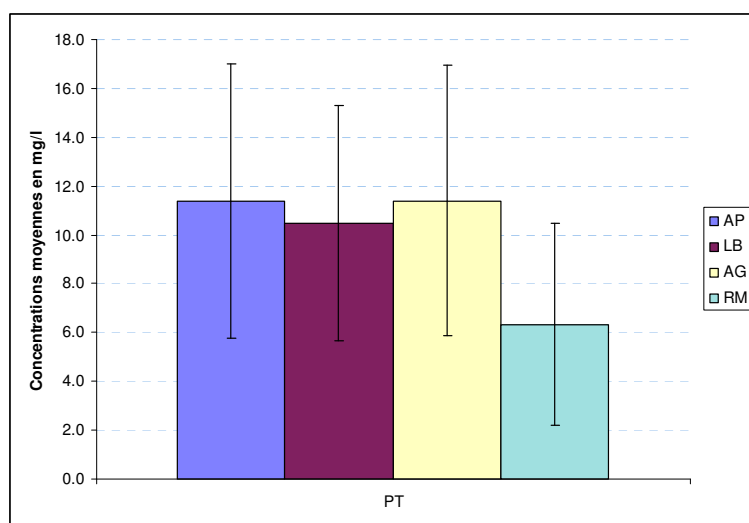
Valeurs moyennes et écart type pour P_i selon les tranches de capacité

ANNEXE 4 - VALEURS MOYENNES DE CONCENTRATION EN FONCTION DU BASSIN HYDROGRAPHIQUE POUR LES PARAMETRES NK ET P_T

Ces représentations graphiques complètent la Figure 20 du paragraphe « Concentrations moyennes » (Chapitre V.3).



Valeurs moyennes et écart type pour NK selon le bassin hydrographique



Valeurs moyennes et écart type pour P_t selon le bassin hydrographique



Onema
Hall C – Le Nadar
5 square Félix Nadar
94300 Vincennes
01 45 14 36 00
www.onema.fr

Cemagref
Parc de Tourvoie
BP 44,
92163 Antony cedex
01 40 96 61 21
www.cemagref.fr