

# Suivi de la qualité des effluents en réseau d'assainissement unitaire (Paris et Pau – France)

Estimation de la pollution carbonée, azotée et phosphorée à partir de mesures physiques

## Monitoring the quality of effluents in a unitary sanitation network (Paris and Pau [France])

Estimating carbonaceous, nitrogen and phosphorus pollution from physical measures

■ S. GUÉRIN-RECHDAOUI<sup>1</sup>, T. BERSINGER<sup>2</sup>, G. BAREILLE<sup>2</sup>, T. PIGOT<sup>3</sup>, I. LE HÉCHO<sup>2</sup>, S. AZIMI<sup>1</sup>, V. ROCHER<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup> Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (Siaap) – Direction innovation environnement – Colombes

<sup>2</sup> CNRS/Université Pau & Pays Adour – Institut des sciences analytiques et de physico-chimie pour l'environnement et les matériaux – UMR 5254 – Pau

<sup>3</sup> CNRS/Université Pau & Pays Adour – Institut des sciences analytiques et de physico-chimie pour l'environnement et les matériaux – UMR 5254 – Anglet

### Mots-clés :

Réseau  
d'assainissement  
Eaux usées  
Rejets urbains de temps  
de pluie  
Capteur  
Qualité physico-  
chimique

### RÉSUMÉ

Le suivi et l'utilisation des données « qualité » des effluents transitant dans les systèmes d'assainissement (réseaux d'assainissement et station d'épuration) sont nécessaires pour accroître le niveau de maîtrise et d'optimisation de leur exploitation. La direction de l'innovation et de l'environnement du Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (Siaap) a engagé, avec ses partenaires scientifiques, des actions R&D visant à définir les modes de traitement des données permettant de traduire les données brutes en données utiles pour l'exploitant de réseau d'assainissement. Au sein de cet article sont proposées et discutées des lois mathématiques permettant de lier les mesures physiques facilement accessibles en réseau d'assainissement (turbidité, conductivité) aux paramètres de qualité des effluents : concentration en particules, concentration en matière organique (demande chimique en oxygène [DCO]), concentrations en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) et phosphore total (Ptot). De manière synthétique, les résultats ont montré 1) que la turbidité permettait d'estimer relativement précisément des concentrations en particules et en DCO, 2) que la conductivité permettait d'estimer assez précisément les concentrations en azote ammoniacal et permettait d'avoir un ordre de grandeur de la concentration en phosphore total. Ces conclusions sont valables pour les deux bassins versants étudiés (Paris et Pau), mais les lois mathématiques liant les paramètres entre eux peuvent être sensiblement différentes. Outre le caractère site « dépendant », ce travail a également permis de montrer que certaines corrélations peuvent varier de manière significative dans le temps. Cela a notamment été montré pour la corrélation entre conductivité et azote pour le bassin versant parisien.

### Keywords:

Sewer system  
Waste water  
Combined sewer  
overflows  
Sensor  
Physio-chemical quality

### ABSTRACT

The monitoring and use of data concerning the quality of effluents transiting through the sanitation systems (sewerage networks and wastewater treatment plants) are necessary to increase the level of control and optimization of their operation. The Innovation and Environment Department of Siaap (Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne) has initiated, with its scientific partners, R & D actions aimed at developing processing ways to transform raw data into useful information for sanitation system operators. In this paper, mathematical laws are proposed and discussed that make it possible to link easily available physical measurements in sewerage networks (turbidity, conductivity) to the effluent quality: particle matter concentration, organic matter concentration (Chemical Oxygen Demand [COD]), ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) and total phosphorus (Ptot) concentrations. Results show that 1) turbidity allows an accurate estimation of particle matter and COD concentrations and 2) conductivity allows a fairly accurate estimation of ammonium concentrations and a quite good estimation of the phosphorus concentrations. Even if conclusions are valid for both studied watersheds (Paris and Pau), mathematical laws are significantly different considering the area but also considering time. This is mostly the case considering the correlation between conductivity and nitrogen for the Paris catchment area.

## Introduction

Entre 1970 et aujourd'hui, le système d'assainissement de l'agglomération parisienne a subi une véritable mutation industrielle. Cette mutation a consisté, d'une part, à améliorer la qualité du traitement réalisé sur les usines d'épuration de l'agglomération parisienne, en passant

d'un traitement unique de la pollution carbonée à un traitement complet du carbone, de l'azote et du phosphore et, d'autre part, à faire évoluer les pratiques de gestion des flux dans les réseaux d'assainissement. La mise en place d'une gestion en temps réel des effluents transitant dans les réseaux, basée sur des outils métrologiques et mathématiques performants – MAGES, Modèle d'aide à la gestion des effluents du Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération

\* Auteur correspondant – Courriel : vincent.rocher@siaap.fr

mérisation parisienne (Siaap) –, a en effet permis de réduire de manière significative les déversements d'eau partiellement traitée lors des événements pluvieux. Cette évolution de l'assainissement de l'agglomération parisienne a conduit à une réduction spectaculaire des flux de polluants rejetés en Seine; réduction des flux qui a permis la restauration de sa qualité physico-chimique et l'amélioration de sa qualité microbiologique [ROCHER et AZIMI, 2016, 2017]. Le retour d'une importante diversité piscicole dans la rivière constitue d'ailleurs le meilleur témoin de la restauration de la qualité de la Seine; 32 espèces différentes de poissons sont recensées aujourd'hui dans la Seine francilienne contre trois en 1970 [ROCHER et AZIMI, 2016].

Poursuivre ce processus d'amélioration de la qualité de nos rivières passe par le développement et le déploiement d'outils intelligents d'aide à l'exploitation. D'une gestion de flux hydrauliques, nous passerons demain à une gestion intégrée du système réseau d'assainissement-station d'épuration-rivière. Le principe de ce système intégré est d'adapter la qualité du rejet du système d'assainissement à l'état de la rivière et ainsi de s'assurer de l'atteinte des objectifs réglementaires (bon état physico-chimique des masses d'eau superficielle – directive cadre sur l'eau, DCE). Pour la rivière, il s'agira d'évaluer en temps réel la qualité des eaux de surface et d'être capable d'estimer l'impact des choix d'exploitation sur la qualité du fleuve. Cela passe par une densification de l'instrumentation du réseau de suivi de la qualité de la rivière en agglomération parisienne et une évolution des outils de simulation de la qualité du fleuve. Pour le réseau d'assainissement, il s'agira d'évaluer en temps réel la qualité des eaux usées transitant dans les réseaux et ainsi d'être capable de prédire l'évolution des flux de pollution apportés aux usines. Cela suppose une densification de l'instrumentation en réseau d'assainissement (intégration de capteurs de turbidité et de conductivité, notamment) et une évolution du modèle MAGES qui devra être capable de simuler les transferts de matière, et non plus seulement les volumes d'eau. Enfin, l'exploitation des stations d'épuration va également fortement évoluer puisqu'au sein du système intégré réseau d'assainissement-station d'épuration-rivière, la station occupe une position centrale. Ainsi, demain il sera demandé aux stations d'épuration d'être capables d'adapter leurs performances en fonction des contraintes imposées par le réseau d'assainissement (flux, charges appliquées en pollution) et des objectifs de traitement définis selon l'état de la rivière.

Déployer ce système de gestion global implique de disposer d'une instrumentation dense pour suivre l'évolution de la qualité des effluents transitant dans les trois

compartiments (réseau d'assainissement, station d'épuration, rivière) et qu'on soit capable d'exploiter en temps réel les données générées par ces systèmes de mesure. Consciente de ces enjeux, la direction de l'innovation et de l'environnement du Siaap (syndicat en charge du traitement des eaux usées en agglomération parisienne) a engagé des actions R&D visant à définir les bonnes pratiques de suivi des effluents dans les trois compartiments. Pour chacun des compartiments, une stratégie d'étude basée sur trois piliers est systématiquement suivie :

- pilier 1 : définition des bonnes pratiques pour acquérir de la donnée fiable et robuste (choix de technologie, caractérisation des performances et des limites des technologies selon les matrices, définition des maintenances adaptées, etc.);
- pilier 2 : construction des chaînes de qualification et filtration des données;
- pilier 3 : élaboration des modes de traitement des données brutes (traduction des données brutes en données utiles pour l'exploitant).

Cet article est consacré au troisième pilier, c'est-à-dire à l'élaboration des modes de traitement des données permettant de traduire les données brutes en données utiles pour l'exploitant de réseau d'assainissement. Plus précisément, l'objectif de cet article est de proposer des lois mathématiques permettant de lier les mesures physiques relativement facilement accessibles en réseau d'assainissement (turbidité et conductivité) aux paramètres de qualité des effluents : concentration en particules, concentration en matière organique (demande chimique en oxygène [DCO]), concentrations en azote (azote Kjeldahl [NK] ou ammonium  $[NH_4^+]$ ) et phosphore (phosphore total). La détermination de ces lois s'appuie sur des bases de données importantes acquises depuis plus de 20 ans sur deux bassins versants urbanisés : l'agglomération parisienne et l'agglomération paloise.

Cet article est scindé en deux parties. La première partie de l'article est consacrée à la présentation des bassins versants étudiés et des dispositifs utilisés pour acquérir les bases de données. La seconde partie présente et discute les résultats. Sont successivement abordées dans cette partie :

- l'estimation des concentrations en matières en suspension (MES) et en DCO basée sur le suivi de la turbidité;
- l'estimation des concentrations en  $NH_4^+$  basée sur le suivi de la conductivité;
- et l'estimation des concentrations en phosphore total (Ptot) basée sur le suivi de la conductivité.

## 1. Matériels et méthodes

### 1.1. Descriptif des sites étudiés

#### 1.1.1. Cas du bassin versant parisien

Le Siaap assure les missions de transport et d'épuration des eaux usées de l'agglomération parisienne. La zone d'apport concernée est constituée de la ville de Paris, des trois départements de la petite couronne (Hauts-de-Seine, Seine-Saint-Denis et Val-de-Marne), et des communes et syndicats de la grande couronne (Seine-et-Marne, Yvelines, Essonne, Val-d'Oise) (figure 1).

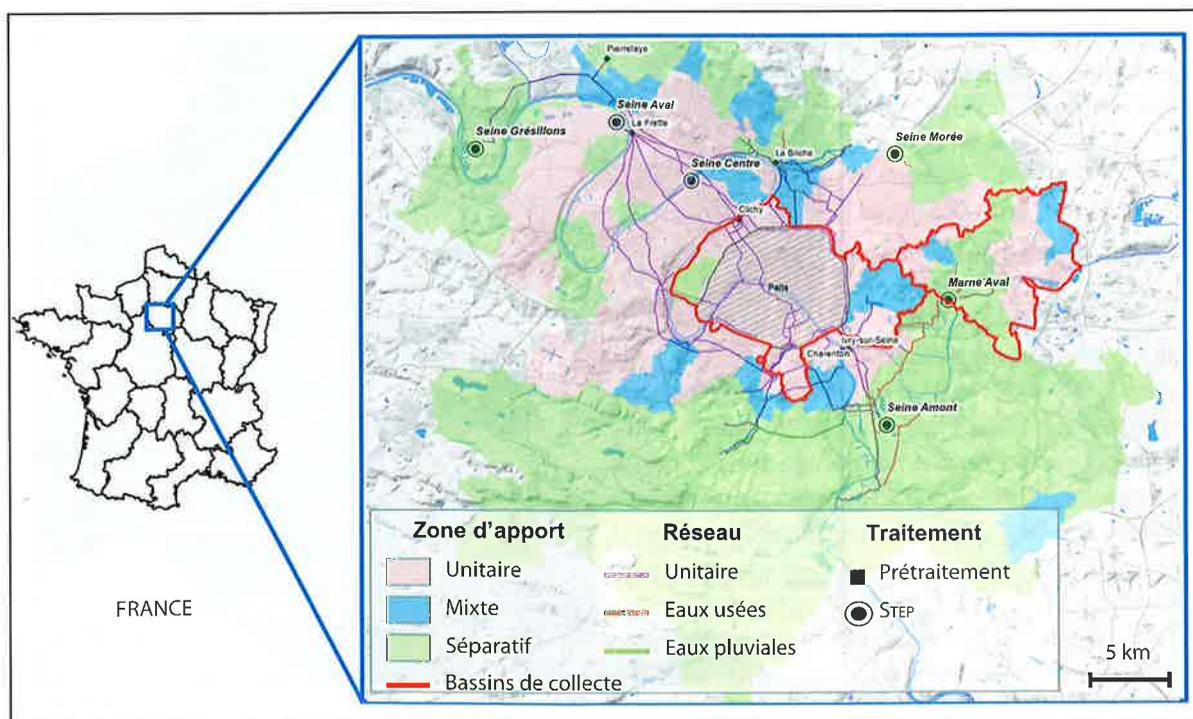
Cette zone d'apport est caractérisée par un réseau d'assainissement principalement unitaire au centre (30% de la surface totale, *tableau I*), et séparatif à la périphérie (60% de la surface totale, *tableau I*), ces deux zones étant séparées par un ensemble de communes dont l'assainissement est mixte (unitaire et séparatif). Le transport des eaux usées de temps sec et des eaux de temps de pluie s'effectue vers les six stations d'épuration au travers de près de 440 km de gros émissaires (2,5 à 6 m de diamètre). Sur l'ensemble du réseau, six stations de prétraitement et de relevage assurent une alimentation constante et stable des stations d'épuration, réparties d'amont en aval de l'agglomération parisienne et traitent des débits compris entre 50 000 et 1 700 000 m<sup>3</sup> par jour. Ainsi, ce réseau d'assainissement permet de traiter des eaux usées produites par les 278 communes du

syndicat, soit près de 9,2 millions d'habitants et 400 industriels (*tableau I*).

Dans le cadre de cette étude, deux bassins versants ont été étudiés, le bassin versant Ouest, dont l'exutoire se trouve à la station de prétraitement de Clichy et le bassin versant Est avec l'usine Marne aval comme exutoire (*figure 1*). La zone d'apport du bassin versant Ouest (Clichy) est caractérisée par une forte urbanisation. Sur cette zone d'une superficie de près de 150 km<sup>2</sup> (15 communes dont la ville de Paris) et plus de 2,8 millions d'habitants, le taux d'imperméabilisation atteint 56% (*tableau I*). Cette caractéristique du bassin versant, combinée au type de réseau majoritairement unitaire (88,5%), induit une qualité d'effluents majoritairement de type domestique en temps sec et avec de fortes variations de qualité et de quantité lors des événements pluvieux. À l'inverse, la zone d'apport Est est caractérisée par une urbanisation modérée de l'agglomération. Sur une superficie de près de 96 km<sup>2</sup>, la densité de population y est de près de cinq fois moindres que sur le bassin versant de Clichy (*tableau I*). De plus, sur cette zone, l'imperméabilisation des sols n'atteint que 27% et le réseau est majoritairement séparatif ou mixte (59,1%).

#### 1.1.2. Cas du bassin versant palois

Le bassin versant étudié se situe sur le territoire de la Communauté d'agglomération Pau Béarn Pyrénées



STEP : station d'épuration.

Figure 1. Typologie du bassin versant du Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (Siaap)

	Zone d'apport		
	Siaap	Clichy	Marne aval
Superficie (km <sup>2</sup> )	1 756	151	96
Nombre de communes	278	15	16
Nombre d'habitants*	9 264 659	2 893 177	393 517
Densité (hab./km <sup>2</sup> )	5 277	19 211	4 018
Taux d'imperméabilisation des sols (%)	31	56	27
Type de réseau** (%)			
Unitaire	30,2	88,5	40,9
Mixte	8,6	11,5	15,6
Séparatif	61,2	0,0	43,5

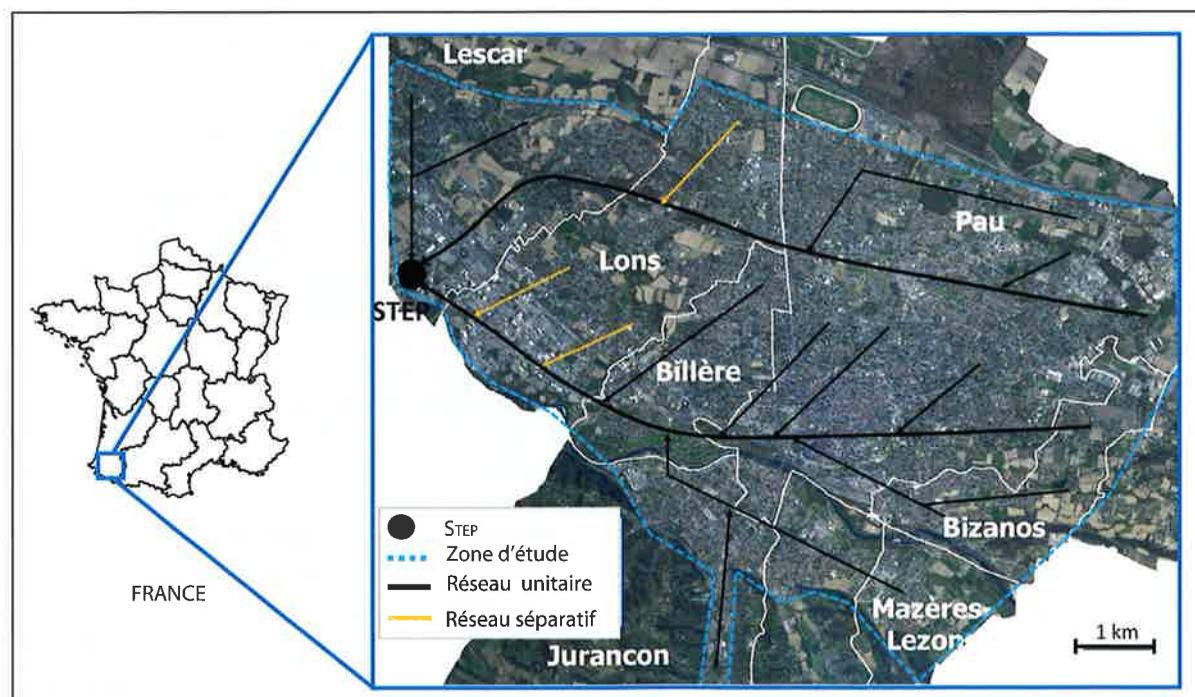
\* Données 2014 – Banque de données de l'Institut d'aménagement et d'urbanisme d'Île-de-France (<http://data.iau-idf.fr/datasets>).

\*\* Calculé sur la base des surfaces des communes.

**Tableau I. Caractéristiques des zones d'apport du Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (Siaap), de Clichy (zone Ouest) et de Marne Aval (zone Est)**

(CAPBP) qui compte 31 communes et une population totale de 162 000 habitants (figure 2). Sur ce territoire, la principale station d'épuration est située à Lescar, elle collecte les effluents de huit communes (Pau, Gelos, Billère, Lons, Mazères-Lezons, Jurançon, Bizanos et Lescar), ce qui représente 130 000 habitants soit 80% de la population de la CAPBP. Il s'agit d'une station d'épuration à boues activées dimensionnée pour 190 000 équivalent-habitant (EH). 740 kilomètres de réseau d'assai-

nissement acheminent les effluents vers cette station d'épuration et 70% de la population est raccordée à un réseau unitaire. La surface de ce bassin de collecte est d'environ 50 km<sup>2</sup> avec un taux d'imperméabilisation de 50%. Tous les détails sont apportés par le tableau II. Le site étudié se situe à l'entrée de la station d'épuration de Lescar avant les vis de relevage, au niveau de la lame déversante du déversoir d'orage. Il s'agit également du point au niveau duquel les prélèvements pour l'auto-



STEP : station d'épuration.

**Figure 2. Carte du bassin versant paloïs**

Zone d'apport : Bassin versant palois	
Population	130 707
Linéaire réseau (km)	743
Réseau séparatif (%)	39
Réseau unitaire (%)	61
Population unitaire	92 577
Surface urbanisée (km <sup>2</sup> )	49,2
Densité de population (hab./km <sup>2</sup> )	2 388
Surface imperméabilisée (%)	49

Tableau II. Caractéristiques de la zone d'apport du bassin versant palois

surveillance sont effectués. Par temps sec, le débit d'entrée est compris entre 800 m<sup>3</sup>/h (nuit) et 2200 m<sup>3</sup>/h (jour) avec une moyenne de 1400 m<sup>3</sup>/h.

## 1.2. Descriptif des données sur la qualité des effluents utilisées dans le cadre de ce projet

### 1.2.1. Cas du bassin versant parisien

Des campagnes de prélèvements et d'analyses de la qualité des rejets urbains de temps de pluie (RUTP) ont régulièrement été effectuées depuis près de 30 ans. Ces campagnes ont été réalisées sur les sites drainant les bassins versants Ouest et Est du bassin versant parisien, tel que précisé ci-avant. Plus précisément, dans le cadre de cette étude, ont été considérés les jeux de données suivants :

- prélèvements moyennés des RUTP effectués entre 2013 et 2016 sur le site de Clichy (nom : zone Ouest-échantillons moyens,  $n = 100$ ). Le prélèvement est effectué durant toute la durée du déversement et l'échantillon moyen représentatif du déversement est analysé en laboratoire ;
- campagnes de prélèvements ponctuels réalisées lors des événements pluvieux (associé ou non à un déversement) sur les sites de l'ouest parisien et de l'est parisien entre 2010 et 2016 (noms : zone Ouest-échantillons ponctuels et zone Est-échantillons ponctuels,  $n = 378$ ). Les prélèvements manuels sont réalisés toutes les heures jusqu'à la fin de l'événement pluvieux. Dans le cas du site de l'ouest parisien, des campagnes de prélèvements ponctuels ont également été menées en 1990-1991 (noms : zone Ouest-échantillons ponctuels historiques,  $n = 714$ ).

### 1.2.2. Cas du bassin versant palois

Le suivi de la qualité a été effectué en entrée de la station d'épuration de Lescar entre avril 2010 et no-

vembre 2011. Au cours de cette période, 96 échantillons ont été prélevés et analysés au laboratoire. Ces échantillons ont été prélevés durant huit campagnes de 12 échantillons chacune. Toutes les 30 minutes, 250 mL ont été prélevés et des échantillons de 1 L correspondant à 2 heures de prélèvement ont été recomposés.

Sur les 96 échantillons prélevés, 27 ont été prélevés lorsque le réseau d'assainissement était sous l'influence d'événements pluvieux et 69 échantillons ont été prélevés par temps sec. Durant les périodes pluvieuses, les précipitations ont varié de 16 à 43 mm avec des périodes de temps sec de 0,1 à 13 jours. La diversité des situations climatiques échantillonnées permet d'avoir une gamme de concentrations importante et représentative de ce qui peut être rencontré sur ce site.

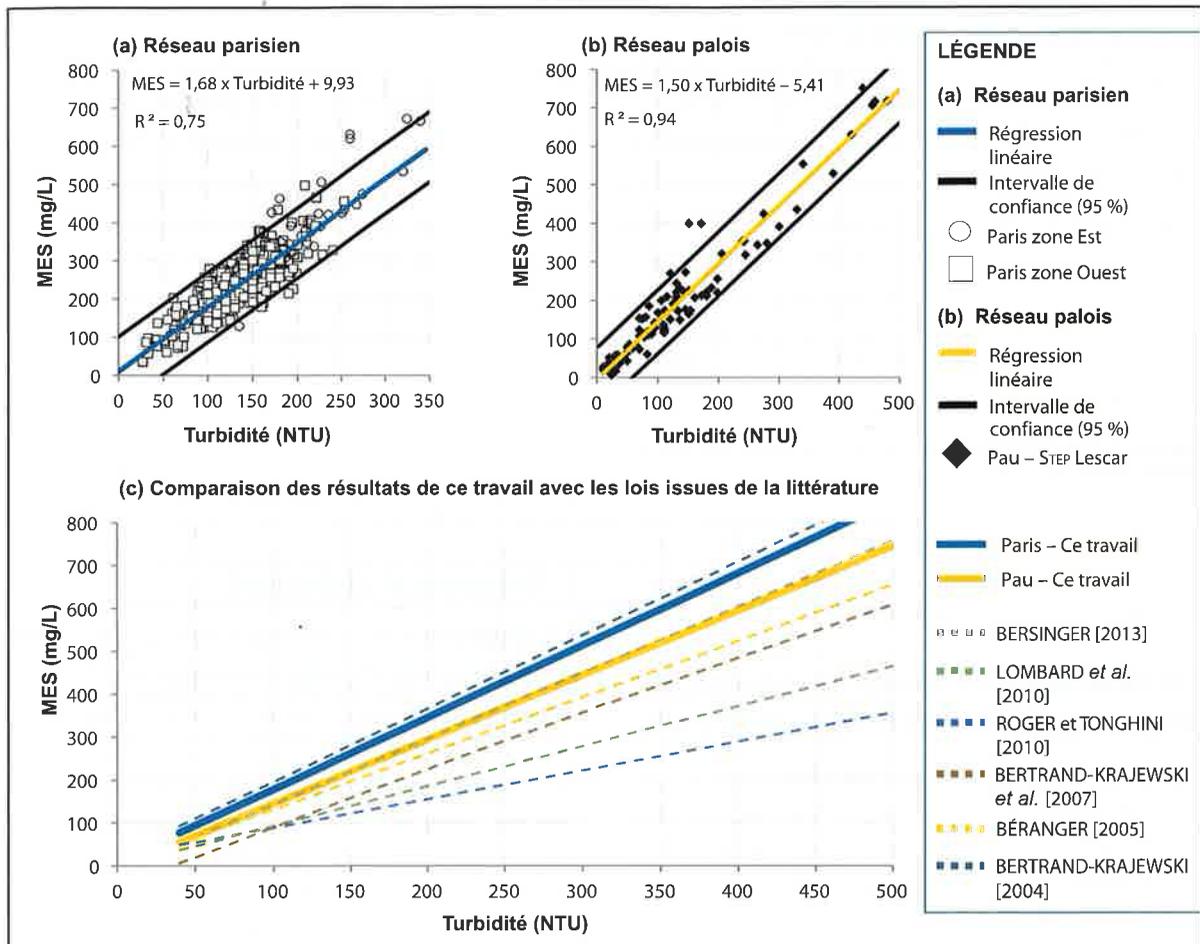
## 2. Résultats et discussion

### 2.1. Estimation des concentrations en particules et en demande chimique en oxygène

#### 2.1.1. Évaluation des concentrations en matières en suspension (MES)

La *figure 3* montre la relation entre les valeurs de turbidité (exprimées en NTU) et les concentrations en MES (exprimées en mg/L) pour des effluents de réseau d'assainissement unitaire prélevés par temps sec et temps de pluie dans le réseau parisien (*figure 3a*) et dans le réseau palois (*figure 3b*) et propose une comparaison avec des équations tirées de la littérature (*figure 3c*). Dans le cas du réseau parisien ont été compilées les données acquises sur les sites Ouest (prélèvements moyens et ponctuels) et Est (prélèvements ponctuels). Les droites coupant les nuages de points correspondent aux lois mathématiques optimales proposées par XLStat. Les droites supérieures et inférieures correspondent à l'intervalle de confiance à 95 %.

Pour le réseau d'assainissement parisien, les concentrations en MES ont varié de 30 à 670 mg/L pour des turbidités allant de 30 à 350 NTU. Il est intéressant de noter que tous les points se répartissent autour de la droite d'équation  $MES = 1,68 \times NTU + 9,93$ ; alors que les effluents utilisés pour construire ce diagramme proviennent de bassins versants de typologies légèrement différentes (*tableau I*). La dispersion des points autour de la droite reste néanmoins relativement importante. Le coefficient de détermination calculé à 0,75 et l'enveloppe relativement large de l'intervalle de confiance de 95 % témoignent de ce caractère dispersé. Pour le réseau d'assainissement palois, les concentrations en MES varient de 10 à 750 mg/L pour des turbidités allant de 20 à 480 NTU. Les points se répartissent autour de la



STEP : station d'épuration.

**Figure 3. Relation entre les valeurs de turbidité (exprimées en NTU) et les concentrations en matières en suspension (MES) (exprimées en mg/L) pour des effluents de réseau d'assainissement unitaire prélevés par temps sec et temps de pluie a) dans le réseau parisien, b) dans le réseau palois, et c) comparaison avec les équations tirées de la littérature**

droite d'équation  $MES = 1,50 \times NTU - 5,41$ . La dispersion des points autour de la droite est faible. Le coefficient de détermination calculé à 0,94 et l'enveloppe réduite de l'intervalle de confiance de 95% témoignent de cette dispersion limitée.

Les relations MES *versus* turbidité obtenues pour ces deux agglomérations sont très légèrement différentes (figure 3c, traits pleins). La pente de l'équation obtenue pour le bassin versant parisien est un peu plus forte que celle obtenue sur le bassin versant palois (1,68 contre 1,50) et la dispersion des points autour de la droite observée pour le site palois est plus faible que celle observée en agglomération parisienne. Cette dispersion moindre est probablement liée au fait que tous les échantillons palois ont été prélevés sur un site unique (entrée de la station de Lescar). Enfin, il convient de souligner que, pour ces deux bassins versants, les points correspondant aux périodes de temps sec et de temps de pluie n'ont pas été différenciés sur les figures 3a

et 3b dans la mesure où les pentes et les ordonnées à l'origine étaient très proches. Aussi, bien que certains travaux rapportent que, par temps de pluie, la taille et/ou la nature des particules transitant dans le réseau peuvent évoluer par rapport à celle de temps sec du fait de la remobilisation des sédiments [LACOUR, 2009; HANNOUCHE, 2012], il semble que, pour ces deux sites, ces évolutions n'aient pas d'influence pour la relation MES *versus* turbidité.

Les corrélations entre la turbidité et les concentrations en MES ont fait l'objet d'autres études comme MARÉCHAL [2000], LACOUR [2009], LOMBARD *et al.* [2010], HANNOUCHE [2012] ou encore MÉTADIER et BERTRAND-KRAJEWSKI [2012], par exemple. Afin de corréler au mieux ces deux paramètres, différents types de relations ont été utilisés : relations linéaires ou polynomiales de degrés deux ou trois. Le tableau III présente des relations issues de la littérature (réseau d'assainissement unitaire et mesure par néphélométrie).

Site	Auteur	Fonction de corrélation	n	R <sup>2</sup>
Pau (64) 50 km <sup>2</sup> 142 000 EH	BERSINGER [2013]	MES = 1,54 × NTU – 11,1	96	0,98
Écully (69) 245 ha 17 000 EH	BÉRANGER [2005]	MES = 1,31 × NTU	50	0,92
Dole (39) 23 000 EH	ROGER et TONGHINI [2010]	MES = 0,6704 × NTU + 21,393	25	0,91
Romans (26) 90 000 EH	LOMBARD et al. [2010] (capteur en atténuation)	MES = 0,93 × NTU	25	0,98
Écully (69) 245 ha 17 000 EH	BERTRAND-KRAJEWSKI [2004] (échantillons de temps sec)	MES = 1,71 × NTU + 24,6	20	–
Écully (69) 245 ha 17 000 EH	BERTRAND-KRAJEWSKI et al., [2007]	MES = –49,93 + 1,4161 × NTU – 0,0002 × NTU <sup>2</sup>	37	–

EH : équivalent-habitant.

**Tableau III. Relations turbidité versus matières en suspension (MES) pour différentes études en réseau unitaire**

Dans toutes les études présentées, les coefficients de corrélations sont supérieurs à 0,9, ce qui démontre la fiabilité de la mesure de la turbidité pour estimer la concentration en MES dans les eaux usées, quel que soit le site ou la marque du capteur. Néanmoins, on observe des relations assez hétérogènes d'une étude à l'autre. Cette hétérogénéité, illustrée par la *figure 3c*, confirme le caractère peu transposable des équations MES versus turbidité d'un bassin versant à l'autre.

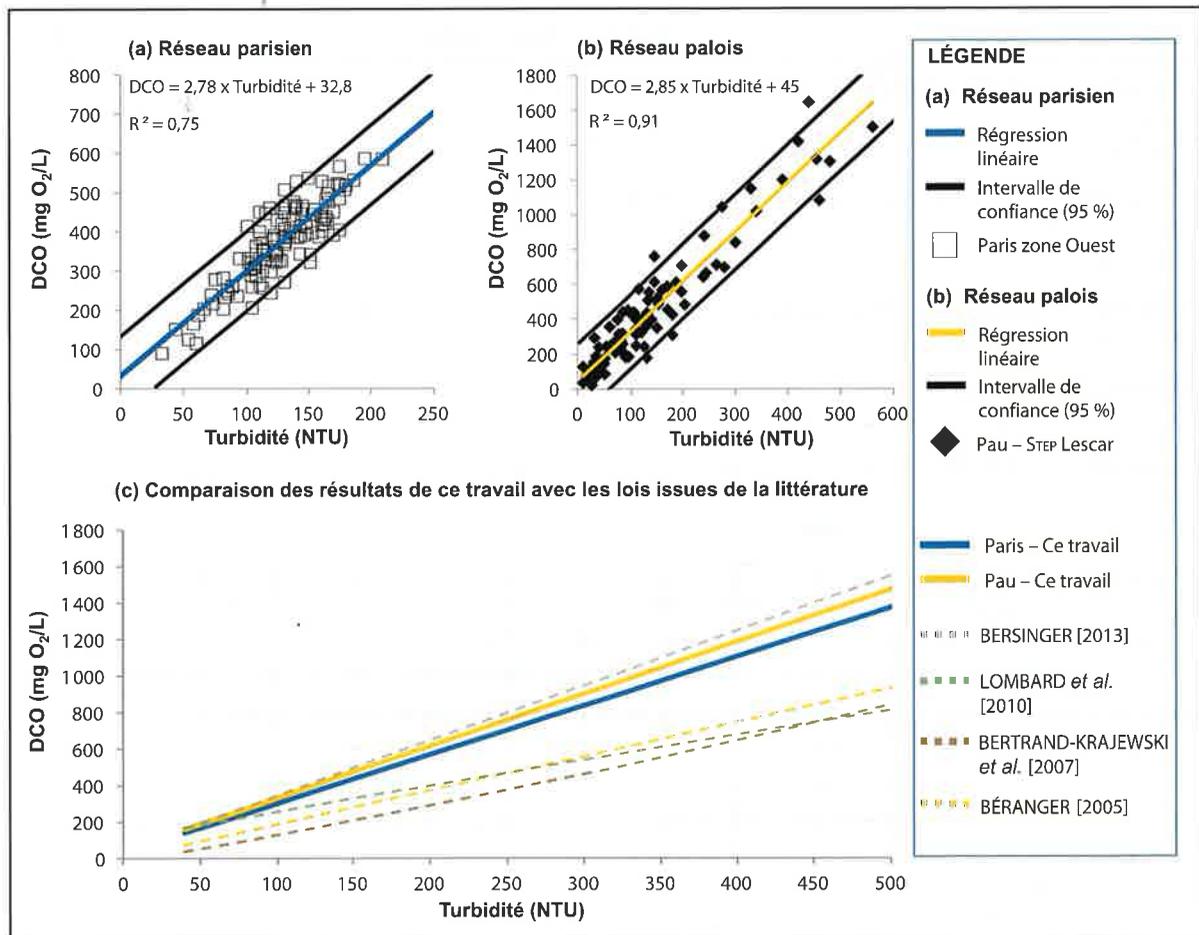
### 2.1.2. Évaluation des concentrations en demande chimique en oxygène (DCO)

La *figure 4* montre la relation entre les valeurs de turbidité (exprimées en NTU) et les concentrations en DCO (exprimées en mgO<sub>2</sub>/L) pour des effluents de réseau d'assainissement unitaire prélevés par temps sec et temps de pluie dans le réseau parisien (*figure 4a*) et dans le réseau palois (*figure 4b*) et propose une comparaison avec des équations tirées de la littérature (*figure 4c*). Dans le cas du réseau parisien ont été compilées les données acquises sur les sites Ouest (prélèvements échantillons ponctuels). La droite coupant le nuage de point correspond à la loi mathématique optimale proposée par XLStat. Les droites supérieures et inférieures correspondent à l'intervalle de confiance à 95%.

Pour le réseau d'assainissement parisien, les concentrations en DCO ont varié de 100 à 600 mgO<sub>2</sub>/L

pour des turbidités allant de 40 à 220 NTU. Les points se répartissent autour de la droite d'équation DCO = 2,78 × NTU + 32,8. La dispersion des points autour de la droite reste néanmoins relativement importante. Le coefficient de détermination calculé à 0,75 et l'enveloppe assez large de l'intervalle de confiance de 95% témoignent de ce caractère dispersé. Pour le réseau d'assainissement palois, les concentrations en DCO fluctuent sur une plus large gamme de concentration, gamme comprise entre 30 et 1 640 mgO<sub>2</sub>/L pour des turbidités allant de 10 à 550 NTU. Les points se répartissent autour de la droite d'équation MES = 2,85 × NTU + 45. La dispersion des points autour de la droite est plus faible que celle observée sur le bassin versant parisien. Le coefficient de détermination calculé à 0,91 et l'enveloppe réduite de l'intervalle de confiance de 95% témoignent de cette dispersion limitée.

Les relations DCO versus turbidité obtenues pour ces deux agglomérations sont très proches (*figure 4c*, traits pleins). Les pentes des équations obtenues pour les bassins versants parisien et palois sont respectivement de 2,78 et 2,85 et les ordonnées à l'origine très proches. La dispersion des points autour de la droite observée pour le site palois est plus faible que celle observée en agglomération parisienne. Enfin, il convient de souligner que, pour ces deux bassins versants, les points correspondant aux périodes de temps sec et de temps de pluie n'ont pas été différenciés sur les *figures 4a*



STEP : station d'épuration.

**Figure 4.** Relation entre les valeurs de turbidité (exprimées en NTU) et les concentrations en demande chimique en oxygène (DCO, exprimées en mgO<sub>2</sub>/L) pour des effluents de réseau d'assainissement unitaire prélevés par temps sec et temps de pluie a) dans le réseau parisien et b) dans le réseau palois, et c) comparaison avec les équations tirées de la littérature

et 4b dans la mesure où les pentes et les ordonnées à l'origine étaient assez proches. L'analyse fine du jeu de donnée acquis sur le site palois a néanmoins montré qu'il existait un léger décalage entre les lois obtenues par temps de pluie et par temps sec. Par temps de pluie, pour une même valeur de DCO, la turbidité est légèrement plus importante que par temps sec. Cela peut être dû à l'apport de particules inorganiques par le ruissellement et la remise en suspension des dépôts faisant augmenter la turbidité sans influencer la DCO [AHYERRE *et al.*, 2000]. Dans les deux cas, l'ordonnée à l'origine est positive, pour une turbidité nulle, la DCO est de 46,5 mgO<sub>2</sub>/L par temps sec et de 9,8 mgO<sub>2</sub>/L par temps de pluie. Cette part peut donner une indication sur la teneur en DCO dissoute qui n'est pas prise en compte par la turbidité. La part de DCO dissoute dans les eaux usées est de l'ordre de 20% d'après KAFI *et al.* [2008] et elle peut parfois perturber la relation DCO/turbidité. Il semble que cela ait une influence limitée, dans le cas

de Pau, sur la relation avec la turbidité car les R<sup>2</sup> sont du même ordre de grandeur que pour la relation avec les MES.

De la même manière que pour les corrélations entre la turbidité et les concentrations en MES, les corrélations entre la turbidité et la concentration en DCO ont été étudiées dans différentes études : MARÉCHAL [2000], LACOUR [2009], LOMBARD *et al.* [2010], HANNOUCHE [2012] ou encore MÉTADIER et BERTRAND-KRAJEWSKI [2012]. Les relations utilisées sont également de types linéaires ou polynomiales. Le *tableau IV* présente des relations issues de la littérature (réseau d'assainissement unitaire et mesure par néphélométrie).

Pour les études présentées, il apparaît que les coefficients de corrélation obtenus entre la turbidité et la DCO sont du même ordre de grandeur que ceux obtenus entre la turbidité et les MES (supérieurs à 0,9) et témoignent de la fiabilité de la mesure de la turbidité pour l'estimation des concentrations en DCO. L'étude de

Site	Auteur	Fonction de corrélation	n	R <sup>2</sup>
Pau (64) 50 km <sup>2</sup> 142 000 EH	BERSINGER [2013]	DCO = 3 × T + 46,5	96	0,90
Écully (69) 245 ha 17 000 EH	BÉRANGER [2005]	DCO = 1,86 × T	50	0,94
Romans (26) 90 000 EH	LOMBARD <i>et al.</i> [2010] (capteur en atténuation)	DCO = -0,0002 × T <sup>2</sup> + 1,5 × T + 107,8	25	0,99
Écully (69) 245 ha 17 000 EH	BERTRAND- KRAJEWSKI <i>et al.</i> , [2007]	DCO = -21,98 + 1,4489 × T + 0,00054 × T <sup>2</sup>	37	–

EH : équivalent-habitant.

Tableau IV. Relations entre turbidité et demande chimique en oxygène (DCO) pour différentes études en réseau unitaire

LOMBARD *et al.* [2010] indique que la part de la DCO dissoute dans les eaux usées (environ 20% d'après KAFI *et al.* [2008]) n'est pas prise en compte par la mesure de turbidité et peut donc perturber la relation. Dans cette étude, le couplage des données de turbidité avec celles de conductivité permet d'améliorer la précision de la relation en prenant en compte la DCO dissoute. Cependant, le gain n'est significatif que pour des eaux usées présentant des concentrations en DCO dissoute particulièrement élevées du fait de rejets industriels. En ce qui concerne les différences de corrélations entre temps sec et temps de pluie, LACOUR [2009] indique que les variations de nature et de taille des particules entre différents événements pluvieux et même au sein d'un même événement pluvieux ne sont pas mesurables au moyen d'un turbidimètre et contribuent à augmenter les incertitudes de la fonction de corrélation.

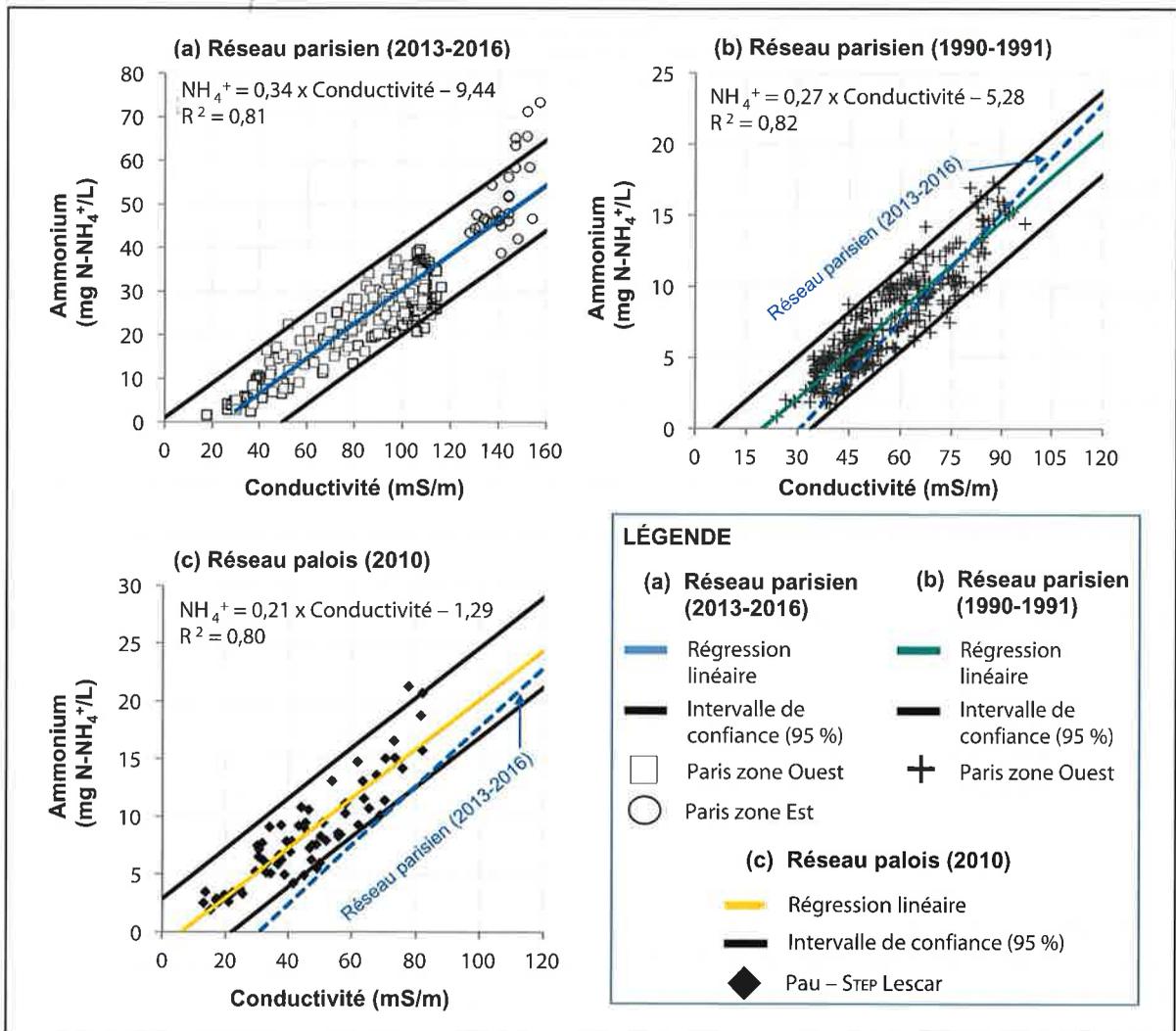
## 2.2. Estimation des concentrations en azote

La figure 5 montre la relation existant entre les valeurs de conductivité (exprimées en mS/m) et les concentrations en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (exprimées en mgN/L) pour des effluents de réseau d'assainissement unitaire prélevés par temps sec et temps de pluie dans les réseaux parisiens et palois. Les figures 5a et 5b présentent les corrélations obtenues pour les sites parisiens et la figure 5c présente la corrélation obtenue pour le site palois. Dans le cas du réseau parisien, les données récentes acquises sur les sites Ouest (prélèvements moyens et ponctuels) et Est ont été compilées dans la figure 5a et les données plus anciennes acquises sur le site Ouest en 1990-1991 ont été compilées dans la figure 5b. Les droites coupant les nuages de points correspondent aux lois mathéma-

tiques optimales proposées par XLStat. Les droites supérieures et inférieures correspondent à l'intervalle de confiance à 95%.

Les figures 5a,b,c montrent que, dans un réseau d'assainissement unitaire, il existe une corrélation entre la conductivité et la concentration en azote ammoniacal. Cette corrélation est liée au fait que la conductivité est un bon indicateur de la dilution par l'eau de ruissellement des eaux usées, qui constitue la principale source d'azote ammoniacal dans le réseau d'assainissement. Ainsi, pour un site donné, la conductivité peut donc permettre d'évaluer la proportion d'eau pluviale mélangée aux eaux usées et d'estimer la concentration en ammonium [KAFI-BENYAHIA, 2006].

Pour le réseau d'assainissement parisien, les valeurs de conductivité varient de 20 à 150 mS/m pour des concentrations en allant de 5 à 70 mgN/L (figure 5a). Si l'on s'intéresse plus spécifiquement à l'ouest du bassin versant parisien, on note que l'eau usée de temps sec aura une conductivité de l'ordre de 120-130 mS/m pour une concentration en ammonium d'environ 30-40 mgN/L. Pour le bassin versant Est, les concentrations en azote et les valeurs de conductivité sont plus importantes, respectivement de l'ordre de 40-60 mgN/L et 130-150 mS/m. En dépit de ces différences, la figure 5a montre qu'il existe une loi unique qui permet de relier l'azote ammoniacal et la conductivité pour ces deux sous-bassins. Les points se répartissent en effet autour de la droite d'équation  $N-NH_4^+ = 0,34 \times \text{conductivité} - 9,44$ . Il convient néanmoins de souligner que cette relation est susceptible de varier dans le temps. La figure 5b, tracée en utilisant les données acquises sur le site Ouest en 1990-1991, montre en effet que la pente de la corréla-



STEP : station d'épuration.

**Figure 5.** Relation entre les valeurs de conductivité (exprimées en mS/m) et les concentrations en  $NH_4^+$  (exprimées en mgN/L) pour des effluents de réseau d'assainissement unitaire prélevés par temps sec et temps de pluie a) dans le réseau parisien en 2013-2016, b) dans le réseau parisien en 1990-1991, et c) dans le réseau palois en 2010

tion était plus faible ; l'équation établie en utilisant ces données anciennes étant  $N-NH_4^+ = 0,27 \times \text{conductivité} - 5,28$ . Pour le réseau d'assainissement palois, les valeurs de conductivité varient de 15 à 80 mS/m pour des concentrations allant de 2 à 25 mgN/L (figure 5c). Les points se répartissent en effet autour de la droite d'équation  $N-NH_4^+ = 0,21 \times \text{conductivité} - 1,29$ . Ainsi, si pour ces deux sites, la relation entre conductivité et azote ammoniacal est évidente, les lois mathématiques reliant  $NH_4^+$  et conductivité sont sensiblement différentes. Cette différence observée pour ces deux sites d'étude rappelle que les lois de corrélation  $NH_4^+$  versus conductivité restent « site dépendant ».

Quel que soit le site considéré, on note qu'il existe une dispersion des points autour de la droite. Les coefficients de détermination calculés à environ 0,80 et les

enveloppes assez larges de l'intervalle de confiance de 95% témoignent de ce caractère assez dispersé. Cette dispersion est simplement liée au fait que la concentration en azote ammoniacal d'une eau de temps sec n'est pas stable dans le temps. L'azote ammoniacal présent dans le réseau provenant essentiellement du processus d'ammonification, elle est directement corrélée aux apports d'urée. De ce fait, sa concentration peut varier selon différents cycles (journaliers, hebdomadaires, saisonniers) en fonction de l'intensité des activités domestiques sur le bassin versant. À l'échelle de la journée, il peut notamment y avoir des variations relativement importantes des concentrations en azote dans les eaux usées. La figure 6, qui présente les variations d'azote ammoniacal mesurées au pas de temps du quart d'heure sur le site de Clichy (bassin versant pa-

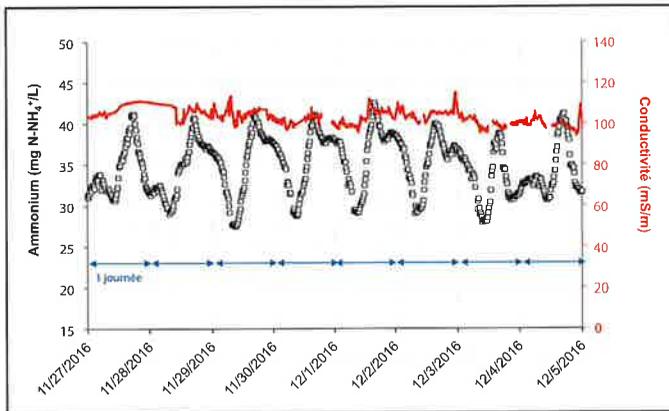


Figure 6. Évolution des valeurs de conductivité (exprimées en mS/m) et des concentrations en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (exprimées en mgN/L) au cours du temps (période de 8 jours) sur le site de Clichy par temps sec (bassin versant parisien, zone Ouest)

risien zone Ouest), témoigne de cette variation. Au cours de la journée, les concentrations fluctuent de 25-30 mgN/L à plus de 40 mgN/L. Or, sur cette même échelle de temps, la conductivité ne varie pas ou très peu. Il est donc normal que, par temps sec, la prédiction de la concentration en NH<sub>4</sub><sup>+</sup> par l'utilisation de la conductivité soit moins précise.

D'ailleurs, l'analyse attentive de la *figure 5a* semble montrer que la dispersion des points autour de la droite est plus importante aux conductivités d'environ 110 et

140 mS/m, valeurs qui correspondent respectivement aux conductivités des eaux usées de temps sec des sites Ouest et Est du bassin versant parisien. Compte tenu de ces éléments, une solution envisageable pour améliorer le caractère de la conductivité serait de prendre en compte l'allure du pollutogramme. Au moment de l'événement pluvieux, la concentration de temps sec de référence à diluer selon la valeur de la conductivité mesurée devrait alors être déterminée au préalable selon la grille horaire.

## 2.3. Quid du phosphore total ?

### 2.3.1. Corrélation entre les concentrations en N et P dans les réseaux d'assainissement

La *figure 7* montre la relation entre les concentrations en azote Kjeldahl (NK, dosage en laboratoire des formes réduites de l'azote, concentrations exprimées en mgN/L) et les concentrations en phosphore total (Ptot, dosage en laboratoire, concentrations exprimées en mgP/L) pour des effluents de réseau d'assainissement unitaire prélevés par temps sec et temps de pluie dans les réseaux parisiens et palois. Les points représentés par des carrés et des croix correspondent aux corrélations obtenues respectivement pour les sites de l'Ouest parisien récemment (données de 2014-2016) et pour des périodes plus anciennes (données 1990-1991).

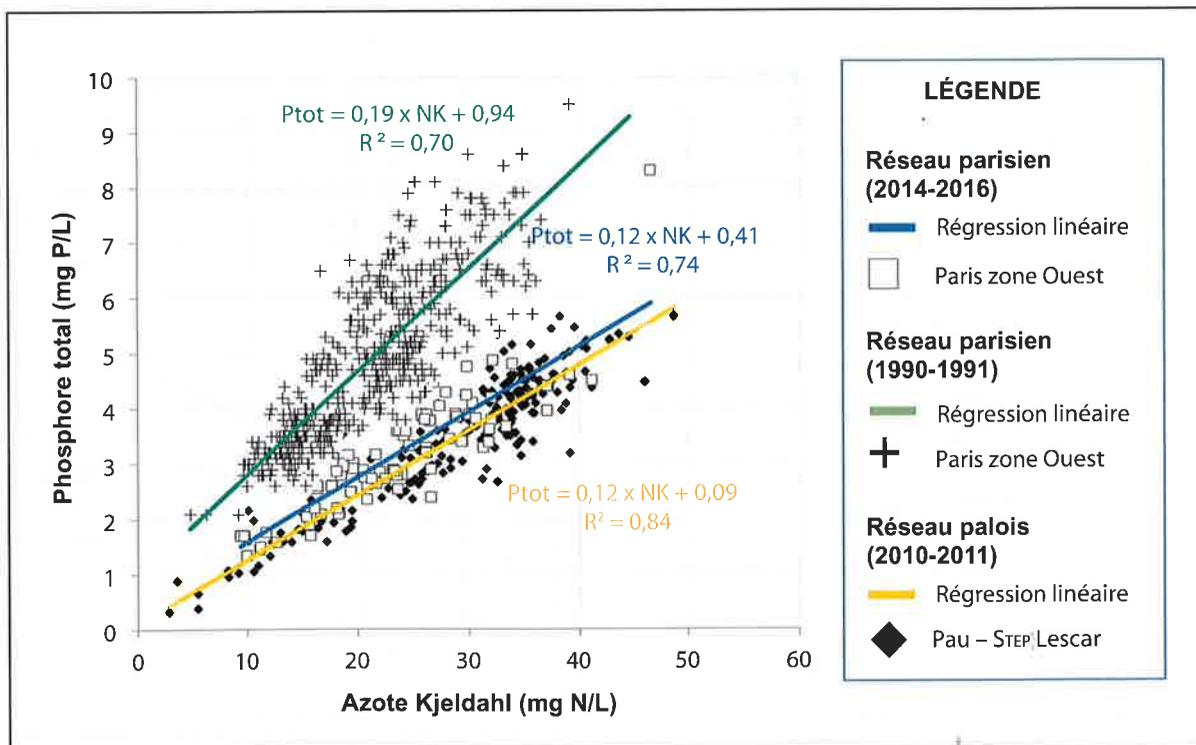


Figure 7. Relation entre les concentrations en azote Kjeldahl (NK, en mgN/L) et les concentrations en phosphore total (Ptot, en mgP/L) pour des effluents de réseau d'assainissement unitaire prélevés par temps sec et temps de pluie dans le réseau parisien (2014-2016 et 1990-1991) et dans le réseau palois (2010-2011)

Les points représentés par des losanges noirs correspondent à la corrélation obtenue pour le site palois. Les droites coupant les nuages de points correspondent aux lois mathématiques optimales proposées par XLStat.

La *figure 7* montre que, dans un réseau d'assainissement unitaire, il existe une corrélation étroite entre les concentrations en azote et en phosphore; corrélation probablement induite par le fait que ces deux éléments sont largement émis dans les réseaux par les activités domestiques. Il convient néanmoins de souligner que le phosphore se distingue de l'azote par deux caractéristiques : 1) la part de phosphore provenant des activités industrielles est potentiellement plus importante que pour l'azote principalement d'origine domestique, et 2) la part de phosphore d'origine organique et transitant dans le réseau sous forme particulaire est plus importante que pour l'azote. Malgré ces différences d'origine et de mode de transport, on note que ces deux éléments sont bien corrélés. Pour le réseau d'assainissement parisien, les points se répartissent autour de la droite d'équation  $P_{tot} = 0,12 \times NK + 0,41$ . La dispersion des points autour de la droite est néanmoins assez forte; le coefficient de détermination ayant été calculé à 0,74. Pour le réseau d'assainissement palois, les points se répartissent autour de la droite d'équation  $P_{tot} = 0,12 \times NK + 0,09$ . La dispersion des points autour de la droite est plus faible que celle observée sur le bassin versant parisien. Le coefficient de détermination calculé à 0,84 témoigne de cette dispersion plus limitée. Les relations  $P_{tot}$  versus  $NK$  obtenues pour ces deux agglomérations sont très proches. Les pentes des équations obtenues pour les bassins versants parisien et palois sont identiques et les ordonnées à l'origine assez proches.

Il convient néanmoins de souligner que cette relation est susceptible de varier dans le temps. La corrélation tracée en utilisant les données acquises sur le site Ouest en 1990-1991 montre en effet que la pente de la corrélation était beaucoup plus forte; l'équation établie en utilisant ces données anciennes étant  $P_{tot} = 0,19 \times NK + 0,94$ . Cette différence entre ces deux périodes est liée à une évolution de la qualité des effluents transitant dans le réseau d'assainissement parisien ces 30 dernières années. ROCHER et AZIMI [2017] ont en effet montré qu'aujourd'hui les eaux usées collectées dans les réseaux parisiens comportent plus d'azote et moins de phosphore qu'en 1990. En 1990, un équivalent-habitant « valait » 10-12 g de N et 2,5 g de  $P_{tot}$  contre 15 g de N et 1,8 g de  $P_{tot}$  aujourd'hui (base de données : eaux brutes alimentant la station Seine aval, bassin versant Ouest

parisien). Selon les auteurs, l'augmentation de l'équivalent-habitant en azote sur cette période pourrait être imputée à l'amélioration de la collecte des effluents qui a permis de récupérer une part d'azote non récupérée jusqu'alors. La diminution de l'équivalent-habitant en phosphore est, quant à elle, le fruit d'une politique de contrôle et de réduction des émissions de phosphore, notamment par la réduction de l'utilisation de ce composé dans les produits lessiviels.

### 2.3.2. Estimation des concentrations en phosphore total

Dans le paragraphe précédent, il a été montré que l'azote et le phosphore suivaient des dynamiques proches en réseaux d'assainissement et que leurs concentrations dans les eaux usées étaient assez bien corrélées. Aussi, dans la mesure où la conductivité permet d'estimer les concentrations en  $NH_4^+$  (§ 2.2. Estimation des concentrations en azote), il est intéressant d'évaluer le caractère prédictif de la conductivité pour le paramètre phosphore total. Dans ce but, la *figure 8*, reliant les valeurs de conductivité (exprimées en mS/m) et les concentrations en  $P_{tot}$  (exprimées en mgP/L) pour des effluents de réseau d'assainissement unitaire prélevés par temps sec et temps de pluie dans le réseau parisien (bassin versant Ouest), a été tracée. La droite coupant le nuage de points correspond à la loi mathématique optimale proposée par XLStat. Les droites supérieures et inférieures correspondent à l'intervalle de confiance à 95%.

La *figure 8* montre que les valeurs de conductivité et de  $P_{tot}$  sont corrélées. Les points se répartissent en effet autour de la droite d'équation  $P_{tot} = 0,04 \times \text{conductivité} + 0,45$ . Si la corrélation existe, on note qu'il existe une très forte dispersion des points autour de cette

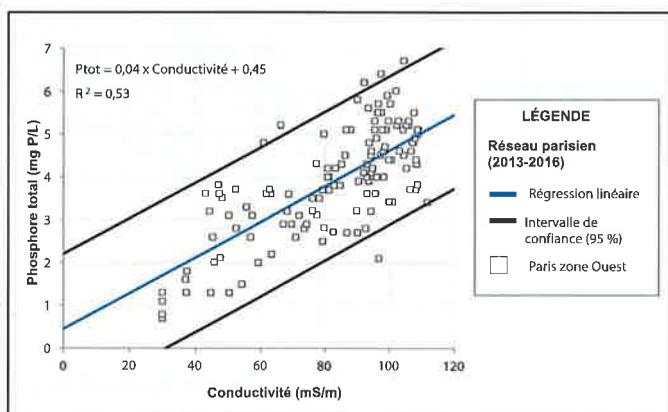


Figure 8. Relation entre les valeurs de conductivité (exprimées en mS/m) et les concentrations en  $P_{tot}$  (exprimées en mgP/L) pour des effluents de réseau d'assainissement unitaire prélevés par temps sec et temps de pluie dans le réseau parisien en 2013-2016

droite. Le coefficient de détermination est à peine supérieur 0,50 et l'enveloppe de l'intervalle de confiance de 95 % est extrêmement large. Aussi, ce type de relation n'a qu'un caractère prédictif limité et permet d'apporter un ordre de grandeur de la concentration en Ptot.

## Conclusions et perspectives

Le suivi et l'utilisation des données « qualité » des effluents transitant dans les systèmes d'assainissement (réseaux d'assainissement et station d'épuration) sont nécessaires pour accroître le niveau de maîtrise et d'optimisation de leur exploitation. Consciente de ces enjeux, la direction de l'innovation et de l'environnement du Siaap a engagé, avec ses partenaires scientifiques, des actions R&D visant à définir les bonnes pratiques de suivi des eaux usées. La question de l'élaboration de modes de traitement des données permettant de traduire les données brutes en données utiles pour l'exploitant de réseau d'assainissement est au cœur de ce projet R&D.

Au sein de cet article sont proposées et discutées des lois mathématiques permettant de lier les mesures physiques facilement accessibles en réseau d'assainissement (turbidité, conductivité) aux paramètres de qualité des effluents : concentration en particules, concentration en matière organique (demande chimique en oxygène [DCO]), concentrations en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) et phosphore (Ptot). De manière synthétique, les résultats ont montré 1) que la turbidité permettait d'estimer relativement précisément des concentrations en particules et en DCO, 2) que la conductivité permettait d'estimer assez précisément les concentrations en azote ammoniacal et d'avoir un ordre de grandeur de la concentration en phosphore total. Ces conclusions sont valables pour les deux bassins versants (Paris et Pau), mais les lois mathématiques liant les

paramètres entre eux peuvent être sensiblement différentes. Outre le caractère site « dépendant », ce travail a également permis de montrer que certaines corrélations peuvent varier de manière significative dans le temps. Cela a notamment été montré pour la corrélation entre la conductivité et l'azote pour le bassin versant parisien.

Si ces corrélations ont un intérêt opérationnel certain, il est nécessaire de travailler pour réduire encore l'incertitude associée à la prédiction. Une des voies envisagées pour augmenter le caractère des lois de corrélation est la combinaison de paramètres. En particulier, des études sont actuellement menées pour estimer le gain apporté par la combinaison des paramètres turbidité, conductivité et absorbance UV par rapport à l'utilisation indépendante de ces mesures physiques telles qu'elles ont été présentées dans cet article. De manière plus prospective, l'utilisation des méthodes spectroscopiques de fluorescence en 3D pour accroître le caractère prédictif est également étudiée dans le cadre de ce projet R&D. Ces méthodes plus innovantes, et relativement peu répandues dans le domaine de l'assainissement, ont d'ores et déjà permis d'obtenir des résultats satisfaisants et très prometteurs, notamment pour estimer en ligne les concentrations en matière organique soluble dans les eaux usées (demande biochimique en oxygène à 5 jours) [GOFFIN, 2017 ; GOFFIN *et al.* 2018].

## Remerciements

Les auteurs remercient Carlyne Lacroix, technicienne de recherche au sein de la direction innovation environnement du Siaap, pour l'aide apportée à ce travail. Les auteurs remercient également le personnel du site de Clichy pour son implication dans la mise en œuvre des nombreuses campagnes de prélèvements.

## Bibliographie

AHYERRE M., CHEBBO G., SAAD M. (2000) : « Sources and erosion of organic solids in a combined sewer line ». *Urban Water*; 2(4) : 305-25.

BÉRANGER Y. (2005) : *Mesure en continu des flux polluants (MES, DCO) par turbidimétrie dans les réseaux d'assainissement*. Villeurbanne (France) : INSA de Lyon, laboratoire URGC, rapport de master recherche « génie civil », 127 p.

BERSINGER T. (2013) : *Dynamique des effluents et des contaminants associés au système d'assainissement de la communauté d'agglomération de Pau Pyrénées* [thèse]. Pau : École doctorale des sciences exactes et de leurs applications. 245 p.

BERTRAND-KRAJEWSKI J.L. (2004) : « TSS concentration in sewers estimated from turbidity measurements by means of linear regression accounting for uncertainties in both variables ». *Water Science and Technology*; 50(11) : 81-8.

BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., BARRAUD S., LIPEME KOUYI G., TORRES A., LEPOT M. (2007) : « Mesurages en continu des flux polluants particuliers en réseaux d'assainissement urbain enjeux, méthodes, exemples d'application ». In : SHF, ed. *Transports solides et gestion des sédiments en milieux naturels et urbains*. Lyon, 12 p.

GOFFIN A. (2017) : *Potentiel d'utilisation de la spectrométrie de fluorescence 3D pour la caractérisation en ligne de la*

matière organique dissoute : de la station d'épuration au milieu récepteur [thèse]. Paris : Université Paris-Est.

GOFFIN A., GUÉRIN-RECHDAOUI S., ROCHER V., VARRAULT G. (2018) : « Towards a better control of the wastewater treatment process: excitation-emission matrix fluorescence spectroscopy of dissolved organic matter as a predictive tool of soluble BOD<sub>5</sub> in influents of six Parisian wastewater treatment plants ». *Environmental Science and Pollution Research* ; doi : 10.1007/s11356-018-1205-1.

HANNOUCHE A. (2012) : *Analyse du transport solide en réseau d'assainissement unitaire par temps de pluie: exploitation de données acquises par les observatoires français en hydrologie urbaine* [thèse]. Paris : Université Paris-Est. 486 p.

KAFI M., GASPERI J., MOILLERON R., GROMAIRE M.C., CHEBBO G. (2008) : « Spatial variability of the characteristics of combined wet weather pollutant loads in Paris ». *Water Research*; 42(3) : 539-49.

KAFI-BENYAHIA M. (2006) : *Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines des polluants de temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien* [thèse]. Marne-la-Vallée : École nationale des ponts et chaussées.

LACOUR C. (2009) : *Apport de la mesure en continu pour la gestion de la qualité des effluents de temps de pluie en réseau d'assainissement* [thèse]. Paris : Université Paris-Est. 331 p.

LOMBARD V., TOLOMÉO S., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., DEBRAY R., COMTE C., DE BÉNÉDITTIS J. (2010) : « Conception et mise en place de stations de mesure des flux polluants dédiées à la gestion intégrée d'un système d'assainissement ». In : Actes de *Novatech 2010*, 27 juin-1<sup>er</sup> juillet, Lyon, France, 10 p.

MARÉCHAL A. (2000) : *Relations entre caractéristiques de la pollution particulaire et paramètres optiques dans les eaux résiduaires urbaines* [thèse]. Vandœuvre-lès-Nancy : Institut national polytechnique de Lorraine, 284 p.

MÉTADIER M., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L. (2012) : « The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes ». *Water Research*; 46(20) : 6836-56.

ROCHER V., AZIMI S. (2016) : *Qualité microbiologique des eaux en agglomération parisienne : des eaux usées aux eaux de Seine*. Paris : Johanet, 94 p.

ROCHER V., AZIMI S. (2017) : « Évolution de la qualité de la Seine en lien avec les progrès de l'assainissement : de 1970 à 2015 ». Paris : Johanet, 76 p.

ROGER M., TONGHINI M. (2010) : « Estimation des charges déversées au milieu naturel lors d'épisodes pluvieux – Une application de la turbidimétrie aux réseaux unitaires de Dole (Jura) ». *Techniques Sciences Méthodes*; 1/2 : 84-7.



**97<sup>e</sup>**  
**congrès**

**MARSEILLE**  
5 au 8 juin 2018





**Gagnez en visibilité auprès des professionnels de l'eau et des déchets... *Soyez partenaire du congrès !***

Le 97<sup>e</sup> congrès de l'Astee, c'est :

- une communication à plus de **30 000 professionnels** de l'eau et des déchets
- un **carrefour d'information** et de partage
- près de **600 participants** attendus sur 4 jours
- des temps conviviaux pour se **rencontrer** et échanger
- une **logistique** déjà en place
- des **professionnels** de l'eau et des déchets d'**horizons variés**



Contactez [geraldine.izambart@astee.org](mailto:geraldine.izambart@astee.org) pour plus d'informations sur nos partenariats.