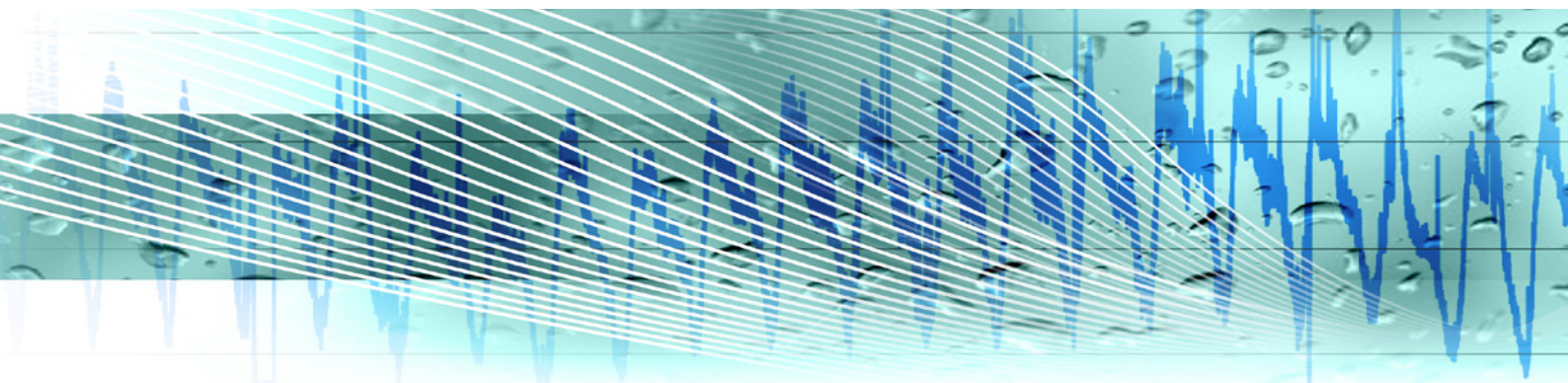


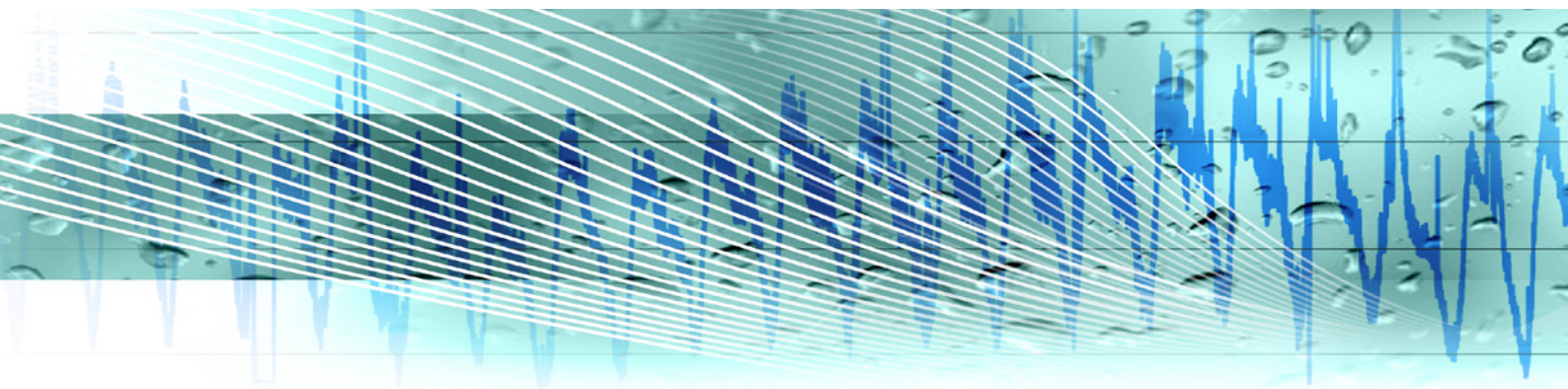
Guide technique sur le mesurage de la turbidité

dans les réseaux d'assainissement



Guide technique sur le mesurage de la turbidité

dans les réseaux d'assainissement



Pierre-Antoine VERSINI, Claude JOANNIS, Ghassan CHEBBO.

Auteurs et contributeurs

Auteurs

Pierre-Antoine VERSINI, chercheur (LEESU-ENPC), pierre-antoine.versini@leesu.enpc.fr

Claude JOANNIS, chef du Laboratoire Eau et Environnement (LEE-IFSTTAR), claude.joannis@ifsttar.fr

Ghassan CHEBBO, directeur de Recherche (LEESU-ENPC), ghassan.chebbo@leesu.enpc.fr

Contributeurs

Christian ROUX, chef de l'unité Etude (DE, Conseil Général des Hauts-de-Seine), croux2@cg92.fr

Frédéric VANDELANNOOTE, ingénieur chargé d'étude (DEA, Conseil Général de Seine-Saint-Denis), fvandelannoote@cg93.fr

Fabien DESETABLES, technicien chargé de la conception du parc, de la validation et de l'exploitation des mesures hydrauliques et pluviométriques (DEA, Conseil Général de Seine-Saint-Denis), fdesetables@cg93.fr

Alain RABIER, chef de service adjoint (DSEA, Conseil Général du Val-de-Marne), Alain.Rabier@valdemarne.fr

Nathalie VERNIN, chef de service (DSEA, Conseil Général du Val-de-Marne) Nathalie.Vernin@valdemarne.fr

Jean-Luc BERTRAND-KRAJEWSKI, professeur (INSA Lyon), jean-luc.bertrand-krajewski@insa-lyon.fr

Gwénaél RUBAN, ingénieur (LEE-IFSTTAR), gwen.ruban@orange.fr

Ali HANNOUCHE, chercheur (ENPC-LEESU), ali.hannouche@leesu.enpc.fr

Céline LACOUR, chargée de mission (Onema) sur l'eau et les aménagements urbains, celine.lacour@onema.fr

Remerciements

Les auteurs tiennent aussi à remercier les personnes suivantes pour leur aimable contribution :

S. Le Hir (Agglomération de Thau), P. Branchu (Cerema), C. Favre (Chambéry Métropole), M. Perrier (Chambéry Métropole), A. Queinec (DEA93), H. Dubus (DSEA94), X. France (GEMCEA), N. Walcker (GRAIE), D. Mabilais (IFSTTAR), A. Mosset (IFSTTAR), P. Dubois (LEESU-ENPC), M. Saad (LEESU-ENPC), J. Nemery (LTHE), G. Andréa (Lyonnaise des Eaux), G. Binet (Lyonnaise des Eaux), G. Dhennin (Lyonnaise des Eaux), D. Laplace (Lyonnaise des Eaux), R. Lauret (Lyonnaise des Eaux), V. Le Balier (Lyonnaise des Eaux), C. Roulet (Lyonnaise des Eaux), A. Ventura (Lyonnaise des Eaux), S. Lyard (Rhea), J.-P. Tabuchi (SIAAP), B. Barillon (Suez), T. Bersinger (Université de Pau), F. Béthouart (Ville de Paris), S. Amirat (Ville de Paris), J. Malandrin (VEOLIA), L. Monier (VEOLIA)



Partenaires

LEESU (ENPC) - Le laboratoire eau, environnement et systèmes urbains est un laboratoire commun de l'École des Ponts ParisTech, l'Université Paris-Est Créteil et AgroParisTech. Il a pour objet de recherche l'eau urbaine, sous différents points de vue :

- ✓ physique et hydrologique avec l'étude du cycle des eaux pluviales : précipitations, ruissellement, écoulements ;
- ✓ biogéochimique avec l'étude des sources et devenir des contaminants chimiques et microbiologiques sur les bassins versants urbains et leur impact sur le milieu récepteur ; c'est dans ce cadre que se positionne l'Observatoire des polluants urbains en Île-de-France (OPUR) ;
- ✓ socio-technique avec l'étude des politiques et des usages de l'eau et de leurs évolutions en milieux urbains.

Les travaux de recherche du LEESU sont ainsi en prise avec des questions sociétales, majoritairement en liaison aujourd'hui avec la mise en place de politiques de développement durable et leurs déclinaisons dans le secteur de l'eau. Ses activités sont ancrées au sein de partenariats opérationnels étroits et de longue durée avec les collectivités territoriales de la région parisienne et avec des grands industriels du monde de l'eau.

LEE (IFSTTAR) - Au sein de département géotechnique, environnement, risques naturels et sciences de la terre de l'IFSTTAR, les travaux menés par le laboratoire eau et environnement visent quatre grands défis sociétaux :

- ✓ la gestion sobre des ressources ;
- ✓ l'adaptation aux changements globaux ;
- ✓ la réduction des risques environnementaux ;
- ✓ l'intégration du cycle de l'eau dans un aménagement urbain durable.

Ils sont structurés autour de trois objets de recherche : les bassins versants urbains et péri-urbains, les réseaux hydrographiques naturels et artificiels et les sols urbains et matériaux recyclés.

Ses travaux s'appuient sur les observations en vraie grandeur réalisées par le LEE dans le cadre de l'ONEVU (observatoire de terrain en environnement urbain, composante de l'institut de recherches en sciences et techniques de la ville et de l'Observatoire des sciences de l'univers de Nantes Atlantique) ainsi que sur les retours d'expérience réalisés dans le cadre de l'Observatoire hydrométéorologique Cévennes Vivarais (OHMCV). Elles bénéficient en outre des capacités analytiques et expérimentales de son laboratoire de chimie environnementale et d'hydrodynamique des sols.

URBIS - Le système d'observation et d'expérimentation SOERE (système d'observation et d'expérimentation sur le long terme pour la recherche en environnement) URBIS (<http://www.graie.org/urbis-soere>) a été labélisé par Allenvi en 2010. Il a pour objectif d'asseoir et de pérenniser un réseau d'observatoires en hydrologie urbaine en : (i) renforçant les thématiques transverses, (ii) coordonnant les efforts d'observations de manière à les rendre comparables ou complémentaires, et (iii) développant les projets de recherche collaboratifs.

Ce système repose sur trois observatoires français en hydrologie urbaine :

OPUR (Région parisienne, <http://leesu.univ-paris-est.fr/opur/>), OTHU (Grand Lyon, <http://www.graie.org/othu/index.htm>) et ONEVU (Nantes Métropole, <http://www.irstv.fr/fr/observatoire-nantais-des-environnements-urbains>).

URBIS met un accent particulier sur la combinaison de différentes stratégies d'observation (points pérennes et suivis ciblés à des échelles spatiales allant de l'ouvrage à la ville toute entière) dans une perspective de construction de modèles intégrables, en particulier pour la production et le transfert des flux polluants.



Avant-propos

Ce guide technique, soutenu par l'Onema, synthétise l'expérience acquise ces dernières années par différentes équipes de recherche qui ont mis en œuvre et exploité des mesures de turbidité en réseau d'assainissement, ainsi que par des collectivités qui ont intégré ces systèmes de mesure dans leurs pratiques opérationnelles. Les fruits de ces travaux ont été collectés et analysés à travers trois observatoires français de recherche en hydrologie urbaine fédérés au sein du SOERE (Système d'observation et d'expérimentation sur le long terme pour la recherche en environnement) URBIS : l'ONEVU (Nantes Métropole), l'OPUR (Région parisienne) et l'OTHU (Grand Lyon).

Le point de départ de ce guide est le numéro 1/2 2010 de la revue *Techniques sciences et méthodes* publié à l'occasion de la journée *Turbidité en réseau d'assainissement* organisée à Paris le 9 mars 2010 par le groupe de travail SHF/ASTEE « Hydrologie urbaine ». Ce groupe a ensuite participé aux différentes étapes de son élaboration, notamment en menant une enquête complémentaire auprès de ses membres.

Destiné aux gestionnaires, ce document contient des éléments méthodologiques pour accompagner la mise en œuvre de systèmes de mesure de turbidité par de nouveaux utilisateurs. Il est complété par des outils informatiques permettant d'en faciliter la pratique (<http://www.graie.org/urbis-soere/spip/spip.php?rubrique10>). Il est aussi étayé d'exemples opérationnels sélectionnés à travers la France montrant l'utilité d'un tel système de mesure.



Résumé

Ce guide de bonnes pratiques a pour but de promouvoir et de faciliter la mise en place de mesures de turbidimétrie en réseau d'assainissement. Il vise à traduire de manière pratique l'expérience acquise depuis plusieurs années par trois observatoires français en hydrologie urbaine (OPUR, ONEVU, OTHU). Son objectif premier est de fournir des éléments très pratiques permettant de réduire considérablement la phase de mise au point d'un site de mesure, puis de conduire efficacement son exploitation opérationnelle. Il permet par ailleurs de conforter l'image de la mesure en continu de la turbidité auprès de différents publics : maîtres d'ouvrages, exploitants, mais aussi services chargés de la police de l'eau et de motiver les fournisseurs vis-à-vis de demandes d'améliorations identifiées.

Ainsi, après avoir présenté les principes de mesure de la turbidité, le guide détaille les différentes étapes à mettre en œuvre pour parvenir à une installation fiable et pérenne de cette mesure : choix d'un point de mesure, choix d'un capteur, procédures de réception, de réglage et d'étalonnage, modes d'implantation sur le terrain, stratégies d'acquisition, de filtrage et de vérification, opérations de maintenance, évaluation des incertitudes, établissement de correspondance avec les matières en suspension (MES), ainsi que des éléments de coûts et bénéfiques. Ces différents éléments de méthode sont illustrés par des exemples concrets et complétés par des outils informatiques et des fiches pratiques.

Mots clés

Turbidité, assainissement, qualité, mesure *in situ*, incertitude, MES

Sommaire

| | |
|---|-----------|
| 1. Introduction à la turbidité | 8 |
| 1.1. Contexte opérationnel | 8 |
| 1.2. Objectifs et application de la turbidité en réseaux..... | 9 |
| 1.3. Objet de ce guide..... | 11 |
| 2. Les principes de mesure..... | 12 |
| 2.1. Le mesurage par atténuation | 12 |
| 2.2. Le mesurage par diffusion | 13 |
| 2.3. Norme et unités | 13 |
| 2.4. Comparaison atténuation/diffusion..... | 14 |
| 3. Choix du site de mesure | 15 |
| 3.1. Conditions hydrauliques..... | 16 |
| 3.2. Contraintes pratiques | 17 |
| 4. Choix d'un turbidimètre..... | 18 |
| 5. Réception et étalonnage | 20 |
| 5.1. Réception | 20 |
| 5.2. Etalonnage | 21 |
| 5.3. Inversion de la courbe d'étalonnage : | 22 |
| 6. Implantation et installation | 23 |
| 6.1. Type d'installation | 23 |
| 6.2. Vérification de la représentativité spatiale..... | 25 |
| 7. Stratégie d'acquisition, de filtrage (en temps réel) et de validation (en temps différé)..... | 26 |
| 7.1. Stratégie d'acquisition..... | 26 |
| 7.2. Perturbation du signal | 28 |
| 7.3. Filtrage et enregistrement à pas de temps courts..... | 29 |
| 7.4. Validation des mesures | 31 |
| 8. Opérations de maintenance | 34 |
| 8.1. Entretien..... | 34 |
| 8.2. Vérification - réglage - réétalonnage..... | 34 |
| 8.3. Qualification du personnel | 36 |
| 9. Incertitudes de mesure | 37 |
| 9.1. L'incertitude d'étalonnage..... | 38 |
| 9.2. L'incertitude expérimentale | 39 |
| 9.3. L'incertitude totale | 40 |

| | |
|---|-----------|
| 10. Intérêt et méthodologie d'une corrélation en MES | 41 |
| 10.1. Paramètres de pollution des eaux résiduaires..... | 41 |
| 10.2. Mise en pratique..... | 42 |
| 10.3. Procédure d'échantillonnage | 43 |
| 10.4. Calage d'une fonction de corrélation et prise en compte de l'incertitude | 44 |
| 11. Eléments de coûts et de bénéfices | 46 |
| 11.1. Coûts d'investissement : | 46 |
| 11.2. Coûts d'exploitation..... | 47 |
| 11.3. Bénéfices escomptés..... | 47 |
| 11.4. Bilan | 48 |
| 12. Retours d'expérience | 49 |
| 12.1. Bassin Keller - GEMCEA | 50 |
| 12.2. Garges-Epinay - DEA 93 | 52 |
| 12.3. Parc de Sceaux - SEVESC | 54 |
| 12.4. Pont du Sanglier - Lyonnaise des eaux | 56 |
| 12.5. Déversoir d'orage d'Ecully – OTHU | 58 |
| 12.6. Stockage Tolbiac Masséna | 60 |
| 12.7. Duchesse Anne - IFSTTAR..... | 62 |
| 12.8. STEP Lescar - IPREM..... | 64 |
| 12.9. Place de Clichy - LEESU | 66 |
| 12.10. Sucy Gare - DSEA 94 | 68 |
| Conclusion | 70 |
| Annexes | 71 |
| A - Fiche type de mode opératoire de réception..... | 71 |
| B - Fiche type de mode opératoire d'étalonnage..... | 72 |
| C - Livret de bord des opérations d'entretien | 72 |
| D - Fiche de vérification et de réglages des capteurs de turbidité (exemple pour une mesure par atténuation) | 73 |
| Glossaire | 74 |
| Sigles & Abréviations | 75 |
| Bibliographie | 76 |
| Table des illustrations | 77 |

Introduction à la turbidité

1

1.1 Contexte opérationnel


Les exigences concernant la qualité du service rendu par un réseau d'assainissement ne font qu'augmenter sous la pression réglementaire, des usagers, des collectivités, des politiques et des engagements du gestionnaire concernant le développement durable et le respect de l'environnement.

La transposition en droit français de la directive européenne du 21 mai 1991 relative au traitement des eaux urbaines résiduaires (DERU-1991, arrêtés des 22 décembre 1994 et 22 juin 2007) impose la mise en œuvre de dispositifs d'autosurveillance des systèmes d'assainissement, avec une quantification des flux collectés vers les systèmes de traitement, mais aussi des différents flux rejetés vers les milieux aquatiques.

A travers des objectifs ambitieux de restauration et de maintien du « bon état » des masses d'eau, la directive cadre sur l'eau (DCE-2000) renforce les besoins d'optimisation des systèmes d'assainissement. Une gestion éclairée du réseau et de son développement futur exige une connaissance fine de son fonctionnement en matière de flux de pollution véhiculés par temps sec et de ses réactions à la pluie. Le suivi et la caractérisation des effluents urbains apparaissent donc indispensables à une amélioration de la performance des systèmes d'assainissement.

Les dispositifs de surveillance actuellement en place se focalisent sur les volumes et les débits. Ils font généralement appel au mesurage des pluies sur les bassins versants desservis, des niveaux et des vitesses de l'eau dans les collecteurs ou d'autres ouvrages et sur l'état des équipements de régulation du système d'assainissement. Même si des efforts restent à accomplir pour en améliorer la conception et la fiabilité, ces dispositifs sont aujourd'hui relativement bien maîtrisés au sein des services d'exploitation.

Toutefois, cette surveillance ne saurait être complète sans concerner celle de la qualité des effluents. Cette qualité est caractérisée par de nombreux paramètres, auxquels on ne peut accéder que par des analyses en laboratoire, réalisées sur des échantillons prélevés *in situ*. Ces opérations sont lourdes, coûteuses et inadaptées à une surveillance en routine (notamment en temps de pluie). De plus, elles ne fournissent qu'une vision très lacunaire des phénomènes, car ceux-ci se caractérisent par une grande variabilité dans le temps et nécessitent un échantillonnage temporel intensif. Enfin, elles sont bien sûr inadaptées à une exploitation en temps réel pour commander des équipements par exemple.



Dans ce contexte, le mesurage de la turbidité représente actuellement la technique la plus opérationnelle pour connaître en continu, en temps réel et sur de longues périodes, la qualité des effluents. Installés en collecteur d'assainissement ou sur des ouvrages particuliers, les capteurs de turbidité permettent d'obtenir des informations sur la charge particulaire, principal vecteur de la pollution dans les réseaux d'assainissement que ce soit dans les effluents bruts de temps sec ou de temps de pluie. Un mesurage en continu de la turbidité permet d'en suivre la dynamique complexe.

1.2 Destinataires

Nonobstant la précision des informations contenues dans ce guide, celui-ci s'adresse à des personnels opérationnels préalablement formés. Afin de correctement mettre en œuvre les conseils et méthodes présentés ici, il est donc recommandé de remplir les prérequis suivants :

- ✓ disposer de compétences techniques en assainissement ;
- ✓ maîtriser les notions de base en métrologie (incertitude, étalonnage, reproductibilité, répétabilité, etc...) et être accoutumé à la mise en œuvre des procédures qualité associées ;
- ✓ avoir une bonne expérience de la métrologie en réseau d'assainissement (hauteur et débit par exemple) ;
- ✓ avoir des notions de statistiques (calcul de moyenne, d'écart-type, calcul de corrélation, propriétés d'une distribution normale...) ;
- ✓ avoir une pratique minimum d'un tableur de calcul (compatible avec Excel©) afin de pouvoir utiliser les outils informatiques fournis avec le guide.

1.3 Objectifs et application de la turbidité en réseaux

La turbidité d'un effluent est due aux matières en suspension (MES, particules dont la taille est supérieure à 0,45 μm) et si l'on dilue un échantillon d'eau résiduaire, les valeurs de turbidité sont proportionnelles aux concentrations en MES. Pour autant la mesure de turbidité n'est pas une mesure de la concentration en MES : elle dépend aussi de la taille, de la masse volumique des particules et plus généralement de leur nature (forme, composition...). A concentration égale, des particules fines ont une turbidité sensiblement plus élevée que des particules plus grossières et on a observé (Maréchal, 2000) que la turbidité des eaux résiduaires était pour l'essentiel due à des particules situées dans la gamme 10 à 20 μm . Cela peut constituer un atout car les particules fines sont susceptibles de transporter davantage de micropolluants, mais cette sensibilité à la nature des effluents rend la turbidité non conservative. Aussi elle est un peu délicate à utiliser pour faire des bilans, surtout sur des ouvrages tels que



les décanteurs qui agissent d'une manière différenciée selon le type de particule. Le principal atout de la turbidité reste de pouvoir être mesurée en continu et permettre un excellent échantillonnage temporel, alors que les paramètres classiques tels que MES et DCO (demande chimique en oxygène) nécessitent des prélèvements, dont la représentativité temporelle reste très limitée.

L'objectif le plus général d'un mesurage de turbidité est donc l'évaluation d'une concentration en pollution particulaire. Cette concentration peut être le but même de la mesure, par exemple pour vérifier la conformité à une prescription exprimée elle aussi en concentration, ou déclencher une commande sur un critère de qualité de l'effluent. La concentration peut aussi n'être qu'un intermédiaire permettant d'évaluer un flux ou une masse. Il peut s'agir de flux entrant, sortant ou transitant dans un système de collecte (ou des ouvrages particuliers de ce système) ou d'un système de traitement (bassins, stations de dépollution (SDEP) et de traitement des eaux usées (STEU)). Néanmoins, même pour les applications qui se focalisent sur les concentrations, on s'intéresse en général à des concentrations moyennes (définies comme le rapport d'une masse à un volume) sur une durée donnée. Pour ce faire, les valeurs de concentration doivent être pondérées par les débits, ce qui revient à calculer des flux dès lors que l'on s'intéresse à des durées supérieures à quelques minutes. En définitive, tous les objectifs nécessitent la connaissance des variations des concentrations et des débits en fonction du temps.

Les capteurs de turbidité peuvent ainsi être installés :

- ✓ en réseau unitaire (débit continu) ;
- ✓ en réseau pluvial (débit intermittent) ;
- ✓ sur un cours d'eau urbain (débit continu lié à une source) ;
- ✓ au niveau d'un déversoir (débit intermittent).

En conséquence, les applications de la turbidimétrie en assainissement peuvent être multiples :

- ✓ associée à un dispositif de gestion en temps réel, la turbidimétrie peut contribuer à piloter les ouvrages de dépollution en permettant de stocker et traiter les flots les plus chargés qui peuvent se situer indifféremment au début, au milieu ou en fin de pluie, selon des situations que l'on ne sait pas encore anticiper. Elle permet aussi de piloter la vidange de ces bassins et d'orienter vers les milieux récepteurs les effluents suffisamment décantés et vers la STEP les effluents trop chargés. Elle peut aussi permettre une mise en alerte ou commander un préleveur ;
- ✓ dans le cadre de l'autosurveillance, la turbidimétrie permet de dépasser les estimations aujourd'hui réalisées par l'application de ratios (facteur de conversion moyen) dans la quantification des flux polluants. Elle donne les moyens aux maîtres d'ouvrages, à la police de l'eau et aux agences de l'eau de mieux contrôler l'efficacité du système et la bonne gestion de l'exploitant, ainsi que d'alimenter le Réseau National des Données sur l'eau ;
- ✓ plus généralement, dans le cadre d'études en temps différé, cette mesure de qualité permet de mieux comprendre la dynamique des réseaux d'assainissement, de caler des modèles pour optimiser de nouveaux aménagements, puis d'en évaluer l'efficacité et l'exploitation, d'établir des bilans de fonctionnement, d'élaborer des scénarios de gestion plus performants...

1.4 Objet de ce guide

La turbidimétrie apparaît aujourd'hui comme un véritable outil de gestion des réseaux d'assainissement. Les premières expériences montrent néanmoins qu'elle nécessite une maintenance et un contrôle permanents, donc des moyens et des budgets adaptés. Ces aspects financiers imposent une réflexion préalable à l'installation de ces instruments. En effet, la mise en place d'un capteur doit s'inscrire dans une démarche métrologique qui inclut sur le long terme toutes les opérations d'étalonnage, de maintenance et de validation. Des turbidimètres spécifiquement adaptés au contexte de l'assainissement avec des systèmes de nettoyage efficaces sont disponibles sur le marché. Ils n'en restent pas moins relativement intrusifs et demandent une implantation soignée et un entretien régulier pour maîtriser le macro-encrassement. La fiabilisation de la mesure passe également par une stratégie d'acquisition comportant un traitement du signal adapté et si possible, une redondance de capteurs et la prise en compte de l'incertitude associée à la mesure.

Dans ce contexte, ce guide technique a pour objectif d'accompagner les utilisateurs dans leur choix de mise en œuvre d'un système de mesurage de turbidité en réseau d'assainissement. Il explicite les objectifs possibles et détaille les points-clés permettant d'obtenir des résultats fiables avec une incertitude maîtrisée, en mettant à profit l'expérience acquise sur le terrain par des opérationnels et des équipes de recherche françaises. Parmi les questions abordées (Figure 1) figurent les différents principes de mesure (Chapitre 2), les critères de choix d'un point de mesure (Chapitre 3) et d'un capteur (Chapitre 4), les procédures de réception, de réglage et d'étalonnage (Chapitre 5), les modes d'implantation sur le terrain (Chapitre 6), les stratégies d'acquisition, de filtrage et de vérification (Chapitre 7), les opérations de maintenance (Chapitre 8), l'évaluation des incertitudes (Chapitre 9), l'établissement de correspondance avec les MES et la DCO (Chapitre 10), ainsi que des éléments de coûts et bénéfiques (Chapitre 11). Il est complété par des fiches illustratives de sites de mesure existants, issus de l'expérience opérationnelle récente d'équipes de recherche, de collectivités territoriales et de leurs délégataires (Chapitre 12), ainsi que des outils informatiques facilitant certaines opérations (établissement de la courbe d'étalonnage, estimation de l'incertitude, corrélation turbidité/MES).

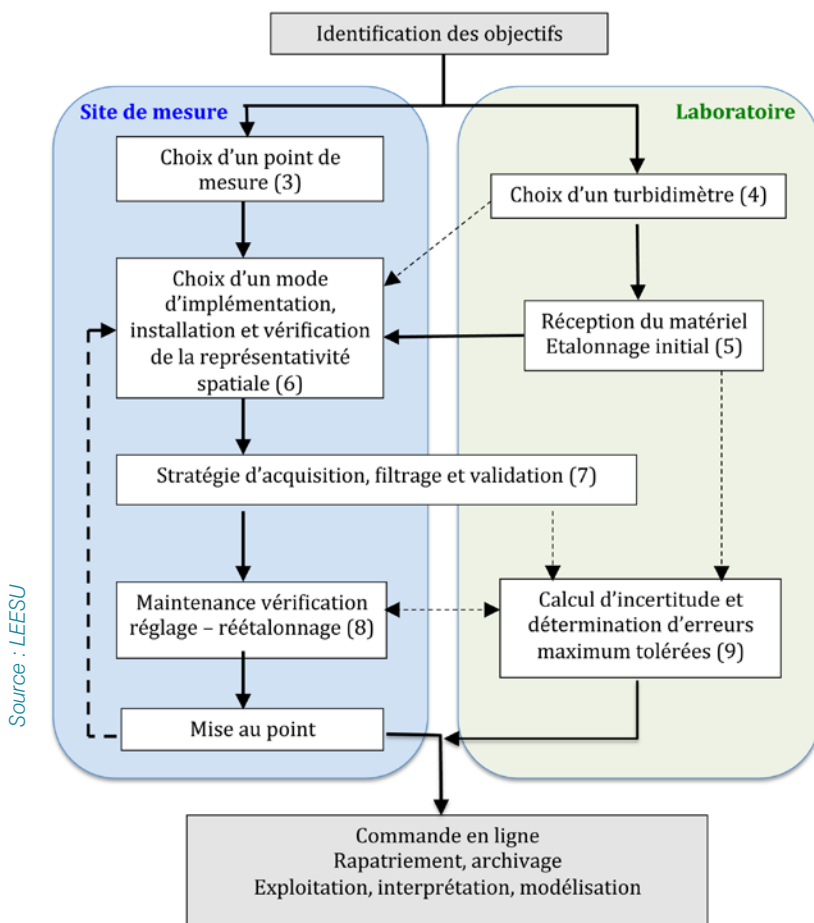


Figure 1. Tâches à mettre en œuvre pour l'installation et l'exploitation d'une mesure de turbidimétrie en réseau d'assainissement. Le chapitre du guide correspondant est indiqué entre parenthèses. Les flèches pleines indiquent l'ordre des opérations, les flèches pointillées symbolisent des interactions ou des transferts d'information.

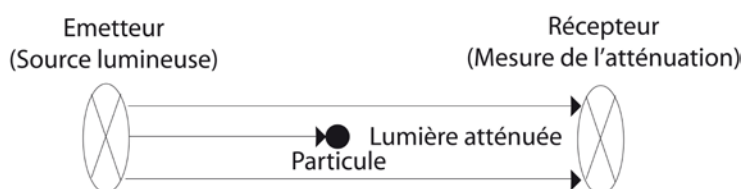
Les principes de mesure

2

Le mesurage de la turbidité peut être réalisé selon deux techniques qui s'intéressent toutes deux à la modification d'un faisceau lumineux traversant une eau chargée en particules : l'atténuation et la néphélogétrie.

2.1 Le mesurage par atténuation

Le principe de cette mesure repose sur le fait que l'intensité lumineuse incidente est absorbée ou diffusée par les particules rencontrées sur son trajet vers le récepteur (Figure 2). Le récepteur reçoit donc une intensité lumineuse plus faible que celle qui est émise : on parle d'atténuation.



Source : LEESU

Figure 2. Principe de mesure par atténuation.

Pour une suspension et un capteur donnés, l'atténuation est proportionnelle à la surface projetée cumulée des particules présentes dans le faisceau. Elle dépend donc du nombre de particules et de leur nature (taille, forme). Si la taille et la forme des particules sont fixées, l'atténuation est proportionnelle à la concentration volumique des particules (exprimée en %). Si leur masse volumique est fixée, l'atténuation est proportionnelle à la concentration massique des particules (exprimée en mg/L). Pour un capteur conforme à la norme, cette atténuation est exprimée en FAU (*Formazine Attenuation Unit*).

L'essentiel

La turbidité est définie comme la réduction de transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes (NF EN ISO 7027, 2000). Deux techniques de mesurage conviennent dans le cas général aux applications en assainissement : atténuation et diffusion. La valeur mesurée dépend de la technologie utilisée, ce qui justifie l'utilisation d'unités distinctes (FAU et FNU). Les capteurs sont étalonnés pour fournir la même valeur sur les mêmes étalons, mais suivant le principe utilisé, ils indiquent des valeurs très différentes pour une même eau résiduaire.

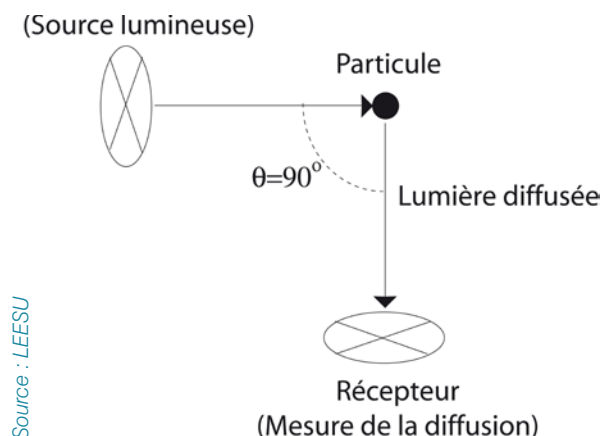
Les gammes de mesure recommandées en assainissement sont :

- ✓ 0 - 2 000 FAU pour une mesure par atténuation ;
- ✓ 0 - 1 000 FNU pour une mesure par diffusion (normalisée entre 0 et 40 FNU pour le cas particulier de la néphélogétrie et au delà suivant les caractéristiques de l'appareil).

En assainissement, on retrouve généralement des valeurs comprises entre 50 et 1 000 FAU ou 25 et 500 FNU.

2.2 Le mesurage par diffusion

Dans le cas de la diffusion, le récepteur n'est pas situé sur le trajet optique direct du faisceau émis, mais mesure l'intensité diffusée dans une direction faisant un angle avec ce faisceau (Figure 3). Dans le cas d'un angle de 90° on parle de néphélométrie et des spécifications pour ce type de capteurs figurent dans la norme (NF EN ISO 7027). Pour une nature de particules donnée et un capteur donné, l'intensité de la lumière diffusée augmente linéairement avec la concentration. Mais les phénomènes d'atténuation se manifestent également sur le trajet optique séparant l'émetteur et le récepteur. Négligeables aux faibles concentrations, ils finissent par l'emporter pour les plus fortes concentrations : l'intensité lumineuse reçue par le récepteur augmente linéairement avec la concentration pour les valeurs les plus basses, puis la courbe de réponse s'infléchit et finit par décroître pour les plus fortes concentrations.



Source : LEESU

Ce phénomène limite la gamme utile des néphélomètres à une valeur de l'ordre de 500 FNU, largement suffisante pour les applications de type « eau potable ». Pour étendre cette gamme à des applications en eaux résiduaires, la plupart des constructeurs disposent plusieurs récepteurs, mesurant la diffusion à différents angles (dont les 90° prévus par la norme). La mesure finale est une combinaison entre ces différentes mesures dont le détail n'est pas explicite.

Comme la mesure par atténuation, la mesure par diffusion est sensible à la taille, à la forme et plus généralement à la nature des particules. Mais la sensibilité à ces différents paramètres n'est pas la même en atténuation et en diffusion ce qui rend délicates les comparaisons des résultats obtenus avec les deux types de capteur.

Figure 3. Principe de mesurage par néphélométrie.

2.3 Norme et unités

La norme NF EN ISO 7027 (2000) traite spécifiquement de la détermination de la turbidité. Elle précise entre autres les champs d'application des différents types de mesurage. Le mesurage par atténuation est préconisé sur une gamme allant de 40 à 4000 FAU.

Le mesurage par diffusion à 90° (néphélométrie) est quant à lui limité à la gamme 0 – 40 FNU mais il est mentionné que cette gamme peut être étendue vers des valeurs plus fortes de turbidité selon les caractéristiques de l'appareillage. En pratique on trouve sur le marché des appareils de mesure par diffusion dont la réponse en eaux résiduaires est possible sur une gamme de 0 à 1000 FNU. Même si ces capteurs sont annoncés comme conformes à la norme, on peut s'interroger sur l'effet de la combinaison de plusieurs angles de mesure sur la reproductibilité des résultats d'un modèle de capteur à l'autre.



Dans les deux cas, la longueur d'onde du rayonnement doit être de $860 \text{ nm} \pm 30 \text{ nm}$ (cette longueur d'onde infrarouge permet de s'affranchir de l'absorption par la plupart des substances dissoutes). Cet intervalle de valeurs doit être strictement respecté car les résultats obtenus sont assez sensibles à la longueur d'onde.

La norme NF EN ISO 7027 spécifie également les étalons à utiliser, à savoir des suspensions d'un polymère organique : la formazine ($\text{C}_2\text{H}_4\text{N}_2$).

Bien qu'elles soient étalonnées avec les mêmes suspensions (mais pas nécessairement sur les mêmes gammes), les deux techniques de mesure sont associées à des unités distinctes (FAU et FNU). Nous verrons dans la section suivante que cette distinction est tout à fait justifiée.

Soulignons ici que l'unité NTU (*Nephelometric Turbidity Units*) utilisée par l'agence de protection de l'environnement (EPA) aux États-Unis correspond à une mesure par diffusion en lumière blanche, non conforme à la norme ISO.

Enfin l'unité FTU (*Formazin Turbidity Unit*) n'est pas normalisée. Elle fait bien référence à l'étalon Formazine, mais ne donne aucune indication sur le principe de mesure utilisé. Elle peut être considérée comme une unité locale, propre à chaque utilisateur, qui interdit toute comparaison entre résultats obtenus par des utilisateurs différents.

2.4 Comparaison atténuation/diffusion

Bien que les deux méthodes mesurent la fraction de l'intensité lumineuse émise reçue par un récepteur, elles exploitent des phénomènes physiques très différents.

Pour une nature de suspension donnée les variations des deux types de mesure seront proportionnelles aux concentrations. On peut les étalonner pour que les deux types de capteur fournissent des valeurs numériques identiques et proportionnelles aux concentrations. C'est ce que propose la norme pour l'étalonnage sur une suspension de Formazine.



Mais les deux méthodes réagissent différemment à la taille, à la forme et à la nature des particules, si bien que confrontés à un autre type de suspension que celui qui a servi à leur étalonnage commun, les deux types de capteur donneront des résultats très différents : les valeurs observées en atténuation seront environ deux fois plus élevées que les valeurs observées en néphélogétrie ou plus généralement en diffusion.

Ainsi les gammes observées sur des eaux résiduaires urbaines sont comprises entre 25 et 500 voire 1 000 FNU, et 50 et 1 000 voire 2 000 FAU.

Choix du site de mesure

3

L'essentiel

Deux types de contraintes sont à prendre en compte pour choisir la localisation précise d'un capteur de turbidité.

Contraintes hydrauliques

- ✓ assurer la représentativité spatiale du point de mesure au sein de la section d'écoulement ;
- ✓ éviter la présence de bulles d'air ;
- ✓ limiter l'impact hydraulique du capteur et les risques d'obstruction ;
- ✓ assurer une immersion suffisante du capteur pour permettre la mesure.

Contraintes pratiques

- ✓ facilité et sécurité d'accès, en surface et dans l'ouvrage ;
- ✓ accès aux réseaux d'énergie et de communication ;
- ✓ sécurité des installations ;
- ✓ limitation des sujétions d'exploitation.

Au même titre que le mesurage de débit, le mesurage de turbidité peut s'appliquer à différents types de points de mesure (avec différents objectifs) :

- ✓ **points de transit** sur le réseau de collecte : surtout en réseau d'eaux usées ou unitaire (transit vers la station d'épuration), moins fréquents en eaux pluviales ;
- ✓ **points de rejets** en général temporaires : déversoirs d'orage (unitaires), trop-pleins de réseaux d'eaux usées et de stations de pompage, bassins de stockage/dépollution et rejets pluviaux ;
- ✓ **points de suivi de fonctionnement d'ouvrage** : entrée/sortie/flux internes sur des ouvrages de stockage/dépollution (bassin, station de dépollution des eaux pluviales...).

Pour le suivi de rejets et les bilans sur des ouvrages de stockage/dépollution, l'emplacement des capteurs est dicté par l'objectif poursuivi et par la configuration des ouvrages. En revanche, pour le suivi sur le réseau de collecte on dispose d'un peu plus de latitude et le choix des emplacements se fait en général en deux étapes :

- ✓ Étape 1. On détermine (à quelques dizaines de mètres près) un secteur par où transite un flux représentatif d'une zone de collecte vis-à-vis des objectifs assignés ;
- ✓ Étape 2. On détermine la localisation précise de la section de mesure dans le secteur choisi en fonction des conditions hydrauliques – qui ont une influence sur la précision et la fiabilité des mesures – et des contraintes pratiques de mises en œuvre (accessibilité...) détaillées dans les deux sections suivantes. Il est aussi recommandé d'effectuer la mesure de turbidité au plus près d'une mesure de débit et de prévoir si nécessaire un emplacement pour installer un préleveur automatique.



3.1 Conditions hydrauliques

Les contraintes hydrauliques pour un capteur de turbidité sont les suivantes :

- ✓ s'assurer de la représentativité spatiale de l'emplacement du capteur :
 - en collecteur, choisir une section caractérisée par une bonne homogénéisation des effluents. Pour cela, il faut s'assurer que la vitesse moyenne d'écoulement ne descend pas en dessous de 0,3 m/s dans tous les contextes visés par l'objectif de la mesure (temps sec, temps de pluie, nuit, jour...),
 - dans tous les ouvrages, éviter les zones de dépôts ou d'accumulation de flottants : proximité de singularités à l'amont (confluence, coude), zones influencées par l'aval pendant de longues périodes, zones mortes,
- ✓ éviter la présence de bulles d'air en s'éloignant des chutes éventuellement présentes à l'amont. La mesure demeure possible dans les bâches de postes de relèvement, à condition de rester à l'écart de la zone de chute ;
- ✓ assurer une hauteur d'eau suffisante dans le collecteur en fonction de l'implantation du capteur (pour la distinction entre implantation au fil de l'eau et dérivation, consulter le Chapitre 6, p. 23) :
 - pour une mesure au fil de l'eau : hauteur d'eau minimum (débit minimum nocturne de temps sec) > profondeur d'immersion nécessaire à la mesure + garde (5 à 10 cm), soit un minimum de 20 à 30 cm d'eau,
 - pour une mesure en dérivation : hauteur d'eau minimum (nuit temps sec) > garde, soit un minimum de 10 cm d'eau,
- ✓ limiter l'impact hydraulique lié au caractère intrusif du capteur et les risques d'obstruction par accrochage de filasses. Ce point sera surtout traité par des conditions de mise en œuvre appropriées (montages souples ou « fusibles »). Il importe néanmoins d'éviter les zones très vulnérables à un débordement éventuel : la responsabilité d'un tel débordement aurait toutes les chances d'être attribuée à la nouvelle installation !

Dans certains cas, l'ouvrage où est implanté le capteur doit être modifié par des aménagements légers ou par des travaux de génie civil pour augmenter la hauteur d'eau ou la vitesse, réduire l'influence d'une singularité, voire implémenter un circuit de dérivation.

Lorsque la mesure de turbidité est associée à une mesure de débit, le choix de la section intégrera les contraintes liées aux deux types de mesure, mais la mesure de débit sera souvent la plus contraignante.



3.2 Contraintes pratiques

Les contraintes pratiques sont les mêmes pour toutes les mesures en réseau :

- ✓ facilité et sécurité d'accès en surface et dans l'ouvrage : ces conditions doivent s'appliquer non seulement au suivi de routine du matériel en place, mais aussi à des opérations de vérifications et de contrôles, impliquant par exemple des mesures ponctuelles ou la mise en place de matériels temporaires, y compris des préleveurs ;
- ✓ accès aux réseaux d'énergie et de communication : disposer d'un point d'alimentation électrique est indispensable. Un point d'eau courante peut aussi être un plus pour faciliter l'entretien de l'appareil. La télétransmission des mesures est aussi fortement recommandée, car elle permet des vérifications fréquentes tout en minimisant les déplacements sur site. Ces contraintes peuvent être assouplies dans le cas de mesures temporaires, mais la consommation d'énergie reste un facteur limitant ;
- ✓ sécurité des installations contre les risques d'inondation, de corrosion, de vol et de vandalisme ;
- ✓ limitation des sujétions d'exploitation : accumulation des déchets, dépôts de graisses, etc...

Il faut souligner ici que les points de mesure de type « point de transit » ne doivent pas nécessairement être implantés en section courante ou dans un regard. Lorsque le secteur de mesure inclut une station de pompage, celle-ci peut constituer une opportunité intéressante notamment en réseau séparatif eaux usées. En effet, comme ces sites sont en général accessibles et sécurisés, ils sont assez propices aux mesures de débit. De plus, les ouvrages importants sont de nos jours équipés d'un dégrillage, destiné à protéger les pompes, mais dont peut bénéficier tout capteur installé dans la bêche.

Choix d'un turbidimètre

4

La mise en œuvre du mesurage de la turbidité doit prendre en compte des éléments contextuels particuliers liés à l'implantation des capteurs dans des réseaux d'assainissement :

- ✓ agressivité du milieu : risques d'encrassement, de corrosion, de colmatage, atmosphère humide, risques d'explosion (en général limités : ATEX zone 2) ;
- ✓ variabilité de la turbidité et des facteurs d'influence (lumière et température), différences entre ouvrages souterrains (facteurs stables) et ouvrages à ciel ouvert (large gamme de variation) ;
- ✓ variabilité des conditions hydrauliques (niveau d'eau, vitesse) selon le site : la présence d'eau peut être intermittente (collecteurs pluviaux, bassins) ou permanente (mais avec un niveau variable), sous forme d'un écoulement circulant avec une vitesse significative (collecteur, déversoir d'orage) ou d'une masse d'eau animée de vitesses très faibles (bassin, bêche de relevage) ;
- ✓ manque de reproductibilité des résultats, c'est-à-dire que les résultats obtenus pour un même mesurande (un échantillon d'eau résiduaire par exemple) dépendent du capteur, en particulier de son principe de mesure (atténuation ou néphélométrie), de ses caractéristiques (notamment la longueur d'onde) et de son étalonnage (nature et valeurs des étalons). La reproductibilité de la mesure est nécessaire pour comparer les valeurs obtenues sur différents points d'un même système (et notamment l'entrée et la sortie d'un ouvrage de traitement), ou pour comparer avec des valeurs obtenues par d'autres utilisateurs sur d'autres systèmes.

Dans ce contexte, les principales exigences dont il faut tenir compte pour le choix d'un turbidimètre en assainissement sont les suivantes :

- ✓ posséder un dispositif d'autonettoyage : cela est indispensable, mais ne permet que de maîtriser le micro-encrassement (graisses, biofilms). Le macro-encrassement par des déchets dérivants doit être pris en charge par le mode d'implantation et par un protocole d'entretien (Chapitre 8, p. 34) ;
- ✓ disposer d'une gamme de mesure adaptée : celle-ci dépend de la caractérisation des effluents et peut atteindre des valeurs importantes par temps de pluie ;
- ✓ encombrement : la plupart des capteurs autonettoyants sont assez encombrants, ce qui peut poser des problèmes d'installation sur certains sites, en particulier si on retient l'option de capteurs redondants ou si l'on combine cette mesure avec celle d'autres paramètres physico-chimiques (conductivité, pH...) ;

L'essentiel

Le choix d'un turbidimètre doit tenir compte des conditions extrêmes liées à l'assainissement (agressivité du milieu, variabilité de lumière, de température et des conditions hydrauliques).

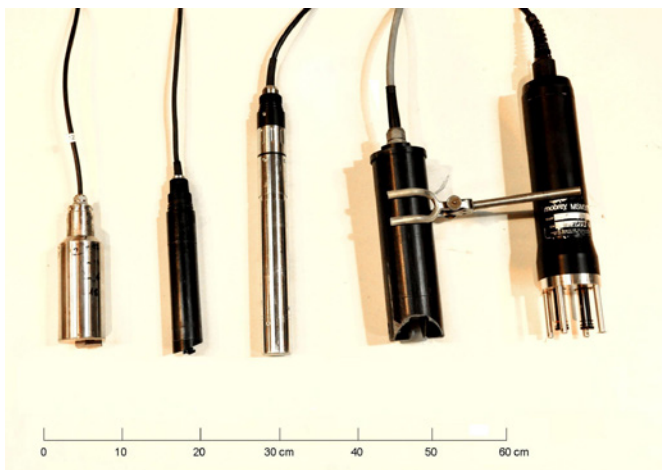
Quelle que soit la marque choisie, l'appareil de mesure devra répondre aux exigences suivantes :

- ✓ disposer d'un dispositif d'autonettoyage performant ;
- ✓ être doté d'une gamme de mesure adaptée au mesurande ;
- ✓ être en conformité autant que faire se peut avec la norme NF EN ISO 7027 ;
- ✓ être le moins intrusif possible de par ses dimensions et sa géométrie.

- ✓ la conformité à la norme doit permettre une bonne reproductibilité, y compris entre des utilisateurs différents sur des sites différents. En pratique, la reproductibilité sera surtout à rechercher à l'intérieur d'un système donné. Elle peut s'accommoder d'écarts à la norme mais nécessite des pratiques locales bien codifiées : il faut s'assurer que tous les appareils d'un même parc de mesure sont identiques, étalonnés et réglés de manière homogène, afin de pouvoir comparer les mesures entre elles à un instant donné et au cours du temps.

D'une manière générale, il faut bien avoir conscience que le mesurage de turbidité requiert de la rigueur et un suivi dans sa mise en œuvre. Il nécessite un temps d'apprentissage du personnel, de vérification et de mise au point de l'installation, pour parvenir à un système véritablement opérationnel.

Différents produits sont disponibles sur le marché (Figure 4), citons les marques suivantes dont le matériel est utilisé couramment en assainissement : Ponsel, Hach-Lange, Endress Hauser, Partech, WTW.



Source : IFSTTAR

Figure 4. Capteurs de mesure.

De gauche à droite :

- ✓ Hach-Lange, Solitax, néphélogéométrie/diffusion, nettoyage par essuie-glace, 0 - 4 000 FNU ;
- ✓ Endress+Hauser, Turbimax CUS41, néphélogéométrie/diffusion, nettoyage par essuie-glace, 0 - 10 000 FNU ;
- ✓ WTW, Visoturb, néphélogéométrie/diffusion, nettoyage par ultrasons, 0 - 4 000 FNU ;
- ✓ Neotek Ponsel, PONCIR TU20-NA-10, atténuation, nettoyage par piston racleur bi-lèvre, 0 - 2 000 FAU ;
- ✓ Partech-Mobrey, Turbitech 2000LA, atténuation, nettoyage par rétractation des cellules, 0 - 10 000 FAU.

Réception et étalonnage

5

5.1 Réception

D'un point de vue métrologique, la réception du matériel à sa livraison se limite en général à la réalisation d'une vérification et d'un réglage au laboratoire. Elle consiste à :

- ✓ contrôler la cohérence entre l'affichage et la sortie de l'appareil ;
- ✓ comparer l'écart entre les indications de l'appareil et les valeurs attendues.

Le contrôle de la cohérence entre l'affichage et la sortie de l'appareil est surtout utile pour les sorties analogiques utilisées sur un enregistreur externe ou un satellite de télégestion. Elle s'effectue alors à l'aide d'un ampèremètre de précision. Considérant l'affichage comme référence, la sortie appareil pourra être modifiée si nécessaire. Si tel n'est pas le cas, il y a lieu de refuser l'appareil. Le contrôle du reste de la chaîne de transmission est à faire lors de l'installation du matériel sur le terrain mais n'est pas spécifique des turbidimètres.

La vérification des valeurs de turbidité attendues se limite généralement à deux points :

- ✓ 0 FAU ou FNU à l'aide d'eau déminéralisé ;
- ✓ une valeur de référence située en milieu de gamme, par exemple 1 000 FAU ou 500 FNU.

Dans le cas de l'assainissement, compte tenu des valeurs de turbidité généralement attendues, et pour simplifier la démarche, on pourra utiliser de l'eau potable (turbidité de l'ordre de quelques FAU ou FNU) à la place de l'eau déminéralisée dégazée.

La vérification de la valeur référence peut être réalisée avec des étalons primaires de formazine (ou un étalon de substitution tel que l'AMCO® Clear pour la diffusion).

Si les indications de l'appareil sont différentes des valeurs nominales des étalons de vérification, on procède à un réglage de l'appareil, qui consiste en général à ajuster le zéro (offset) et la pente (gain). Si ce réglage est possible (avec une tolérance de quelques FAU ou FNU), l'appareil peut être considéré comme réceptionné. Un exemple de fiche présentant un mode opératoire de réception est présenté en annexe A p. 71.

L'essentiel

Avant l'installation sur site, deux opérations doivent être effectuées en laboratoire pour s'assurer du bon fonctionnement de l'appareil.

Réception de l'appareil

Elle consiste en une vérification de la cohérence entre l'affichage et la sortie de l'appareil et une comparaison entre les indications de l'appareil et les valeurs attendues. Cette comparaison s'effectue généralement en 2 points : 0 FAU (ou FNU) et une valeur de milieu de gamme : 1000 FAU (ou 500 FNU).

Étalonnage de l'appareil

Cette opération a pour but d'ajuster la relation entre les valeurs de turbidité indiquées par l'appareil de mesure et les valeurs des étalons utilisés à cet effet. Elle prend la forme d'une courbe d'étalonnage (polynôme d'ordre 1, 2 ou 3) qui est calée à l'aide de plusieurs solutions étalons. Il est recommandé de choisir une gamme d'étalonnage adaptée à la gamme de mesure, et comportant un nombre de niveaux suffisant (5 au minimum en plus du 0 : 0, 100, 200, 500, 1 000, 2 000 FAU ou 0, 50, 100, 250, 500, 1 000 FNU). Ces mesures doivent aussi permettre de procéder à une estimation de l'incertitude d'étalonnage (détaillée dans le Chapitre 9, p. 37).



Pour rappel, les réactifs utilisés dans la préparation de la formazine (les poudres, non les solutions) sont toxiques (voire cancérigènes). Quelques précautions sont donc à prendre pendant la manipulation de ces produits :

- ✓ porter une blouse et des gants de laboratoire ;
- ✓ mettre des lunettes de protection ;
- ✓ porter un masque pour protéger le nez et la bouche ;
- ✓ éloigner la tête du mieux possible pendant les pesées des réactifs (évitant ainsi de respirer les réactifs).

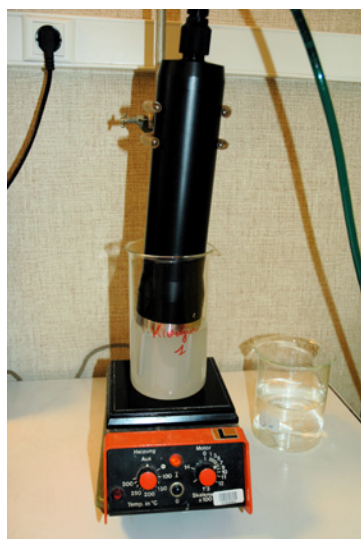
Afin d'éviter la manipulation de ces produits dangereux, il peut être recommandé d'utiliser des solutions de formazine prêtes à l'emploi dont le surcoût n'est pas excessif (Chapitre 11, p. 46).

5.2 Etalonnage

Les caractéristiques métrologiques indiquées par les fournisseurs ne suffisent généralement pas pour évaluer la précision des mesures dans les conditions spécifiques de l'application. Un étalonnage initial du capteur permettra en particulier de réduire les erreurs de linéarité, qui peuvent atteindre quelques dizaines de FAU pour les turbidimètres fonctionnant en atténuation.

Les principes généraux de cet étalonnage sont les suivants :

- ✓ utiliser des étalons normalisés (Formazine préparée sur place ou prête à l'emploi, étalons de substitution tel que l'AMCO® Clear pour la diffusion) ;
- ✓ choisir une gamme d'étalonnage adaptée à la gamme de mesure, et comportant un nombre de niveaux suffisant (5 au minimum en plus du 0). Par exemple 0, 100, 200, 500, 1 000, 2 000 FAU ou 0, 50, 100, 250, 500, 1 000 FNU ;
- ✓ éviter l'effet de facteurs d'influence et en particulier de la lumière. Il est donc conseillé de réaliser l'étalonnage dans un récipient opaque, couvert et suffisamment grand pour éviter les effets de parois ;
- ✓ assurer une homogénéisation efficace de la suspension étalon, par exemple avec un agitateur magnétique (Figure 5) ;



Source : IFSTTAR

Figure 5. Etalonnage d'un capteur réalisé en laboratoire. (Source : IFSTTAR)

- ✓ ajuster une courbe d'étalonnage non linéaire si nécessaire (polynôme de degré 2 ou 3). Un exemple est présenté sur la Figure 6 ;
- ✓ prendre en compte les incertitudes sur les étalons (détaillées en Section 9.1, p. 38) :
 - les évaluer d'après les indications du fournisseur ou par un calcul complété le cas échéant par des expériences de reproductibilité. Des valeurs de 1 à 5 % sont fréquemment obtenues ;
 - éventuellement les réduire par des répétitions (étalonnages sur plusieurs gammes indépendantes) ;
 - utiliser des techniques statistiques adaptées pour ajuster la courbe d'étalonnage et évaluer les incertitudes qui lui sont associées.

Un exemple de fiche présentant un mode opératoire d'étalonnage est présenté en annexe B p. 72. De plus, un outil informatique facilitant l'optimisation de la courbe d'étalonnage (polynôme de degré inférieur ou égal à 2) est fourni avec ce guide. Il permet aussi d'estimer l'incertitude d'étalonnage à l'aide d'une simulation de type Monte Carlo (Chapitre 9, p. 37). La méthode utilisée est présentée en détails dans une note fournie avec l'outil.

Recommandations : compte-tenu des contraintes de réalisation d'un étalonnage, et en présence d'un faible parc de capteurs, il est recommandé de faire réaliser ces opérations en laboratoire par un prestataire spécialisé (laboratoire d'analyses, laboratoires de contrôle, fournisseurs...).

5.3 Inversion de la courbe d'étalonnage

Notons qu'une fois cette courbe d'étalonnage établie, il ne faudra pas oublier de s'en servir ! Ainsi, la turbidité mesurée sera systématiquement convertie en turbidité « formazine » par inversion de la courbe d'étalonnage. Une formulation mathématique simple sera utilisée pour les courbes de degré 1 ou 2. Pour les courbes de degré supérieur ou égal à 3, il est préconisé d'utiliser un solveur (voir *Bertrand-Krajewski et al.*, 2000).

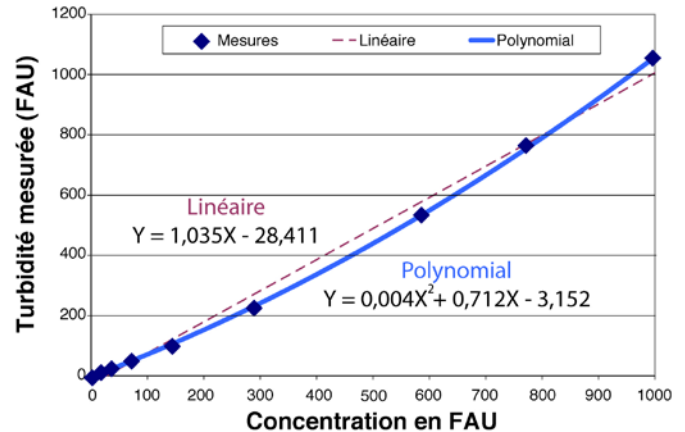


Figure 6. Exemple de courbes d'étalonnage (linéaire et polynomiale) calées sur 9 points d'étalonnage. L'écart de linéarité entre ces deux courbes atteint 52 FAU pour la valeur 500 FAU soit 10%.

Source : LEESU



Outil de calcul

Optimisation de la courbe d'échantillonnage

<http://www.graie.org/urbis-soere/spip/spip.php?rubrique10>

Implantation et installation

6

6.1 Type d'installation

L'essentiel

Deux types d'installation peuvent être employés.

Au fil de l'eau

Le capteur est directement implanté dans la veine liquide avec une vitesse suffisante (supérieure à 0,3 m/s) pour assurer une homogénéité des concentrations. On peut s'en assurer en effectuant des profils verticaux et transversaux de turbidité. Par ailleurs, il faut éviter que le capteur soit soumis à des phases d'immersion qui favorisent la formation de dépôts.

En dérivation

Le capteur est déporté hors de l'écoulement au moyen d'une dérivation alimentée par une pompe. La vitesse de pompage doit être comprise entre 0,5 et 1 m/s. Des inversions cycliques de pompage doivent aussi être effectuées pour éviter le blocage de déchets au niveau de la prise d'eau. Ce mode d'implantation est plus onéreux mais il facilite la maintenance et il est plus adapté aux faibles niveaux d'eau.

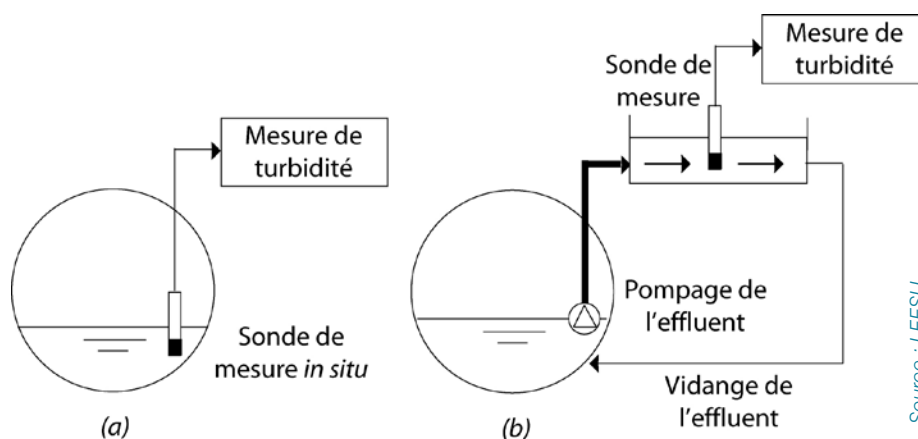
Dans les deux cas, pour fiabiliser la mesure, il est recommandé de doubler les capteurs (redondance matérielle).

Dans une section courante, avec une surface mouillée relativement réduite, une direction d'écoulement bien définie et une forte probabilité de transport de déchets dérivants, l'implantation d'un turbidimètre répond surtout à des impératifs de fiabilité et cherche à éviter de piéger et accumuler ces déchets.

En effet, les turbidimètres sont par leurs dimensions assez, voire très intrusifs, et l'implantation doit s'efforcer de les rendre plus « furtifs ». Deux types d'installation peuvent être employés pour y parvenir (Figure 7) :

- ✓ soit « au fil de l'eau » en implantant le capteur directement dans la section de la mesure ;
- ✓ soit « en dérivation » en déportant le capteur hors de l'écoulement au moyen d'une dérivation alimentée par pompage.

Ces deux types d'installation peuvent donner lieu à différentes techniques de mise en œuvre, telles que listées dans le Tableau 1, page suivante.



Source : LEESU

Figure 7. Illustration des deux types d'installation : (a) au fil de l'eau, (b) en dérivation.




| | Au fil de l'eau | | | En dérivation | |
|------------------------------------|--|---|---|---|---|
| Implantation | Saignée en paroi avec capteur affleurant dans une niche de mesure profilée en pied | Sur support souple ou sur flotteur, au milieu de l'écoulement | Sur perche rigide en milieu de l'écoulement | STEP Lescar | Pompe auto amorçante Vitesse d'aspiration > 0.5 m/s. L'ensemble du circuit de pompage doit ménager une section de passage suffisante (10 à 20 mm) et ne présenter aucune réduction ou aspérité induisant des risques de colmatage |
| Fiabilité | Moyenne à bonne, en fonction de la conception de la niche de mesure | Bonne | Bonne | Bonne | Conditionnée par la fiabilité du circuit de pompage. Adaptation possible aux écoulements intermittents (collecteurs pluviaux) |
| Représentativité | A vérifier | Bonne | Bonne | Bonne | Fonction de la conception de la prise d'eau (y compris la maîtrise de son colmatage) et du circuit de dérivation |
| Retour d'expérience Chapitre 12 | Garges-Epinay | Duchesse Anne | Bassin Keller - STEP Lescar Tolbiac - Sucy - Place Clichy Parc de Sceaux | Pont du Sanglier | Ecully |
| Commentaires | Permet une extraction facile du capteur par la niche | Placé dans une gouttière puis un manche souple pour se protéger du macro-encrassement | Possibilité d'alimenter en eau par une source continue pour une immersion constante et la mise en place d'une protection à l'amont pour limiter les problèmes de macro-encrassement | Variation du niveau d'eau qui peut mettre le capteur hors d'eau | Permet la mise en place de plusieurs capteurs (redondance) |

Tableau 1. Comparaison des différents modes d'implémentation d'un turbidimètre en réseau d'assainissement.

Un autre facteur de fiabilité est le maintien en eau des capteurs car des périodes d'émergence prolongées sont propices à la formation de dépôts secs et de biofilms difficiles à éliminer. Si besoin, des systèmes locaux de maintien en eau peuvent être implémentés (cf. l'exemple du Bassin Keller p. 50).

Il faut néanmoins s'assurer que la fiabilité ne soit pas obtenue au détriment de la représentativité :

- ✓ pour les mesures au fil de l'eau, celle-ci ne semble guère poser de problèmes car les champs de concentration sont assez homogènes dès lors que la vitesse est suffisante (au moins 0,3 m/s). *On pourra s'en assurer en réalisant des profils verticaux et transversaux de mesures ponctuelles en temps sec, et adopter si nécessaire (et si possible) une implémentation sur support flottant ;*
- ✓ pour une mesure en dérivation, il faut éviter la ségrégation des particules au niveau de la prise d'eau ou dans le tuyau d'alimentation. *Cela peut être obtenu par une vitesse de pompage suffisante, analogue à celle préconisée pour les préleveurs (0,5 à 1 m/s) et par des inversions cycliques (1 fois par jour ou sur commande à distance) temporaires (quelques minutes) du pompage, pour libérer les déchets qui pourraient s'accumuler au niveau de la prise d'eau.*



Concernant l'implantation en dérivation, l'alimentation peut être assurée par des pompes péristaltiques d'un débit suffisant (de l'ordre du l/s). Le changement des pièces d'usure (tube souple de compression) sera à prévoir. Quant à la prise d'eau, elle se substitue au capteur au niveau de l'écoulement et on peut lui appliquer les différents modes d'implantation décrits pour les montages au fil de l'eau.



Les systèmes de pompage ou de dérivation fiables étant assez onéreux, le mode d'implantation en dérivation apparaît plus coûteux en termes d'investissement que le mode d'implantation au fil de l'eau. Il s'avère néanmoins plus adapté lorsque les niveaux d'eaux sont faibles (collecteurs de petits diamètres, réseau séparatif pluvial...) ou pour faciliter la maintenance en cas d'accès difficile au site de mesure.

Dans des ouvrages spéciaux de dimensions relativement importantes et/ou sans direction d'écoulement marquée (bassin de stockage et/ou de décantation, chambres de vannes ou de déversoirs, tête de siphon, bâches de relevage...), les implantations sont à définir au cas par cas, mais peuvent s'inspirer des dispositions proposées en collecteur. Signalons cependant que les problèmes de fiabilité seront souvent moins liés aux déchets dérivants qu'à la présence de bulles ou de graisses et qu'une attention particulière devra être portée à la représentativité de la mesure. En règle générale, on évitera les zones mortes et on cherchera à assurer un bon renouvellement des effluents au voisinage des capteurs. Plus spécifiquement, dans un bassin de stockage/décantation, une implantation sur flotteur ou à une profondeur fixe donneront des informations très différentes, qui pourront selon le cas être exploitées en commande en temps réel ou en modélisation.

6.2 Vérification de la représentativité spatiale

Quel que soit le type d'implantation du turbidimètre, il est toujours recommandé de vérifier que l'emplacement choisi garantit une bonne représentativité spatiale des effluents. Si la vitesse d'écoulement est suffisante ($>0,3$ m/s), les risques de sédimentation et donc d'hétérogénéité verticale sont évités. Il peut néanmoins exister des problèmes d'hétérogénéité transversale (si la sonde est placée trop près d'une confluence par exemple). Dans ce cas, il est possible de réaliser des tests de vérification en déplaçant le turbidimètre dans la largeur de la section instrumentée.

Stratégie d'acquisition, de filtrage (en temps réel) et de validation (en temps différé)

7

7.1 Stratégie d'acquisition

Le terme de « mesurage en continu » est un peu ambigu, car si les capteurs fournissent effectivement un signal continu, celui-ci est échantillonné au fil du temps et les valeurs successives sont enregistrées à un intervalle de temps défini par l'utilisateur. C'est le pas de temps d'enregistrement. Pour faciliter l'exploitation des données, il est préférable de choisir un pas de temps d'enregistrement constant.

Pour les applications en temps réel, la situation est analogue : les valeurs transmises aux automates sont mises à jour à intervalles de temps réguliers (et font en général l'objet d'un enregistrement).

Les valeurs enregistrées peuvent être soit des valeurs instantanées, soit des valeurs moyennes sur la durée du pas de temps. Ces moyennes sont alors réalisées à partir d'un échantillonnage à un pas de temps sensiblement plus court que le pas de temps d'enregistrement : on parle de pas de temps de scrutation. Les valeurs échantillonnées au pas de temps de scrutation ne sont pas enregistrées, mais peuvent être traitées en temps réel avant d'être intégrées dans la moyenne

Le pas de temps d'enregistrement à retenir est fonction :

- ✓ de la dynamique du signal ;
- ✓ de l'application ;
- ✓ du mode d'enregistrement et de validation.

Dynamique du signal

Le signal de turbidité, même en temps sec, présente des variations rapides et importantes, correspondant à des variations réelles de qualité des effluents. La Figure 8 (page suivante) montre les enregistrements obtenus avec trois capteurs redondants (au pas de temps de 10 secondes), qui confirment que les variations observées sont réelles. De telles variations nécessiteraient un pas de temps de l'ordre de la minute, voire moins, pour être correctement enregistrées.

L'essentiel

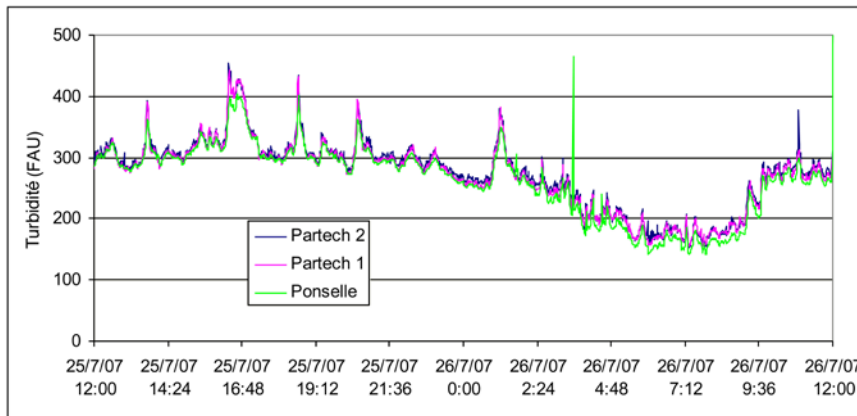
Le signal de turbidité présente une dynamique importante, même en temps sec. Cette dynamique correspond à une variabilité réelle de la qualité des effluents. Par ailleurs le signal est perturbé par des artefacts de mesure, qui pourraient conduire à surestimer les valeurs moyennes. Il est donc judicieux d'enregistrer les mesures de turbidité à un pas de temps court.

Compte tenu des capacités de stockage et de traitement des matériels actuels, un pas d'enregistrement de l'ordre d'une dizaine de secondes à une minute convient à la plupart des applications et offre une sécurité suffisante vis à vis des pertes de données. Dans le cas où on peut implémenter des algorithmes de filtrage et/ou de pré-validation en temps réel, l'enregistrement de valeurs moyennes est le plus adapté. Dans le cas contraire, l'enregistrement de valeurs instantanées facilite la validation en temps différé.

Cette procédure de validation différée est toujours nécessaire. Elle permet d'identifier les valeurs anormales à l'aide de plusieurs indicateurs :

- ✓ dépassement d'un seuil critique (2 000 FAU) ;
- ✓ non respect d'une étendue réaliste de mesure (0-2 000 FAU) ;
- ✓ non respect d'un seuil critique de dispersion basé sur l'écart type ;
- ✓ dépassement d'un seuil critique de variation du signal (50 FAU/min) ;
- ✓ utilisation de la redondance : dépassement d'un seuil critique de différence entre 2 capteurs.

L'utilisation de capteurs redondants apparaît comme le moyen le plus sûr de vérifier la pertinence des données enregistrées et d'assurer un taux de disponibilité satisfaisant.



Source : IFSTTAR

Figure 8. Exemple des variations « naturelles » d'un signal enregistré à l'aide de trois capteurs. (Site de Duchesse Anne, Nantes, données IFSTTAR).

Mode d'enregistrement

Pour la plupart des applications opérationnelles, il n'est pas nécessaire d'enregistrer le détail de la dynamique du signal et on peut se contenter de valeurs moyennes (le cas échéant pondérées par les débits). Pour des applications de surveillance ou de bilan, des pas de temps de 10 mn à une heure sont en général suffisants. Pour des applications de modélisation, ainsi que pour de la commande en temps réel, des pas de temps égaux ou inférieurs à 10 mn sont préférables.

Pour que les moyennes enregistrées soient fiables, il est recommandé de réaliser des traitements en temps réel des valeurs lues au pas de temps de scrutation à partir de capteurs redondants.

En l'absence de redondance, il faut enregistrer l'écart type des valeurs ayant contribué à la moyenne, ce qui facilite l'identification des enregistrements suspects. Ceux-ci seront invalidés sans pouvoir être corrigés. Il est alors préférable d'enregistrer à un pas de temps plus fin que ce qui est strictement nécessaire pour l'application afin de disposer d'une marge de sécurité.

A défaut de telles capacités de traitement en temps réel, il est préférable d'enregistrer des valeurs instantanées. Il faudra alors choisir un pas de temps court, pour pouvoir calculer ultérieurement des moyennes représentatives. Par exemple l'enregistrement de valeurs instantanées à un pas de temps de 1 mn constitue un strict minimum pour calculer des moyennes sur 5 à 10 mn.

Les enregistrements à pas de temps courts sont également bien adaptés à des problématiques de recherche pour connaître en détail la dynamique des phénomènes.

Conclusion

Compte tenu de ce qui précède et des capacités de stockage et de traitement des matériels actuels, un pas d'enregistrement de l'ordre d'une dizaine de secondes à une minute convient à la plupart des applications et offre une sécurité suffisante vis à vis des pertes de données. Dans le cas où l'on peut implémenter des algorithmes de filtrage et/ou de pré-validation en temps réel, l'enregistrement de valeurs moyennes est le plus adapté. Dans le cas contraire, l'enregistrement de valeurs instantanées facilite la validation en temps différé.

Tout ce qui précède concerne la stratégie d'acquisition adaptée à un fonctionnement « en régime de croisière ». Il est souvent utile de réaliser des campagnes d'enregistrements spécifiques pour évaluer la variabilité du signal brut, calculer des incertitudes ou optimiser des traitements en temps réel, voire diagnostiquer des anomalies de fonctionnement. Des enregistrements de quelques heures de valeurs instantanées au pas de temps de 1 s, en appliquant un amortissement minimum sur la sortie de l'appareil conviennent bien à ce type d'application et peuvent être réalisées avec du matériel portable.

7.2 Perturbations du signal

Les perturbations correspondent ici aux variations réelles du signal qui ne contiennent pas d'informations utiles à l'application de l'utilisateur. Elles constituent un bruit, dont les fréquences caractéristiques sont supérieures à la fréquence d'échantillonnage. Outre des fluctuations aléatoires de moyenne nulle contribuant à l'incertitude expérimentale (Figure 9a), on observe souvent un bruit dissymétrique constitué par des pics positifs de grande amplitude, d'une durée souvent limitée à quelques secondes, mais pouvant parfois atteindre quelques minutes voire davantage (Figure 9b).

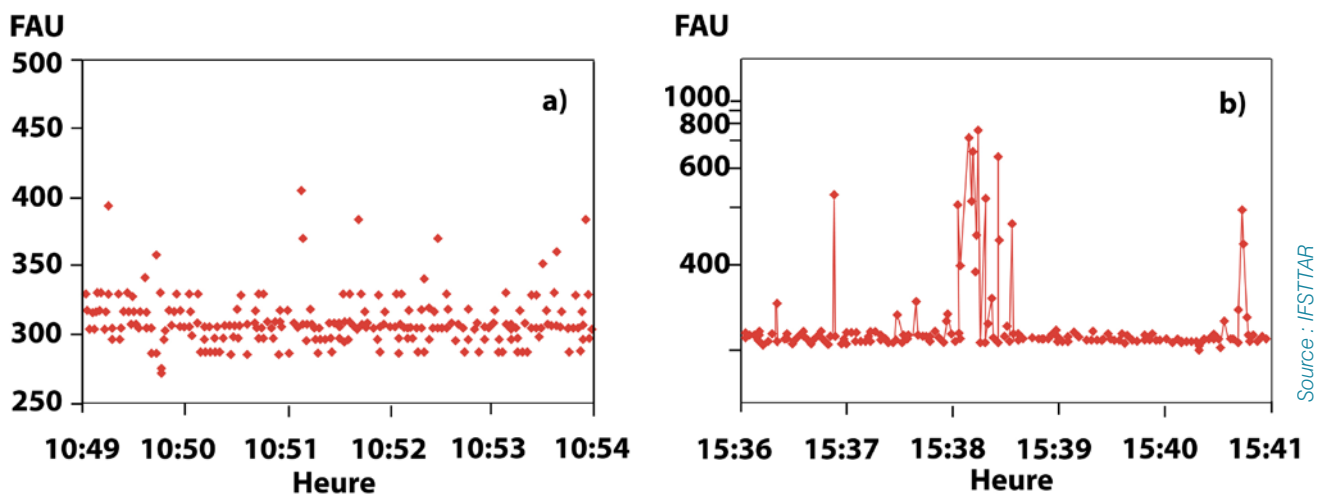
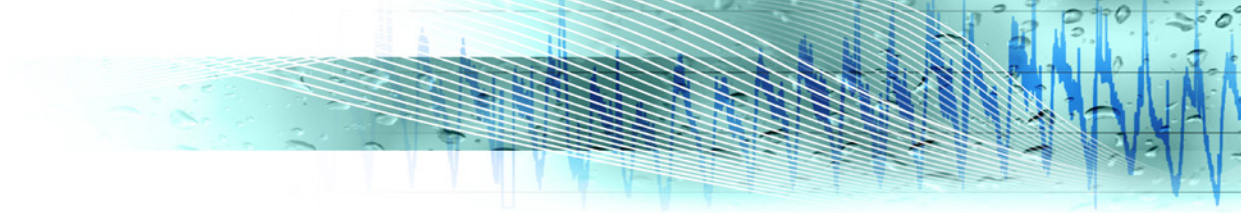
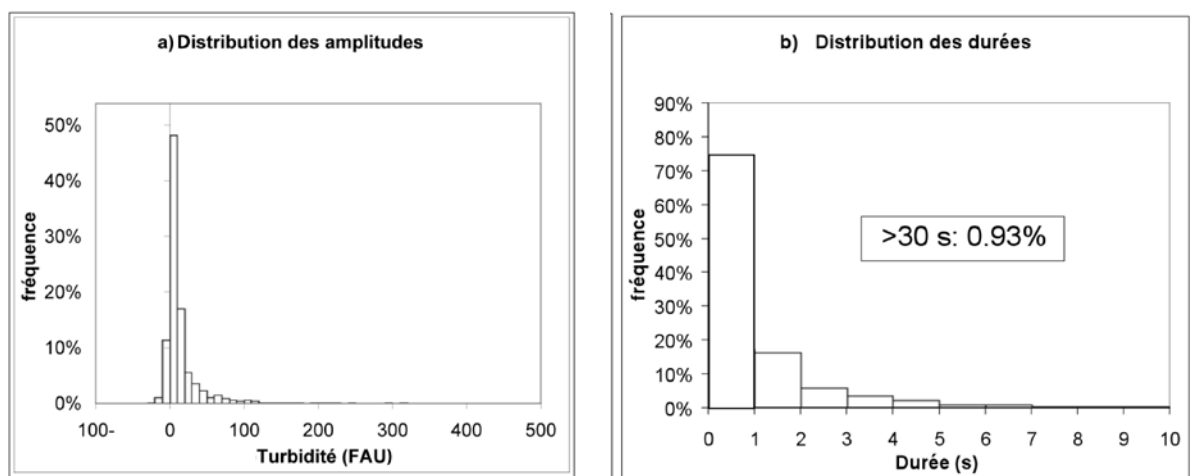


Figure 9. Signaux échantillonnés à 1 seconde sur deux périodes de 5 min repérées sur la Figure 11 p. 30. La figure 9a (période 1 de la figure 11) représente une période peu bruitée (échelle linéaire), la figure 9b (période 2 de la figure 11) représente une période fortement bruitée (échelle logarithmique).



Quand ils sont constatés, ces pics sont vraisemblablement dus à des artefacts de mesure, liés à des occultations partielles et temporaires du faisceau de mesure par des grosses particules ou par des filasses. Leur fréquence varie dans le temps et dépend aussi de détails dans l'implantation des capteurs, ce qui confirme leur nature d'artefacts (Figure 10). Ils peuvent introduire un biais significatif dans les calculs de moyennes et doivent à ce titre être supprimés.



Source : IFSTTAR

Figure 10. Distribution des amplitudes (a) et des durées (b) des artefacts observés sur le site de Duchesse Anne à Nantes sur une durée de quelques mois.

Il est possible de les éliminer via une procédure de filtrage en ligne nécessitant une centrale d'acquisition disposant des fonctions mathématiques et statistiques idoines. Il est aussi possible de les traiter en différé lors de la procédure de validation des données. Nous présentons les 2 alternatives dans les sections qui suivent.

Outre les efforts liés au choix du site et à la mise en place des capteurs, deux approches de filtrage et validation peuvent être recommandées pour s'affranchir de ces fluctuations suivant que l'on dispose d'un ou de plusieurs capteurs (redondance).

7.3 Filtrage et enregistrement à pas de temps courts

Si la station d'acquisition le permet, il est possible de mettre en œuvre un filtrage des mesures en temps réel. Les techniques classiques de filtrage linéaire (telles les moyennes mobiles ou l'« amortissement » appliqué aux indications des appareils) ne sont pas adaptées à ces bruits de moyenne non



nulle : on voit sur la Figure 11 (période 2) qu'en période bruitée, les moyennes sur une minute peuvent être affectées par les valeurs aberrantes. Il faut aussi tenir compte que le signal de turbidité est lui-même très variable (c'est ce qui justifie sa mesure !), et peut présenter, même en temps sec, des pics reproductibles sur plusieurs capteurs redondants qu'il importe donc de conserver (un exemple d'un tel pic est repéré sur la période 3 sur la Figure 11). Il s'agit donc de trouver un compromis permettant d'éliminer les bruits sans éliminer le signal utile.

A l'aide de deux capteurs redondants

La mise en place de capteurs redondants facilite grandement la vérification, pour un surcoût raisonnable, tant en investissement qu'en fonctionnement. La redondance signifie ici la mise en place de deux capteurs identiques à proximité immédiate, voire au contact l'un de l'autre. Ne seront conservées que les données cohérentes entre les deux capteurs. Par la même occasion, la redondance permet de fiabiliser la mesure, en cas de panne ou d'anomalie constatée sur l'un des capteurs. Il paraît donc intéressant de l'envisager dès lors que l'encombrement le permet. Il faudra alors s'assurer que les capteurs ne soient pas trop éloignés l'un de l'autre (même position transversale et longitudinale, même profondeur) pour pouvoir mesurer les mêmes effluents.

Un mode de traitement possible, illustré par la Figure 11, est de comparer les signaux bruts issus de chaque capteur et de calculer pour chaque pas d'enregistrement la moyenne de toutes les paires de valeurs mesurées (au pas de temps de scrutation) dont la différence est inférieure à un seuil. En toute rigueur, et après une phase d'observation, la détermination de ce seuil

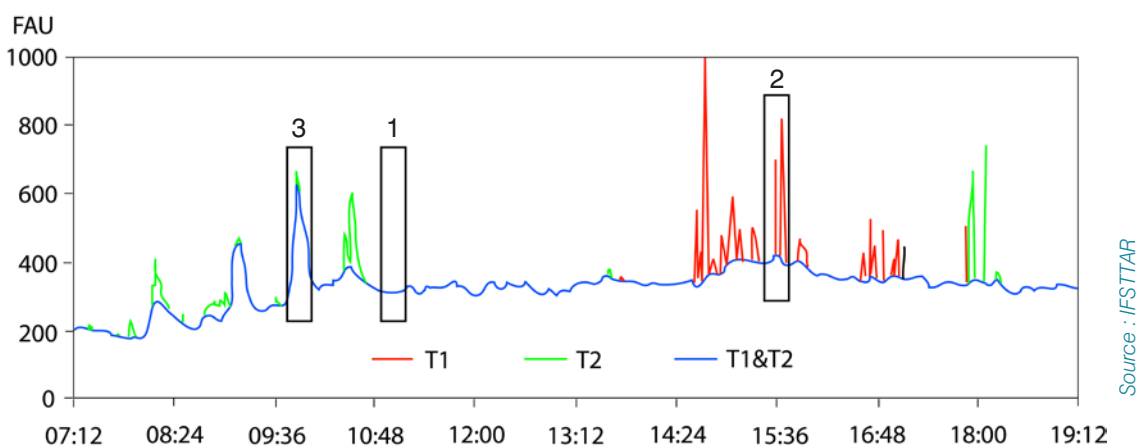


Figure 11. Exemple de valeurs moyennes sur 1 min calculées sur les signaux bruts échantillonnés à 1s en période de temps sec pour deux turbidimètres redondants (T1 et T2), et des valeurs filtrées (T1&T2) à 1 mn obtenues à partir des données brutes. (1) et (2) correspondent aux deux périodes illustrées Figure 9 pour le signal T1, (3) correspond à un pic perçu par les 2 turbidimètres.

pourra faire référence à l'écart type des écarts constatés, en l'absence de perturbation, entre les deux sondes. On pourra par exemple retenir un seuil égal à 2 ou 3 fois la valeur de cet écart type. Des travaux en réseau unitaire (Aumond et Mabilais, 2008) ont montré qu'une valeur de 40 FAU fournissait des résultats satisfaisants.

Si aucune paire ne satisfait ce critère, la décision à prendre dépend de l'application, du pas de temps d'acquisition, des valeurs observées. On peut par exemple enregistrer une valeur « manquante », extrapoler les enregistrements précédents ou encore retenir la plus faible des deux valeurs comparées.

En présence d'un seul capteur

Bien qu'il soit recommandé de disposer de deux turbidimètres pour bénéficier de la redondance des mesures, la plupart des installations existantes comportent un seul capteur dans la section de mesure. Dans ce cas, un filtre par moyenne pondérée a montré une certaine efficacité pour limiter l'influence de pics ponctuels dans le calcul d'une valeur moyenne (Lacour, 2009). Pour un pas de temps d'enregistrement de 1 minute et un pas de scrutation d'une seconde, ce filtre utilise une moyenne pondérée des 60 valeurs contenues dans la fenêtre d'intégration. Le coefficient de pondération a pour expression $\exp(-\alpha \cdot T_i)$, où T_i est la valeur de turbidité à la seconde i et α un paramètre à ajuster. Plus α est petit, plus la moyenne pondérée se rapproche de la moyenne arithmétique. En revanche, plus α est grand et plus le coefficient accorde de poids aux plus petites valeurs.

La valeur intégrée sur une minute s'exprime par :

$$T_m = \frac{\sum_{i=1}^{60} e^{-\alpha T_i} \cdot T_i}{\sum_{i=1}^{60} e^{-\alpha T_i}}$$

L'utilisation d'une valeur de $\alpha = 0.025$ a donné des résultats satisfaisants sur le site de *Duchesse Anne* (Nantes Métropole, Section 12.7, p. 62).

A défaut ou en sus de la programmation d'un tel filtre sur la centrale d'acquisition, il est très utile d'enregistrer, en plus de la valeur intégrée de turbidité, son écart type sur le pas de temps d'enregistrement. Ce paramètre constitue une indication précieuse pour la validation manuelle et permet d'éliminer des valeurs enregistrées suspectes.

7.4 Validation des mesures

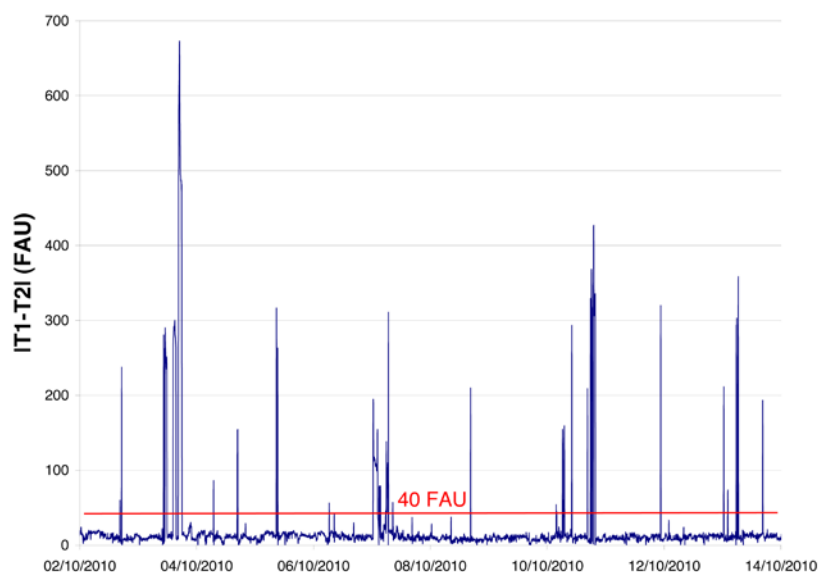
Toute mesure exploitée en temps différé doit faire l'objet d'une validation. Ces opérations de validation doivent être effectuées avec une fréquence au maximum mensuelle afin de détecter rapidement une possible anomalie du capteur. Elles peuvent s'effectuer en deux étapes successives, une automatique et une manuelle. L'étape de validation automatique permet de distinguer des valeurs non valides et/ou des valeurs douteuses sur lesquelles la validation manuelle statuera ensuite.



Les méthodes de filtrage présentées ci-dessus peuvent être appliquées en temps différé lorsque leur implémentation sur la centrale d'acquisition est impossible et à condition que le pas de temps d'enregistrement soit suffisamment court.

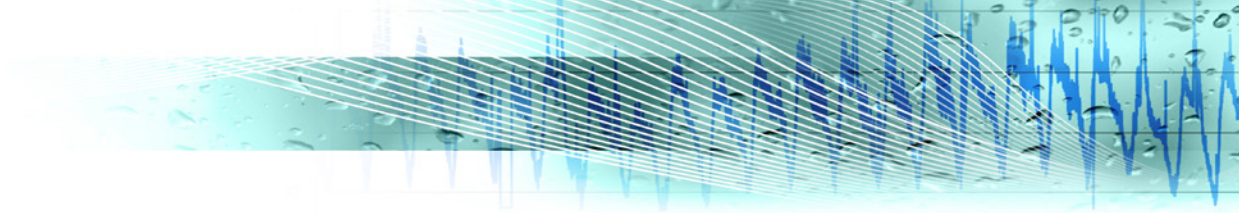
D'autres critères peuvent être utilisés pour détecter les valeurs aberrantes ou douteuses :

- ✓ le dépassement d'un seuil critique : les phénomènes de masquage de la cellule de mesure provoquent souvent la saturation du capteur, qui restitue alors une mesure proche de la valeur maximale de l'étendue de mesure ; de telles observations peuvent être aisément détectées et invalidées en ligne sur dépassement d'un seuil élevé, choisi largement au dessus de la gamme de variation habituelle du signal (2 000 FAU par exemple) ;
- ✓ le non-respect d'une étendue réaliste locale : c'est l'intervalle dans lequel se situent habituellement les valeurs de la grandeur mesurée ;
- ✓ le dépassement d'un seuil critique de valeur de l'écart type sur le pas de temps de l'enregistrement (à condition que celui-ci soit enregistré à chaque pas de temps) ;
- ✓ le dépassement d'un seuil critique de variation du signal (variation brusque). Une valeur de l'ordre de 50 FAU/min peut être utilisée ;
- ✓ l'utilisation de la redondance matérielle (Figure 12) : comparer les enregistrements de chaque capteur et identifier quand la différence est supérieure à un seuil (la valeur de 40 FAU peut être reprise).



Source : LEESU

Figure 12. Valeurs absolues des différences entre deux capteurs T1 et T2 (redondance). Le seuil de 40 FAU est indiqué pour désigner les valeurs non valides.



La définition de ces valeurs de seuil (valeur de l'écart type, variation, différence entre deux capteurs) peut se faire à l'aide d'une analyse de la distribution statistique des valeurs observées lors d'une période où le signal est peu perturbé. Cela suppose de réaliser temporairement des enregistrements à pas de temps court, idéalement égal au pas de temps de scrutation.

Un exemple est présenté sur la Figure 13. Il représente la distribution des différences entre les enregistrements de deux capteurs dans le cas de la redondance matérielle (issus de la Figure 12, ci-contre). La valeur seuil de 40 FAU permet d'identifier les valeurs suspectes et de sélectionner 96,5% des données.

A l'issue de cette étape de prévalidation automatique, la validation visuelle finale permet de conserver ou non les valeurs suspectes. Elle requiert une bonne connaissance du fonctionnement du réseau, ainsi que d'éventuelles opérations de maintenance (nettoyage des égoutiers par exemple). Il est aussi possible de mettre en parallèle des données de turbidimétrie, des enregistrements de pluie et de débit pour mieux analyser la dynamique des effluents.

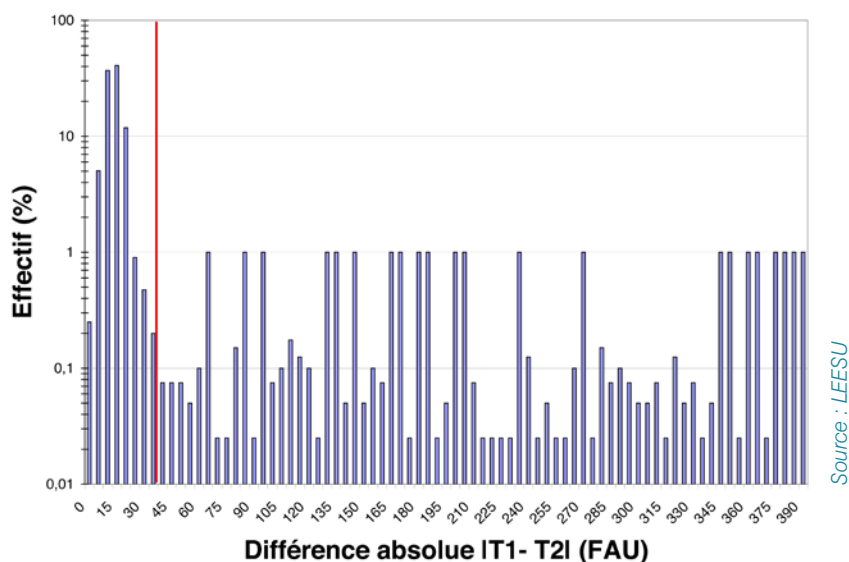


Figure 13. Distribution des valeurs absolues des différences entre les deux capteurs T1 et T2. Le trait vertical rouge correspond à la limite d'acceptation de 40 FAU.

Opérations de maintenance

8

8.1 Entretien

L'entretien du capteur et de tous les organes de son système d'implémentation (support, flotteur, circuit de pompage) se compose essentiellement de deux étapes :

- ✓ éliminer la graisse et les accumulations de macro-déchets ;
- ✓ nettoyer les fenêtres optiques du capteur : pour cela utiliser de la lessive diluée avant de rincer et d'essuyer.

Ces opérations sont réalisées sur place, mais nécessitent d'extraire le capteur du milieu de mesure, ce qui peut être une opération relativement lourde selon les conditions d'accès.

Il est aussi judicieux d'accompagner ces opérations de quelques vérifications simples, par exemple du zéro du capteur et du fonctionnement du système d'autonettoyage (déclenchement manuel). Il est aussi conseillé de noter les valeurs de zéro, ainsi que les valeurs observées *in situ* avant et après intervention. Cela permet d'une part de valider les données passées et d'évaluer les dérives dues à l'encrassement des surfaces optiques, et d'autre part de qualifier le capteur pour les futures mesures et d'évaluer les dérives intrinsèques au capteur (si la dérive persiste après le nettoyage de l'appareil).

La fréquence d'entretien dépend du site de mesure, mais une périodicité comprise entre une semaine et un mois convient dans la plupart des cas. Elle correspond généralement à la fréquence de collecte des données en cas d'absence de télétransmission.

Les informations relatives à ces visites d'entretien doivent être archivées, par exemple dans un livret de bord (Annexe C p. 72) qui peut être informatisé.

8.2 Vérification - réglage - réétalonnage

Des vérifications plus approfondies doivent aussi être réalisées à une fréquence moins élevée. Elles peuvent avoir deux objectifs, correspondant chacun à un type de décision :

- ✓ la validation des mesures passées : cet objectif ne concerne que les applications en temps différé et la décision porte sur l'acceptation ou le rejet de ces mesures ;
- ✓ le contrôle des caractéristiques métrologiques du capteur, aboutissant à une décision selon quatre modalités : ne rien faire/régler/ré-étalonner/remplacer.

L'essentiel

Afin d'assurer la pérennité du système de mesures, des opérations de maintenance doivent être entreprises fréquemment pour nettoyer les appareils et vérifier leur bon fonctionnement. Elles sont de deux types.

Opérations d'entretien

Effectuées à une fréquence de une à quatre fois par mois, elles consistent au nettoyage intégral du système de mesure et à la vérification du système d'autonettoyage. Des mesures sont effectuées avant et après cette opération pour s'assurer de la validité des mesures antérieures. Celles-ci peuvent être réalisées à même l'effluent ou à l'aide d'une solution d'eau distillée.

Opérations de vérification

Elles sont réalisées à une fréquence moindre (1 à 6 mois suivant les besoins constatés). Elles consistent à vérifier la mesure du capteur pour deux solutions étalon : le 0 et une référence de milieu de gamme (1 000 FAU). La différence entre la valeur mesurée et la valeur attribuée à l'étalon de contrôle est comparée à l'Erreur Maximale Tolérée (EMT), estimée à l'aide des différentes sources d'incertitude (20 FAU pour le niveau zéro et 40 FAU pour un niveau de 1000 FAU). Dans le cas d'un écart trop important, il est possible de régler l'appareil sur place ou de l'apporter en laboratoire pour un réétalonnage (cas extrême). Cette vérification peut aussi être réalisée à l'aide d'un autre turbidimètre du même modèle que celui implanté sur site. On compare alors les valeurs mesurées par les deux capteurs dans l'effluent.



Figure 14. Vérification in situ réalisée dans un seau opaque équipé d'un couvercle et d'un agitateur (source : IFSTTAR).

Ces vérifications permettent en outre de recueillir des observations conduisant à une meilleure appréciation des incertitudes de mesure, en particulier celles qui sont dues à des dérives.

Les vérifications peuvent s'effectuer selon un protocole analogue à celui qui est utilisé lors de la réception, à l'aide de deux étalons : 0 FAU et une valeur de référence de milieu de gamme (1 000 FAU par exemple). Une fiche type de vérification est présentée en annexe D p.73.

Cette mesure de correspondance permet de s'assurer de la reproductibilité entre la vérification initiale au laboratoire et celle effectuée sur le terrain. Une fois le capteur étalonné, on note donc la valeur mesurée pour la valeur de référence de l'étalon secondaire. On s'assurera ensuite de retrouver cette valeur lors des vérifications terrain pour un étalon secondaire issu du même lot.

Réalisées sur le terrain, ces vérifications requièrent des précautions particulières pour : (i) éviter de contaminer les suspensions étalon (un nettoyage préalable des capteurs est nécessaire), (ii) les homogénéiser pendant l'essai (à l'aide d'un agitateur magnétique) et (iii) éviter l'influence de conditions d'environnement (lumière, température). Pour s'affranchir des risques de perturbation de la mesure par la lumière ambiante, il est donc recommandé d'effectuer les mesures de vérifications dans un seau opaque, équipé d'un couvercle (Figure 14).



La vérification de la valeur référence peut être réalisée avec des étalons primaires de formazine (ou un étalon de substitution tel que l'AMCO® Clear pour la diffusion). Elle peut aussi être réalisée avec des étalons secondaires non normalisés, généralement plus faciles à mettre en œuvre et au coût moins élevé.



Divers matériaux peuvent être utilisés pour réaliser ces étalons secondaires, par exemple le kieselguhr (correspondance voisine de 1 000 mg/l de kieselguhr = 780 FAU = 500 FNU) ou encore le sulfate de baryum. Dans tous les cas la relation entre l'étalon secondaire et la formazine (étalon primaire) doit être établie une seule fois pour le capteur utilisé et par lot de produit industriel utilisé.

Une vérification sans suspension étalon est également possible, par comparaison des valeurs mesurées avec un turbidimètre de contrôle sur un échantillon d'eau usée homogénéisé. Cette procédure permet de s'affranchir des problèmes de manipulation de l'étalon, notamment le respect de ses conditions de conservation, mais aussi du risque de contamination. Elle est particulièrement bien adaptée pour la vérification du capteur « en l'état ». Elle nécessite bien sûr d'appliquer, de préférence avant chaque vérification, une procédure qualité rigoureuse au turbidimètre de contrôle, qui doit être du même modèle que les turbidimètres à contrôler.



Dans tous les cas, il faut définir, pour chaque valeur contrôlée, une erreur maximum tolérée ou EMT (NF X07-001, 1994). La différence entre la valeur mesurée et la valeur attribuée à l'étalon de contrôle est comparée à cette EMT. L'EMT doit tenir compte de l'incertitude affectant l'étalon de vérification (incertitude d'étalonnage) et de l'incertitude sur la mesure fournie par l'appareil (incertitude expérimentale). Ces deux notions sont précisées dans le chapitre suivant.

Il est recommandé d'être pragmatique sur les valeurs d'EMT retenues en condition d'exploitation. Une valeur trop faible se traduira par des modifications fréquentes de réglage, sans relation avec une véritable dérive des conditions de mesure et au risque évident d'introduire des incertitudes supplémentaires liées aux manipulations. Une valeur trop forte se traduira par une augmentation des incertitudes de mesure. Pour des capteurs d'étendue de mesure 0-2 000 FAU, recommandée pour des applications d'assainissement, une valeur de 20 FAU pour le niveau zéro et de 40 FAU pour un niveau supérieur (1 000 FAU) peut constituer un ordre de grandeur acceptable. De même, pour des capteurs à diffusion d'étendue de mesure 0-1 000 FNU, on pourra retenir une valeur de 20 FNU.

La décision concernant la validation des données enregistrées peut se faire ultérieurement. Sur le terrain, la décision ne concerne que la nécessité éventuelle de régler l'appareil *in situ* ou de le ré-étalonner au laboratoire (cas extrême où les mesures sont très fortement erronées). Le réglage *in situ* est à réserver aux applications de commande en temps réel. Pour les applications en temps différé, il est préférable d'appliquer des corrections aux valeurs enregistrées, ce qui nécessite une bonne traçabilité des observations réalisées.

Ces opérations de vérification nécessitent une certaine technicité et peuvent éventuellement être réalisées avec une fréquence d'une visite tous les un à deux mois. Il est aussi possible d'étendre ces périodes avec le temps (6 mois) si l'on constate une bonne stabilité du matériel. L'optimisation de ces visites d'entretien passe en général par une période de mise au point.

En complément, un ré-étalonnage en laboratoire peut être prévu tous les 2-3 ans.

8.3 Qualification du personnel

Le personnel affecté aux vérifications et a fortiori aux opérations de réglages et d'étalonnage devra impérativement avoir une formation métrologique. Une attention particulière devra être portée à la traçabilité de toutes les opérations, aussi bien d'entretien que de vérification, en incluant les observations réalisées sur les sites qui pourraient être utiles à l'interprétation des résultats et à l'optimisation de la maintenance (voir les deux fiches correspondantes en annexe C p.72 et annexe D p.73). Toutes ces dispositions doivent être formalisées selon les principes d'une démarche d'assurance qualité dont la rigueur est parfaitement adaptée à des activités métrologiques.



En présence d'un parc comportant peu de capteurs, il peut être judicieux de confier les tâches les plus délicates, notamment l'étalonnage et les vérifications à un prestataire externe spécialisé.

Incertitudes de mesure

9

L'essentiel

Comme toute mesure, la mesure de turbidité ne prend tout son sens que si l'incertitude liée à cette mesure est évaluée. Elle comprend deux sources principales.

Incertitude d'étalonnage

Elle est relative d'une part aux solutions étalons utilisées pour cette opération, mais aussi aux problèmes de linéarité liés à l'établissement de la courbe ad hoc. Il est proposé ici de l'estimer par la méthode des moindres carrés à partir de simulations de Monte-Carlo. Elle est généralement inférieure à +/- 7 FAU pour une turbidité de 250 FAU.

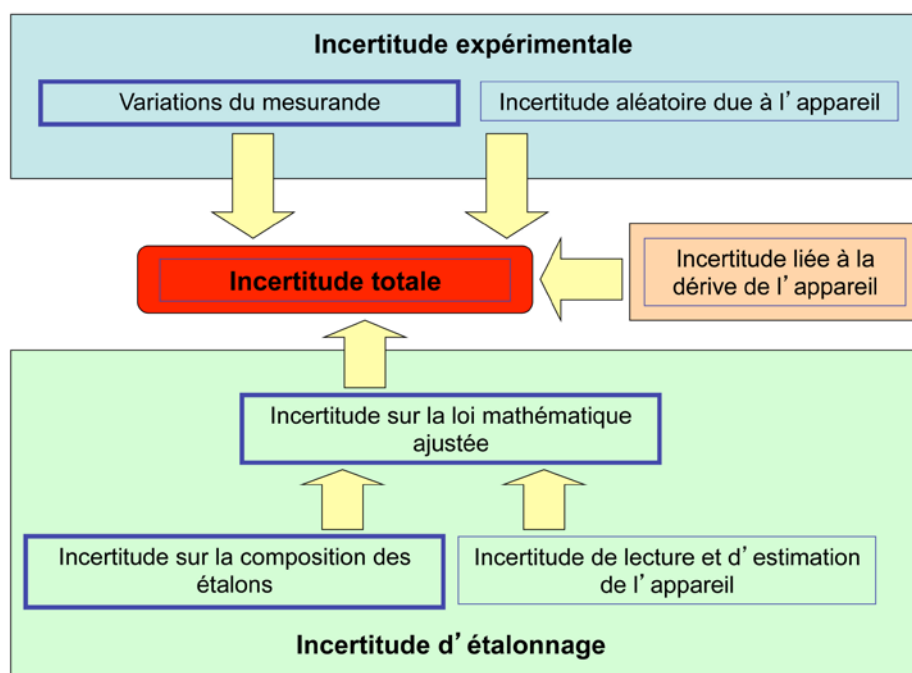
Incertitude expérimentale

Elle est relative à la variabilité du mesurande et à la fiabilité intrinsèque de l'appareil. Il est recommandé de l'estimer à l'aide de mesures successives à pas de temps court réalisées sur site. Elle est de l'ordre de +/- 5 à 20 FAU en fonction de la turbidité observée.

Incertitude totale

En tenant compte des dérives de l'appareil, elle peut représenter +/- 25 FAU.

L'incertitude sur une mesure instantanée de turbidité comprend essentiellement deux termes : l'incertitude d'étalonnage et l'incertitude expérimentale (Figure 15).



Source : LEESU

Figure 15. Schématisation des différentes sources d'incertitude en fonction de leur provenance. Seules les sources entourées de gras sont estimées dans ce guide.

Il est vivement conseillé de quantifier ces deux sources d'incertitude par les méthodes présentées ci-dessous et d'utiliser les outils fournis avec ce guide pour y parvenir (voir page suivante). Faute de temps et/ou de moyens, il est possible d'utiliser directement les valeurs de précision fournies par le constructeur (quand elles existent !). Il n'y a généralement pas d'information précise sur le contenu de cette estimation de l'incertitude, mais elle est de l'ordre de +/- 3 à 5% de la valeur mesurée suivant l'appareil.

9.1 L'incertitude d'étalonnage

Elle intègre l'incertitude sur les étalons, l'incertitude de lecture et l'incertitude résiduelle liée à la courbe d'étalonnage utilisée (qui traduit le fait que ce modèle ne reflète pas exactement le positionnement observé des points d'étalonnage). Dans les faits, on considère que l'incertitude de lecture (résolution) de l'appareil est négligeable. On se limite donc généralement à quantifier les deux autres sources d'incertitude pour calculer l'incertitude totale d'étalonnage.

1. L'incertitude sur les étalons : celle-ci est liée à la fabrication des solutions étalons. Elle est assez difficile à quantifier car, par définition, on considère l'étalon comme une valeur « vraie ». Elle apparaît néanmoins à plusieurs niveaux :

- ✓ lors de la constitution de la suspension mère de formazine : lors de sa fabrication, des erreurs peuvent survenir lors de la pesée des composants et du prélèvement d'un échantillon (volume et homogénéité de la suspension sélectionnée). Elle peut être approchée à l'aide de la résolution de la balance (pour la pesée des composants), de celle de la verrerie (pour les volumes), ainsi que par une opération de répétabilité (pour l'homogénéité). Dans ce dernier cas, on réalise plusieurs solutions mères de formazine (au moins 3), puis on en mesure la turbidité (supposée sans erreur). L'incertitude est approchée par l'écart type de ces mesures. Dans le cas d'une solution prête à l'emploi, l'incertitude est indiquée par le fabricant ;
- ✓ lors de la constitution des suspensions filles par dilution : de même que précédemment, des erreurs de volume et d'homogénéité peuvent survenir lors du prélèvement d'un échantillon puis lors de sa dilution. Elle peut être approchée à l'aide de la résolution connue du matériel (verrerie, pipette), ainsi que par une opération de répétabilité réalisée sur plusieurs suspensions filles.

2. L'incertitude liée à la courbe d'étalonnage traite de la capacité prédictive de celle-ci, qui est limitée par la dispersion irréductible des valeurs réelles autour de cette relation moyenne (on parle d'erreur résiduelle). Un outil de calcul est disponible avec ce guide pour la déterminer par la méthode des moindres carrés à partir de simulations de Monte-Carlo (voir Hannouche *et al.*, 2011, Ruban *et al.*, 2006 pour les détails). Il est possible d'y intégrer des valeurs d'incertitude sur les étalons, voir d'incertitude de lecture, si elles sont connues (sinon des valeurs par défaut de l'ordre de 2% et de 1% peuvent être introduites).

D'autres méthodes existent pour estimer ces incertitudes d'étalonnage. Citons par exemple la méthode de *Williamson* (voir *Bertrand-Krajewski*, 2004 pour plus de détails).

Des incertitudes inférieures à 3 % de la valeur mesurée peuvent être obtenues moyennant des précautions adéquates. Cela représente +/- 7 FAU pour des valeurs de l'ordre de 200-300 FAU.

Outil de calcul

Incertaince d'étalonnage

<http://www.graie.org/urbis-soere/spip/spip.php?rubrique10>

9.2 L'incertitude expérimentale

Elle correspond aux fluctuations des indications de l'appareil par rapport à un mesurande (ici la turbidité) supposé fixe. Elle comprend donc l'incertitude liée à la variabilité du mesurande à l'intérieur de la fenêtre d'intégration et la répétabilité intrinsèque de l'appareil. Comme il n'est pas possible ni utile de les dissocier, on se limite généralement à estimer cette incertitude à partir de fluctuations des valeurs observées de turbidité.

Cette incertitude expérimentale peut être caractérisée de plusieurs manières en fonction de l'usage et des moyens à disposition. On se propose ici de présenter deux méthodes.

Par des mesures successives à pas de temps court (effectué *in situ*), méthode à privilégier

On s'intéresse ici à la représentativité de la valeur moyenne conservée pendant le pas de temps d'enregistrement. Pour en quantifier la variabilité et l'incertitude associée, on procède ponctuellement (une fois que l'installation semble donner satisfaction) à des enregistrements *in situ* de la manière suivante :

- ✓ l'amortissement réglé au minimum, on isole des fenêtres glissantes courtes d'enregistrement (de l'ordre de la minute) pendant lesquelles le signal est acquis à une fréquence élevée de l'ordre de la seconde. Ces mesures doivent être effectuées sur des périodes de plusieurs heures (voire plusieurs jours) pendant lesquelles le signal est resté à un niveau stable ;
- ✓ pour chaque fenêtre glissante, on calcule l'écart type des fluctuations et on en déduit l'écart type de la moyenne (non pondérée) : $\frac{\sigma}{\sqrt{N}}$, où N représente le nombre d'acquisitions réalisées dans cette fenêtre ;
- ✓ on détermine ensuite la distribution de ces écarts types ;
- ✓ on définit un écart type de référence (valeurs à 95% par exemple), représentatif de l'incertitude expérimentale.

Par la répétabilité (effectué en laboratoire)

On s'intéresse ici à la dispersion des valeurs mesurées sur un même échantillon d'effluent. Cette mesure s'effectue en laboratoire de la manière suivante :

- ✓ prélever un échantillon d'effluent au point de mesure considéré ;
- ✓ tamiser l'échantillon à 2 mm pour éliminer les grosses particules non représentatives ;
- ✓ l'homogénéiser à l'aide d'un agitateur ;
- ✓ effectuer une mesure de turbidité avec un appareil similaire à celui installé sur le site d'étude ;
- ✓ répéter cette opération N fois (N peut être de l'ordre de 25) ;
- ✓ calculer l'écart type de ces N valeurs. L'incertitude expérimentale est estimée par : $\frac{\sigma}{\sqrt{N}}$;
- ✓ ces mesures peuvent être répétées pour différents types d'effluent (temps sec et temps de pluie par exemple).



Des écarts types expérimentaux de 5 à 20 FAU en fonction de la turbidité (soit 3% de la valeur mesurée) ont été observés en réseau unitaire aussi bien en temps sec qu'en temps de pluie, mais leur impact peut être limité en exploitant des moyennes sur un nombre suffisant de valeurs indépendantes. Par exemple des moyennes sur une minute permettent d'obtenir une incertitude expérimentale inférieure à 5 FAU.

9.3 L'incertitude totale

L'incertitude totale représente la somme de ces deux incertitudes d'étalonnage et expérimentale. Si on tient compte des dérives, une incertitude totale de 5% (généralement pas moins de +/-25 FAU) peut constituer un ordre de grandeur réaliste pour les mesures réalisées sur le terrain, moyennant des vérifications régulières. Il est important de rappeler ici que ces valeurs d'incertitude sont à ajouter aux valeurs de turbidité « formazine » calculées après inversion de la courbe d'étalonnage (section 5.3, p. 22).



Intérêt et méthodologie d'une corrélation en MES

10

L'essentiel

La mesure de turbidité a montré qu'elle permettait une bonne estimation des concentrations moyennes en MES, données utiles pour mieux appréhender la pollution particulaire. La procédure à mettre en œuvre pour y parvenir est la suivante :

- ✓ réaliser des campagnes de prélèvements d'échantillons (à l'aide d'un préleveur automatique) sur un maximum (au moins 5) de situations possibles (temps sec, événements pluvieux) ;
- ✓ mesurer la turbidité, les MES de ces échantillons en laboratoire (réaliser des triplicats) ;
- ✓ estimer l'incertitude de chacune de ces mesures sans négliger l'incertitude sur les résultats d'analyse ;
- ✓ caler une fonction de corrélation entre turbidité et MES.


La turbidité ne fait pas encore partie des mesures couramment utilisées pour caractériser les eaux usées (alors qu'elle l'est couramment dans le domaine de l'eau potable). On peut donc souhaiter convertir les mesures de turbidité en paramètres plus classiques pour faciliter leur interprétation. Ce chapitre examine l'intérêt et les conditions de cette conversion.

10.1 Paramètres de pollution des eaux résiduaires

Les matières en suspension (MES) sont des particules caractérisées par un diamètre supérieur à $0,45 \mu\text{m}$. En réseau d'assainissement, elles sont reconnues comme étant le vecteur privilégié pour le transport des polluants particuliers comme les métaux (cadmium, zinc, cuivre...), certains éléments nutritifs et organiques (DBO5, demande biologique en oxygène à cinq jours) ou les HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques).

La turbidité (par définition proportionnelle à la concentration de particules dans un échantillon) présente suffisamment d'atouts pour constituer un paramètre indicateur de la pollution particulaire à part entière. La conversion de valeurs de turbidité en valeurs de MES ne peut être qu'approximative, puisque les deux paramètres ne mesurent pas la même chose. Cette relation théorique dépend non seulement de la quantité des particules, mais aussi des caractéristiques de ces particules (granulométrie, densité, forme...). Pourtant d'un point de vue opérationnel, il peut être intéressant de convertir des valeurs de turbidité en MES dans les contextes suivants :

- ✓ au niveau réglementaire pour l'autosurveillance des réseaux. Les arrêtés du 22 décembre 1994 et du 22 juin 2007 requièrent le suivi des volumes déversés et l'estimation des masses de MES et DCO rejetées au droit des déversoirs d'orage les plus importants ;
- ✓ dans le cadre de la gestion en temps réel d'ouvrages de type pluvial, comme les bassins d'orage. La gestion peut être asservie à une consigne exprimée en MES pour satisfaire les exigences d'une autorisation de rejet ;

- 
- ✓ pour faire le bilan d'un ouvrage de dépollution : un bilan de masse (en mesurant la concentration de MES et les volumes) effectué entre l'entrée et la sortie de l'ouvrage peut permettre d'en évaluer le bon fonctionnement. Dans ce cas, il faudra s'assurer de caler une loi turbidité/MES spécifique en entrée ET en sortie de l'ouvrage. En effet, les processus de décantation et/ou de filtration mis en œuvre dans ces ouvrages permettent de diminuer la quantité de particules, à commencer par les plus grosses. Les relations turbidité/MES, fortement dépendantes de la granulométrie des particules, ne sont donc pas les mêmes à ces deux endroits ;
 - ✓ plus généralement, les valeurs de MES constituent un référentiel établi depuis des décennies et la communication autour de résultats de turbidité sera facilitée si une relation peut être établie avec ce référentiel. Par exemple l'expression d'un flux en FAU.m³ serait aujourd'hui peu comprise par les acteurs du domaine et il est impératif de le ramener à des unités plus conventionnelles.


La conversion de valeurs de turbidité en MES n'est pas qu'un artifice de présentation des résultats obtenus au détriment de la précision. Pour certaines applications, en particulier pour évaluer des flux cumulés à l'échelle d'un événement, d'une saison ou a fortiori d'une année, le gain en représentativité compense largement la perte de précision liée à la conversion. Ainsi, même en procédant à un nombre conséquent de campagnes de prélèvements (quelques dizaines), le niveau d'incertitude sur l'estimation d'une masse annuelle déversée reste encore important avec cette méthode « classique ». A contrario, avec un nombre beaucoup plus réduit de prélèvements (5) combinés à des mesures en continu de turbidité, on peut améliorer la précision de cette estimation (section 11.3, p. 47).

Les observations effectuées en réseau d'assainissement depuis plus de 30 ans ont montré que, malgré l'hétérogénéité des MES et malgré la variabilité dans le temps (selon l'événement pluvieux, le type de réseau...), il était possible d'établir des relations moyennes entre turbidité et concentration en MES relativement fiables pour un effluent et pour un site donné.

10.2 Mise en pratique

Il s'agit d'une démarche analogue à l'étalonnage d'un turbidimètre en unités de turbidité, mais au lieu de mettre en relation les indications du turbidimètre avec des étalons de turbidité, on met en relation les valeurs de MES avec celles de turbidité (utilisées donc comme les « étalons »), toutes deux obtenues sur des échantillons d'eaux résiduaires. Pour cette raison, on parle souvent de « pseudo-étalonnage » pour caractériser ces relations de corrélation.

Actuellement ces relations de corrélation sont établies pour chaque site de mesure, mais il est probable que les différences observées d'un site à l'autre soient pour une bonne part dues à des différences de mode opératoire (type de capteurs, étalonnage). On a en particulier pu montrer une bonne homogénéité des relations turbidité-MES sur les effluents de temps sec pour des bassins de collecte de tailles très différentes (*Maréchal, 2000*). En revanche, pour des eaux de ruissellement il est vraisemblable que l'occupation du sol



joue un rôle important non seulement sur les concentrations mais aussi sur la nature des particules et donc sur les relations turbidité-MES. *Quoi qu'il en soit, en absence de bases de données homogènes, une calibration par site reste préconisée, ainsi que le recours à des modes opératoires normalisés qui pourraient permettre d'effectuer des comparaisons pertinentes d'un site à l'autre.*

Différents types de relations de pseudo-étalonnage peuvent être établis en fonction de la précision recherchée :

- ✓ une relation moyenne temps sec et une relation moyenne temps de pluie. C'est la méthode la plus couramment utilisée pour un point de mesure toujours en eau, en général en réseau unitaire ;
- ✓ une relation moyenne globale ne distinguant pas le temps sec et le temps de pluie. Les incertitudes seront plus élevées et plus délicates à évaluer correctement mais il n'y aura pas, dans ce cas et contrairement au précédent, de problèmes de raccordement entre les deux corrélations ;
- ✓ une relation spécifique par événement pluvieux. Il s'agit dans ce cas d'objectifs de recherche, pour étudier la dynamique des polluants à l'intérieur de chaque événement pluvieux.



Notons que lors de pluies exceptionnelles, il a été constaté que la correspondance entre turbidité et MES pouvait s'éloigner de la relation établie, avec des charges en MES plus élevées pour une même valeur de turbidité.

10.3 Procédure d'échantillonnage

Afin d'établir ces relations de corrélation, le respect de règles de bonnes pratiques permet d'assurer la représentativité de l'échantillon de données, des valeurs de turbidité et des concentrations en MES associées. Ainsi, il est souhaitable de :

- ✓ réaliser des campagnes de prélèvements d'échantillons à l'aide d'un préleveur automatique. Ces campagnes devront être représentatives du ou des contexte(s) étudié(s) en essayant d'en capter toute la variabilité et de couvrir une gamme étendue de valeurs :
 - temps sec : toutes les heures de la journée, tous les jours de la semaine et week-ends, jours ouvrés, vacances...
 - temps de pluie : large gamme d'événements pluvieux différenciés par la hauteur d'eau précipitée, l'intensité, la durée de temps sec antérieure, la saisonnalité...

Pour chaque contexte, il est suggéré de se baser sur une dizaine d'échantillons.

- ✓ les *N*e échantillons, typiquement 1 L, doivent être prélevés de façon instantanée (c.a.d. pas d'échantillonnage « composite » de plusieurs prélèvements par flacon) pour éviter de lisser la variabilité et devront respecter les conditions de conservation préconisées par les guides et/ou les normes.



Il faut ensuite réaliser les mesures de turbidité et de MES en laboratoire dans la journée du prélèvement sous peine de détériorer les échantillons ;

- ✓ la mesure de turbidité se fait sur les échantillons prélevés avec un capteur similaire à celui implanté sur le terrain (rappelons que la reproductibilité intra-modèle est très bonne). Pendant cette mesure, les échantillons doivent être maintenus sous agitation constante pour éviter la décantation des particules et réduire autant que possible l'hétérogénéité naturelle de la concentration. Il conviendra de procéder à des mesurages répétés ($N > 10$) et d'évaluer la valeur moyenne de la turbidité et son incertitude (correspondant à l'écart type des N valeurs divisé par \sqrt{N}). Afin de limiter cet écart type de répétabilité, un réglage de l'amortissement peut être utile pour stabiliser l'affichage. Un tamisage préalable à 2 mm est souhaitable pour les analyses de MES : on l'effectuera de préférence avant la mesure de turbidité ce qui permettra aussi de limiter l'écart type de répétabilité dû aux fluctuations du mesurande et autres artefacts ;
- ✓ on procède ensuite aux analyses pour déterminer les concentrations en MES pour ces mêmes échantillons (en les maintenant toujours sous agitation). Il est conseillé de faire des répliquats des analyses pour détecter les valeurs aberrantes. On pourra par exemple réaliser des triplicats (3 prises d'essai à partir d'un même échantillon) dont on calculera la moyenne. Pour détecter une valeur aberrante, on pourra utiliser l'écart type expérimental observé sur ces valeurs, mais il est préférable de se référer aux valeurs d'incertitude établies par le laboratoire pour ce type d'analyses en agrégeant tous les répliquats réalisés dans le passé (Ruban *et al.*, 2014). On rejettera les valeurs différentes de la moyenne de plus de 2 ou 3 écarts types ;
- ✓ on dispose alors d'un couple de valeurs moyennes pour chaque échantillon (turbidité-MES) et des incertitudes sur chacune des valeurs pour N échantillons.

10.4 Calage d'une fonction de corrélation et prise en compte de l'incertitude

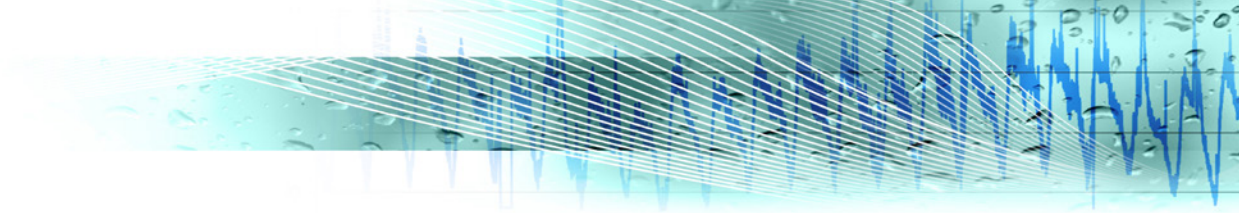
Les fonctions de corrélation entre turbidité et MES sont ensuite établies par l'application de méthodes de régression sur les couples de valeurs. A l'instar de ce qui a été vu pour l'établissement d'une courbe d'étalonnage (Section 5.2, p. 21), différents types de régression peuvent être employées (linéaire, polynomiale). Un outil est livré avec ce guide pour faciliter le calage de cette fonction en utilisant la méthode des moindres carrés à partir de simulations de Monte-Carlo. Soulignons que dans de nombreux cas, un ajustement linéaire est satisfaisant pour un usage opérationnel.

La conversion de la turbidité en MES n'a pas beaucoup de sens si l'incertitude associée au résultat n'est pas évaluée. Ainsi, il est recommandé de mettre systématiquement en œuvre un calcul d'incertitude. Celui-ci doit tenir compte de l'incertitude liée à l'estimation de la mesure de turbidité (Chapitre 9, p. 37),

Outil de calcul

Calage de la fonction de corrélation entre turbidité et matières en suspension

<http://www.graie.org/urbis-soere/spip/spip.php?rubrique10>



ainsi que de l'incertitude liée au calage de la courbe de pseudo-étalonnage (opération similaire à celle faite pour estimer l'incertitude d'étalonnage). Il comporte aussi un élément supplémentaire, dû au fait que la capacité de prédiction de la relation de pseudo-étalonnage est limitée par les variations des caractéristiques des particules présentes dans l'effluent. L'incertitude totale résulte donc de trois facteurs :

- ✓ l'incertitude sur la mesure de turbidité sur le terrain (d'étalonnage et expérimentale) ;
- ✓ l'incertitude sur la détermination de la relation moyenne provoquée par la dispersion des nuages de points turbidité - MES. Il est possible de la réduire en augmentant le nombre de points utilisés pour le pseudo-étalonnage ;
- ✓ l'incertitude résiduelle due aux variations de caractéristiques des particules. Pour un contexte donné (temps sec, pluies courantes, pluies exceptionnelles), cette erreur est incompressible, même en multipliant à l'infini les échantillons utilisés pour ajuster la relation.

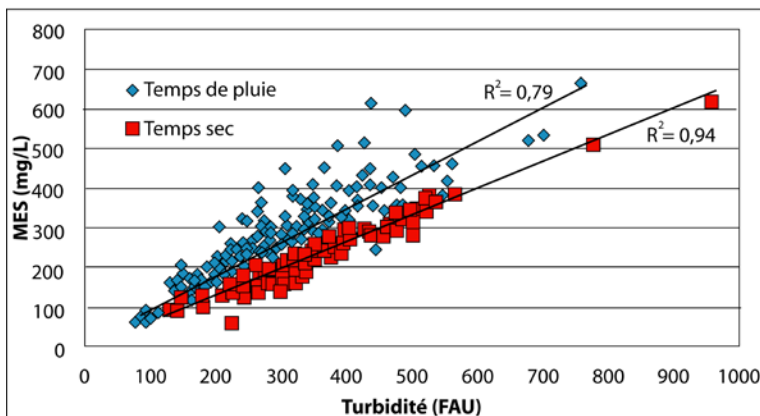
Ces trois sources d'incertitude sont prises en compte dans l'outil proposé (présentation détaillée de la méthode fournie avec l'outil).

Un exemple de relations entre turbidité et MES est illustré ci-dessous (Figure 16).

Outil de calcul

Calcul de l'incertitude sur la relation turbidité/matières en suspension

<http://www.graie.org/urbis-soere/spip/spip.php?rubrique10>



Source : LEESU

Figure 16. Exemple de corrélations de type linéaire entre turbidité et matières en suspension (MES). Elles proviennent de mesures réalisées entre 1998 et 2006 sur le site de Cordon Bleu à Nantes à l'aide de 30 événements pluvieux (soit 324 échantillons) et 6 jours de temps sec (soit 55 échantillons).

Eléments de coûts et de bénéfices

1 1

11.1 Coûts d'investissement

Les coûts d'installation sont difficiles à estimer car ils dépendent fortement des conditions locales. Le coût du capteur peut alors apparaître relativement peu élevé en regard des frais liés à son implantation sur site (travaux de génie civil, câblage électrique et téléphonique). Voici en détails des ordres de grandeur de ces différents coûts :

- ✓ coût du capteur (+ son transmetteur) pour du matériel adapté à l'assainissement : de 3 000 à 5 000 euros ;
- ✓ coût d'implantation : de quelques milliers à plusieurs dizaines de milliers d'euros, voire plusieurs centaines pour des travaux importants (excavation, création d'une chambre...) ;
- ✓ surcoût par rapport à un simple montage sur perche si montage en dérivation, avec un dispositif de pompage : de 3 000 à 20 000 euros ;
- ✓ mise en place d'une redondance de capteur : de 2 000 à 3 000 euros ;
- ✓ ajout d'une centrale d'acquisition : de 1 500 à 4 000 euros ;
- ✓ ajout d'un système de télésurveillance : de 500 à 1 500 euros ;
- ✓ ajout d'un débitmètre : de 2 000 à 3 000 euros ;
- ✓ surcoût si besoin d'une armoire locale spécifique (en plus de celle qui existerait déjà pour d'autres capteurs) : de 1 500 à 3 000 euros ;
- ✓ surcoût si raccordement électrique et télécom nécessaire : de 500 à 10 000 euros + 50 euros par mètre ;
- ✓ ajout d'un préleveur automatique : de 4 000 à 6 000 euros pour l'achat du matériel et de 9 000 à 15 000 euros pour son installation (étude, pose-dépose dans le cas simple où il n'y aurait pas de difficultés majeures d'accès aux ouvrages).

Ainsi un coût global d'environ 10 000 euros représente un ordre de grandeur réaliste pour un cas simple d'installation (pose d'un capteur et d'une centrale d'acquisition sur un site métrologique existant comprenant déjà une armoire électrique et sans difficultés particulières de raccordement). Notons que ce coût est généralement inférieur à celui relatif à l'installation d'un débitmètre ou d'un préleveur automatique.

Celui-ci peut significativement augmenter et atteindre plus de 100 000 euros pour une installation complexe comprenant le capteur, une centrale d'acquisition, un système de télésurveillance, un débitmètre, un préleveur automatique, une armoire électrique ainsi que des travaux de génie civil importants (forage, création d'un regard, raccordement...).



11.2 Coûts d'exploitation

Les coûts d'exploitation ont été estimés à l'aide de nombreux retours d'expérience :

- ✓ coût annuel d'amortissement (on peut définir trois niveaux selon une durée estimative de vie des différents composants de la chaîne de mesure) : 3-5 ans pour les capteurs, 7-10 ans pour le matériel dans l'armoire (transmetteur, centrale), et 20-30 ans pour les travaux de génie civil. En reprenant les configurations présentées dans la section précédente, il faut donc compter environ 1 500 euros par an pour l'installation simple et 5 500 pour l'installation complexe (cf. ci-dessus) ;
- ✓ coût d'étalonnage : compter une demi-journée de travail plus le prix des solutions. Notons que la fabrication de la suspension de formazine en laboratoire à partir de sulfate d'hydrazine et d'hexaméthylènetétramine coûte relativement peu cher (de l'ordre de 20 euros le litre) en comparaison à une suspension toute prête (200 euros le litre). Néanmoins, la fabrication de la suspension requiert du matériel spécifique (paillasse Sorbonne, masque, gants...) et peut s'avérer dangereuse en regard de la toxicité des produits utilisés. Si cette opération est sous-traitée, il faut compter 2 500-3 000 euros tous les deux ans pour la pose/dépose du capteur, l'expédition chez le prestataire et le coût forfaitaire du contrôle ;
- ✓ coût des consommables : 150 euros pour l'achat de suspensions étalons et le remplacement des éléments du système d'autonettoyage ;
- ✓ coût d'entretien (comprenant le nettoyage du matériel et une vérification en deux points) : compter une intervention deux fois par mois, soient 24 demi-journées par an pour au moins deux agents (450 euros/jour/agent). Il faut donc compter environ 10 000 euros/an pour une visite bimensuelle ;
- ✓ coût de validation et d'exploitation des mesures : compter entre une heure et une demi-journée de travail par mois et par point de mesure par du personnel expérimenté selon le degré de complexité de l'installation (environ 3 000 euros par an) ;
- ✓ coût d'une campagne d'étalonnage en MES : il correspond à la collecte et l'analyse des échantillons pour un certain nombre d'événements : compter 4 500 euros (pour 5 événements pluvieux, 10 prélèvements par événement) à 11 000 euros (10 événements pluvieux, 24 prélèvements par événement). Il faut ensuite compter environ 10 euros par prélèvement pour l'analyse de MES en laboratoire. La campagne de prélèvements peut ensuite être refaite tous les 2-3 ans afin de s'assurer du maintien dans le temps de la relation turbidité/MES.

A ces coûts, il conviendra bien entendu d'ajouter du temps d'encadrement et/ou de personnel spécialisé (en métrologie par exemple).

11.3 Bénéfices escomptés

Les bénéfices apportés par la mesure de turbidité en assainissement sont difficilement quantifiables d'un point de vue économique. Ils sont plutôt à évaluer qualitativement dans le sens où ils permettent d'optimiser et/ou de simplifier certains dispositifs de commande ou de mesure. Pour cette raison, nous énumérerons ici diverses applications démontrant une valorisation opéra-



tionnelle de la turbidité. En référence à ces applications, des exemples concrets seront détaillés dans le chapitre suivant :

- ✓ autosurveillance et bilans de fonctionnement d'ouvrages ou de réseaux (*Garges-Epinay* p. 52, *Ecully* p. 58, *STEP Lescar* p. 64) ;
- ✓ pilotage de déversoirs, de la vidange d'un bassin de décantation, d'orage ou de systèmes de dérivation dans le contexte d'une gestion globale du système d'assainissement en relation avec le milieu récepteur (*Parc de Sceaux* p. 54, *Stockage Tolbiac Masséna* p. 60) ;
- ✓ évaluation du rendement épuratoire d'un ouvrage de traitement (*Bassin Keller* p. 50) ;
- ✓ information/Mise en alerte suite à une pollution (*Pont du Sanglier* p. 56) ;
- ✓ compréhension et modélisation des processus de transfert dynamique des polluants (*Duchesse Anne* p. 62, *Place Clichy* p. 66, *Sucy Gare* p. 68).

D'une manière générale, la mesure de turbidité est souvent plus simple à mettre en œuvre (et plus efficace) que des campagnes de prélèvements en temps de pluie. Par exemple, sur les sites de l'OPUR (voir *Place Clichy* p.66), les flux annuels de MES ont été déterminés à l'aide de deux méthodes :

- ✓ méthode classique : par le calcul d'une concentration moyenne à partir de l'échantillonnage d'un nombre donné d'évènements pluvieux, multipliée par le volume annuel déversé ;
- ✓ méthode de turbidité : par le suivi en continu du débit et de la turbidité et l'utilisation d'une relation entre MES et turbidité calée grâce à un certain nombre d'évènements pluvieux.

En échantillonnant seulement cinq événements en laboratoire (utilisés pour calculer une concentration moyenne ou caler la loi turbidité-MES), les flux annuels de MES sont estimés avec une incertitude de l'ordre de 50 % avec la méthode classique contre 20 % en utilisant la méthode de turbidité. Il a été montré que pour obtenir des résultats similaires avec la méthode classique, il aurait fallu échantillonner 50 événements. Ce gain s'explique principalement par l'excellent échantillonnage temporel fourni par la mesure en continu de turbidité permettant un suivi à pas de temps fin de la dynamique de la pollution particulière et un contrôle de toutes les variations de concentration. Ce gain peut aussi être évalué économiquement. Si on reprend les coûts présentés dans les sections 11.1 et 11.2, p. 46 et 47 (4 500 euros pour cinq événements pluvieux), il faudrait donc dépenser 40 500 euros supplémentaires avec la méthode classique pour obtenir des résultats équivalents à ceux produits à l'aide de la turbidité.

11.4 Bilan

Ramené sur un an, le coût de fonctionnement d'une mesure de turbidité est globalement beaucoup plus important que le coût d'équipement amorti (sauf cas d'implantation très complexe). Il convient donc d'en avoir bien conscience lors de la réflexion sur l'analyse du besoin, afin de limiter les points de mesure à ce qui est nécessaire et suffisant. Les applications multiples que nous avons évoquées contribuent d'abord à mieux comprendre pour ensuite mieux dimensionner et ainsi mieux gérer et mieux rendre compte. Si le coût de la mesure peut paraître élevé, celui de la mauvaise utilisation des infrastructures existantes ou de mauvaises conceptions futures pourrait largement le dépasser.



Retours d'expérience

12

Dans ce chapitre sont présentés des exemples de sites où une mesure de turbidité a été installée.

Mises en place par des services opérationnels ou des organismes de recherche, ces installations répondent à des objectifs bien précis.

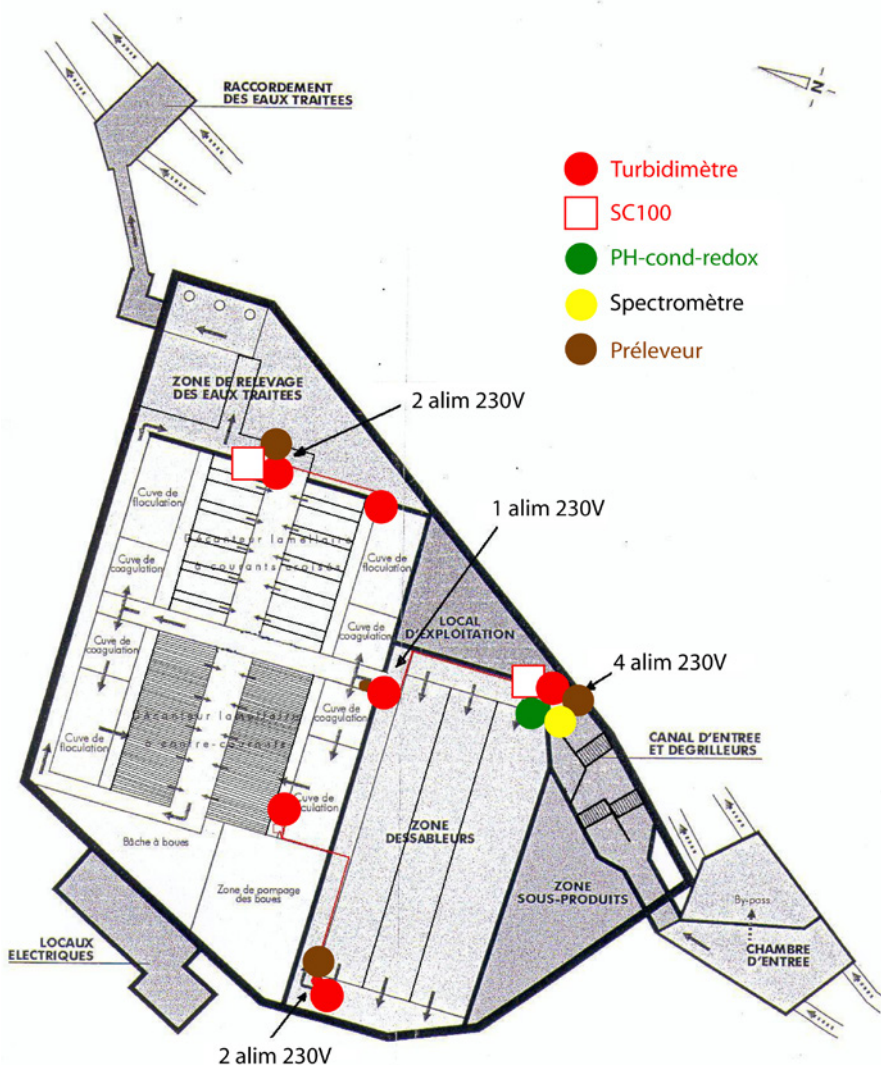
Insistons sur le fait qu'il s'agit d'illustrations sur ce qui peut être réalisé et non de préconisations.

12.1 Bassin Keller - GEMCEA

Description du site

Six turbidimètres sont placés dans le **bassin de dépollution Keller** (Grand Nancy). Après un dégrilleur, on en retrouve deux en entrée et sortie du dessableur et deux en entrée et sortie des deux décanteurs. Ce bassin est alimenté d'une part par les **eaux pluviales** d'un bassin versant de 660 ha et d'autre part par un **ruisseau naturel**. Les turbidimètres sont placés dans des canaux (2,5 m de large sur 3,5 m de haut) et fixés en paroi à l'aide d'une perche rigide. Le bassin est mis en eau en absence d'événement pluvieux à l'aide du ruisseau, ce qui assure au capteur d'être constamment immergé. Dès lors, il est soumis à des vitesses d'écoulement variant de 0,5 à 1 m/s.

Cette installation est complétée par des mesures de hauteur d'eau, de conductivité, de température, de plusieurs préleveurs, d'un spectrophotomètre UV-Visible, ainsi que des mesures de pH et redox.



Source : GEMCEA

Figure 17. Installation du bassin Keller : montage sur perche rigide (à droite), disposition des instruments sur le site (à gauche).



Caractéristiques du capteur

- ✓ Modèle : Solitax Hach Lange
- ✓ Principe : diffusion (0-1 000 NTU)
- ✓ Système de nettoyage : autonettoyage à balai (toutes les quatre heures)
- ✓ Acquisition : télétransmis toutes les cinq minutes
- ✓ Mis en service en 2011 pour quatre ans

Objectif

Ce site est exploité par le GEMCEA pour de l'expérimentation, à savoir **l'évaluation du rendement épuratoire du bassin de dépollution et de ses différents composants (dessableur, décanteur).**

Étalonnage et incertitudes

L'étalonnage initial est réalisé à l'aide de formazine en 6 points (0, 100, 200, 400, 600 et 1 000 NTU). Une courbe de conversion avec le Kieselguhr est ensuite établie pour les réétalonnages et vérifications futurs.

L'incertitude n'est pas prise en compte ici.

Entretien, vérifications et validations

Un entretien hebdomadaire est réalisé par le GEMCEA. Il consiste en un nettoyage de l'appareil pour enlever les macro-déchets et une vérification en deux points (0 et 500 NTU à l'aide d'une solution de Kieselguhr). Une correction est apportée à l'appareil en cas de dérive.

Une opération de maintenance est prévue par le constructeur une fois tous les deux ans. Elle consiste en un changement des joints et une vérification de la courbe d'étalonnage.

Ces appareils fournissant des mesures généralement non bruitées, il est considéré qu'il n'y a pas de nécessité à valider leurs données.

Problèmes et perspectives

Aucune panne importante n'a été relevée jusqu'à présent, d'où une grande satisfaction du système en place.

12.2 Garges-Epinay - DEA 93

Description du site

La station de mesure de Garges-Epinay (93) est une station SIAAP (Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne) dont le département de Seine-Saint-Denis assure la gestion. Elle est placée sur **une rivière urbaine canalisée** ($\phi=3\ 500\text{ mm}$). Avec un bassin versant amont de 25 000 ha, la station draine un **flux unitaire** de l'ordre de 45 000 000 m³/an, ce qui représente 70% des volumes totaux rejetés par le département en Seine et en Marne. Le montage pendulaire placé dans une niche le long de la paroi est complété par une mesure de débit/hauteur ainsi que d'un préleveur. Les variations de vitesse d'écoulement varient entre 0,7 et 3,4 m/s avec une période hors d'eau de 3h le matin (variable entre été et hiver).



Source : DEA 93

Figure 18. Installation de Garges-Epinay : niche en paroi.

Caractéristiques du capteur

- ✓ Modèle : PONSEL/TU TRANSNA Spécial DEA93
- ✓ Principe : atténuation (0-2 000 FAU)
- ✓ Système de nettoyage : racleur bilèbres monté sur piston
- ✓ Acquisition : télétransmis quand le noyage est détecté et/ou qu'une variation de 50 FAU est constatée
- ✓ Mis en place en 1997, dans sa configuration actuelle depuis 1999

Objectif

Cette station de mesure exploitée par la Direction de l'eau et de l'assainissement du Conseil Général de Seine-Saint-Denis (DEA93) est utilisée pour de **l'auto-surveillance réglementaire**. Des corrélations entre la turbidité et la DCO d'une part (loi polynomiale) et la turbidité et les MES d'autre part (loi affine) ont été établies à l'aide de prélèvements et d'analyses en laboratoire des effluents échantillonnés (4 événements). Afin d'actualiser les lois de corrélation définies en 1998, la DEA93 a effectué une nouvelle campagne de mesures en 2013 (les résultats sont en cours d'exploitation). Conformément aux préconisations scientifiques, les mesures de turbidité ont été réalisées en laboratoire avec un capteur de turbidité du même type que celui implanté sur site. Ces estimations permettent d'**estimer les flux polluants annuels déversés dans le milieu récepteur**.



Etalonnage et incertitudes

Il n'y a pas eu d'étalonnage à proprement parler pour ce capteur. Une vérification est effectuée en deux points (0 et 1 000 FAU à la formazine) entre lesquels une relation linéaire est admise. Cette approximation est considérée comme acceptable sur la gamme de valeurs rencontrées. La pente de la courbe d'étalonnage est systématiquement corrigée quel que soit l'écart entre la valeur mesurée et celle de l'étalon.

La DEA93 n'a pas encore estimé l'incertitude globale.

Entretien, vérifications et validations

Un entretien (nettoyage du capteur) et une vérification sont effectués tous les six mois. La vérification est réalisée sur le 0 avant le nettoyage et sur les deux points (0 et 1000 FAU, répété cinq fois) après le nettoyage. Un réajustement de la pente est systématiquement effectué. Le racleur est changé si nécessaire. Quant au lubrifiant, il doit être en théorie renouvelé tous les deux ans avec un retour à l'usine (opération plutôt contraignante). Depuis 2013, les résultats des campagnes d'entretien et de vérification sont consignés et valorisés dans une fiche de contrôle du turbidimètre qui assure le respect de la procédure d'une campagne à l'autre. Les données de terrain sont ensuite reportées automatiquement dans un outil d'aide à la validation.

Les données mesurées sont ainsi invalidées si l'écart entre la mesure et l'étalon de vérification est supérieur à l'EMT (égale à 50 FAU pour le 0 et à 100 FAU pour la valeur de 1 000 FAU). Cela peut parfois représenter 60% des données. Une validation visuelle finale est ensuite réalisée pour détecter les artefacts (plafonnement) liés à la présence de macro-encrassement. Si celui-ci dure plus de deux pas de temps, la mesure est invalidée. S'il dure moins de deux pas de temps, un opérateur reconstitue la donnée par la moyenne des valeurs précédente et suivante.

Problèmes et perspectives

Problèmes rencontrés :

- ✓ fuites de lubrifiant et macro-encrassement important ;
- ✓ usure rapide du racleur ;
- ✓ problème de calibration de la sonde avec le transmetteur lorsque la distance séparant le capteur de l'armoire électrique est supérieure à 50 m.

Dans le futur, il serait souhaitable de :

- ✓ enregistrer la turbidité dans l'air avant le noyage de la sonde pour détecter les dérives ;
- ✓ augmenter la fréquence de vérification (ou limiter le nombre de capteurs) ;
- ✓ améliorer le système de nettoyage (essayer une technique à ultrasons) ;
- ✓ vérifier la représentativité de la mesure en paroi.

12.3 Parc de Sceaux - SEVESC

Description du site

Le capteur de turbidité du Parc de Sceaux est placé à l'entrée d'un bassin de stockage et d'écêtement des eaux pluviales. Il est alimenté en amont par un bassin versant de 310 ha, assaini en mode séparatif, et se vidange vers le bassin d'agrément du Parc de Sceaux, appelé le Grand canal. Le capteur est installé au milieu d'une chambre d'accès d'une largeur de 60 cm après un décanteur et un débourbeur/déshuileur. L'immersion est permanente et la vitesse d'écoulement y est de l'ordre de 0,05 à 0,15 m/s. Il est maintenu par des systèmes de fixation de type clips qui facilitent leur manutention pour le nettoyage et la maintenance. L'encrassement est limité grâce à un système autonettoyant par essuie-glace.

Le capteur de turbidité est complété par des mesures de débit, de conductivité et d'oxygène dissous pour détecter la présence d'eaux usées ou d'une pollution accidentelle.



Source : SEVESC

Figure 19. Installation du parc de Sceaux : la chambre d'accès (en haut), le capteur (en bas) et la disposition du site (à gauche)

Caractéristiques du capteur

- ✓ Capteur : Hach Lange Solitax SC 100
- ✓ Principe : diffusion (0-100 NTU)
- ✓ Système de nettoyage : racleur essuie-glace
- ✓ Acquisition : télétransmis toutes les deux minutes vers un poste central situé à Suresnes
- ✓ Mis en service en 2007



Objectif

L'installation appartient au Département des Hauts-de-Seine et est exploitée par la Société des Eaux de Versailles et de Saint-Cloud (SEVESC). La mesure de turbidité sert à commander automatiquement **la dérivation des flux vers le réseau d'eaux usées** en cas de dépassement de la valeur de 35 NTU.

Il s'agit non pas d'un objectif règlementaire d'autosurveillance mais d'un **objectif environnemental et de maintien de la qualité du Grand canal**. Le seuil de 35 NTU a été défini à l'aide d'estimations de MES, l'objectif étant de limiter l'envasement du Grand canal. Une relation turbidité / MES a ainsi été établie à partir de deux campagnes de 24h de temps sec. Cette relation n'est pas conçue pour une utilisation en exploitation courante.

Etalonnage et incertitudes

Ce modèle de capteur ne comprend qu'un simple facteur d'étalonnage et ne nécessite / permet pas d'étalonnage multipoints. Cette vérification a été réalisée sur place par le fournisseur à l'aide d'une suspension de formazine à 800 NTU

L'incertitude n'a pas été prise en compte.

Entretien, vérifications et validations

Les opérations d'entretien ont lieu deux fois par mois (ou lorsque les valeurs mesurées sont hors gamme). Elles comprennent le nettoyage complet de l'appareil et une vérification de la traçabilité de la gestion de maintenance assistée par ordinateur (GMAO). Une vérification est effectuée par la même occasion à l'aide d'une suspension à 0 NTU. Une mesure est effectuée avant et après un éventuel étalonnage. Toutes ces informations (date d'intervention, conformité du capteur et à partir de 2015, résultats de la mesure avant et après étalonnage) sont consignées dans une base de données.

Une validation mensuelle est effectuée manuellement en observant les fluctuations de turbidité et de débit pour retirer les plus grosses anomalies.

Problèmes et perspectives

Les pannes les plus fréquentes sont liées à l'encrassement rapide de la lentille du capteur.

Dans le futur, il serait souhaitable de :

- ✓ augmenter l'étendue de mesure pour évaluer les maximums atteints ;
- ✓ mettre en place de nouveaux appareils de mesure, afin de surveiller les flux transférés vers le réseau d'eaux usées.

12.4 Pont du Sanglier - Lyonnaise des eaux

Description du site

La station de mesure du Pont du Sanglier est placée sur une **petite rivière** (la Vène) qui représente la source principale d'eau claire de l'étang de Thau (34). Ce site est particulièrement sensible à la pollution en raison de la culture d'huitres et de moules que l'on retrouve dans celui-ci. Placé à environ 5 km du rejet de la Vène dans l'étang, le turbidimètre est fixé à l'aide d'un montage rigide sur une paroi en béton. Il est protégé du macro-encrassement à l'aide d'une crépine. A cet endroit, la largeur de la section du cours d'eau est d'environ 1 m et le débit naturel y est relativement faible. Le niveau d'eau peut varier de 0 à 120 cm, ce qui fait que le capteur n'est pas constamment immergé.

Caractéristiques du capteur

- ✓ Capteur : Hach Lange SOLITAX SC
- ✓ Principe : diffusion (0-4 000 NTU)
- ✓ Système de nettoyage à balai essuie-glace
- ✓ Acquisition : télétransmis toutes les six minutes
- ✓ Mis en service en 2006

Objectif

Le site de mesure, exploité par la Lyonnaise des Eaux pour Thau agglomération, est utilisé pour **mesurer l'impact d'événements pluvieux ou de déversements de temps sec sur la qualité des eaux** de la Vène. Les valeurs de turbidité rencontrées sont de l'ordre de 0-20 NTU par temps sec et peuvent monter jusqu'à 260 NTU par temps de pluie. Le suivi quotidien de la turbidité permet d'alerter d'une possible dégradation de la qualité des eaux en temps de pluie (ruissellement, réseau d'eau pluvial des villes de Gigean et Montbazin, débordement des réseaux assainissement des deux communes) ou en temps sec (déversement d'eaux usées lié à une casse du réseau d'assainissement ou toute autre pollution ponctuelle comme un accident routier...). Un seuil de 25 NTU est retenu pour l'indication d'une qualité d'eau dégradée. Lors des cinq premiers mois de l'année 2014, trois événements anormaux (deux déversements temps sec et un animal en décomposition) ont été recensés.

Etalonnage et incertitudes

Aucun étalonnage n'a été réalisé puisque l'appareil est vendu « sans nécessité d'étalonnage » par le fournisseur. Celui-ci vérifie le bon fonctionnement de l'appareil lors de l'installation à l'aide d'une suspension de formazine à 800 NTU. Les différentes sources d'incertitude n'ont pas été prises en compte.



Source : Lyonnaise des Eaux

Figure 20. Installation du pont du Sanglier : montage sur paroi protégé par une crépine.



Entretien, vérifications et validations

Un nettoyage est prévu tous les 15 jours (ou si une dérive est constatée) par l'exploitant. Une vérification est réalisée 2 fois par an (ou en cas de questionnement sur les valeurs remontées) à l'aide d'une sonde portative pour s'assurer que les 2 appareils fournissent la même mesure. Une vérification annuelle supplémentaire est aussi effectuée par le fournisseur à l'aide d'une suspension à la formazine (800 NTU). L'essuie-glace du système d'autonettoyage est aussi remplacé à cette occasion.

Les données sont surveillées quotidiennement et validées manuellement tous les mois.

Problèmes et perspectives

Les pannes les plus fréquentes sont des dysfonctionnements de l'appareil liés à l'encrassement.

Dans le futur, il serait souhaitable de :

- ✓ mettre en place une validation automatique ;
- ✓ mettre en place un traitement automatique des données pour moduler l'alerte en fonction du type d'événement pluvieux ;
- ✓ utiliser un autre type de sonde plus ergonomique, autonome en énergie et multi-paramètres.

12.5 Déversoir d'orage d'Ecully OTHU/INSA

Description du site

Trois turbidimètres sont placés en série à l'amont du déversoir d'orage d'Ecully (69) sur un **réseau unitaire qui collecte les eaux usées et pluviales d'un bassin versant résidentiel** de 245 ha. Via un circuit de dérivation (pompage puis transfert dans un bac), les turbidimètres sont immergés en permanence (0,02 à 0,15 m d'eau). Les vitesses d'écoulement en réseau oscillent entre 0,4 et 3 m/s. La présence de trois turbidimètres permet d'assurer la redondance et donc une meilleure fiabilité des données.

L'installation est complétée par des mesurages de hauteur d'eau et de vitesse d'écoulement dans le collecteur amont, de conductivité, de température et de pH, ainsi que par un préleveur automatique réfrigéré. L'ensemble des équipements est installé à l'intérieur d'un bungalow implanté sur site, dans lequel sont réalisées les opérations de maintenance, d'étalonnage et de vérification.

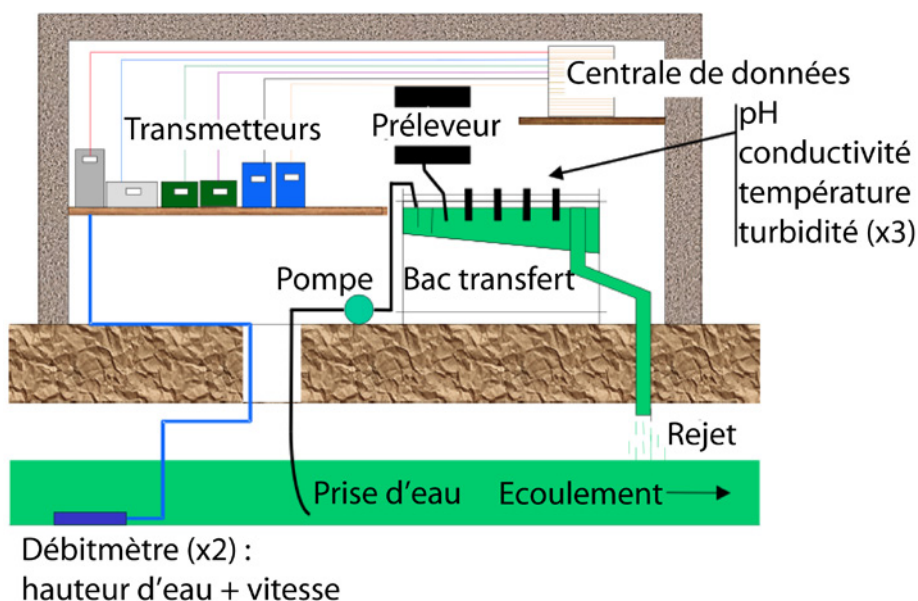


Figure 21. Installation d'Ecully :
Schéma de l'installation
(à gauche) et banc de mesure
(à droite).



Source : INSA de Lyon

Caractéristiques du capteur

- ✓ Modèle : Endress Hauser
- ✓ Principe : diffusion (0-4 000 FNU)
- ✓ Système de nettoyage : balai rotatif
- ✓ Acquisition: télétransmission d'une valeur ponctuelle toutes les deux minutes
- ✓ Mis en service en 2000, dans sa configuration actuelle depuis 2004



Objectif

Cette station de mesure située sur le territoire du Grand Lyon est gérée par une équipe membre de l'OTHU : le Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie Environnementale (LGCIE) de l'INSA de Lyon. Elle est utilisée pour des **programmes de recherche (notamment modélisation et fonctionnement du réseau) ainsi que pour du suivi d'ouvrage et pour l'autosurveillance réglementaire de la Direction de l'eau du Grand Lyon.**

Des fonctions de corrélation entre turbidité et DCO et turbidité et MES ont été établies par temps sec, par temps de pluie et de manière globale, les analyses classiques de MES et DCO étant réalisées en triplicats. Les résultats ont été publiés dans Métadier et Bertrand-Krajewski (2012).

Étalonnage et incertitudes

L'étalonnage est réalisé sur site à l'aide de suspensions étalons de formazine AmcoClear® pour six points couvrant largement la gamme des valeurs observées sur site (0, 50, 100, 300, 500, 1 000, 2 000 et 3 000 FNU).

Les incertitudes sont évaluées à l'aide du logiciel EVOHE. L'incertitude d'étalonnage est estimée à l'aide de mesurages répétés (quatre à six valeurs enregistrées par suspension étalon). L'incertitude expérimentale liée au site est estimée par l'utilisateur.

Entretien, vérifications et validations

L'entretien des capteurs est effectué trois fois par semaine. Cette opération comprend le nettoyage des appareils et la vérification des alarmes. Il n'y a pas de visite de maintenance supplémentaire, mais un passage ponctuel est effectué si un imprévu se produit. Il s'agit généralement de remplacer le balai du système d'autonettoyage ou un capteur. Grâce à un stock de capteurs, le capteur défaillant peut être rapidement remplacé en cas de problème important.

Une vérification annuelle avec ré-étalonnage *in situ* est effectuée à l'aide des six suspensions étalons de formazine.

Une pré-validation hebdomadaire des données est réalisée avec le logiciel EVOHE qui indique les valeurs erronées et les valeurs douteuses à l'aide de différents tests. Une validation finale est ensuite effectuée manuellement, uniquement pour les valeurs douteuses.

Toutes ces opérations sont réalisées par un technicien du LGCIE et suivies à l'aide de documents papiers qui sont ensuite scannés et archivés (procédure inspirée de l'assurance qualité).

Problèmes et perspectives

Les pannes les plus fréquentes sont liées aux systèmes d'autonettoyage (défaillance ou encrassement des balais).

Dans le futur, il serait souhaitable de :

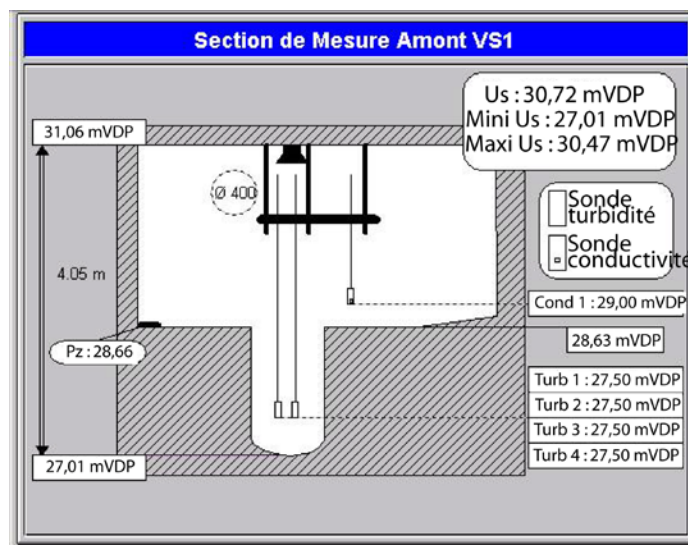
- ✓ optimiser le nettoyage du canal de dérivation pour piéger les sédiments et éviter le colmatage ;
- ✓ remplacer le balai par un système nettoyant lisse dans lequel les particules ne s'accrochent pas.

12.6 Stockage Tolbiac Masséna

Description du site

La ville de Paris a équipé le **complexe de stockage** Tolbiac Masséna de quatre turbidimètres. Il est alimenté par un **réseau séparatif pluvial** en aval d'un bassin de 64 ha. A cet endroit, les eaux pluviales sont décantées dans les **collecteurs dimensionnés pour pouvoir stocker la pluie de période de retour un an** (cunette rectangulaire 1,6 x 1,3m surmontée d'un volume 2,4 x 4,2). La vidange se fait par l'ouverture progressive par le haut d'une vanne située en aval du collecteur. Les turbidimètres sont fixés à l'extrémité d'une perche coudée à 45° et ne sont immergés qu'en période de pluie. Les vitesses d'écoulement y varient de 0 à 3,5 m/s. Des mesures de conductivité et de hauteur d'eau sont aussi effectuées.

Figure 22. Installation de Tolbiac Masséna : coupe de la section (à gauche) et montage des perches courbées (à droite).



Source : Ville de Paris

Caractéristiques du capteur

- ✓ Modèle : capteur WTW Viso Turb700 IQ
- ✓ Principe : atténuation (0-4 000 NTU)
- ✓ Système de nettoyage : ultrasons
- ✓ Acquisition : données télétransmises à un pas de temps variable et stockées dans une BDD
- ✓ Mis en service en 2001 et dans sa configuration actuelle depuis 2013



Objectif

Ces turbidimètres sont exploités par la ville de Paris. Les mesures de turbidité ne sont pas utilisées en tant que telles. Une relation de corrélations avec les MES a été réalisée à l'aide d'une loi polynomiale d'ordre 2.

Ces estimations sont utilisées pour **caractériser les effluents avant et après décantation dans le collecteur**. Cela permet de **vérifier la conformité de la qualité des eaux rejetées après décantation et d'optimiser la gestion de l'ouvrage** en termes de réduction des flux de contaminants.

Néanmoins, comme l'autosurveillance des eaux pluviales n'est pas obligatoire, les bilans ont été simplifiés depuis 2011. Il n'est plus fait de bilan du fonctionnement du site, ni de validation des données de turbidité depuis cette date. Les activités de la ville de Paris sont désormais davantage centrées sur la mise en conformité du réseau unitaire.

Etalonnage et incertitudes

Pas d'étalonnage autre que celui fait lors des maintenances et par l'entreprise WTW avant la pose.

Pas de prise en compte de l'incertitude.

Entretien, vérifications et validations

Un entretien mensuel est effectué. Il consiste au nettoyage des sondes, à la vérification du zéro à l'aide d'eau déminéralisée (avant et après nettoyage) et à la vérification de la pente de la courbe d'étalonnage à l'aide d'une suspension de formazine à 1 000 NTU. La correspondance entre les valeurs affichées localement et celles enregistrées par la station d'acquisition est aussi contrôlée. Toutes ces informations sont consignées dans des fiches de maintenance (au format Excel®).

Une validation visuelle était initialement réalisée tous les mois. Elle consistait à superposer les mesures des quatre turbidimètres (redondance) et de débit afin de faciliter la suppression des valeurs aberrantes.

Problèmes et perspectives

Les sondes Ponsel (système de nettoyage de type racleur) sont apparues particulièrement sensibles à l'encrassement. Il n'a plus été constaté de panne ni d'encrassement depuis la pose des sondes WTW (nettoyage par un système à ultra-sons).

Dans le futur, il serait souhaitable :

- ✓ d'équiper à l'aide d'un turbidimètre un déversoir où se produisent des rejets d'eaux d'exhaure ;
- ✓ d'envisager, parmi les déversements, de ne comptabiliser comme rejet (limité à 18 par an) que ceux dont la turbidité serait supérieure à une certaine valeur (à la condition que ce soit accepté réglementairement). Cela aurait un intérêt économique non négligeable.

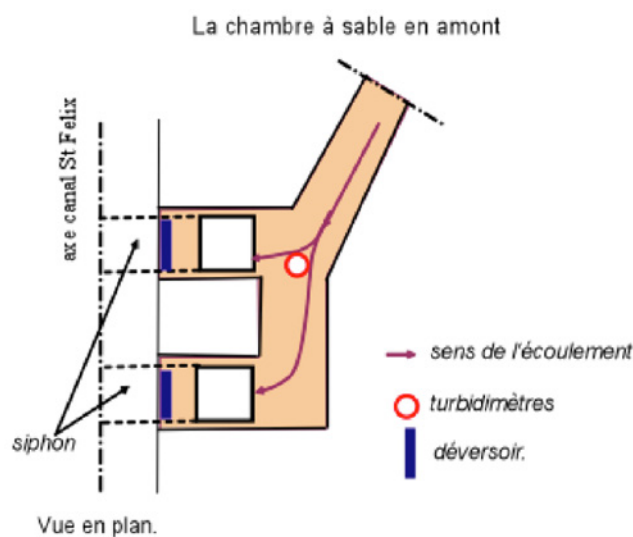
12.7 Duchesse Anne - ONEVU/IFSTTAR

Description du site

La station de Duchesse Anne est implantée dans un **réseau unitaire** collectant les effluents d'un bassin de 7 300 ha (200 000 habitants). Une chambre à sable est située à l'amont immédiat du point de mesure et un double siphon équipé de trop-pleins est situé à l'aval de celui-ci. Les deux turbidimètres (redondance matérielle) sont installés à l'aide d'un câble au milieu du canal de section rectangulaire (largeur 0,80 m, profondeur 0,85 m) joignant la chambre à sable au siphon pour être constamment immergés. Ils sont placés côte à côte dans une manche souple (en bleu sur la photo) pour se protéger du macro-encrassement. La vitesse d'écoulement varie de 0,2 à 0,5 m/s.

Cet appareillage est complété par des mesures de débit/hauteur, conductivité et température.

Figure 23. Installation de Duchesse Anne : disposition du site (à gauche) et montage dans une manche souple (à droite).



Source : IFSTTAR

Caractéristiques du capteur

- ✓ Modèle : capteurs Partech TT2000LA
- ✓ Principe : atténuation (0-10 000 FAU)
- ✓ Système d'auto-nettoyage : raclage par rétraction des cellules dans la tête du capteur (toutes les deux heures)
- ✓ Acquisition : locale à cinq minutes
- ✓ Mis en service en 2006. Dans sa configuration actuelle depuis 2010



Objectif

Cette station de mesure est suivie par l'IFSTTAR. Elle a pour objectif d'**améliorer la compréhension du fonctionnement du réseau en temps de pluie et de la dynamique des polluants dans le cadre de problématiques de recherche.**

Étalonnage et incertitudes

Les étalonnages ont été réalisés en six points (0, 125, 250, 500, 1 000 et 2 000) avec une suspension de formazine. L'incertitude d'étalonnage a été estimée (répétabilité sur les étalons et méthode de Monte Carlo), ainsi que l'incertitude expérimentale (répétabilité sur des échantillons).

Entretien, vérifications et validations

L'entretien a lieu tous les 15 jours avec la vérification du bon fonctionnement des appareils et le nettoyage des capteurs, en même temps que la collecte des données. Les valeurs mesurées avant et après le nettoyage sont conservées.

Une vérification est effectuée tous les six mois (mensuelle dans un premier temps) en deux points : 0 et 1 000 unités d'affichage à l'aide de deux suspensions de kieselguhr (fiabilisation de la vérification). Le zéro est réglé systématiquement. Concernant les suspensions de kieselguhr à 1 000 unités, si la différence entre l'étalon et la mesure excède le seuil de 30 unités d'affichage, le réglage du capteur est modifié.

Une validation mensuelle est réalisée en parallèle d'un contrôle visuel à l'aide des enregistrements des turbidimètres et des autres variables (débit/hauteur, conductivité et température) ainsi que d'un algorithme adapté. Les valeurs trop basses (≤ 0 FAU) ou trop hautes ($\geq 2 500$ FAU) sont invalidées et la redondance des appareils est aussi utilisée : un seuil de 60 FAU (différence entre deux enregistrements simultanés des capteurs) a été choisi pour invalider les mesures.

Un ré-étalonnage est effectué en laboratoire tous les deux à trois ans.

Problèmes et perspectives

Les pannes les plus fréquentes sont liées à des problèmes de connexion dus à la dégradation progressive des brins des câbles.

Dans le futur, il serait souhaitable de :

- ✓ disposer d'une meilleure résolution (actuellement dix unités d'affichage) pour les valeurs basses de turbidité.

12.8 STEP Lescar - IPREM

Description du site

Le point de mesure est situé à la **station de traitement des eaux usées (STEU)** de Lescar qui traite les eaux usées de la majeure partie de l'agglomération paloise, dimensionnée pour 190 000 équivalent-habitants. Le turbidimètre est installé de manière à mesurer les eaux brutes, il est suspendu à une passerelle d'exploitation surplombant le canal d'arrivée des eaux et est immergé en permanence.

Son emplacement à l'aval d'un dégrillage grossier (macro-déchets) et en amont du relevage par vis des effluents vers les prétraitements, est idéal pour l'exploitation des données mesurées et permettre son accessibilité et son alimentation électrique.

L'installation de mesure est complétée par les équipements d'automatisation : canal débitmétrique venturi et préleveur automatique, ainsi que des mesures de conductivité et de température. Les vitesses d'écoulement de l'effluent à la hauteur du turbidimètre oscillent entre 1 et 3 m/s.

Caractéristiques du capteur

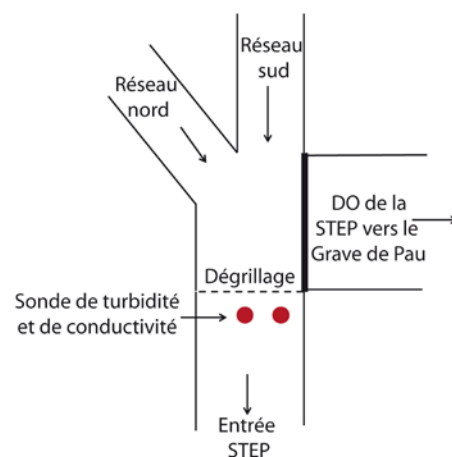
- ✓ Modèle : capteur Hach Lange Solitax SC
- ✓ Principe : diffusion (0-4 000 NTU)
- ✓ Système de nettoyage : essui-glace
- ✓ Acquisition : locale à cinq minutes
- ✓ Mis en service en 2012

Objectif

Le site est suivi par l'Institut des sciences analytiques et de Physico-chimie pour l'Environnement et les Matériaux (IPREM à Pau, 64). La mesure de la turbidité est utilisée en tant que telle (en NTU), mais elle permet aussi de **quantifier les MES et la DCO** grâce à l'établissement de relations entre les données obtenues via la sonde et la mesure de ces deux paramètres dans des échantillons. Les relations de corrélations entre turbidité et DCO/MES ont été établies à partir d'une centaine de prélèvements réalisés par temps secs (cinq campagnes) et par temps de pluie (quatre campagnes). Il a été démontré statistiquement que les corrélations turbidité/MES et turbidité/DCO ne sont pas différentes par temps sec ou temps de pluie sur ce site.

Avec le concours de l'IPREM, la Communauté d'Agglomération Pau Pyrénées (CDAPP) a en perspective d'utiliser cette mesure en continu pour **quantifier la charge polluante des effluents en période de pluie** afin de préciser la nature des déversements de l'agglomération. Ces données permettront également de **suivre la dynamique des effluents en réseau dans le cadre de travaux de recherche et contribuer au dimensionnement d'ouvrages de traitement et de gestion hydraulique du réseau.**

Figure 24. Installation de la STEP Lescar : disposition du site (en haut) et passerelle d'exploitation où est suspendu le turbidimètre (en bas).



Source : IPREM



Etalonnage et incertitudes

L'étalonnage a été réalisé à la formazine en six points (0, 200, 400, 600, 800 et 1 000 NTU). Des tests d'équivalence au Kieselguhr ont aussi été réalisés pour deux points (50 et 250 NTU), utilisés ensuite en vérification sur le terrain.

L'incertitude liée aux relations turbidité/MES et turbidité/DCO a été quantifiée. Elle correspond aux intervalles de confiance à 95%. Elle peut atteindre jusqu'à 20% dans les cas les plus défavorables.

Entretien, vérifications et validations

L'entretien est hebdomadaire. Il consiste en l'élimination des macro-déchets, du biofilm et du rinçage de l'appareil. Les données sont aussi collectées à cette occasion.

Une vérification mensuelle est effectuée à l'aide de trois valeurs références (zéro NTU et deux étalons de kieselguhr à 50 et 250 NTU). Un ajustement de l'appareil est réalisé si nécessaire.

Une validation mensuelle est réalisé sous Excel avec : (i) la suppression des valeurs hors gamme (10-1 000 NTU), (ii) le remplacement de T_n par la moyenne des trois valeurs précédentes pour les valeurs ayant des taux d'évolution importants et isolés (supérieurs à une valeur seuil $T_{n+1} + 1,5 \times (T_{n+1} - T_{n-1})$), (iii) le remplacement par la moyenne des trois valeurs précédentes pour les valeurs ayant des taux d'évolution supérieurs à une valeur seuil $5T_{n+1} + 1,5 \times (T_{n+1} - T_{n-1})$ et dont le taux d'évolution suivant n'est pas compris entre les extrémités inférieures ($T_{n-1} - 1,5 \times (T_{n+1} - T_{n-1})$) et supérieures ($T_{n+1} + 1,5 \times (T_{n+1} - T_{n-1})$), (iv) le calcul de la moyenne mobile d'ordre 9 pour lisser les données restantes.

Problèmes et perspectives

Les pannes les plus fréquentes sont liées à des problèmes de communication entre la sonde et l'interface, mais aussi à l'encrassement des capteurs.

Dans le futur, il serait souhaitable de :

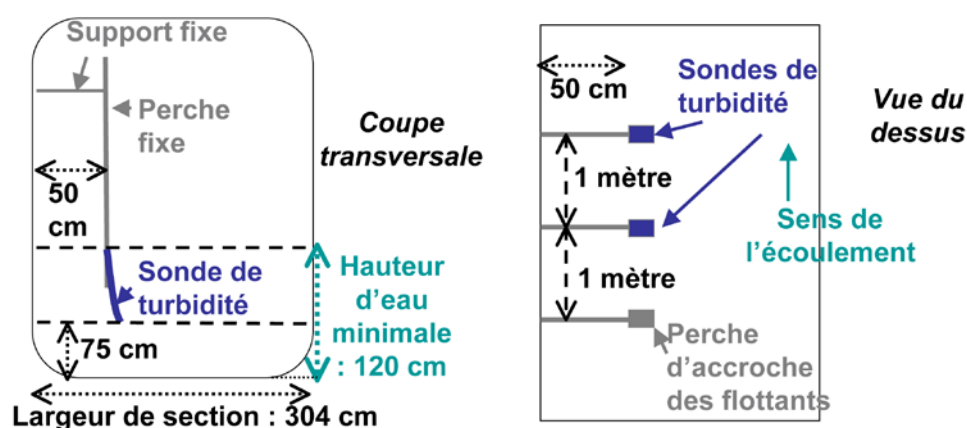
- ✓ limiter le macro-encrassement pour limiter la fréquence d'entretien ;
- ✓ mettre en place une transmission automatique des données ;
- ✓ mieux estimer les incertitudes.

12.9 Place de Clichy - OPUR/LEESU

Description du site

La station de la place de Clichy est située dans un **réseau qui collecte les eaux unitaires** d'un bassin de 942 ha (approximativement 440 000 habitants). Deux turbidimètres (distants de 1 m) et un conductimètre sont fixés à l'aide d'une perche et sont constamment immergés dans une banquette de 3 m de large surplombée par une conduite circulaire de 5 m de rayon. Une première perche permet de protéger les appareils des macro-déchets. A cet endroit, les vitesses d'écoulement varient entre 0,3 et 1,0 m/s. Cet appareillage est complété par des mesures de débit/hauteur et de conductivité.

Figure 25. Installation de la place de Clichy : disposition du site (en haut) et montage sur perche (en bas).



Caractéristiques du capteur

- ✓ Modèle : Martec Ponsel
- ✓ Principe : atténuation (0-2 000 FAU)
- ✓ Système de nettoyage : racleur changé une à deux fois par an (si nécessaire).
- ✓ Acquisition : instantanée à un pas de temps de une minute
- ✓ Mis en place en 2005 et arrêté en 2009

Objectif

Ces appareils étaient suivis par le laboratoire Eau Environnement et Systèmes urbains LEESU (à l'École des Ponts ParisTech ENPC). L'objectif de cette station de mesure était avant tout un objectif **expérimental et de recherche** pour évaluer l'**apport de la mesure en continu de la turbidité pour la gestion des eaux urbaines**. Elle était exploitée dans le cadre du programme OPUR (Observatoire des Polluants URbains en Ile-de-France)

Des flux de DCO et de MES ont été estimés à partir de relations de corrélations calées sur des sites de même nature situés à Nantes. Différentes relations linéaires ont été testées à différentes échelles : événementielle, moyenne, distinction temps sec / temps de pluie.



Source : LEESU



Étalonnage et incertitudes

L'étalonnage a été effectué en huit points (0, 10, 50, 100, 200, 400, 800, 1 200 FAU) avec de la formazine.

Une estimation précise de l'incertitude globale (étalonnage et expérimentale) a été réalisée par des tests de répétabilité (plusieurs mesures par suspension) et de reproductibilité (plusieurs suspensions utilisées) lors de cet étalonnage.

Entretien, vérifications et validations

L'entretien des capteurs était assuré par un prestataire toutes les deux semaines. Après une vérification du fonctionnement du racleur, une mesure de 0 était effectuée avant le nettoyage de l'appareil. Des vérifications à 0 et 800 FAU étaient ensuite réalisées à l'aide d'une suspension de formazine après le nettoyage. Aucun réglage n'était effectué sur place. Si un ré-étalonnage était nécessaire, celui-ci était réalisé en laboratoire.

Une validation mensuelle des données (utilisation de la redondance des mesures) était effectuée à l'aide d'un script SCILAB. Après une vérification visuelle de la cohérence des données, les valeurs hors gamme étaient supprimées lorsqu'elles différaient pour deux appareils. Une valeur référence était ensuite conservée. Elle correspondait à la moyenne des valeurs dans le cas où la différence appartenait à l'intervalle de seuils préalablement définis ou au minimum de ces valeurs dans le cas contraire.

Problèmes et perspectives

Les problèmes récurrents étaient liés à l'usure du racleur.

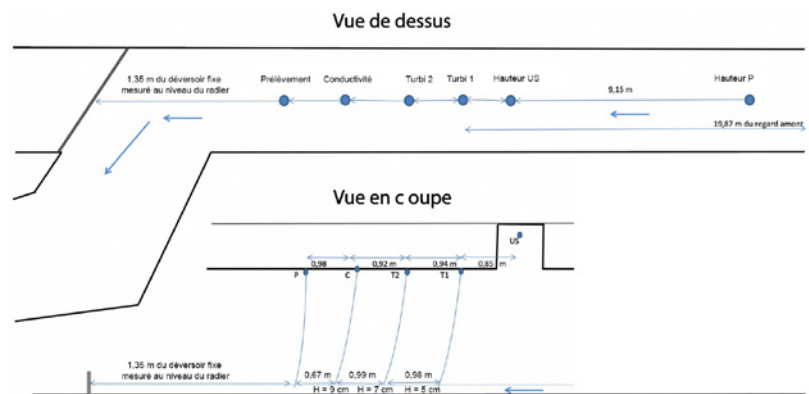
Bien que le site ne soit plus opérationnel depuis 2009, la base de données constituée est encore utilisée aujourd'hui pour améliorer la modélisation des flux, étudier la variabilité des relations turbidité/MES ou évaluer les stratégies d'échantillonnage classique. De plus, le protocole de mesure développé sur le site de la Place de Clichy est utilisé sur d'autres sites du programme de recherche OPUR.

12.10 Sucy Gare - DSEA 94

Description du site

Le site de Sucy Gare (Sucy en Brie) se situe dans le département du Val-de-Marne (94). Le **collecteur d'eaux pluviales** (diamètre=1 600 mm) instrumenté se trouve en aval d'un bassin versant de 228 ha. Deux turbidimètres y sont placés au milieu du collecteur à l'aide d'un montage pendulaire (perche plongée). Ils sont parfois hors eaux et soumis à une vitesse d'écoulement moyenne de 0,2 m/s.

Cette mesure de turbidité est complétée par une mesure de hauteur/débit, de conductivité, de température, ainsi que d'un préleveur (Figure 26).



Source : DSEA 94

Caractéristiques du capteur

- ✓ Modèle : PONSEL PONCIR-TU20-NA-S
- ✓ Principe : atténuation (0-2 000 FAU)
- ✓ Système de nettoyage : SNA racleur
- ✓ Acquisition : télétransmis toutes les cinq minutes
- ✓ Mis en service en 2007

Objectif

Le site Sucy Gare est suivi par la DSEA94 ainsi que par le LEESU. C'est un **site expérimental exploité pour du diagnostic (estimation de la masse annuelle de MES) et des travaux de recherche**. Les mesures sont réalisées dans le cadre du programme OPUR (Observatoire des Polluants URbains en Ile-de-France) et notamment son axe relatif à l'apport de la mesure en continu de la turbidité pour la gestion des eaux résiduaires urbaines. Ce site sert aussi de test pour les turbidimètres placés dans le bassin de stockage-dépollution de Sucy en Brie où ils sont destinés à **mesurer l'efficacité du décanteur lamellaire situé en sortie et à optimiser la gestion du bassin**. Il permet aussi d'acquérir un retour d'expérience pour un projet d'installation d'une mesure en continu sur le déversoir d'orage autosurveillé le plus important du Val-de-Marne (Fresnes-Choisy). Une relation turbidité/MES de type linéaire a été établie à partir de 14 événements pluvieux.



Etalonnage et incertitudes

La courbe d'étalonnage a été établie à l'aide de huit suspensions de formazine suivant le protocole LEESU : 0, 50, 70, 100, 200, 400, 800 et 1 000 FAU.

Il n'y a pas d'estimation détaillée de l'incertitude liée à la mesure de turbidité. Une valeur de 10% de la valeur instantanée de turbidité a été retenue dans une première approximation. Il s'agit d'une estimation établie sur la base de l'expérience des trois programmes de recherche OPUR, OTHU et ONEVU. L'erreur résiduelle due au modèle linéaire turbidité/MES a aussi été prise en compte.

Entretien, vérifications et validations

Une opération d'entretien a lieu tous les 15 jours. Elle consiste en une vérification du 0 et du racleur, le nettoyage des appareils, la vérification en deux points (0 et 800 FAU à la formazine). Si un écart après nettoyage dépasse 20 FAU pour le 0 et 40 FAU pour la valeur haute, un réglage est effectué. Ces opérations sont réalisées par une société de prestation de service.

Il n'y a actuellement pas de filtrage ni de validation des données faute de personnel.

Problèmes et perspectives

De nombreux problèmes ont été rencontrés (racleurs en panne, étalonnage impossible, capteur défaillant) avec le renvoi du capteur chez le fournisseur à plusieurs reprises.

Dans le futur, il serait souhaitable de :

- ✓ fiabiliser l'ensemble de la chaîne de mesure ;
- ✓ simplifier l'entretien ;
- ✓ améliorer le traitement (filtrage - validation) des données.

Conclusion

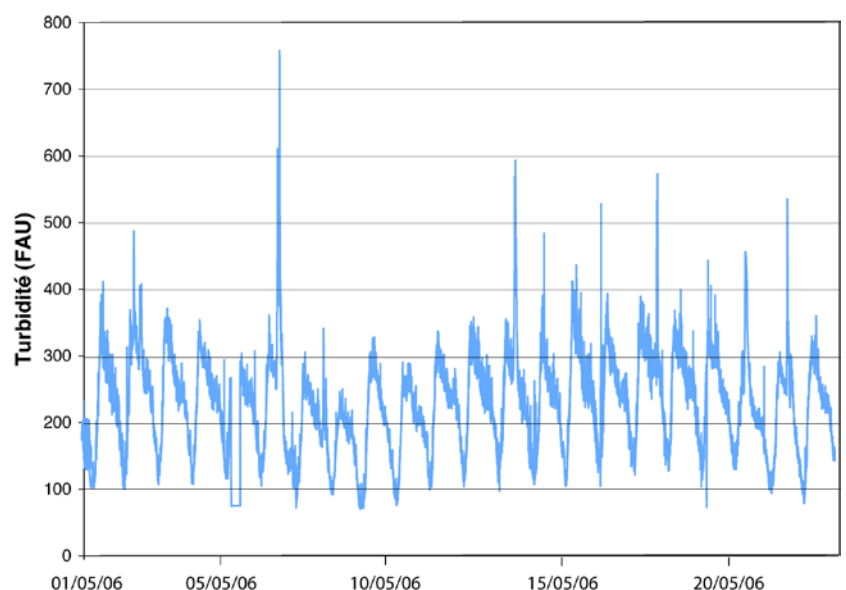
La mesure de turbidité en collecteur d'assainissement ou sur des ouvrages particuliers est actuellement la plus opérationnelle pour connaître en continu, en temps réel et sur de longues périodes, la qualité des effluents. A travers ce guide technique, il a été montré qu'à l'instar de tout capteur, sa mise en œuvre devait impérativement s'appuyer sur une démarche métrologique rigoureuse, impliquant étalonnage, opérations de maintenance et vérifications. Nous espérons que les explications, conseils et outils apportés par ce document permettront d'en mieux comprendre les possibilités et d'en faciliter la réalisation. Ainsi, si les conditions d'exploitation sont bien respectées, les informations obtenues pourront être mises à profit pour piloter des ouvrages, évaluer l'efficacité d'un système de collecte, modéliser son fonctionnement ou programmer des aménagements. Les nombreux exemples présentés dans ce guide et empruntés aux mondes opérationnel et académique en sont autant d'illustrations instructives et peut-être, nous l'espérons, inspiratrices.

En guise de conclusion, signalons que le Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP), entreprise publique en charge du traitement des eaux usées de l'agglomération parisienne, utilise déjà la mesure de turbidité dans certaines de ses stations et compte en diversifier l'usage dans les prochaines années.

Ainsi, une partie du traitement de la station de traitement des eaux usées (STEU) Seine Aval d'Achères (78) est pilotée par une mesure de turbidité. Celle-ci traite les effluents d'une partie de l'agglomération équivalant à environ 6 millions d'habitants. Un système de décantation primaire (élimination des solutions carbonées) utilisé en période de temps sec y est complété par un traitement physico-chimique en temps de pluie. Afin de mettre un maximum de charge sur le traitement primaire avant de basculer sur le second, un capteur de turbidité a été installé. Le basculement d'un système de traitement à un autre se fait lorsqu'une variation de la mesure est constatée.

Dans un futur plus ou moins proche, il est aussi envisagé de piloter la station Seine Aval en configuration de temps de pluie à l'aide de prévisions de charges polluantes (flux de MES). Celles-ci seraient calculées en couplant les prévisions de débit avec une estimation du stock de dépôts disponibles dans les différents émissaires alimentant la station. Il est ainsi prévu d'instrumenter en turbidimétrie l'amont et l'aval des cinq émissaires pour : (1) comprendre les mécanismes de déposition/érosion, et (2) quantifier les matières déposées par temps sec et disponibles lors d'un événement pluvieux. Ce travail devrait permettre à terme de développer un modèle de prévision de flux utilisable pour optimiser le fonctionnement de la station.

Figure 27. Chronique continu sur le site de Clichy (source LEESU) : le signal a été validé après usage de la redondance du matériel. Les pics de turbidité (>400 FAU) correspondent aux épisodes pluvieux.



Source : LEESU

Annexes

A - Fiche type de mode opératoire de réception

1) Préparation du matériel

- ✓ Si on utilise la sortie courant, brancher un ampèremètre (en série) en veillant à ce que la somme des résistances (dont celle d'une éventuelle centrale d'acquisition) soit inférieure à la charge maximum de la sortie
- ✓ Mettre sous tension les appareils pendant le temps préconisé par le constructeur pour atteindre les conditions de fonctionnement nominales
- ✓ Régler l'amortissement au minimum pour ne pas biaiser le signal et désactiver le nettoyage ultrasons (si existant)
- ✓ Nettoyer soigneusement la sonde (à l'éthanol), la rincer et la sécher (au papier Joseph), en veillant à ne pas rayer les optiques
- ✓ Toujours rincer et sécher le bécher, la sonde et tout instrument entrant en contact avec les suspensions étalons, pour éviter de les altérer
- ✓ Eviter les conditions d'éclairage et de température fortes ou très variables (ensoleillement notamment)

2) Préparation de la suspension de référence

Etalon primaire : préparer une solution mère de Formazine à 4 000 FAU à l'aide de 5 g sulfate d'Hydrazine et de 50 g de Hexaméthylènetétramine. Il est vivement recommandé de suivre les indications du fabricant pour cette préparation. Il faut rappeler que la polymérisation en Formazine se développe entre 24-48 heures à 25°C. Pour obtenir une solution à 1 000 FAU il faut prélever 250 mL de la solution mère et la diluer avec de l'eau déminéralisée pour compléter à 1 L.

Ou

Etalon secondaire : pour préparer une suspension à 1 000 FAU, prendre 1,14 g de Kieselguhr, les verser dans un bécher de 2 L, puis verser dessus 1 000 millilitres d'eau déminéralisée mesurés avec une fiole jaugée et à température ambiante. Utiliser une fraction des 1 000 millilitres d'eau déminéralisée pour rincer le récipient ayant contenu le kieselguhr au dessus du bécher pour que la totalité de la dose soit bien entraînée dans ce dernier. Attendre 1/4h avant d'utiliser les suspensions pour que le kieselguhr soit bien imbibé d'eau.

3) Vérification et réglage du zéro

Remplir le bécher avec 1 litre d'eau déminéralisée sous-tirée le jour même et à température ambiante. Y plonger la sonde verticalement et l'incliner légèrement pour évacuer d'éventuelles bulles d'air. Attendre la stabilisation du signal (quelques minutes) et noter le résultat. S'il est différent de 0 (< -10 ou $> +10$), agir sur le dispositif de réglage du transmetteur de l'appareil (pas de l'enregistreur) pour le ramener à la valeur 0, et si nécessaire sur la sortie signal pour l'amener à la valeur correspondante (0 V, 0 ou 4 mA).

4) Vérification et réglage de la valeur de référence

On crée une solution fille dont la valeur référence peut se trouver en milieu de gamme (800 FAU) par distillation de la solution mère. Plonger la sonde verticalement dans le bécher en PVC contenant cette solution étalon. Agiter avec un agitateur et attendre la stabilisation du signal (quelques minutes) pour noter le résultat. Si l'écart par rapport à la valeur référence est supérieur à $\pm 2,5$ %, noter la valeur affichée en FAU, puis procéder au réglage « soft » de l'appareil en enregistrant la valeur affichée en FAU, puis sauvegarder. Noter également la valeur de la sortie signal en cas d'utilisation de celle-ci. Si l'écart affichage/sortie est supérieur à 2, le signaler.

5) Inscription des résultats de la vérification et du réglage :

Reporter les résultats sur une fiche de réglage et d'étalonnage du capteur. Si il y a eu réglage, préciser le numéro de lot de la solution étalon utilisée. Noter l'ancienne et la nouvelle valeur : cela servira à faire un calcul de dérive de l'appareil. Si les valeurs de la sortie ne sont pas conformes, il faut envisager un réglage usine ou un changement de module.

B - Fiche type de mode opératoire d'étalonnage

Préparation de la gamme en Formazine à partir de la solution concentrée de 4 000 FAU :

A partir d'une solution mère de Formazine (voir fiche réception), plusieurs solutions filles sont à préparer. On détermine une gamme de valeurs sur laquelle on va procéder à l'étalonnage. Celle-ci doit comprendre au moins six valeurs (dont le zéro) et doit couvrir de manière homogène l'espace entre les valeurs extrêmes :

| Turbidité (FAU) | Solution 4 000 FAU ml prélevés | V_totale ml (fiole 1 litre) |
|-----------------|--------------------------------|-----------------------------|
| 0 | 0 | 1 000 |
| 50 | 12,5 | 1 000 |
| 70 | 17,5 | 1 000 |
| 100 | 25 | 1 000 |
| 200 | 50 | 1 000 |
| 400 | 100 | 1 000 |
| 800 | 200 | 1 000 |
| 1 000 | 250 | 1 000 |

Ces solutions sont préparées dans une fiole de un litre, en commençant par la solution la moins concentrée. La fiole de un litre doit être bien rincée à l'eau distillée après la préparation de chaque solution.

Bien secouer la solution contenant la Formazine à 4 000 FAU pour avoir une solution homogène. Verser, au fur et à mesure cette solution dans un bécher de 600 ml. Mettre cette solution sous agitation continue à l'aide d'un petit barreau aimanté mis dans le bécher. Couvrir le bécher avec un papier en aluminium.

Remplir à moitié la fiole de un litre avec de l'eau distillée, puis ajouter le volume de la formazine 4 000 FAU correspondant à la concentration souhaitée, puis compléter jusqu'au trait de jauge de la fiole avec de l'eau distillée. Fermer la fiole, la secouer plusieurs fois (20-30 fois) afin d'avoir une constitution homogène, verser la solution préparée dans un flacon en plastique bien nettoyé, séché et numéroté par la concentration désirée. La fiole jaugée doit être bien rincée à l'eau distillée pour la préparation suivante.

C - Livret de bord des opérations d'entretien

Date et heures de l'intervention :

Personnels concernés :

Tâches réalisées :

Remarques :

Mesures de turbidité :

| | Turbidimètre 1 | Turbidimètre 2 |
|-------------------------------------|----------------|----------------|
| Valeurs avant interventions (Heure) | | |
| Valeurs après interventions (Heure) | | |

D - Fiche de vérification et de réglages des capteurs de turbidité (exemple pour une mesure par atténuation)

Date : Date du contrôle précédent :

Respect des délais entre contrôles (8 à 10 semaines) : oui non

Si non, justifier :

Nom des Opérateurs : 1 2

1. Réglage du Zéro

| | Eau déminéralisée AVANT réglage | | Eau déminéralisée APRÈS réglage | |
|--------------|---------------------------------|---------|---------------------------------|---------|
| | Valeur (FAU) | Horaire | Valeur (FAU) | Horaire |
| Turbidimètre | | | | |

2. Mesure avec une suspension de vérification (n° lot :)

| | Suspension 800 FAU, solution n° | |
|--------------|---------------------------------|---------|
| | Valeur (FAU) | Horaire |
| Turbidimètre | | |

N.B. : Les valeurs notées sont les valeurs les plus fréquentes visuellement (moyenne sur 10s).

3. Si une différence supérieure à 30 FAU, réglage du turbidimètre, puis valeurs après :

| | Suspension 800 FAU, solution n° | |
|--------------|---------------------------------|---------|
| | Valeur (FAU) | Horaire |
| Turbidimètre | | |

Observations :

Conformité de l'étalonnage : oui
 oui, après intervention (réglage)
 non

Glossaire

Atténuation : principe de mesure qui repose sur le fait que l'intensité lumineuse incidente est absorbée ou diffusée par les particules rencontrées sur son trajet vers le récepteur.

Autonettoyage : dans le cas de turbidimètres, dispositif mécanique (piston racleur, essui-glace) ou acoustique (ultrasons) permettant de limiter l'encrassement des surfaces optiques.

Dérive instrumentale (JCGM 200:2008, 2008) : variation continue ou incrémentale dans le temps d'une indication, due à des variations des propriétés métrologiques d'un instrument de mesure.

EMT : valeur extrême d'une erreur tolérée par les spécifications, règlements, etc., pour un instrument de mesure donné (NF X 07-001). C'est ici l'écart maximum toléré entre la valeur de référence de l'étalon et la valeur lue. La vérification d'un turbidimètre consiste à s'assurer que l'écart constaté est inférieur ou au plus égal à l'EMT. L'EMT varie avec les solutions étalons utilisées et se calcule en tenant compte de la précision de l'appareil. Enfin il dépend des exigences de l'utilisateur.

Diffusion : principe de mesure qui s'intéresse à l'intensité de la lumière diffusée dans une direction faisant un angle avec le faisceau émis.

Etalon (NF ISO/CEI GUIDE 99:201108) : réalisation de la définition d'une grandeur donnée, avec une valeur déterminée et une incertitude de mesure associée, utilisée comme référence.

Etalon primaire (NF ISO/CEI GUIDE 99:201108) : étalon établi à l'aide d'une procédure de mesure primaire ou créé comme objet choisi par convention.

Etalon secondaire (NF ISO/CEI GUIDE 99:201108) : étalon établi par l'intermédiaire d'un étalonnage par rapport à un étalon primaire d'une grandeur de même nature.

Étalonnage (JCGM 200:2008, 2008) : opération qui, dans des conditions spécifiées, établit en une première étape une relation entre les valeurs et les incertitudes de mesure associées qui sont fournies par des étalons et les indications correspondantes avec les incertitudes associées, puis utilise en une seconde étape cette information pour établir une relation permettant d'obtenir un résultat de mesure à partir d'une indication.

Filtrage : opération qui consiste à modifier le contenu spectral d'un signal en atténuant ou éliminant certaines composantes indésirées.

Formazine : suspension aqueuse d'un polymère insoluble, résultant de la réaction entre le sulfate d'hydrazine et l'hexaméthylène tétramine. Ces suspensions sont utilisées en tant qu'étalon de turbidité du fait de l'excellente reproductibilité de leurs propriétés optiques.

Incertitude de mesure (NF ISO/CEI GUIDE 99:201108 ; NF ISO/CEI GUIDE 98-3) : paramètre associé au résultat d'un mesurage qui caractérise la dispersion des valeurs qui pourraient raisonnablement être attribuées au mesurande. Le paramètre peut être, par exemple, un écart-type (ou un multiple de celui-ci) ou la demi-largeur d'un intervalle de niveau de confiance déterminé.

Kieselguhr : terre de diatomée utilisée en substitution des suspensions de Formazine (en raison notamment de leur moindre nocivité).

Mesurage (NF ISO/CEI GUIDE 99:201108) : processus consistant à obtenir expérimentalement une ou plusieurs valeurs que l'on peut raisonnablement attribuer à une grandeur.



Mesurande (NF ISO/CEI GUIDE 99:201108) : grandeur que l'on veut mesurer. La spécification d'un mesurande nécessite la connaissance de la nature de grandeur et la description de l'état du phénomène, du corps ou de la substance dont la grandeur est une propriété, incluant tout constituant, et les entités chimiques en jeu.

Néphélométrie : méthode de mesurage de la turbidité consistant à mesurer la lumière diffusée à 90° d'angle par rapport à la lumière incidente.

Pseudo-étalonnage (Ruban *et al.*, 2006) : dans le cas particulier des mesures de turbidité, le pseudo-étalonnage fait référence aux relations liant la valeur fournie par le capteur (en FAU ou FNU) à la valeur du paramètre polluant mesuré c'est-à-dire dans le cas présent, à la concentration en MES.

Répétabilité (NF ISO/CEI GUIDE 99:201108) : fidélité de mesure selon un ensemble de conditions de mesurage dans un ensemble de conditions qui comprennent la même procédure de mesure, les mêmes opérateurs, le même système de mesure, les mêmes conditions de fonctionnement et le même lieu, ainsi que des mesurages répétés sur le même objet ou des objets similaires pendant une courte période de temps.

Reproductibilité (NF ISO/CEI GUIDE 99:201108) : fidélité de mesure selon un ensemble de conditions de mesurage dans un ensemble de conditions qui comprennent des lieux, des opérateurs et des systèmes de mesure différents, ainsi que des mesurages répétés sur le même objet ou des objets similaires.

Turbidité (NF EN ISO 7027) : réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes (matières colloïdales et matières en suspension).

Validation en ligne / hors ligne : confirmation par des preuves tangibles que les exigences pour une utilisation spécifique ou une application prévues ont été satisfaites (Bindi, 2006). On différencie une validation en ligne effectuée en temps réel et généralement *in situ*, d'une validation hors ligne effectuée en temps différé et généralement en laboratoire.

Sigles & Abréviations

| | |
|------------|--|
| FAU | Formazine Attenuation Unit |
| FNU | Formazine Nephelometric Unit |
| FTU | Formazine Turbidity Unit |
| MES | Matières en suspension |
| NTU | Nephelometric Turbidity Unit (1 NTU = 1 FNU) |

Bibliographie

Aumond M., Mabilais D., 2008 : Mesure des polluants par turbidimétrie en assainissement – Measurement of pollutants by turbidimetry. International Meeting on Measurements and Hydraulics of Sewers, F. Larrarte and H. Chanson (Eds), Hydraulic Model Report No. CH70/08, Div. of Civil Engineering, The University of Queensland, Brisbane, Australia - ISBN 9781864999280

Bertrand-Krajewski J.L., Laplace D., Joannis C., Chebbo G., 2000 : Mesures en hydrologie urbaine et assainissement. Techniques et Documentation, Paris, 793 pages

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- 88

Bindi, C. 2006 : Dictionnaire pratique de la métrologie - Mesure, essai et calculs d'incertitudes AFNOR, La Plaine Saint-Denis, 380 pages

DCE, 2000 : Directive n° 2000/60/CE du 23/10/00 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau

Hannouche A., Chebbo G., Ruban G., Tassin B., Joannis C., 2011 : Relation entre la turbidité et la concentration en Matières En Suspension en réseau d'assainissement unitaire. Techniques Sciences Méthodes, 10, 42-51

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 doctorale de l'Ecole des Ponts Paristech, 310 p. <http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00555629>

Maréchal A. 2000 : Relations entre caractéristiques de la pollution particulaire et paramètres optiques dans les eaux résiduaires urbaines. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine, Génie des Procédés, Nancy, 284 pages

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), 6836-6856

NF EN ISO 7027 - 2000 : Qualité de l'eau - Détermination de la turbidité

NF ISO /CEI GUIDE 98-3 (X07-040-3) : Évaluation des données de mesure - Guide pour l'expression de l'incertitude de mesure (GUM), www.bipm.org/utls/common/documents/jcgm/JCGM_100_2008_F.pdf

NF ISO/CEI GUIDE 99:201108 (X07-001) : Vocabulaire international de métrologie - Concepts fondamentaux et généraux et termes associés (VIM), www.bipm.org/utls/common/documents/jcgm/JCGM_200_2008.pdf

Ruban G., Bertrand-Krajewski J.-L., Chebbo G., Gromaire M.-C., Joannis C. 2006 : Précision et reproductibilité du mesurage de la turbidité des eaux résiduaires urbaines. La Houille Blanche, 4, 129-135.

Ruban G., Mabilais D., Lemaire K., 2014 : Particle characterization of urban wet-weather discharges: methods and related uncertainties. Urban Water Journal. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062X.2014.901397>

De plus, de nombreux travaux sur la mesure de la turbidité en réseaux d'assainissement sont synthétisés dans le numéro de 1/2 2010 des Techniques Sciences et Méthodes édité par l'ASTEE (Association Scientifique et Technique pour l'eau et l'Environnement).



Table des illustrations

| | |
|--|----|
| Figure 1 : Tâches à mettre en œuvre pour l'installation et l'exploitation d'une mesure de turbidimétrie en réseau d'assainissement..... | 11 |
| Figure 2 : Principe de mesurage par atténuation..... | 12 |
| Figure 3 : Principe de mesurage par néphélométrie | 13 |
| Figure 4 : Capteurs de mesure (avec de gauche à droite) : | 19 |
| Figure 5 : Etalonnage d'un capteur réalisé en laboratoire (Source : IFSTTAR) | 21 |
| Figure 6 : Exemple de courbes d'étalonnage (linéaire et polynomiale) calés sur 9 points d'étalonnage. L'écart de linéarité entre ces deux courbes atteint 52 FAU pour la valeur 500 FAU soit 10%..... | 22 |
| Figure 7 : Illustration des deux types d'installation : (a) au fil de l'eau, (b) en dérivation..... | 23 |
| Figure 8 : Exemple des variations « naturelles » d'un signal enregistré à l'aide de trois capteurs. (Site de Duchesse Anne, Nantes, données IFSTTAR) | 27 |
| Figure 9 : Signaux échantillonnés à 1 seconde fournis par deux turbidimètres redondants sur deux périodes de 5 mn repérées sur la Figure 11. La figure 9a représente une période peu bruitée (échelle linéaire), la figure 9b représente une période (période 2 de la figure 11) fortement bruitée (échelle logarithmique)..... | 28 |
| Figure 10 : Distribution des amplitudes (a) et des durés (b) des artefacts observés sur le site de Duchesse Anne à Nantes sur une durée de quelques mois..... | 29 |
| Figure 11 : Exemple de valeurs moyennes sur 1 mn calculées sur les signaux bruts échantillonnés à 1s en période de temps sec pour deux turbidimètres redondants (T1 et T2), et des valeurs filtrées (T1&T2) à 1 mn obtenues à partir des données brutes. (1) et (2) correspondent aux deux périodes illustrées Figure 9 pour le signal T1, (3) correspond à un pic perçu par les 2 turbidimètres..... | 30 |
| Figure 12 : Valeurs absolues des différences entre 2 capteurs T1 et T2 (redondance). Le seuil de 40 FAU est indiqué pour désigner les valeurs non valides..... | 32 |
| Figure 13 : Distribution des valeurs absolues des différences entre les 2 capteurs T1 et T2. Le trait vertical rouge correspond à la limite d'acceptation de 40 FAU. | 33 |
| Figure 14 : Vérification <i>in situ</i> réalisée dans un seau opaque équipé d'un couvercle et d'un agitateur (source : IFSTTAR). | 35 |
| Figure 15 : Schématisation des différentes sources d'incertitude en fonction de leur provenance. Seules les sources entourées de gras sont estimées dans ce guide..... | 37 |
| Figure 16 : Exemple de corrélations de type linéaire entre turbidité. Elles proviennent de mesures réalisées entre 1998 et 2006 sur le site de Cordon Bleu à Nantes à l'aide de 30 événements pluvieux (soit 324 échantillons) et 6 jours de temps secs (soit 55 échantillons)..... | 45 |
| Figure 17 : Installation du bassin Keller : montage sur perche rigide (à droite), disposition des instruments sur le site (à gauche)..... | 50 |
| Figure 18 : Installation de Garges-Epinay : niche en paroi. | 52 |
| Figure 19 : Installation du parc de Sceaux : la chambre d'accès (en haut), le capteur (en bas) et la disposition du site (à gauche)..... | 54 |
| Figure 20 : Installation du pont du Sanglier : montage sur paroi protégé par une crépine | 56 |
| Figure 21 : Installation d'Ecully : Schéma de l'installation (à gauche) et banc de mesure (à droite) | 58 |
| Figure 22 : Installation de Tolbiac Masséna : coupe de la section (à gauche) et montage des perches courbées (à droite) | 60 |
| Figure 23 : Installation de Duchesse Anne : disposition du site (à gauche) et montage dans une manche souple (à droite) | 62 |
| Figure 24 : Installation de la STEP Lescar : disposition du site (en haut) et passerelle d'exploitation où est suspendu le turbidimètre (en bas) | 64 |
| Figure 25 : Installation de la place de Clichy : disposition du site (en haut) et montage sur perche (en bas) | 66 |
| Figure 26 : Installation de Sucy Gare : disposition du site (à gauche) et montage pendulaire (à droite) | 68 |
| Figure 27 : Chronique continu sur le site de Clichy (source LEESU) : le signal a été validé après usage de la redondance du matériel. Les pics de turbidité (>400 FAU) correspondent aux épisodes pluvieux..... | 70 |
| Tableau 1 : Comparaison des différents modes d'implémentation d'un turbidimètre en réseau d'assainissement.... | 24 |



Citations : : Versini P. A., Joannis C. et Chebbo G., 2015. Guide technique sur le mesurage de la turbidité dans les réseaux d'assainissement. Onema, Coll. *Guides et protocoles*, 78 pages.

ISBN : 979-10-91047-43-2

Document réalisé par la direction de l'action scientifique et technique

Edition : Véronique Barre et Céline Lacour

Conception, maquette : Graphies

Réalisation : Bluelife

Impression : IME by Estimprim

Cet ouvrage a été réalisé avec des encres végétales et imprimé sur du papier issu de forêts gérées durablement.

Contact : veronique.barre@onema.fr

© Onema, mai 2015



Ce guide technique sur le mesurage de la turbidité est un recueil de bonnes pratiques dont le but est de promouvoir et de faciliter la mise en place de mesures de turbidimétrie en réseau d'assainissement.

Il tire bénéfice de l'expérience acquise depuis plusieurs années par trois observatoires français de recherche en hydrologie urbaine regroupant acteurs académiques et opérationnels : l'ONEVU (Nantes Métropole), l'OPUR (Région parisienne) et l'OTHU (Grand Lyon) fédérés au sein d'un Système d'observation et d'expérimentation sur le long terme pour la recherche en environnement (SOERE) nommé URBIS.

Destiné aux gestionnaires, ce guide contient des éléments méthodologiques pour accompagner la mise en œuvre de systèmes de mesure de turbidité par de nouveaux utilisateurs. Il fournit des éléments pratiques permettant de réduire la phase de mise au point d'un site de mesure, puis de conduire efficacement son exploitation opérationnelle. Pour cela, le guide détaille les différentes étapes à mettre en œuvre pour parvenir à une installation fiable et pérenne : choix d'un point de mesure ; choix d'un capteur ; procédures de réception, de réglage et d'étalonnage ; modes d'implantation sur le terrain ; stratégies d'acquisition, de filtrage et de vérification ; opérations de maintenance ; évaluation des incertitudes ; établissement de correspondances avec les matières en suspension (MES). Il donne aussi des éléments de coûts et bénéfices.

Illustré d'exemples opérationnels sélectionnés à travers la France montrant l'utilité d'un tel système de mesure, le guide est aussi complété par des outils informatiques de calcul permettant d'en faciliter la mise en pratique.

