

*Santé environnement*

# Qualité de l'eau distribuée en ville basse du Havre et ventes des médicaments utilisés pour le traitement des gastro-entérites

1997-2000 : une étude écologique temporelle

Annexe : qualité des données de turbidité  
issues de mesures en continu

Pascal Beaudeau, Mathilde Pascal et Estelle Checlair

# Sommaire

Abréviations	2
<b>1. Introduction</b>	<b>3</b>
<b>2. Théorie de la turbidité</b>	<b>4</b>
<b>3. Mesure de la turbidité</b>	<b>5</b>
3.1 Principe de la mesure	5
3.2 Source lumineuse	5
3.3 Unités de mesure et rendu des résultats	5
3.4 Interférences	6
3.5 Comparaison des méthodes ISO 7027 et EPA 180.1	6
3.6 Turbidimètres utilisés en France en exploitation de l'eau	6
3.7 Échantillonnage	7
<b>4. Caractéristiques métrologiques des turbidimètres</b>	<b>8</b>
4.1 Étalonnage	8
4.2 Précision	8
4.3 Exactitude	10
4.4 Limites de détection et de quantification	10
<b>5. Qualité des chroniques de mesures</b>	<b>11</b>
5.1 Position du problème	11
5.2 Facteurs de qualité liés au capteur	11
5.3 Facteurs de qualité liés à l'installation du turbidimètre	11
5.4 Facteurs de qualité liés à la maintenance du turbidimètre	11
5.5 Mesures agrégées, mesures différenciées	12
<b>6. Contrôle de la qualité et correction des chroniques de mesures</b>	<b>13</b>
6.1 Règles générales	13
6.2 Exploitation de données rétrospectives	13
6.3 Charges "qualité" sur les données prospectives	14
<b>7. Conclusion</b>	<b>17</b>
Références bibliographiques	18

# Qualité de l'eau distribuée en ville basse du Havre et ventes des médicaments utilisés pour le traitement des gastro-entérites

1997-2000 : une étude écologique temporelle

Annexe : qualité des données de turbidité  
issues de mesures en continu

## **Auteurs**

Pascal Beaudou, coordinateur du programme eau et santé, Institut de veille sanitaire (InVS)  
Mathilde Pascal, métrologue, InVS  
Estelle Checlair, technicienne d'étude, InVS

## **Relecture**

Catherine Galey, InVS

Avec l'aide précieuse de A. Pierrot, responsable Instr'o, Lyonnaise des eaux France et de B. Welté, Eau de Paris.

Cette étude s'inscrit dans le cadre de l'étude Turbidité et gastro-entérite (T&G).

# Abréviations

<b>Aglae</b>	Association générale des laboratoires d'analyse de l'environnement
<b>EMT</b>	Écart maximum toléré
<b>EPA</b>	Environmental Protection Agency
<b>ISO</b>	International Standardization Organisation
<b>NF</b>	Norme française
<b>NFU</b>	Formazine Nephelometric Unit
<b>NTU</b>	Nephelometric Turbidity Unit

# 1. Introduction

La turbidité traduit la présence de matières en suspension dans l'eau (matières organiques, matières minérales...) (figure 1). C'est une mesure inversée de la transparence de l'eau : une eau turbide apparaît à l'œil comme trouble et opaque.

La valeur de la turbidité dépend de la forme, de la taille, de la composition et de la quantité des particules solides contenues dans l'eau. Toutefois, ce n'est pas une mesure directe (nombre, masse...) de ces particules mais une mesure globale de leur influence sur la lumière. L'American Public Health Association précise cette notion dans sa définition de la turbidité comme "expression des propriétés optiques de l'eau qui font que la lumière est dispersée et absorbée au lieu d'être transmise en ligne droite à travers l'échantillon". La norme ISO 7027 définit la turbidité comme la "réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de matières non dissoutes".

En France, l'arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine impose comme limite de qualité une turbidité maximum de 1.0 NFU au point de mise en distribution pour les eaux d'origine superficielle ou karstique, hors augmentation éventuelle due à la mise en œuvre d'un traitement de neutralisation ou reminéralisation, et comme référence de qualité une turbidité maximale de 0,5 NFU dans les mêmes conditions, et de 2 NFU au robinet du consommateur. Ce paramètre est par ailleurs analysé en continu par les grands distributeurs d'eau, comme indicateur pour l'optimisation du traitement.

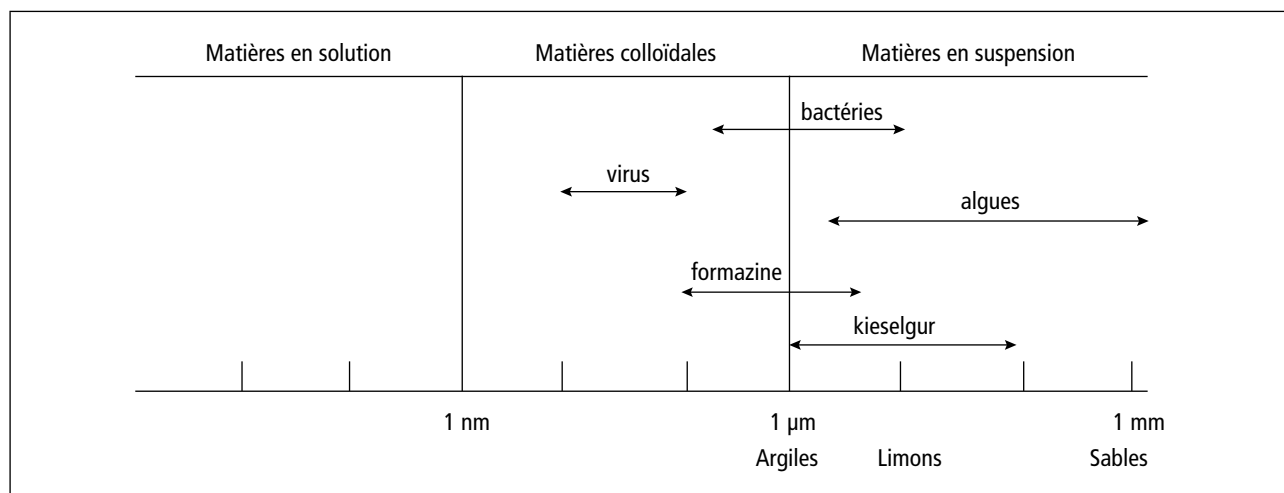
L'étude Turbidité et gastro-entérite (T&G) vise à exploiter ces chroniques de mesure de la turbidité afin d'exprimer un risque relatif de gastro-entérite comme une fonction de la turbidité (eau brute, eau traitée) ou des variations de la turbidité. Or, les mesures de turbidité disponibles ont été réalisées pour répondre à un objectif différent (indicateur de qualité pour les distributeurs), et dans des structures ayant des instruments et des procédures qualité différentes. La qualité des données produites vis-à-vis de l'étude T&G doit donc être discutée. L'objectif de ce document est donc de proposer des éléments de jugement sur la pertinence des chroniques fournies par les exploitants participant à l'étude, et sur les précautions d'interprétation des résultats obtenus :

- comparabilité des résultats obtenus par les méthodes présentées dans les normes NF T90-033 et EN ISO 7027 ;
- performances (notamment précision et exactitude) attendues lorsque la mesure est réalisée sous assurance qualité, dans des conditions respectueuses des bonnes pratiques ;
- possibilités d'utilisation des mesures obtenues dans d'autres conditions ;
- ébauche d'un cahier des charges sur la mesure de la turbidité adaptée à la qualité attendue pour les besoins de l'étude.

Avant d'étudier en détail les caractéristiques des instruments utilisés et les différents problèmes de qualité des chroniques recueillies, le document aborde brièvement des notions théoriques sur la mesure de la turbidité.

| FIGURE 1 |

## Classement des particules suivant leur dimension



Source : Levine, A.D. et al. (1985).

## 2. Théorie de la turbidité

La turbidité est l'expression des propriétés optiques de l'eau qui font que la lumière est dispersée et absorbée au lieu d'être transmise en ligne droite à travers l'échantillon. L'atténuation de la transparence d'un échantillon d'eau du fait de la présence de matières particulaires s'explique par les lois de l'optique. Ainsi, lorsqu'un faisceau lumineux traverse une solution avec des particules en suspension, il subit les quatre phénomènes suivants (figure 2) :

- **réfraction** : lorsque la lumière change de milieu (eau/particule/eau), l'indice de réfraction du nouveau milieu impose un changement dans la direction de propagation de la lumière ;
- **absorption** : lorsqu'une lumière d'une longueur d'onde donnée traverse un échantillon d'eau, une partie de son énergie est absorbée par les molécules. La quantité de lumière absorbée est proportionnelle au chemin optique parcouru et au nombre de molécules absorbantes rencontrées ;
- **rayonnement** : lorsque les atomes constituant une particule sont suffisamment excités par le rayon incident, ils renvoient par rayonnement l'énergie qu'ils ont accumulée. La lumière est rayonnée dans l'ensemble des directions dans des longueurs d'onde caractéristiques de la particule ;
- **diffraction** : le passage du rayon incident à proximité d'un obstacle (e.g. une particule) dévie le rayon selon un angle dépendant de la longueur d'onde et de la taille de l'obstacle. En particulier, la forme des particules affecte la diffraction de la lumière. Les particules sphériques tendent à plus diffracter dans l'axe du rayon incident.

L'ensemble de ces phénomènes se traduit par des changements dans la direction de propagation de la lumière, et dans la longueur d'onde du rayon (figure 2). On assiste donc à une dispersion de la lumière (en anglais, light scattering).

Plusieurs théories permettent de mettre ces phénomènes en équation. La théorie de Fraunhofer est une bonne approximation pour les particules de diamètres supérieurs à la longueur d'onde du rayon incident ( $>1 \mu\text{m}$ ). Pour des particules plus petites (i.e. diamètres très inférieurs à la longueur d'onde incidente), la théorie de Mie doit être utilisée. Les équations de la théorie de Mie appliquée à une particule sphérique dans un milieu homogène sont développées dans la thèse de Maréchal – relations entre caractéristiques de la pollution particulaire et paramètres optiques dans les eaux résiduaires urbaines (2000). On peut en retenir que, pour un angle donné, l'intensité ( $I_d$ ) du rayon "dispersé" par une particule sphérique dans un milieu homogène est fonction :

- de l'intensité du rayon incident ( $I_i$ ) ;
- de la longueur d'onde du rayon incident ( $\lambda$ ) ;
- de l'angle considéré ( $\theta$ ) ;
- du diamètre de la particule ( $d$ ) ;
- de l'indice de réfraction du milieu et de la particule ( $n$ ).

$$I_d = f(I_i, \lambda, \theta, d, n)$$

Le rapport  $\lambda/d$  a une influence considérable sur l'intensité du rayon dispersé (figure 3). De manière générale :

- si le diamètre de la particule est très inférieur à la longueur d'onde, la lumière est dispersée symétriquement :  $I_d(0^\circ) \approx I_d(180^\circ) \approx 2I_d(90^\circ)$  ;
- si le diamètre de la particule est inférieur à la longueur d'onde, la lumière est principalement dispersée vers l'avant (par rapport à la direction du rayon incident) :  $I_d(0^\circ) \approx 2I_d(90^\circ) < I_d(180^\circ)$  ;
- si le diamètre de la particule est supérieur à la longueur d'onde, la lumière est principalement dispersée vers l'avant (par rapport à la direction du rayon incident) et selon des angles spécifiques :  $I_d(0^\circ) \approx 2I_d(90^\circ) \ll I_d(180^\circ)$ .

FIGURE 2 |

### Dispersion de la lumière par une particule (le rayonnement n'est pas représenté car il modifie la longueur d'onde)

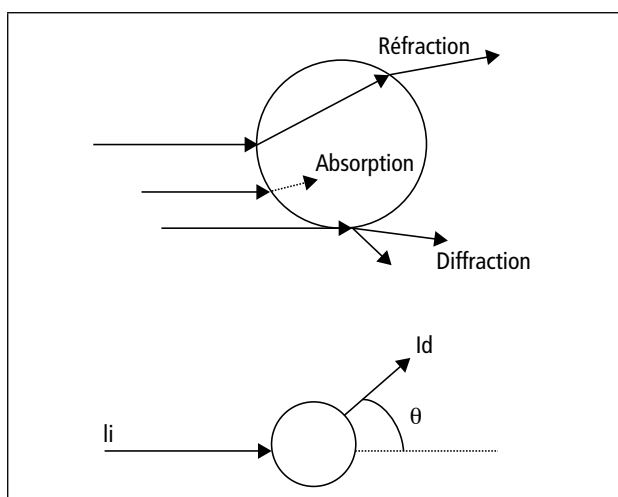
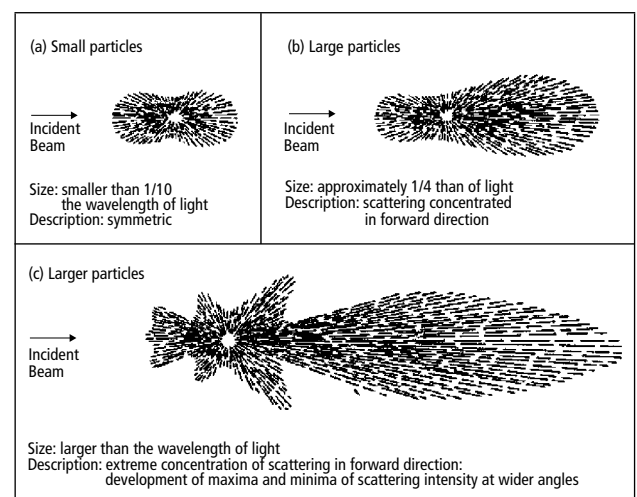


FIGURE 3 |

### Schéma de dispersion de la lumière en fonction de la longueur d'onde de la lumière incidente et de la taille de la particule



Source : Vanous DR, 1978.

### 3. Mesure de la turbidité

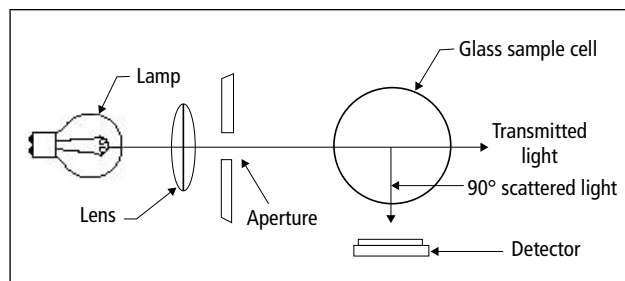
Plusieurs méthodes de mesure ont été développées pour l'étude de la turbidité, fondées sur le principe que l'intensité de la lumière dispersée selon un angle donné est proportionnelle au nombre de particules en suspension dans la solution. Des mesures peuvent être effectuées à 90° (néphélométrie), ou à d'autres angles, entre 90° et 180° pour la diffusion avant, et entre 0° et 90° pour la diffusion arrière. Pour les grosses particules, la diffusion s'effectue principalement vers l'avant. Pour les petites particules, elle s'effectue au contraire principalement vers l'arrière. Le choix d'une mesure à 90° constitue donc un bon compromis pour la mesure des eaux potables et des eaux en entrée de stations [Exera, 2003]. Cette méthode est présentée ici.

#### 3.1 PRINCIPE DE LA MESURE

En néphélométrie, on relit l'intensité de la lumière dispersée à 90° au nombre de particules présentes dans la solution. Schématiquement, un turbidimètre contient une source de lumière incidente, une cellule de mesure et des photodétecteurs pour mesurer la lumière dispersée (figure 4).

FIGURE 4

#### Principe de mesure d'un turbidimètre néphélomètre



Source : Sadar, MJ (1999).

Les turbidimètres les plus simples n'ont qu'un faisceau incident. Ce système est largement utilisé pour les mesures en lignes et donne des résultats satisfaisants en dessous de 40 NTU. Cependant, ce système est peu précis pour des valeurs de turbidité plus importantes et requiert une calibration fréquente. Il existe ainsi des turbidimètres ayant plusieurs photo détecteurs ou plusieurs faisceaux incidents, ce qui réduit les erreurs en eau très turbide [Sadar MJ, 1999]. Les différentes configurations d'instruments existants sont détaillées dans le guide Exera de 2003.

#### 3.2 SOURCE LUMINEUSE

Quel que soit l'instrument, la source lumineuse a une grande importance, du fait du rôle de la longueur d'onde dans la dispersion de la lumière. Deux types de sources lumineuses peuvent être utilisées, et correspondent à deux méthodes et à deux normes différentes [Anon, 1999] :

- **lampe au tungstène émettant une lumière blanche (norme EPA 180.1);**

- **Light Emitting Diodes (LED) émettant dans l'infrarouge à une longueur d'onde de 860nm ±60 (norme ISO 7027).**

Les mesures réalisées avec l'une ou l'autre de ces méthodes ne sont pas comparables entre elles, les longueurs d'onde de la lumière incidente étant différentes.

#### 3.3 UNITÉS DE MESURE ET RENDU DES RÉSULTATS

L'information fournie par le turbidimètre n'est pas donnée en unités de lumière transmise ou diffusée mais en concentration d'un matériau de référence en suspension, la formazine. De plus, il existe différentes unités de mesure de turbidité en fonction du principe de la mesure. En traitement de l'eau, les unités couramment rencontrées sont [Wilde RF and Radtke DB, 1998] :

- les **FNU** (Formazine Nephelometric Units), utilisées pour la mesure de la lumière de la LED infrarouge déviée à 90°, **préconisées par la norme ISO 7027** ;
- les **NTU** (Nephelometric Turbidity Unit) utilisées pour la mesure de la lumière de la lampe à tungstène déviée à 90°, **préconisées par la norme EPA 180.1** ;
- les **FAU** (Formazine Attenuation Units), utilisées pour mesure la lumière transmise (angle de mesure 0°), **préconisées par la norme ISO 7027 au-delà de 40 unités.**

On peut citer également [Exera, 2003] :

- les **UNT** (Unité néphélométrique de turbidité), traduction française de NTU utilisée au Canada ;
- les **FTU** (Formazine Turbidity Units), unité de turbidité référencées à une suspension stable standardisée de formazine et utilisées pour un angle différent de 90° ;
- les **NFU**, cette unité est utilisée à la place de FNU dans le décret 2001-1220 du 20 décembre 2001.

Pour une solution de formazine, 1 FNU=1 FAU=1 NTU=1FTU.

L'EPA recommande d'exprimer les valeurs de turbidité en arrondissant les valeurs, des règles étant adaptées à chaque niveau de turbidité (tableau 1).

TABLEAU 1

#### Règles pour exprimer les mesures de turbidité

Turbidité (NTU)	Règle d'arrondi (NTU)
0-1,0	0,05
1-10	0,1
10-40	1
40-100	5
100-400	10
400-1 000	50
>1 000	100

Source : Anon, 1999.

### 3.4 INTERFÉRENCES

On distingue les sources d'interférences indépendantes de la turbidité et les sources liées à la charge particulaire. Les différents types d'interférences et leurs conséquences probables sur la mesure sont synthétisés dans le tableau 2.

TABLEAU 2 |

#### Interférences associées à la mesure de turbidité

Interférences	Effets sur la mesure
Dispersion moléculaire	Biais positif (0,016 NFU)
Absorption par la matrice colorée	Biais négatif
Absorption par les particules colorées	Biais négatif
Dispersion par les particules résiduelles non filtrées	Biais positif (0,005 NFU)
Lumière parasite	Biais positif
Taille des particules	Biais positif ou négatif

Source: Sadar MJ, 1999.

#### 3.4.1 Sources d'interférences indépendantes de la turbidité

On distingue :

- la **dispersion moléculaire**, due aux fluctuations de densité créées par le mouvement des molécules d'eau. Pour une longueur d'onde de 500 nm elle est de l'ordre de 0,016 FNU [Sadar MJ, 1999] ;
- la **dispersion par les particules résiduelles non filtrées**. De manière empirique, la norme ISO 7027 a définie cette valeur comme étant inférieure à 0,005 FNU. En prenant aussi en compte la dispersion moléculaire, la limite inférieure de turbidité qu'on peut obtenir expérimentalement dans l'eau s'établit à 0,020 NTU  $\pm 10\%$  à 550 nm pour la méthode FNU et à 0,009 NFU  $\pm 10\%$  à 860 nm pour la méthode ISO [Sadar MJ, 1999] ;
- la **lumière parasite** de l'instrument est la quantité de lumière diffuse produite par les composés optiques de l'instrument, principalement par la réflexion de la lumière sur les parois de la cellule de mesure. Les mesures NTU sont plus biaisées que les mesures NFU. Cette interférence peut être réduite en utilisant des cellules bien conçues [Sadar MJ, 1999] ;
- la **couleur de la matrice** engendre un biais négatif si la longueur d'onde de la lumière incidente recoupe le spectre d'absorption de la matrice. Les mesures NTU sont plus biaisées que les mesures NFU. Les résultats obtenus avec des lumières IR et blanches seront généralement plus proches pour des échantillons clairs ou incolores que pour des échantillons absorbant fortement la lumière. Les systèmes de détection "par ratio", c'est-à-dire tenant compte de la lumière transmise et de la lumière dispersée, permettent de réduire les interférences de couleur et de corriger les fluctuations de la lampe [Wilde RF and Radtke DB, 1998].

#### 3.4.2 Sources d'interférence liées à la charge particulaire

Les particules colorées interfèrent en absorbant la lumière tandis que la taille des particules agit sur la quantité et la direction des rayons dispersés. Les échantillons avec une distribution étroite de taille de particules seront beaucoup plus négativement influencés par

les différences spectrales de la source de lumière (lumière blanche vs infrarouge), et par conséquent les mesures produites par les deux standards seront plus divergentes [Sadar MJ, 1999].

Au-delà de 40 NTU, la part de la lumière dispersée qui est absorbée par les particules rencontrées sur le chemin optique conduisant au détecteur devient importante. Cette interférence (biais négatif) contrarie la linéarité du signal au-delà de 40 NTU.

### 3.5 COMPARAISON DES MÉTHODES ISO 7027 ET EPA 180.1

Chaque méthode a ses propres avantages et inconvénients. Ainsi, la lampe au tungstène de la norme EPA 180.1 requiert une alimentation électrique stable et un rééchantonnage fréquent. Elle émet dans de nombreuses longueurs d'onde qui sont absorbées par les particules présentes dans l'eau, ce qui réduit l'intensité de la lumière dispersée. Au-delà de 40 NTU, le signal n'est plus linéaire du fait de l'absorption par les particules environnantes de la lumière dispersée. La norme EN ISO ne présente pas ces défauts mais il semble qu'elle soit moins sensible aux particules de petite taille [Sadar MJ, 1999]. Elle permet par ailleurs de s'affranchir des interférences dues à la couleur dissoute [Welté B, 2005].

Conventionnellement, les mesures néphélométriques des étalons de formazines produisent les mêmes résultats pour les deux méthodes. Sur des eaux naturelles, s'il n'y avait pas d'interférences, les deux méthodes donneraient des résultats identiques [Sadar MJ, 1999]. Dans la plupart des eaux naturelles les interférences liées à la couleur et à l'absorbance de particules diminuent quand la valeur de la turbidité diminue. Les mesures selon la méthode ISO ont tendance à être inférieures aux mesures selon la méthode EPA de 0,01 à 0,02 unités, quand les interférences sont minimisées. En pratique, quand les interférences sont sensibles, les résultats diffèrent selon la méthode et il n'existe pas de règles de transposition. Les écarts absolus entre les deux méthodes de mesure sont d'autant plus importants que les niveaux de turbidité sont élevés. Des corrélations fortes existent entre les résultats des deux méthodes pour une même eau : Eau de Paris indique ainsi que turbidité (NFU)=1,45x turbidité (NTU) pour des eaux de surface (N=19 et m=9 NTU) ; turbidité (NFU)=1,49x turbidité (NTU) pour des eaux décantées ou préfiltrées (N=25 et m=0,68 NTU) et turbidité (NFU)=1,7x turbidité (NTU) pour des eaux traitées (N=118 et m=0,069 NTU) [Welté B, 2005]. Les auteurs remarquent cependant que ces corrélations ne peuvent être étendues à d'autres eaux. De plus pour des turbidités inférieures à 0,3 NTU on peut considérer que les valeurs sont équivalentes, vu la fidélité de chaque mesure.

### 3.6 TURBIDIMÈTRES UTILISÉS EN FRANCE EN EXPLOITATION DE L'EAU

En France, le principe de la mesure est la néphélométrie. Avant le décret 2001-1220 du 20 décembre 2001, la méthode courante était la norme EPA 80.1, avec une turbidité exprimée en NTU. Depuis ce décret, la méthode favorisée est désormais la norme ISO 7027, avec une turbidité exprimée en NFU. Les exploitants tendent en effet à préférer avoir des turbidimètres en accord avec le nouveau décret, même s'il ne s'agit pas d'une obligation [Montiel A, Sagep, communication personnelle]. D'après certains fournisseurs de turbidimètres, les exploitants renouvellent leur parc de turbidimètres avec des appareils à lumière infrarouge lorsqu'ils doivent acquérir de nouveaux appareils.



### 3.7 ÉCHANTILLONNAGE

Il n'existe pas de norme spécifique pour l'échantillonnage en ligne. Cependant, il peut aussi y avoir une mauvaise représentativité de la turbidité de l'eau parvenant au capteur par rapport à l'eau à analyser. Une alimentation en eau mal conçue peut en effet engendrer un biais important. Pour des mesures en continu, les capteurs peuvent être placés directement dans le milieu à analyser ou être placés dans un circuit en dérivation. En pratique, c'est la 2<sup>e</sup> configuration que l'on rencontre. Le montage (point de prélèvement, configuration du circuit hydraulique, débit) doit permettre d'éviter la sédimentation, source de biais négatif permanent. Le circuit de dérivation doit viser

à reproduire les conditions d'écoulement qui s'exercent dans le flux principal au niveau de la prise d'eau. Un tuyau d'alimentation étroit favorisera la probabilité des dépôts adhérents à leur paroi et une restitution sporadique de ces dépôts dans le flux arrivant au capteur (faux positifs). Le débit dans le circuit en dérivation est une indication utile qui peut être fournie par l'exploitant mais qui doit être complétée par l'expertise du dispositif.

## 4. Caractéristiques métrologiques des turbidimètres

### 4.1 ÉTALONNAGE

L'émission de la lampe d'un turbidimètre peut varier dans le temps, ce qui modifie la quantité de lumière reçue par le détecteur et biaise la mesure de la turbidité [Sadar MJ, 1999]. De même, l'encrassement de l'instrument perturbe la mesure. Un entretien et une calibration régulière de l'instrument sont donc nécessaires pour vérifier la dérive du turbidimètre provoquée par le vieillissement des composants optique et l'encrassement des fenêtres. Certains instruments présentent des caractéristiques technologiques permettant la réalisation d'un étalonnage quotidien automatique et la compensation de l'instabilité des composants optiques. Le problème de l'encrassement des instruments est par contre récurrent et peut conduire à des dérives très importantes [Mizier MO, 1999].

Le standard international reconnu pour la calibration des turbidimètres est la formazine ( $C_2H_4N_2$ ). Ce composé n'étant pas disponible dans le commerce, il est nécessaire de le préparer en laboratoire en suivant les procédures définies dans les normes ISO 7027 ou EPA 180.1. La distribution des tailles des particules [0,1;10  $\mu m$ ] est reproductible à condition d'opérer dans des conditions contrôlées de température et de pureté de l'eau utilisée ([www.photometer.com/en/](http://www.photometer.com/en/), 2004). Cette sensibilité aux conditions de fabrication a incité à développer d'autres étalons [Maréchal A, 2000], par exemple sous la forme de gel, d'un usage facile en exploitation. Même pour des instruments destinés à des mesures de turbidité inférieures à 1 NTU, les standards utilisés pour la calibration sont généralement plus concentrés (par exemple, 20 NTU chez HACH). En effet, à des niveaux de turbidité bas, le standard pourrait facilement être contaminé par des molécules présentes dans l'air, dans la cellule de mesure et dans l'eau. Ainsi, si l'eau utilisée pour préparer un standard de 0,1 NTU a elle-même une turbidité de 0,04 NTU, la turbidité du standard sera 0,14 NTU. De la même manière, les interférences de lumière parasite sont négligeables à 20 NTU mais ne le sont pas à 0,01 NTU. Les standards élevés sont donc plus fiables et plus faciles à obtenir que des standards faibles ([www.photometer.com/en/](http://www.photometer.com/en/), 2004).

L'étalonnage peut être mis en œuvre de différentes manières. Des étalonnages systématiques peuvent être programmés selon une fréquence établie par les procédures d'assurance qualité, mais cette méthode répond mal au besoin de l'exploitant. Une approche participative et adaptative est actuellement promue par la Lyonnaise [A Pierrot, communication personnelle, 2004]. Dans cette démarche, l'exploitant est associé à la définition des objectifs de qualité et peut adapter le contrôle de cet objectif aux résultats acquis dans le temps en modifiant la fréquence de contrôle et d'étalonnage.

L'objectif critique assigné à la mesure peut être le déclenchement d'opération de traitement, d'alarme, dosage de réactifs... En fonction du risque de dysfonctionnement lié à une erreur de mesure, le qualitatif et l'opérateur définissent l'écart maximum tolérable sur la mesure (EMT). Une fréquence initiale de contrôle et d'étalonnage

est convenue (par exemple hebdomadaire pour les turbidimètres sur eaux propres). Lors de chaque contrôle sont consignées :

- 1) la turbidité de l'étalon (valeur cible) ;
- 2) la turbidité de l'étalon fournie par le turbidimètre avant réglage ;
- 3) la turbidité de l'étalon fournie après réglage.

Un étalonnage complet n'est effectué que si l'écart entre des valeurs (1) et (2) excède l'EMT. Les couples de mesures sont exploités pour évaluer le risque de dépassement de l'EMT en fonction du délai écoulé depuis le dernier étalonnage. Celle-ci est adaptée au besoin.

### 4.2 PRÉCISION

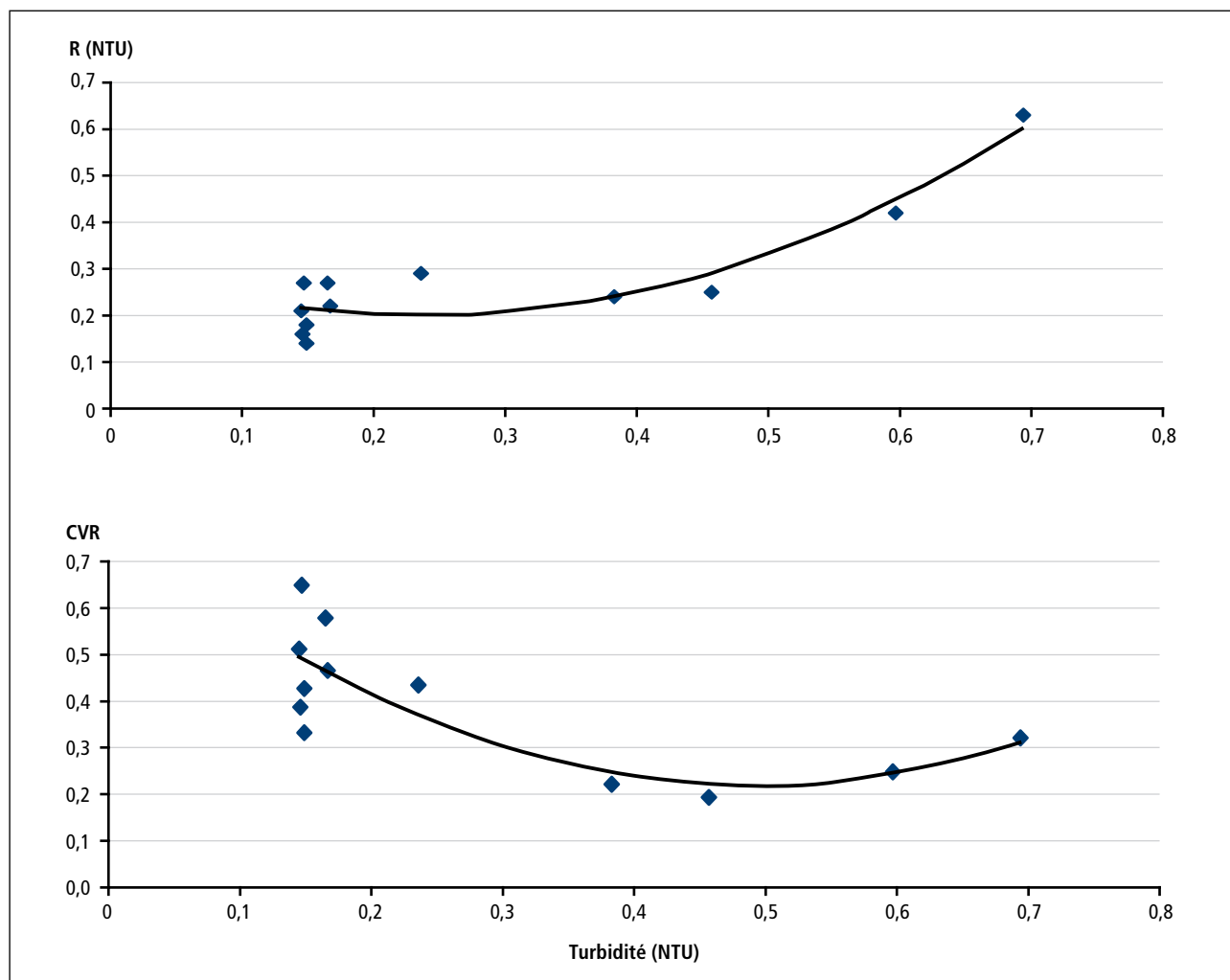
La précision est l'aléa caractérisant une mesure, c'est-à-dire l'écart entre les résultats de mesures d'une même grandeur. On distingue en pratique deux indicateurs de précision, la répétabilité et la reproductibilité, pour lesquelles des méthodes empiriques de quantification sont proposées. Certains auteurs considèrent que la reproductibilité seule définit la précision [Miller JN and Miller JC, 2000].

La répétabilité est la précision de mesures réalisées dans les mêmes conditions opératoires (même matériel, mêmes conditions de température, de pression, d'humidité, même opérateur) tandis que la reproductibilité est la précision obtenue dans des conditions différentes ou avec des instruments différents. Statistiquement, on peut les définir à partir des écarts-types  $\sigma_r$  ou  $\sigma_R$  de la mesure, estimés par  $s_r$  ou  $s_R$  sur la base de mesures répétées ou reproduites, respectivement. La norme ISO 3534 propose une définition de la répétabilité et de la reproductibilité qui ont été reprises dans la norme française NF X 06-041 :

- la répétabilité  $r$  est la valeur au-dessous de laquelle est située, avec une probabilité  $p$  spécifiée (par défaut d'indication  $p=0,95$ ) la valeur absolue de la différence entre deux résultats obtenus dans les mêmes conditions. On montre que  $r=2,83\sigma_r$  ;
- la reproductibilité ( $R=2,83\sigma_R$ ) est la valeur au-dessous de laquelle est située, avec une probabilité  $p$  spécifiée (par défaut d'indication  $p=0,95$ ) la valeur absolue de la différence entre deux résultats obtenus dans des conditions différentes (opérateurs, appareils, laboratoires ou époques différents).

Si la précision dépend de la teneur de la substance analysée, on préfère utiliser le coefficient de variation de répétabilité (ou de reproductibilité), qui est l'écart-type rapporté à la concentration en analyte. En ce qui concerne la turbidité entre 0,4 et 40 NTU, les organismes chargés d'organiser des essais inter-laboratoires (US-EPA, Aglae) observent que l'écart-type  $\sigma$  de la mesure est proportionnel à la valeur de la turbidité  $T$  (figure 5). Cette propriété découle du principe de la mesure. On préfère donc caractériser la turbidité par le coefficient de variation de répétabilité  $CVR_r=\sigma_r/T$  ou de reproductibilité  $CVR_R=\sigma_R/T$  plutôt que l'écart-type  $\sigma$ . En deçà de 0,4 NTU, l'expérience montre que  $\sigma$  atteint une valeur plancher.

**Reproductibilité (R et CVR) de la mesure de la turbidité d'eau en fonction du niveau de la turbidité basée sur 11 essais inter-laboratoires Aglae, 1997. Ajustement par un polynôme de degré 2**



#### 4.2.1 Répétabilité des mesures ponctuelles en laboratoire

La répétabilité peut être estimée sur la base d'essais *ad hoc* ou par exploitation des cartes de contrôle. L'US-EPA [Anon, 1999] propose des valeurs de répétabilité (tableau 3) pour les mesures en laboratoire obtenues par la méthode EPA 180.1. Le coefficient de variation obtenu par régression linéaire s'établit à 0,025.

L'association Aglae a exploité les résultats d'essais inter-laboratoires qu'elle organise pour calculer la répétabilité et la reproductibilité de nombreuses mesures physiques, chimiques ou biologiques sur l'eau, dont la turbidité pour des eaux peu chargées (0,1 à 0,7 NTU), suivant la méthode EPA 180.1. La répétabilité s'établit autour de  $r=0,04$  ( $s_r=0,015$ ) en deçà de 0,3 NTU et le coefficient de variation de répétabilité autour de 0,05 (5%) au-delà.

Des utilisateurs avertis considèrent que la répétabilité des meilleures sondes de mesures de la turbidité obtenues sur le terrain est plutôt  $r=0,02$  NTU ( $s_r=0,01$ ) aux faibles valeurs de turbidité (<0,3 NTU).

| TABLEAU 3 |

**Écart-type et coefficient de variation de la répétabilité  $s_r$  de la turbidité d'eaux naturelles (d'après l'US-EPA) et d'eaux peu chargées\* (d'après Aglae)**

Turbidité (NTU)	$S_r$ (NTU)	CVr
26	0,60	0,023
41	0,94	0,023
75	1,2	0,016
180	4,7	0,026
0,1 à 0,7*	0,015*	0,05*

## 4.2.2 Reproductibilité des mesures ponctuelles en laboratoire

Pour approcher la reproductibilité, des essais inter-laboratoires sont nécessaires. La reproductibilité de la mesure de turbidité est beaucoup plus mauvaise que la répétabilité. La valeur médiane du rapport  $s_r/s_r$  se situe entre 5 et 6. La turbidité apparaît de loin comme le paramètre le moins reproductible parmi l'ensemble des paramètres physico-chimiques couramment mesurés sur de l'eau propre [Aglae, 1997].

L'US-EPA [Anon, 1999] propose un coefficient de variation de reproductibilité de 0,074 (7,4%) pour des valeurs de turbidité comprises entre 0,45 et 6 NTU.

Aux faibles turbidités (<1 NTU), la reproductibilité est particulièrement mauvaise. Aglae note une reproductibilité R de 0,29 NTU pour la gamme 0,1-0,2 NTU, soit un écart-type de reproductibilité  $s_r$  de 0,10 NTU, et un coefficient de variation de reproductibilité CVR de 0,32 (32%) entre 0,4 et 0,7 NTU. On peut cependant avancer la difficulté à préserver des conditions de transport (température notamment) entre le laboratoire chargé de la préparation des échantillons et des laboratoires destinataires, des différences pouvant introduire des biais dans les mesures de très faibles turbidités, et par conséquent dans les résultats issus d'essais inter-laboratoires. Les mesures réalisées sur le terrain (mesures ponctuelles ou en continu) ne présentent pas ce facteur de non reproductibilité.

## 4.2.3 En pratique

On se propose de retenir, pour les mesures de turbidité d'eaux traitées ou naturelles qui suivent la norme EPA 180.1 (lumière émise blanche) et réalisées dans les meilleures conditions :

- Répétabilité en NTU :  $\sigma_r = \max(0,01 ; 0,03.T)$   
- Reproductibilité en NTU :  $\sigma_R = \max(0,05 ; 0,08.T)$   
Avec :  
T : mesure de la turbidité, exprimée en NTU, mesurée selon norme EPA 180.1  
 $r=2,83 \sigma_r$  et  $R=2,83 \sigma_R$

Pour les mesures en norme ISO 7027, on ne dispose pas de suffisamment d'informations pour estimer la répétabilité et la reproductibilité des mesures.

## 4.3 EXACTITUDE

L'exactitude est l'absence de biais, c'est-à-dire l'étroitesse de l'accord entre le résultat d'une mesure et la valeur réelle de la grandeur mesurée. Comme il n'existe pas de mesure parfaite, les résultats sont souvent présentés avec une **incertitude**, ce qui revient à fournir un intervalle autour du résultat dont on puisse s'attendre à ce qu'il comprenne une fraction élevée de la distribution des valeurs qui pourraient raisonnablement être attribuées à la grandeur.

L'exactitude n'est pas par définition une grandeur mesurable. Elle peut être estimée à partir d'étalons, ou à la rigueur par comparaison avec une méthode de référence réputée exacte. Les corrections apportées à l'étalonnage représentent la résultante des biais présent au moment de l'étalonnage et constituent donc une indication précieuse sur l'exactitude des mesures. L'US-EPA propose de mesurer l'exactitude A (accuracy) par la borne supérieure de l'intervalle de confiance à 95% de l'écart réduit moyen (root mean square error) entre la concentration du standard et les mesures (au minimum 20 couples de mesures).

L'exactitude n'est pas en soit une notion opérationnelle car elle varie fortement dans le temps. Si les biais engendrés par l'usure de la lampe ou de l'encrassement de la cellule de mesure immergée ne sont pas contrôlés par une pratique qualité, il est difficile d'estimer l'incertitude autour d'une mesure particulière. Seules des mesures sous assurance qualité peuvent être associées à l'incertitude proposée par l'opérateur, ou à défaut à la reproductibilité estimée sur la base d'essais inter-laboratoires.

## 4.4 LIMITES DE DÉTECTION ET DE QUANTIFICATION

Les limites de détection et de quantification sont des concepts qui ne présentent pas d'intérêt pratique en ce qui concerne la turbidité des eaux naturelles car la limite inférieure du domaine de variation est supérieure à ces limites.

## 5. Qualité des chroniques de mesures

### 5.1 POSITION DU PROBLÈME

La qualité d'une donnée se définit comme sa capacité à répondre à un objectif donné. L'étude T&G vise à exprimer un risque relatif de gastro-entérite comme une fonction de la turbidité (eau brute, eau traitée) ou des variations de turbidités. Pour obtenir au niveau d'un site un risque précis, on souhaite être capable d'identifier dans des séries de données des pics correspondants à une augmentation réelle de la turbidité. Il faut donc avoir des données "propres" (absence de pics correspondants à des artefacts : étalonnage, dérive...) et les plus précises possibles (détection de pics d'amplitude faible). La comparaison de risques entre sites (qui n'est pas un objectif dans la première phase d'étude) suppose des exigences renforcées en termes d'exactitude et de comparabilité des données.

Les données livrées dans le cadre de l'étude "T&G" se présentent sous forme de chroniques de valeurs à des pas de temps variant de 2 à 30 minutes (15 minutes le plus fréquemment). Les données enregistrées peuvent être des données ponctuelles, mais sont plus souvent des moyennes arithmétiques pratiquées sur des données ponctuelles échantillonnées systématiquement. Une nouvelle agrégation (moyenne journalière ou de minimum horaire sur la journée) est opérée *a posteriori* pour formuler les entrées des modèles épidémiologiques dont le pas de temps est le jour. Ce texte ne développe pas ce sujet.

Les données récupérées dans l'étude T&G sont des données d'exploitation. Les objectifs de qualités de ces mesures sont donc des objectifs d'exploitation, qui peuvent ou non concorder avec les objectifs de l'étude. Par exemple, la turbidité de l'eau traitée peut servir au déclenchement d'alarmes pour le contrôle immédiat et l'ajustement du traitement de clarification. Dans ce cas, l'exploitant a défini des objectifs de qualité (répétabilité, exactitude) qui peuvent aussi convenir pour l'étude T&G. En revanche, en ce qui concerne l'eau brute, l'objectif de l'exploitant peut se limiter à la détection de crues turbides majeures et n'avoir aucun objectif particulier concernant les niveaux ordinaires, ce qui pose problème dans le cadre de l'étude. En rapport avec l'ambition des objectifs, des procédures d'assurance qualité formalisées peuvent encadrer les mesures sur la turbidité de l'eau traitée et être absentes pour l'eau brute. Ce contraste dans la qualité des données est accentué dans le cadre d'une utilisation rétrospective : en l'absence de pratique qualité formalisée, il n'y a pas de rapport d'anomalie ou de main courante permettant d'interpréter les figures suspectes observées dans les chroniques.

La présence de signaux parasites constitue le principal problème des données recueillies en continu.

On distingue quatre types de facteurs :

- 1) les facteurs technologiques intrinsèques des appareils, notamment du capteur ;
- 2) les facteurs liés à l'installation du turbidimètre et à son environnement : température, vibrations, humidité, bulles d'air... ;
- 3) le facteur humain : pratiques de maintenance et d'assurance qualité ;
- 4) le processus d'agrégation (nombre de mesures ponctuelles agrégées, ...).

Le facteur "humain" représente avec le facteur environnemental la plus grande source d'incertitude. Des procédures sous assurance qualité doivent être mise en place afin d'améliorer la transparence et la qualité des données recueillies. Cependant, de par son expérience, l'opérateur peut être une source significative d'amélioration dans les données produites s'il est sensibilisé à l'importance de ces données.

### 5.2 FACTEURS DE QUALITÉ LIÉS AU CAPTEUR

Les constructeurs indiquent la résolution, la répétabilité et l'incertitude des mesures réalisées par leurs appareils dans des conditions de bonnes pratiques des mesures (environnement, maintenance). Les facteurs liés au capteur ne représentent au plus que 30% de l'incertitude sur la mesure, 70% au moins revenant à l'opérateur et à l'environnement [Pierrot, communication personnelle] ; l'intérêt des performances indiquées par le constructeur est donc limité et il est préférable de se tourner vers des indicateurs de qualité globale obtenus en situation.

### 5.3 FACTEURS DE QUALITÉ LIÉS À L'INSTALLATION DU TURBIDIMÈTRE

L'environnement physique de l'appareil (température, humidité, vibrations...) influence la précision des mesures et peut générer un biais. L'effet de l'environnement sur la mesure n'est pas développé ici.

Il peut aussi y avoir une mauvaise représentativité de la turbidité de l'eau parvenant au capteur par rapport à l'eau à analyser. Le positionnement du capteur devra donc être étudié avec soin pour éviter des sédimentations ou des remises en suspension dans le circuit dédié à la mesure.

En ce qui concerne les eaux traitées très claires et les données obtenues dans le respect de bonnes pratiques, le passage de bulles d'air constitue la principale cause d'erreur de mesure [B. Welté, communication personnelle].

### 5.4 FACTEURS DE QUALITÉ LIÉS À LA MAINTENANCE DU TURBIDIMÈTRE

#### 5.4.1 Nettoyage de l'optique immergée

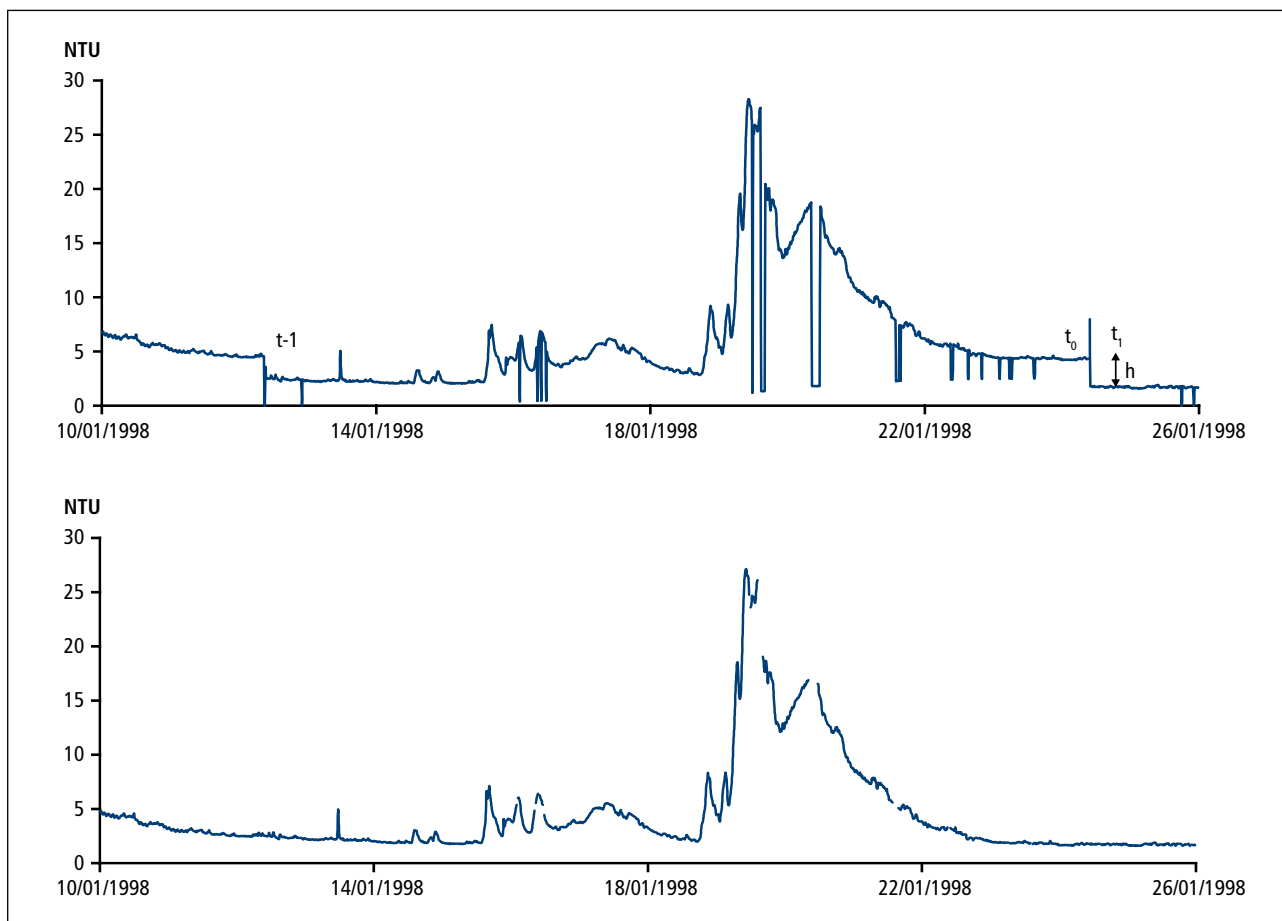
Certaines sondes de turbidité sont conçues sans optique immergée (mesure à travers une chute d'eau). D'autres possèdent un système automatique pour le nettoyage de l'optique immergée. Pour les turbidimètres qui ne bénéficient pas de tels dispositifs, l'encrassement de l'optique immergée engendre un biais positif qui croît dans le temps en proportion des dépôts. Ce phénomène reste le plus souvent inapparent sur les chroniques de turbidité sur l'eau traitée si le nettoyage est pratiqué avec une fréquence suffisante et dans la mesure où les concentrations en particules sont faibles. En revanche, il apparaît visuellement sur les chroniques de turbidité acquises sur les eaux brutes (figure 6).

Par exemple, l'eau brute de la source karstique de Radicatel alimentant la ville du Havre présente une turbidité de fond d'environ 2 NTU et des crues turbides pouvant dépasser les 100 NTU (au total 10 % du temps). La chronique du 1<sup>er</sup> trimestre 1997 a pu être exploitée pour estimer la dérive en tout point de cette chronique. Au cours de cette période, la cellule de mesure du turbidimètre a été nettoyée 27 fois, soit en moyenne 2 fois par semaine. Les biais observés lors des nettoyages présentent

la distribution suivante : médiane=0,40 NTU ; percentile 95=1,0 NTU ; maximum=2,1 NTU (une dérive de 8 NTU a été observée par ailleurs à l'issue d'une crue turbide de grande ampleur). Ces statistiques montrent que même en présence d'une maintenance régulière, le biais peut être important, notamment après un épisode de turbidité. Il doit être corrigé dans la mesure du possible dès que l'écart observé excède l'écart maximum tolérable.

| FIGURE 6 |

**Mesures brutes et corrigées de turbidité de l'eau brute d'une source karstique. Nettoyages de l'optique immergée du capteur les 12 et 24 janvier 1998**



**5.5 MESURES AGRÉGÉES, MESURES DIFFÉRENCIÉES**

Comme la multiplication des mesures n'engendre pas de coûts supplémentaires, les valeurs indiquées dans les études sur la qualité de l'eau sont plus souvent des moyennes arithmétiques obtenues sur plusieurs valeurs ponctuelles que les valeurs ponctuelles elles-mêmes. La forte variabilité des mesures à une échelle fine du temps ou au contraire le lissage des mesures qui ressortent de l'examen de chroniques par quart d'heure peuvent provenir du nombre (respectivement faible ou élevé) de mesures ponctuelles intervenant dans la constitution de la donnée enregistrée.

À condition d'admettre l'indépendance des aléas obtenus sur des mesures ponctuelles successives, la "précision" de moyennes sur n mesures successives, augmente proportionnellement à la racine carrée de n. L'agrégation des mesures ponctuelles ne modifie pas les biais. En revanche, le recours à des indicateurs différenciés (par exemple, variation de la turbidité moyenne en 24h) atténue les biais. Dans le cas théorique où le biais n'évolue pas dans le temps, les mesures différenciées sont exemptes de biais. Dans le cas général, le biais sur des mesures différenciées se limite à l'augmentation du biais sur le pas de temps servant à la différenciation.

## 6. Contrôle de la qualité et correction des chroniques de mesures

Deux situations sont à traiter :

- qualité des données déjà obtenues pour l'étude, et pour lesquelles il sera délicat d'obtenir des informations complémentaires : ces données sont-elles exploitables ;
- qualité des données futures : comment garantir la qualité de ces données ?

### 6.1 RÈGLES GÉNÉRALES

Apprécier la précision et l'exactitude de chroniques de mesures de turbidité à travers les informations fournies par le constructeur et l'exploitant est un exercice délicat car la terminologie employée est parfois ambiguë, car les informations proposées sont beaucoup plus optimistes que celles issues d'essais inter-laboratoires et surtout car ce sont les conditions d'environnement et de maintenance qui pèsent le plus sur l'incertitude des mesures de terrain. On se propose donc d'adopter les règles suivantes :

- les limites inférieures de turbidité sont fixées à 0,020 NTU à 550 nm (seuil utilisable pour la méthode NTU) et à 0,009 NFU à 860 nm (méthode NFU) ;
- il s'agit de distinguer la comparaison de valeurs provenant d'un même appareil, celle provenant d'appareils différents d'un même site et celles provenant de sites différents ;
- il s'agit de distinguer si les données sont des données brutes (niveaux de turbidité), agrégées ou différenciées (variations de niveaux de la turbidité) ;
- dans un environnement idéal (laboratoire et procédures sous assurance qualité, aucun biais), la résolution, répétabilité et incertitude indiquées par le constructeur (à définir explicitement) peuvent être utilisées pour indiquer les qualités des mesures qu'on peut prétendre atteindre :
  - l'incertitude fournie par le constructeur pourrait être utilisée pour estimer l'intervalle de confiance dans lequel se trouve la valeur réelle,
  - la comparaison de données issues d'un même appareil s'appuierait sur la répétabilité fournie par le constructeur, divisée par la racine carrée du nombre de mesures ponctuelles ayant servi la constitution de la valeur enregistrée. Cette précision suppose l'indépendance des erreurs sur les mesures ponctuelles et la stabilité du niveau de turbidité.

Dans la réalité, ces valeurs sont largement majorées du fait de l'influence néfaste de l'environnement. La portée pratique de ces règles est donc faible.

- Si les mesures sont effectuées sous assurance qualité, ou si elles respectent les conditions de bonnes pratiques édictées par le constructeur, les données des contrôles (interne, ou lors d'essais inter-laboratoires) permettent d'estimer la résolution, répétabilité et l'incertitude (voir la section "charges "qualité" sur les données prospectives") ;
- Si les mesures ne respectent les conditions de bonnes pratiques édictées par le constructeur, l'incertitude est inconnue :
  - la comparaison de valeurs provenant d'appareils différents est illicite, sauf si leurs caractéristiques optiques correspondent

rigoureusement à la même norme et s'ils ont été étalonnés avec le même étalon,

- la comparaison de valeurs provenant d'un même appareil est illicite si le délai est "grand" et si les biais varient dans le temps. C'est notamment le cas si des dérives liées à l'encrassement des optiques immergées sont constatées et non corrigées,
- la comparaison de valeurs différenciées (24h) est possible entre des données provenant d'un même appareil ou provenant d'appareils différents en l'absence de dérive significative sur 24h (ce point est en général invérifiable),
- si des ruptures de dérives consécutives au nettoyage sont repérables sur les chroniques livrées, on peut tenter de modéliser et de corriger la dérive (cf. section "modélisation de la dérive liée aux salissures").

### 6.2 EXPLOITATION DE DONNÉES RÉTROSPECTIVES

La principale difficulté sur ces données est la présence de dérives évidentes qui perturbent la mesure et empêchent l'exploitation correcte des données. Comme il est très difficile d'obtenir des informations relatives à ces données (observations, dates d'étalonnage...), une méthode a été proposée pour modéliser les dérives (dérive liée aux salissures et dérive liée aux autres facteurs) et les corriger. La modélisation prend principalement en compte la dérive liée à l'encrassement des capteurs.

Dans un premier temps, on identifie les "sauts de turbidité" liés à une intervention de l'opérateur sur l'instrument (maintenance, étalonnage...). La variation  $\Delta T$  de turbidité indiquée par l'appareil et attribuable à l'intervention dépend des erreurs introduites par l'encrassement et par d'autres facteurs.

$$\Delta T = |T(t_1) - T(t_0)| = \text{Erreurs (salissures)} + \text{Erreurs (autres\_facteurs)}$$

Le temps  $t_0$  correspond au temps avant l'intervention,  $t_1$  au temps après l'intervention,  $t_1$  au temps après l'intervention précédente.  $T$  est la turbidité indiquée par la sonde. La formulation de  $\Delta T$  suppose l'indépendance du facteur "salissures" vis-à-vis des autres facteurs. Les erreurs ont des composantes systématiques et aléatoires.

#### 6.2.1 Modélisation de la dérive liée aux salissures

La dérive peut être corrigée si on est capable d'identifier sur la chronique l'ensemble des ruptures de dérives consécutives au nettoyage, moyennant les hypothèses suivantes :

- le biais est nul juste après le nettoyage ;
- juste avant le nettoyage, le biais correspond à l'amplitude  $h$  de la rupture de dérive enregistrée ;
- entre deux nettoyages consécutifs, l'erreur systématique liée à l'encrassement est proportionnelle à la turbidité cumulée depuis le nettoyage précédent.

$$- \text{Erreur (salissures, } t) = a \cdot \int_{t_1}^{t_0} T(t) dt \quad t_1 < t < t_0$$

Le coefficient a, homogène à l'inverse d'un temps, peut être ajusté sur la base des mesures relatives aux opérations de nettoyage, et d'une série de mesures discrètes  $T(t_i)$  associées à un pas de temps  $\delta t_i$ :

$$a = \frac{T(t_1) - T(t_0)}{\sum_{t_1}^{t_0} T(t_i) \cdot \delta t_i}$$

Le coefficient a fait l'objet d'une estimation locale, c'est-à-dire pour chaque période séparant 2 étalonnages, car il est susceptible de varier en fonction de la qualité de la turbidité et des conditions environnementales (température...).

Une erreur provient du fait qu'on utilise pour l'ajustement la turbidité mesurée  $T_{\text{mes}} = T_{\text{réelle}} + \Delta T$  à la place de la turbidité réelle  $T_{\text{réelle}}$ . Plus le niveau de turbidité est élevé au cours de période de correction, plus le délai entre 2 étalonnages est important et plus l'erreur est importante. Il est possible de procéder à un calcul itératif de a en calculant le dénominateur en donnant à  $T(t_i)$  la valeur corrigée obtenue au terme de l'itération précédente.

La validité de cette modélisation n'a pu être testée. Il est cependant clair qu'elle ne peut être appliquée sur un laps de temps trop long. En pratique, la correction n'est pratiquée que si la période séparant 2 étalonnages ne dépasse pas une à deux semaines. Sur l'exemple de la turbidité de l'eau brute à Radicatel, la valeur estimée de a est de 0,5 semaine<sup>-1</sup>, c'est-à-dire que pour un niveau de turbidité de 2 NTU (niveau de base), on observe une dérive de 1 NTU attribuable à la turbidité déposée sur l'optique au bout d'une semaine et en l'absence d'interventions.

Dans le cas où les données de contrôle ne sont pas disponibles, il est parfois possible de repérer les interventions par les ruptures de dérives qu'elles occasionnent dans les chroniques. Cette approche comporte des risques évidents: (1) on ne sait pas la nature de l'intervention et il faut émettre l'hypothèse que le seul facteur de dérive est l'encrassement des optiques (2) si la dérive est faible, on peut ne pas repérer l'intervention sur la chronique (3) on calcule la valeur de la correction à partir de données elles-mêmes entachées d'erreur.

## 6.2.2 Modélisation des autres biais

On suppose que le biais attribuable aux autres facteurs peut dépendre du niveau de la turbidité d'une part, du temps écoulé depuis le dernier étalonnage d'autre part. La forme de la fonction est à rechercher.

$$\Delta T(\text{autres\_facteurs}) = f((t_0 - t_1), T_{\text{étalon}}) + \varepsilon$$

Les données servant à l'ajustement sont les couples de mesures (avant étalonnage, après étalonnage). Les données de contrôle sont indispensables.

## 6.3 CHARGES "QUALITÉ" SUR LES DONNÉES PROSPECTIVES

Afin d'obtenir des données de meilleure qualité, il pourrait être proposé un cahier des charges pour la participation de nouveaux sites à l'étude. Ce cahier des charges décrirait les données nécessaires, ainsi que les procédures d'assurance qualité minimales pour être inclus dans l'étude. Une convention serait établie avec chaque fournisseur de données pour garantir:

- l'accès à une liste prédéfinie d'informations (section "Informations à fournir");
- un niveau de qualité donné:
  - concernant le contrôle et l'étalonnage de la sonde une procédure serait proposée,
  - un écart maximum toléré<sup>1</sup> (EMT) serait fixée en tenant compte des capacités techniques des instruments, de l'expérience des opérateurs et des objectifs définis à la fin de la première phase de l'étude "turbidité et gastro-entérites" (exploitation de 6 années de données sur les 11 sites inclus).

Pour cela, il sera nécessaire d'impliquer les opérateurs dans les études en leur montrant l'utilité des données et l'intérêt de valoriser leur mesure. En effet, le "facteur humain" est le point sur lequel la qualité des données a le plus à gagner concernant.

Certains éléments sont proposés en page suivante. Le cahier des charges final devra être rédigé en collaboration avec les exploitants.

### 6.3.1 Informations à fournir

Le tableau 4 assemble les informations générales à obtenir auprès de l'exploitant et du constructeur. N'y figurent pas les indicateurs de reproductibilité (non disponibles) et de limite de détection (peu adaptée au paramètre). Les exemples fournis concernent les appareils le plus souvent rencontrés au cours de l'étude T&G, les données "exploitant" sont des exemples de réponse rencontrées.

Les données utiles pour objectiver la qualité des données traitées sont l'ensemble des mesures faites à l'occasion des nettoyages ou des étalonnages des appareils. Pour une intervention combinant nettoyage et étalonnage:

- opérateur (initiales ou code anonymisé);
- date et heure de l'intervention;
- nature de l'intervention (nettoyage optique, ou nettoyage optique + étalonnage);
- mesure de turbidité de l'eau indiquée avant l'intervention;
- mesure de la turbidité après nettoyage mais avant étalonnage;
- turbidité de l'étalon (valeur cible);
- turbidité de l'étalon indiquée par le turbidimètre avant réglage;
- mesure de turbidité de l'eau indiquée après l'intervention.

Ces données sont destinées:

- d'une part à une meilleure correction des dérives liées à l'encrassement des appareils (jusqu'à présent le repérage se fait par la recherche des ruptures de dérive sur le graphe de la chronique);
- d'autre part, à connaître la distribution de l'incertitude et de ces déterminants.

<sup>1</sup> Lors du contrôle métrologique de l'appareil, le dépassement de l'écart maximum toléré entre la mesure réalisée sur l'étalon et la valeur réelle de l'étalon conditionne la réalisation de l'étalonnage.



## Informations à obtenir pour évaluer la qualité des chroniques de turbidité

Paramètre	Turbidimètre EB	Turbidimètre ET
Marque	HACH	HACH
Type	Surface Scatter 6	1 720 C
Référence	SS6	
<b>Données constructeur</b>		
Norme	EPA 180.1	EPA 180.1
Unité	NTU	NTU
Domaine de mesure disponible	0-10.000 NTU	0-100 NTU
Principe de mesure	Néphélogéométrie	
Incertitude <sup>a</sup>	±5 % de 0 à 2 000 NTU ±10 % de 2 000 à 10 000 NTU	±2 % de 0 à 30 NTU ±5 % de 30 à 100 NTU
Répétabilité <sup>a</sup>	Max (1,0 % ; 0,04 NTU)	Max (1,0 % ; 0,002 NTU)
Résolution <sup>a</sup>	0,01 NTU si <100 NTU 0,1 NTU entre 100 et 1 000 NTU 1,0 NTU si >1 000 NTU	0,001 NTU
<b>Données exploitant</b>		
Système d'AQ des données des turbidimètres <sup>b</sup>	Non	Interne
Date de mise en service	2002	2002
Gammes de mesure utilisées	0-100 NTU 0-1 000 NTU	0-1 NTU
Changement de gamme <sup>c</sup> critère(s)	Manuel	Pas de changements
Méthode de nettoyage des optiques immergées <sup>d</sup>	Manuel	Manuel
Fréquence de nettoyage critère(s)	Irrégulière, après épisode turbides	Mensuelle
Fréquence des calibrations critère(s)	Auto	Auto
Fréquence d'étalonnage critère(s)	Trimestrielle	Trimestrielle
Obtention de l'étalon <sup>e</sup>	Gel préfabriqué	
Fréquence de vérification usine critère(s)	Annuelle	Annuelle
Changement lampe (fréquence, critère)	Si panne	Systématique, 3 ans
Répétabilité	R=0,3 à 2 NTU	0,03 à 0,5 NTU
EMT exploitant	0,15×valeur (NTU)	0,04 NTU
Validation des données (critères)	Non définie	Dérive inter calibration <0,1 NTU
Maintenance curative (critères, actions)		
Enregistrement : fréquence	15 minutes	15 minutes
Enregistrement : nombre de mesures ponctuelles par enregistrement <sup>f</sup>	60	60
Alimentation en eau <sup>g</sup>	Dérivation OK	Dérivation OK

<sup>a</sup> S'assurer auprès du constructeur de la méthode de calcul.<sup>b</sup> Absence/interne/externe.<sup>c</sup> Manuel/automatisé.<sup>d</sup> Sans objet (absence d'optique immergée, p.ex. mesure à travers une chute d'eau)/nettoyage en continu (ultrasonique)/nettoyage automatisé par raclage/nettoyage manuel.--<sup>e</sup> Gel préfabriqué/Formazine fabriquée sur place (préciser la norme ISO 7027 ou EPA 180.1 et les durées maximales de conservation des solutions mère et fille)<sup>f</sup> La valeur enregistrée est la moyenne arithmétique des mesures ponctuelles.<sup>g</sup> Mesure dans le flux principal/mesure en dérivation (débit ?)/mesure en dérivation (débit ?) avec possibilité de biais (décantation/remise en suspension). Point à examiner conjointement avec l'exploitant lors d'une visite.

### 6.3.2 Modalités d'étalonnage

L'étalonnage régulier des appareils garantit une incertitude sur les mesures faible et maîtrisée. Les résultats d'étalonnage sont la seule information utile et disponible sur la qualité des données.

Plusieurs modalités d'étalonnage sont mises en œuvre par les exploitants. Cependant, le respect des modalités suivantes serait préférable du point de vue de l'étude :

- des étalonnages à date fixes, prévus dans le cadre de l'assurance qualité;
- des contrôles réguliers utilisant les étalons comme contrôle et conduisant à un étalonnage si l'une des deux règles suivantes est atteinte (par exemple):
  - règle 1 :  $|T_{\text{mesurée}} - T_{\text{étalon}}| > \text{ETM}$ ,
  - règle 2 : N (par exemple 5) valeurs consécutives  $<$  seuil mais situées du même côté de la valeur cible indique une possible dérive.

### 6.3.3 Changements de gamme de mesure

Ces manipulations sont nécessaires quand la qualité des eaux est très variables (eaux de surface brutes, par exemple). La gamme utilisée n'est cependant pas une donnée disponible en sortie des turbidimètres. Les chroniques doivent donc être interprétées en fonction du contexte mais de fréquents changements de gamme ou la concomitance avec d'autre perturbation du signal engendrent des difficultés d'interprétation et des erreurs.

Si le changement de gamme s'avère nécessaire, une bascule automatique est à préconiser. Par exemple le dépassement de 90 % de la gamme provoque le passage à la gamme supérieure, tandis que le passage en deçà de 10 % de la gamme provoque le basculement vers la gamme inférieure.

## 7. Conclusion

- La précision et l'incertitude des mesures ponctuelles fournies par les turbidimètres dépendent plus de l'environnement, des conditions d'installation et de maintenance que de la qualité intrinsèque des capteurs.
- Une maintenance sous assurance qualité garantit un bon contrôle de la qualité des données produites, notamment des dérives. En soi, cette information ne permet cependant pas d'apprécier l'incertitude résiduelle. Des essais inter-laboratoires, pratiqués sur des appareils de mesure ponctuelle, fournissent des ordres de grandeur pour apprécier la précision qu'on peut obtenir dans les meilleures conditions de mesure (en laboratoire).
- L'appréciation de l'incertitude sur les données peut se référer à l'erreur maximum tolérable définie par l'exploitant.
- Une collection de résultats de mesures de contrôles *ad hoc* permettent d'évaluer l'incertitude et, éventuellement, de corriger les valeurs de la dérive lié à l'encrassement des optiques immergées. Il est important de prévoir l'obtention de ces données.
- En dernier recours, certains défauts peuvent être corrigés *a posteriori* sur la base des chroniques de turbidité.
- La précision est augmentée par l'utilisation d'indicateurs agrégés.
- L'incertitude est inchangée en cas d'utilisation d'indicateurs agrégés. L'emploi de mesures différenciées limite l'effet d'éventuelles dérives à la période sur laquelle est effectuée la différence.
- La collaboration des techniciens chargés des mesures de turbidité est indispensable au recueil de données de bonne qualité.

# Références bibliographiques

- [1] Anon (1999), Guidance manual for compliance with the interim enhanced surface water treatment rule: turbidity provisions. US Environmental Protection Agency. EPA 815-R-99-010.
- [2] Anon (2004), Data validation criteria for water quality parameters measured in the field. Oregon Department of Environmental Quality.
- [3] Association générale des laboratoires d'analyse de l'environnement (1997). Récapitulatif des valeurs de fidélité observées sur analyses chimiques et microbiologiques d'eaux et de sol en 4 années d'essais interlaboratoires. 1997. Lille.
- [4] Association des exploitants d'équipements de mesure, de régulation et d'automatisme Exera (2003), turbidimètres en continu, principes et méthodes, S3796.
- [5] Levine AD, Tchobanoglous G and Asano T (1985), characterisation of the size distribution of contaminants in wastewater. JWPCF 57 (7), 805-16.
- [6] Maréchal A (2000), relations entre caractéristiques de la pollution particulaire et paramètres optiques dans les eaux résiduaires urbaines. 1-284. Institut national polytechnique de Lorraine.
- [7] Miller JN and Miller JC (2000), statistics and chemometrics for analytical chemistry. pp. 1-271, Pearson-Prentice Hall, Dorchester.
- [8] Mizier MO (1999), guide de choix: comment choisir un turbidimètre. L'eau, l'industrie, les nuisances, n°216, 29-32.
- [9] Sadar MJ, Turbidimeter instrument comparison: low-level sample measurement, booklet n° 11. 1-26. 1999. USA, Hach Company. Technical information series.
- [10] Vanous DR (1978), understanding nephelometric instrumentation. Science and technology 6028-35.
- [11] Welté B, Montiel A (2005), étude comparative de mesure de la turbidité sur différentes eaux. L'eau, l'industrie, les nuisances, n°255, 125-7.
- [12] Wilde RF and Radtke DB (1998), Field measurements. In: Wilde F. D a.R.D.B.e. (ed), pp. 1-30, US Geological survey.
- [13] Ministère chargé de la santé. Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique (JO 06-02-2007).

## Qualité de l'eau distribuée en ville basse du Havre et ventes des médicaments utilisés pour le traitement des gastro-entérites

1997-2000 : une étude écologique temporelle

Annexe : qualité des données de turbidité issues de mesures en continu

La turbidité est une mesure optique de la charge d'une eau en particules en suspension. Les producteurs d'eau potable font un large usage de mesures en continu de la turbidité pour piloter le traitement de l'eau. La turbidité de l'eau traitée est le principal proxy d'exposition aux agents pathogènes d'origine fécale dans l'étude multicentrique de séries temporelles "turbidité et gastro-entérites". L'utilité de la turbidité de l'eau brute est aussi testée dans cette étude.

Ce document rappelle les bases théoriques de cette mesure, ses modalités pratiques, ses normes et décrit les critères et les indicateurs de qualité des mesures. Il se focalise ensuite sur les données issues de mesures en continu, leur correction et ébauche un cahier des charges pour la qualité des mesures destinées à l'épidémiologie.

**Mots clés :** turbidité, eau consommation humaine, système qualité, technique mesure, mesure en continu, métrologie

### Quality of water distributed in the lower city of Le Havre and drug sales used for the treatment gastroenteritis, 1997-2000: an ecological time series study

*Turbidity is an optical measurement of the load of suspended water particles. Drinking water producers make extensive use of continuous measurements of turbidity to manage water treatment. Turbidity of treated water is the main proxy regarding exposure to pathogens of fecal origin in the multicentric study of "turbidity and gastroenteritis" time series. The usefulness of raw water turbidity water is also tested in this study.*

*This document outlines the theoretical basis for this measure, its practicality, its standards and describes the criteria and quality indicators of measures. It then focuses on data from continuous measurements and their correction. It then drafts specifications for quality measures dedicated to epidemiology.*

Citation suggérée :

Beaudeau P, Pascal M et Checlair E. Qualité de l'eau distribuée en ville basse du Havre et ventes des médicaments utilisés pour le traitement des gastro-entérites – 1997-2000 : une étude écologique temporelle – Annexe : qualité des données de turbidité issues de mesures en continu. Saint-Maurice (Fra) : Institut de veille sanitaire, mai 2010, 18 p. Disponible sur : [www.invs.sante.fr](http://www.invs.sante.fr)

INSTITUT DE VEILLE SANITAIRE

12 rue du Val d'Osne

94415 Saint-Maurice Cedex France

Tél. : 33 (0)1 41 79 67 00

Fax : 33 (0)1 41 79 67 67

[www.invs.sante.fr](http://www.invs.sante.fr)

ISSN : 1958-9719

ISBN-NET : 978-2-11-099248-2

Réalisé par Diadeis-Paris

Dépôt légal : mai 2010