



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Office fédéral des routes OFROU

DOCUMENTATION

ÉCHANTILLONNAGE DES SYSTÈMES DE TRAITEMENT DES EAUX DE CHAUSSÉE

Methodologie

*Édition 2020 V1.00
ASTRA 88004*

Impressum

Auteurs / groupe de travail

Marguerite Trocmé	(OFROU N-SSI, présidence)
Fabienne Favre Boivin	(HES-SO, HEIA-FR, mandataire)
Manuel Froidevaux	(HES-SO, HEIA-FR, mandataire)
Elmar Scheiwiller	(DTT, Canton de Berne, expert externe)
Jean-Luc Bertrand-Krajewski	(INSA, DEEP, Lyon, expert externe)

Traduction (version originale en français)

Éditeur

Office fédéral des routes OFROU
Division Réseaux routiers N
Standards et sécurité de l'infrastructure SSI
3003 Berne

Diffusion

Le document est téléchargeable gratuitement sur le site www.astra.admin.ch.

© ASTRA 2020

Reproduction à usage non commercial autorisée avec indication de la source.

Avant-propos

Cette documentation expose l'art de la technique concernant l'échantillonnage des eaux de ruissellement de chaussée. Les eaux de ruissellement de chaussée sont caractérisées, contrairement aux eaux d'épuration, par leur grande variabilité inter-événement et même intra-événement pluvieux. Ainsi la saisie d'un seul échantillon ne peut au mieux que montrer la présence ou l'absence d'un polluant mais en rien qualifier un impact environnemental.

La fréquence de collecte des échantillons est un aspect décisif pour la représentativité d'un suivi par échantillonnage. Etant proportionnelle à la représentativité des résultats et aux coûts, un optimum doit être recherché.

Même lorsque toutes les règles de l'art sont respectées, les valeurs acquises et calculées contiennent des incertitudes et ces biais doivent être exposés afin de permettre des comparaisons entre différents types de suivis.

Cette documentation illustre 2 types de suivis : la méthode de suivi en continu qui demande des compétences particulières et la méthode de suivi par échantillonnage plus classique.

Marguerite Trocmé
Responsable secteur environnement

Office fédéral des routes OFROU
Division Réseaux routiers
Standards et Sécurité des infrastructures

Table des matières

	Impressum	2
	Avant-propos	3
	Résumé	6
	Zusammenfassung	11
	Summary	16
1	Introduction	21
1.1	Objectif du document.....	21
1.2	Champ d'application.....	21
1.3	Destinataires.....	21
1.4	Entrée en vigueur et modifications.....	21
2	Exigences	23
3	Caractéristiques des eaux de ruissellement	25
3.1	Polluants.....	25
3.1.1	Type de polluants.....	25
3.1.2	Concentrations des polluants.....	25
3.1.3	Débits.....	25
3.2	Indépendance du débit et de la concentration en polluants.....	25
3.3	Variabilité des concentrations.....	26
4	Paramètres mesurés et méthodes de suivi de la qualité des eaux de ruissellement	28
4.1	Suivi par échantillonnage.....	28
4.2	Suivi par mesure en continu de la turbidité.....	28
4.3	Valeurs calculées.....	29
5	Mise en place du système de suivi des eaux de ruissellement de route : aspects opérationnels	30
5.1	Étapes détaillées.....	31
5.1.1	Préparation.....	31
5.1.2	Campagne de mesure.....	33
5.1.3	Traitement des données.....	33
5.2	Type de mesures.....	34
5.2.1	Mesure des polluants.....	34
5.2.2	Mesure des débits.....	34
5.3	Instrumentation.....	34
5.3.1	Echantillonneur automatique.....	34
5.3.2	Sondes de hauteur d'eau ou de vitesse.....	35
5.3.3	Sonde de turbidité.....	35
5.3.4	Système d'acquisition de données.....	35
6	Incertitudes, représentativité des mesures	36
6.1	Aspects généraux.....	36
6.2	Méthodes d'estimation des incertitudes.....	36
6.3	Impact des choix opérationnels sur les incertitudes des estimations de charges de MES.....	37
6.3.1	Méthode par échantillonnage automatique.....	37
6.3.2	Méthode par mesures en continu.....	40
6.4	Impact des erreurs de mesure sur les incertitudes des estimations des charges de MES.....	41
6.4.1	Suivi par échantillonnage automatique.....	42
6.4.2	Suivi par mesures en continu de la turbidité.....	42

6.5	Biais et incertitudes sur l'efficacité de traitement.....	43
6.6	Hierarchisation de sources d'incertitudes selon les méthodes utilisées.....	44
6.6.1	Suivi par échantillonnage automatique.....	44
6.6.2	Suivi par mesures en continu.....	46
6.7	Précision des méthodes et investissements correspondants.....	46
7	Conclusion.....	48
	Annexes.....	49
	Glossaire.....	65
	Bibliographie.....	66
	Liste des modifications.....	69

Résumé

Ce document a pour objectif de présenter les bonnes pratiques de mise en place d'un suivi de la qualité des eaux de chaussée, du choix des instruments de mesure, en passant par l'installation des instruments *in situ*, jusqu'au calcul des incertitudes des valeurs recherchées.

R - 1 Paramètres mesurés et méthodes de suivi

Les paramètres mesurés pour un examen de la performance ou du fonctionnement d'un SETEC sont selon [4]:

- les débits (Q)
- les concentrations en MES
- les concentrations en cuivre et zinc totaux (Cu_{tot} et Zn_{tot})

Ces paramètres peuvent être mesurés de différentes façons au cours du temps : en continu ou par échantillonnage.

La méthode par suivi en continu fait appel à la turbidimétrie, une mesure continue des éléments solides en suspension dans l'eau qui ruisselle. Elle s'accompagne d'une mesure de débit, elle aussi continue.

La mesure en continu nécessite une sonde sensible aux MES, Cu_{tot} et Zn_{tot} . Pour ces polluants, la turbidité est la meilleure mesure continue *in situ*. Pour convertir les valeurs de turbidité en valeurs de MES, Cu_{tot} et Zn_{tot} , des échantillons couvrant toute la gamme de turbidité mesurée doivent être prélevés. Sur ces échantillons, la turbidité est mesurée *in situ* et les concentrations en MES, Cu_{tot} et Zn_{tot} sont mesurées en laboratoire. Une relation spécifique au site étudié est établie entre la turbidité et chacun des trois autres paramètres, permettant de convertir ensuite la turbidité en MES, Cu_{tot} ou Zn_{tot} .

La méthode de suivi par échantillonnage fait appel à un échantillonnage à des intervalles déterminés par l'opérateur, de préférence de volume. Les polluants sont mesurés dans ces échantillons. Le débit est lui par contre mesuré en continu.

Les concentrations en MES, Cu_{tot} et Zn_{tot} sont mesurées en laboratoire à partir des échantillons prélevés. Les valeurs de concentration sont extrapolées entre deux échantillonnages (voir Fig. R.1).

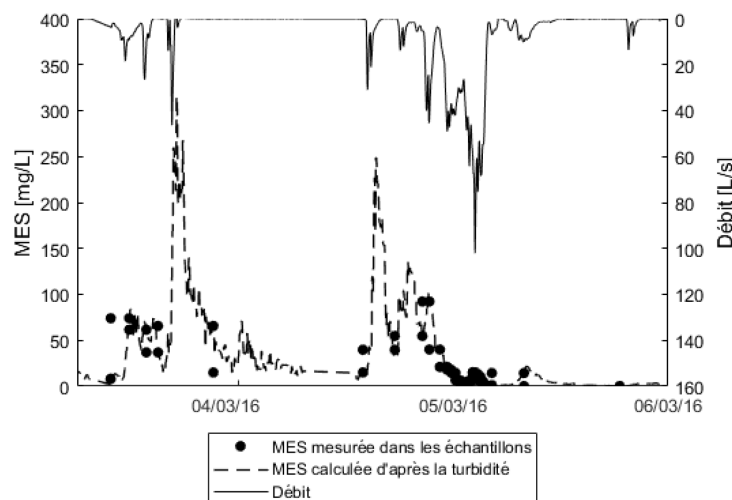


Fig. R.1 Concentrations en MES estimées à partir de la mesure en continu de la turbidité (traitillé) et de l'échantillonnage (points).

R - 2 Les étapes de travail et les choix opérationnels

L'installation et l'exploitation adéquates du dispositif de mesure de la qualité des eaux pour l'évaluation de la performance ou du fonctionnement d'un SETEC reposent sur un savoir-faire conséquent.

Dans les Tab. R.2 et Tab. R.3 , sont résumés les principales étapes de travail et les choix opérationnels qui se présentent pour planifier et réaliser la mesure *in situ* des paramètres Q, MES, Cu_{tot} et Zn_{tot}.

Tab. R.2 Éléments décisifs de la mise en place de suivi par échantillonnage des eaux de ruissellement de route.

Le texte en italique correspond aux choix opérationnels, le reste aux étapes de travail

Préparation	<i>Choix de la durée d'étude (§ 5.1.1)</i>
	<i>Choix de la fréquence d'entretien sur le terrain (§ 5.1.1)</i>
	<i>Choix du type de suivi (§ 5.1.1)</i>
	Suivi par échantillonnage (Pour le suivi en continu voir Tab. R.3)
	<i>Choix du type d'asservissement (§ 5.1.1)</i>
	<i>Choix du volume d'asservissement (§ II.1.1)</i>
	<i>Choix de méthode de mesure du débit (§ 5.2.2 et I.1)</i>
	<i>Choix du matériel (§ 5.3 et I.1)</i>
	<i>Choix des méthodes d'analyse de laboratoire en fonction des seuils de détection requis (§ 5.2.1)</i>
	Installation des instruments de mesure
Campagne de mesure	Nettoyage des installations, vérification des niveaux de sondes, étalonnage des sondes
	Entretien terrain (I.5)
	Vérification régulière de la conformité du volume d'asservissement (relation remplissage de l'échantillonneur et hauteur de pluie)
	Collecte des échantillons prélevés
	Correction du volume d'asservissement, si pas adapté
	Analyse des échantillons recomposés
Traitement de données	Calcul des charges, efficacité de traitement, efficacité hydraulique, concentrations moyennes

Tab. R.3 *Éléments décisifs de la mise en place de suivi en continu par turbidimétrie des eaux de ruissellement de route.*

Le *texte en italique* correspond aux choix opérationnels, le reste aux étapes de travail.

Préparation	<i>Choix de la durée d'étude (§ 5.1.1)</i>
	<i>Choix de la fréquence d'entretien sur le terrain (§ 5.1.1)</i>
	<i>Choix du type de suivi (§ 5.1.1)</i>
	Suivi en continu (pour le suivi par échantillonnage voir Tab. R.2)
	<i>Choix de méthode de mesure du débit (§ 5.2.2 et I.1)</i>
	<i>Choix du matériel (§ 5.3 et I.1)</i>
	<i>Choix de la méthode d'échantillonnage pour la relation turbidité-MES, turbidité-Cu_{tot} ou turbidité-Zn_{tot} (§ 5.3.1, II.3)</i>
	<i>Choix des méthodes d'analyse de laboratoire en fonction des seuils de détection requis (§ 5.2.1)</i>
	Installation des instruments de mesure
Campagne de mesure	Nettoyage des installations, vérification des niveaux de sondes, étalonnage des sondes
	Entretien sur le terrain (I.5) Mesure de l'encrassement des sondes
	Collecte des échantillons prélevés
	Mesure de la turbidité dans les échantillons prélevés
	Analyse des échantillons en laboratoire
	Contrôle de la relation MES-turbidité
Traitement de données	Correction des hauteurs d'eau ou vitesses (débits)
	Correction de la turbidité (artefacts et encrassement)
	<i>Choix du filtre de turbidité (§ IV.3.1)</i>
	Vérification de l'évolution saisonnière de la relation MES-turbidité
	Calcul des ajustements MES, Cu _{tot} , Zn _{tot} -turbidité
	Calcul des charges, efficacité de traitement, efficacité hydraulique, concentrations moyennes

Préparation

Avant même de choisir la méthode de suivi, la durée de l'étude doit être déterminée, ainsi que la fréquence d'entretien sur le terrain. Celle-ci dépend de la taille du bassin versant, du type de pluies (intensité/durée) attendues, des capacités volumiques des échantillonneurs, de la vitesse d'encrassement des systèmes de mesure et enfin de la fréquence possible de visites sur le terrain des équipes opérationnelles.

Quelle que soit la méthode de suivi, l'installation des instruments doit offrir des conditions de mesure stables.

Pour la méthode de suivi par échantillonnage, le volume d'asservissement est un paramètre important qui détermine la résolution temporelle du suivi. Couplé à la fréquence de collecte des échantillons, ce paramètre détermine aussi la proportion d'événements pluvieux couverts. Cette proportion a un impact décisif sur la représentativité des résultats et leur incertitude.

Pour la méthode de suivi en continu, la qualité des estimations des charges ou d'efficacité dépend de plusieurs choix opérationnels liés à la mesure de turbidité : c'est la qualité de la relation Tu/polluant qui aura le plus grand impact sur la qualité des résultats. Celle-ci dépend de la méthode d'échantillonnage pour établir la relation entre la turbidité et la concentration en polluant estimée.

Campagne de mesures et traitement des données

L'entretien du matériel sur le terrain et la collecte d'échantillons correspondent aux principales tâches *in situ* durant la campagne de mesure.

Le traitement des données doit permettre l'élimination des données aberrantes.

R - 3 Incertitudes, représentativité des mesures

Même lors d'un suivi optimal et après le traitement des données, les paramètres mesurés sur le terrain sont affectés d'incertitude de mesure qui se propage dans les calculs des charges de MES et d'efficacité de traitement.

Méthodes d'estimation des incertitudes

L'incertitude d'une série de données peut être évaluée à l'aide de simulations de Monte Carlo. Celles-ci sont utiles afin d'estimer les incertitudes sur un paramètre calculé à partir de plusieurs équations – par exemple la charge totale de MES – et plusieurs autres paramètres affectés eux-mêmes par des incertitudes, comme la turbidité ou la hauteur d'eau.

Pour estimer les biais et incertitudes induits par des choix opérationnels ou par les questions de représentativité temporelle (concernant le suivi par échantillonnage), divers scénarios simulés sont comparés à une série de données considérée comme vraie. Celle-ci est issue des données traitées de mesure en continu par turbidité.

Impact des choix opérationnels sur la qualité des données

Les choix effectués en phase de planification d'une étude, tout au long des campagnes de mesure, et lors du traitement des données déterminent la qualité des mesures et résultats obtenus. Le Tab. R.4 présente l'impact des choix opérationnels sur la qualité des mesures.

Tab. R.4 Liste des sources d'incertitudes, de leur impact sur la qualité des données et de la facilité de correction des incertitudes.

✓✓ : Impact négligeable ou aucune correction à apporter ; ✓ : Impact faible ou correction aisée ; ! : Impact moyen ou correction à apporter ; !! : Impact important ou correction difficile à apporter

		Variabilité intra-événement	Variabilité inter-événement	Variabilité saisonnière	Perturbations sur la mesure du débit	Perturbations sur la mesure de turbidité
Echantillonnage automatique	Impact	!	!!	!!	!!	✓✓ (Pas concerné)
	Correction	!	!!	!	!	✓✓ (Pas concerné)
	Choix décisifs	<ul style="list-style-type: none"> • Volume d'asservissement • Fréquence de suivi de terrain • Volume d'échantillonnage 		Durée d'étude	Système de mesure	✓✓ (Pas concerné)
Mesures en continu	Impact	✓✓	✓	!!	✓	!!
	Correction	✓✓	✓	!	!	!!
	Choix décisifs	Fréquence de mesure	Qualité des mesures (présence de données aberrantes)	Durée d'étude	Système de mesure terrain	Qualité des corrélations turbidité-MES Qualité de l'installation des turbidimètres

On constate **que la méthode par échantillonnage** est très impactée par la variabilité des concentrations au sein d'un événement pluvieux, ainsi que par la variabilité des charges totales entre les événements pluvieux. Dès lors, la durée de l'étude, le choix de l'intervalle d'échantillonnage, la fréquence de collecte des échantillons deviennent des choix opérationnels cruciaux pour limiter ces impacts.

Un taux élevé d'échantillonnage des différents événements pluvieux conditionne de façon décisive la représentativité d'un suivi par échantillonnage. Il dépend à la fois du volume d'asservissement, du volume de stockage de l'échantillonneur, et du volume prélevé. Étant proportionnel aux coûts, un optimum doit être recherché entre ces différents paramètres, en tenant compte des contraintes de matériel, de type de bassin versant et de moyens analytiques auxquels ils sont reliés.

La **méthode de suivi en continu** n'est pas touchée par la variabilité inter-événement ou intra-événement puisqu'elle saisit tous les événements pluvieux. Par contre, la durée d'étude qui doit couvrir toutes les saisons reste un élément important. Les perturbations sur la mesure du débit ont peu d'impact sur la qualité des mesures. Les perturbations de la mesure de turbidité quant à elles ont de nombreuses sources, qu'il convient à la fois d'éviter par un choix judicieux du type de turbidimètre, une installation adéquate *in situ*, et un traitement de données approprié.

R - 4 Conclusion

Il existe plusieurs méthodes de suivi (en continu ou par échantillonnage). Quelle que soit la méthode choisie, la durée du monitoring impacte fortement la représentativité du résultat : la durée doit suffire à couvrir les différentes saisons pour assurer une bonne représentativité temporelle des résultats.

Le taux d'échantillonnage des différents événements pluvieux est un aspect décisif pour la représentativité d'un suivi par échantillonnage. Étant proportionnel aux coûts, un optimum doit être recherché.

Même lorsque toutes les règles de l'art sont respectées, les valeurs acquises et calculées contiennent des incertitudes. Celles-ci devraient impérativement être indiquées pour permettre une interprétation adéquate des résultats. Des simulations par la méthode Monte Carlo sont une possibilité de calcul relativement simple de ces incertitudes.

Zusammenfassung

Ziel dieses Dokumentes ist eine Präsentation der Best Practice des Monitorings der Wasserqualität von Strassenabwasser – von der Auswahl der Messinstrumente über die In-situ-Installation der Instrumente bis zur Berechnung der Unsicherheiten der gesuchten Werte.

R - 1 Gemessene Parameter und Monitoringverfahren

Gemäss [4] sind die für eine Leistungs- oder Funktionsprüfung einer SABA gemessenen Parameter:

- die Abflüsse (Q),
- die GUS-Konzentrationen
- die gesamten Konzentrationen an Kupfer und Zink ($C_{U_{tot}}$ und Zn_{tot}).

Diese Parameter können im Zeitverlauf auf unterschiedliche Art gemessen werden: kontinuierlich oder mittels Sammelproben.

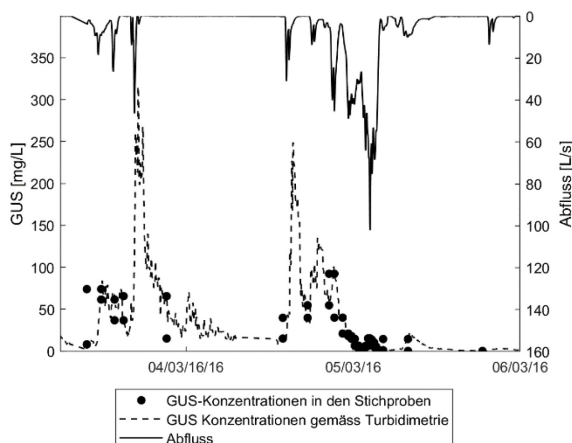
Das Verfahren des kontinuierlichen Monitorings nutzt die Trübungsmessung, eine kontinuierliche Messung der suspendierten Feststoffe im abfliessenden Wasser. Parallel dazu erfolgt eine ebenfalls kontinuierliche Abflussmessung.

Die kontinuierliche Messung erfordert eine Sonde für die Erfassung von GUS, $C_{U_{tot}}$ und Zn_{tot} . Die beste kontinuierliche In-situ-Messung für diese Schadstoffe ist die Trübung. Zur Umwandlung der Trübung in GUS-, $C_{U_{tot}}$ - und Zn_{tot} -Werte müssen Stichproben entnommen werden, die das ganze Spektrum der gemessenen Trübung umfassen. Die Trübung dieser Stichproben wird vor Ort gemessen, die Messung der GUS-, $C_{U_{tot}}$ - und Zn_{tot} -Konzentrationen erfolgt im Labor. Es wird ein standortspezifisches Verhältnis zwischen der Trübung und jedem der drei anderen Parameter erstellt, wodurch in der Folge eine Umwandlung der Trübung in GUS, $C_{U_{tot}}$ und Zn_{tot} ermöglicht wird.

Das Verfahren des Sammelproben-Monitorings nutzt mehrere Sammelproben, die mit volumenabhängigen Intervallen optimalerweise entnommen werden. Im Labor werden diese Sammelproben auf die Schadstoffe GUS-, $C_{U_{tot}}$ - und Zn_{tot} analysiert. Der Abfluss hingegen wird kontinuierlich gemessen.

Die an den Sammelproben gemessenen Konzentrationswerte werden über die Dauer des Entnahmeintervalls zwischen zwei entnommenen Sammelproben extrapoliert. (siehe Fig. R.1).

Fig. R.1 Schätzung der GUS-Konzentrationen auf Grundlage der kontinuierlich gemessenen Trübung (gestrichelt) und auf Grundlage der entnommenen Stichproben(Punkte).



R - 2 Kontinuierliche Messung

Die ordnungsgemässe Installation und der entsprechende Betrieb der Messvorrichtung für die Wasserqualität, mit welcher die Leistung oder das Funktionieren einer SABA evaluiert werden, basieren auf einem umfassenden Knowhow.

In den Tab. R.2 und Tab. R.3 werden die Hauptarbeitsschritte und die operativen Entscheidungen der Planung und Umsetzung der In-situ-Messung der Parameter Q, GUS, Cu_{tot} und Zn_{tot} zusammengefasst.

Tab. R.2 Massgebliche Elemente bei der Umsetzung eines Sammelproben-Monitorings des von Strassen abfliessenden Niederschlagswassers

Der *kursive Text* entspricht den operativen Entscheiden, der Rest den Arbeitsschritten.

Vorbereitung	<i>Auswahl der Untersuchungsdauer (§ 5.1.1)</i>
	<i>Auswahl der Unterhaltshäufigkeit vor Ort (§ 5.1.1)</i>
	<i>Auswahl der Art des Monitorings (§ 5.1.1)</i>
	Sammelproben-Monitoring (für das kontinuierliche Monitoring siehe Tab. R.3)
	<i>Auswahl der Art der Steuerung (§ 5.1.1)</i>
	<i>Auswahl des Steuerungsvolumens (§ II.1.1)</i>
	<i>Auswahl der Abflussmessmethode (§ 5.2.2 und I.1)</i>
	<i>Auswahl des Materials (§ 5.3 und I.1)</i>
	<i>Auswahl Laboranalysemethoden anhand der erforderlichen Nachweisgrenzen (§ 5.2.1)</i>
Installation der Messinstrumente	
Messkampagne	Reinigung der Anlage, Kontrolle des Niveaus der Sonden, Eichung der Sonden
	Unterhalt vor Ort (I.5) <i>Regelmässige Überprüfung der Konformität des Steuerungsvolumens (Verhältnis Füllung des Probenehmers und Niederschlagshöhe)</i>
	<i>wechsel der Sammelprobenbehälter</i>
	Korrektur des Steuerungsvolumens, falls nicht angepasst
Analyse der Sammelproben	
Datenverarbeitung	Berechnung der Frachten, der Wirkung der Abwasserbehandlung, des hydraulischen Wirkungsgrads und die frachtgewogene mittelwerte Konzentrationen

Tab. R.3 *Entscheidende Elemente bei der Umsetzung eines kontinuierlichen Monitorings des Strassenabflusses mittels Trübung.*

Der *kursive Text* entspricht den operativen Entscheiden, der Rest den Arbeitsschritten.

Vorbereitung	Auswahl der Untersuchungsdauer (§ 5.1.1)	
	Auswahl der Unterhaltshäufigkeit vor Ort (§ 5.1.1)	
	Auswahl der Art des Monitorings (§ 5.1.1)	
	Kontinuierliches Monitoring (für das Sammelproben-Monitoring siehe Tab. R.2)	
	Auswahl der Messmethode für den Abfluss (§ 5.2.2 und I.1)	
	Auswahl des Materials (§ 5.3 und I.1)	
	Auswahl der Methode für die Stichprobenentnahme für das Verhältnis Trübung-GUS, Trübung-Cu _{tot} oder Trübung-Zn _{tot} (§ 5.3.1, II.3)	
	Auswahl der Laboranalysemethoden anhand der erforderlichen Nachweisgrenzen (§ 5.2.1)	
	Installation der Messinstrumente	
Messkampagne	Unterhalt vor Ort (I.5)	Reinigung der Anlage, Kontrolle des Niveaus der Sonden, Eichung der Sonden
		Messung der Verschmutzung der Sonden
		Sammlung der entnommenen Sammelproben
		Messung der Trübung in den entnommenen Stichproben
	Laboranalyse der Sammelproben	
Kontrolle des Verhältnisses GUS-Trübung		
Datenverarbeitung	Korrektur der Wasserhöhe oder -geschwindigkeit (Abfluss)	
	Korrektur der Trübung (Artefakte und Verschmutzung)	
	Auswahl des Trübungsfilters (§ IV.3.1)	
	Überprüfung der saisonalen Entwicklung des Verhältnisses GUS-Trübung	
	Berechnung der Anpassungen von GUS-, Cu _{tot} -, Zn _{tot} -Trübung	
	Berechnung der Frachten, der Wirkung der Abwasserbehandlung, des hydraulischen Wirkungsgrads, der mittleren Konzentrationen	

Vorbereitung

Vor der Auswahl des Monitoring-Verfahrens müssen die Untersuchungsdauer und die Unterhaltshäufigkeit vor Ort festgelegt werden. Diese hängen von der Grösse des Einzugsgebiets, der Art der erwarteten Niederschläge (Intensität/Dauer), dem Fassungsvermögen der Probenehmer, der Geschwindigkeit der Verschmutzung der Messsysteme und schliesslich von der Häufigkeit der möglichen Besuche des operativen Teams vor Ort ab.

Die Installation der Instrumente muss *bei allen Monitoringverfahren* stabile Messbedingungen ermöglichen.

Beim Verfahren des Sammelproben-Monitorings ist das Steuerungsvolumen ein wichtiger Parameter, der die abfliessende Abwassermenge während dem Monitoring mengenmässig unterteilt. Gekoppelt mit der Häufigkeit der Teilproben pro Sammelprobe, bestimmt dieser Parameter auch die Auflösung der Niederschlagsereignisse. Dieser Anteil hat eine entscheidende Auswirkung auf die Repräsentativität der Resultate und ihre Unsicherheit.

Beim Verfahren des kontinuierlichen Monitorings hängt die Qualität der Schätzungen der Frachten oder der Wirkung von mehreren operativen Entscheiden im Zusammenhang mit der Messung der Trübung ab: Die Qualität des Verhältnisses Trübung/Schadstoff hat die grösste Auswirkung auf die Qualität der Resultate. Sie hängt vom Probennahmeverfahren für die Bestimmung des Verhältnisses zwischen der Trübung und der geschätzten Schadstoffkonzentration ab.

Messkampagne und Datenverarbeitung

Während der Messkampagne sind die Hauptaufgaben vor Ort der Unterhalt des dortigen Materials und die Sammlung der Sammelproben.

Die Datenverarbeitung muss die Eliminierung von Ausreißern ermöglichen.

R - 3 Unsicherheiten, Repräsentativität der Messungen

Auch bei einem optimalen Monitoring und nach der Datenverarbeitung sind die vor Ort gemessenen Parameter von Messunsicherheiten, die sich in den Berechnungen der GUS-Frachten und der Wirkung der Abwasserbehandlung fortsetzen, betroffen.

Methoden für die Abschätzung der Unsicherheiten

Die Unsicherheiten einer Datenserie können mithilfe der Monte-Carlo-Simulation abgeschätzt werden. Diese ist hilfreich für die Abschätzung der Unsicherheiten eines Parameters, der mithilfe mehrerer Gleichungen berechnet wurde – z.B. Gesamtfracht der GUS –, sowie mehrerer anderer Parameter, die von Unsicherheiten betroffen sind – wie Trübung oder Wasserhöhe.

Zur Abschätzung der Abweichungen und Unsicherheiten, die sich aus den operativen Entscheidungen oder den Fragen der zeitlichen Repräsentativität (in Bezug auf das Sammelproben-Monitoring) ergeben, werden verschiedene simulierte Szenarien mit einem als richtig erachteten Datensatz verglichen. Dieser basiert auf den bearbeiteten Daten einer kontinuierlichen Trübungsmessung.

Auswirkung der operativen Entscheidungen auf die Datenqualität

Die Entscheidungen in der Planungsphase einer Untersuchung, während der gesamten Dauer der Messkampagnen und bei der Datenverarbeitung bestimmen die Qualität der Messungen und der erzielten Resultate. In Tab. R.4 werden die Auswirkungen der operativen Entscheidungen auf die Qualität der Messungen präsentiert.

Tab. R.4 Liste der Quellen von Unsicherheiten, ihrer Auswirkungen auf die Datenqualität und die Einfachheit der Korrektur der Unsicherheiten.

✓✓: Vernachlässigbare Auswirkung oder keine Korrektur erforderlich; ✓: Geringe Auswirkung oder einfache Korrektur; !: Mittlere Auswirkung oder erforderliche Korrektur; !!: Wichtige Auswirkung oder schwierig umzusetzende Korrektur

		Variabilität zwischen Ereignissen	Variabilität innerhalb des Ereignisses	saisonale Variabilität	Störungen der Messung des Abflusses	Störungen der Messung der Trübung
Automatische Sammelprobenentnahme	Auswirkung	!	!!	!!	!!	✓✓ (nicht betroffen)
	Korrektur	!	!!	!	!	✓✓ (nicht betroffen)
	Zentrale Entscheidungen		<ul style="list-style-type: none"> • Steuerungsvolumen • Häufigkeit des Monitorings vor Ort • Probenahmevermögen 	Untersuchungsdauer	Messsystem	✓✓ (nicht betroffen)
Kontinuierliche Messungen	Auswirkung	✓✓	✓	!!	✓	!!
	Korrektur	✓✓	✓	!	!	!!
	Zentrale Entscheidungen	Messhäufigkeit	Qualität der Messungen (Auftreten von Ausreißern)	Untersuchungsdauer	Messsystem vor Ort	Qualität der Korrelationen Trübung-GUS Qualität der Installation der Trübungsmessgeräte

Die Variabilität der Konzentrationen im abfliessenden Strassenabwasser hat eine sehr grosse Auswirkung auf **das Verfahren des Sammelproben-Monitorings**. Das macht die Untersuchungsdauer, die Wahl des Probenahme-Intervalls und die Häufigkeit der Sammlung der Proben zur zentralen operativen Entscheidungen um diese Auswirkungen zu begrenzen.

Eine grosse Anzahl an Teilproben während der Niederschlagsereignisse erhöht die Repräsentativität eines Sammelproben-Monitorings. Sie hängt vom Steuerungsvolumen, vom Speichervolumen des Probennehmers und vom entnommenen Volumen ab. Aufgrund ihrer Proportionalität zu den Kosten muss zwischen den einzelnen Parametern ein Optimum gefunden werden, das die Einschränkungen in Bezug auf das Material, die Art des Einzugsgebiets und die damit verbundenen analytischen Mittel berücksichtigt.

Das **Verfahren des kontinuierlichen Monitorings** ist von der Variabilität zwischen den Ereignissen oder innerhalb des Ereignisses nicht betroffen, weil es alle Niederschlagsereignisse erfasst. Hingegen bleibt der Untersuchungszeitraum, der alle Jahreszeiten umfassen muss, ein wichtiges Element. Die Störungen der Messung des Abflusses haben eine geringe Auswirkung auf die Messqualität. Die Störungen der Messung der Trübung sind auf zahlreiche Quellen zurückzuführen, die es durch eine sinnvolle Wahl der Art des Trübungsmessgerätes, eine angemessene In-Situ-Installation und eine angemessene Datenverarbeitung zu vermeiden gilt.

R - 4 Schlussfolgerung

Es gibt mehrere Monitoringverfahren (kontinuierlich oder mittels Sammelproben). Unabhängig vom ausgewählten Verfahren hat die Dauer des Monitorings einen grossen Einfluss auf die Repräsentativität des Resultats: Sie muss ermöglichen, die verschiedenen Jahreszeiten abzudecken, um eine gute zeitliche Repräsentativität der Resultate sicherzustellen.

Die Probenahmerate der verschiedenen Niederschlagsereignisse ist von entscheidender Bedeutung für die Repräsentativität eines Sammelproben-Monitorings. Er ist proportional zu den Kosten, weshalb ein Optimum gesucht werden muss.

Auch wenn die Untersuchungen ordnungsgemäss durchgeführt werden, enthalten die erworbenen und berechneten Werte Unsicherheiten. Darauf muss zwingend eingegangen werden, um eine angemessene Interpretation der Resultate zu garantieren. Die Monte-Carlo-Simulation ist eine relativ einfache Berechnungsmöglichkeit für diese Unsicherheiten.

Summary

The aim of this document is to present best practices for setting up a system to monitor the quality of road runoff, from choosing the sampling devices to installing them on site and calculating uncertainties in the values being measured.

R - 1 Parameters measured and sampling methods

According to [4] monitoring the performance or functioning of a road runoff evacuation and treatment system involves measuring the following parameters:

- flows (Q)
- total suspended solids (TSS)
- total copper and zinc (Cu_{tot} and Zn_{tot}).

These parameters can be measured in different ways over time: continuously or by sampling.

The continuous method is based on turbidimetry and continuously measures TSS in the runoff water. It also involves continuous flow measurement.

Continuous measurement requires a probe able to detect TSS, Cu_{tot} and Zn_{tot} . For these pollutants, turbidity is the best continuous on-site measurement. To convert turbidity values into TSS, Cu_{tot} and Zn_{tot} , samples must be taken covering the entire range of turbidity measured. The samples' turbidity is measured on site, whereas TSS, Cu_{tot} and Zn_{tot} are measured in the lab. A site specific relationship is established between turbidity and each of the other three parameters, so as to subsequently convert turbidity into TSS, Cu_{tot} or Zn_{tot} .

The sampling method involves taking samples at intervals determined by the operator, preferably volume intervals. The pollutants are measured in the samples. Flow, however, is measured continuously.

TSS, Cu_{tot} and Zn_{tot} concentrations are measured in the laboratory using the samples taken in the field. The concentration values are extrapolated between two samplings (see Fig. R.1)

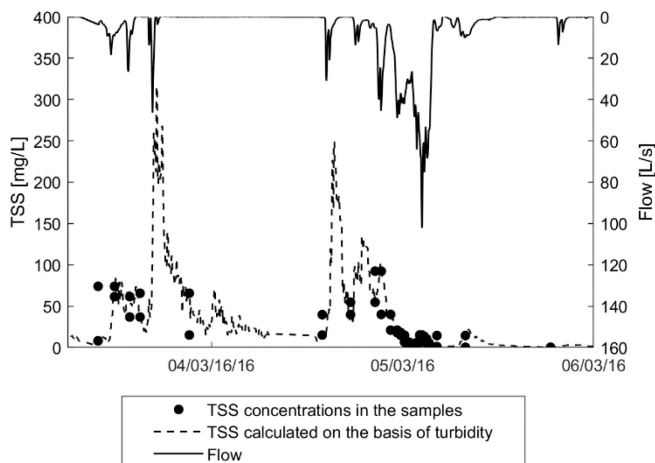


Fig. R.1 Estimated TSS measured continuously using turbidity (dotted line) and sampling (dots).

R - 2 Steps and operational choices

Significant know-how is required for the proper installation and operation of the apparatus needed to measure road runoff quality and thereby evaluate the performance or functioning of a road runoff treatment system.

Tab. R.2 and Tab. R.3 sum up the main stages in the process and the operational choices that have to be made during the planning phase and when measuring Q, TSS, Cu_{tot} and Zn_{tot} on site.

Tab. R.2 Decisive elements in the establishment of a road runoff sampling system

The *text in italics* indicates operational choices; the remaining text refers to the stages in the process.

Preparation	<i>Establish the study duration (§ 5.1.1)</i>
	<i>Establish the frequency of field maintenance (§ 5.1.1)</i>
	<i>Select the type of monitoring (§ 5.1.1)</i>
	Sampling (for continuous monitoring see Tab. R.3)
	<i>Select the control type (§ 5.1.1)</i>
	<i>Select the trigger volume (§ II.1.1)</i>
	<i>Select a flow measurement method (§ 5.2.2 and I.1)</i>
	<i>Select the material (§ 5.3 and I.1)</i>
	<i>Select lab analysis methods in light of the detection thresholds required (§ 5.2.1)</i>
Install the sampling devices	
Sampling programme	Clean devices, check probe levels, calibrate probes
	Field maintenance (I.5) Regularly check conformity of trigger volume (relationship sampler fullness and level of rainfall)
	Collect samples taken
	Correct trigger volume, if inappropriate
	Analyse composite samples
Data processing	Calculate loads, treatment efficiency, hydraulic efficiency, mean concentrations

Tab. R.3 Decisive elements in the establishment of continuous turbidity monitoring of road runoff

The *text in italics* indicates operational choices; the remaining text refers to the stages in the process.

Preparation	<i>Establish the study duration (§ 5.1.1)</i>
	<i>Establish the frequency of field maintenance (§ 5.1.1)</i>
	<i>Select the type of monitoring (§ 5.1.1)</i>
	Continuous monitoring (for sampling, see Tab. R.2)
	<i>Select a flow measurement method (§ 5.2.2 and I.1)</i>
	<i>Select the material (§ 5.3 and I.1)</i>
	<i>Select the sampling method for the turbidity-TSS, turbidity-Cu_{tot} or turbidity-Zn_{tot} relationship (§ 5.3.1, II.3)</i>
	<i>Select lab analysis methods in light of the detection thresholds required (§ 5.2.1)</i>
	Install the measurement devices
Measurement programme	Clean devices, check probe levels, calibrate probes
	Field maintenance (I.5)
	Measure residue build-up on probe
	Collect samples taken
	Measure turbidity in the samples taken
Analyse samples in the lab	
Control the TSS-turbidity relationship	
Data processing	Correct water depths or speed (flows)
	Correct turbidity (artifacts and residue build-ups)
	<i>Select the turbidity filter (§ IV.3.1)</i>
	Verify seasonal changes in the TSS-turbidity relationship
	Calculate TSS-, Cu _{tot} -, Zn _{tot} -turbidity adjustments
	Calculate loads, treatment efficiency, hydraulic efficiency, mean concentrations

Preparation

Before choosing the monitoring method, the study duration and frequency of field maintenance must be determined. The latter depends on the size of the watershed, the type of rainfall (intensity/duration) expected, the voluminal capacity of the sampling devices, how fast the measurement systems become covered by residue build-ups and how often operational teams can make field visits.

No matter what the monitoring method, the instruments must be installed in such a way as to afford stable measurement conditions.

For the sampling method, the trigger volume is a key parameter determining the temporal resolution of monitoring. Together with the frequency at which the data are collected, it also determines the proportion of rainfall events covered. That proportion has a decisive impact on the representativeness of the results and their uncertainty.

For the continuous method, the quality of the load and efficiency estimates depends on several operational choices related to the measurement of turbidity: it is the quality of the turbidity/pollutant relationship that will have the greatest impact on the quality of the results, which depends on the sampling method used to establish the relationship between turbidity and the estimated concentration of pollutant.

Sampling programme and data processing

Maintenance of material in the field and the collection of samples are the main on-site tasks during the sampling programme.

Data processing serves to eliminate outliers.

R - 3 Measurement uncertainty, representativeness

Even in the case of optimal monitoring and after data processing, the parameters measured in the field are affected by measurement uncertainty that propagates throughout the calculations of TSS loads and treatment efficiency.

Methods for estimating uncertainties

Uncertainty in a series of data can be estimated by means of Monte Carlo simulations, which are useful for estimating the uncertainties in a parameter calculated on the basis of several equations – for example, the TSS load – and several other parameters affected by uncertainties, such as turbidity or water depth.

To estimate the biases and uncertainties arising from the operational choices or from issues of temporal representativeness (in the case of the sampling method), various simulated scenarios are compared to a series of data considered to be true. That series stems from the data obtained from the continuous turbidity measurement.

Impact of operational choices on data quality

The choices made during the study planning stage, throughout the sampling programmes and when processing the data determine the quality of the measurements and results obtained. Tab. R.4 shows the impact of operational choices on measurement quality.

Tab. R.4 List of sources of uncertainty, of their impact on data quality and on the ease of uncertainty correction

✓✓: Negligible impact or no need for correction; ✓: Low impact or easy to correct; !: Average impact or need to correct; !!: Major impact or hard to correct

		Intra-event variability	Inter-event variability	Seasonal variability	Disruptions in flow measurement	Disruptions in turbidity measurement
Automatic sampling	Impact	!	!!	!!	!!	✓✓ (Unaffected)
	Correction	!	!!	!	!	✓✓ (Unaffected)
	Decisive choices		<ul style="list-style-type: none"> • Trigger volume • Frequency of field monitoring • Sampling volume 	Study duration	Measurement system	✓✓ (Unaffected)
Continuous measurement	Impact	✓✓	✓	!!	✓	!!
	Correction	✓✓	✓	!	!	!!
	Decisive choices	Measurement frequency	Measurement quality (presence of outliers)	Study duration	Field measurement system	Quality of turbidity-TSS correlations Quality of turbidimeter installation

As can be seen, the **sampling method** is strongly impacted by variability in concentrations in a rainfall event and in total loads between rainfall events. As such, the duration of the study, the choice of sampling interval and the frequency at which samples are collected are crucial operational choices for reducing these impacts.

A high level of sampling from different rainfall events has a decisive impact on the representativeness of monitoring by sampling. It depends on the trigger volume, the sampler's storage volume and the volume collected. As it is proportional to costs, an optimal balance must be struck between these various parameters, taking account of material constraints, the type of watershed and the analytical means to which they are connected.

The **continuous monitoring method** is not affected by inter- or intra-event variability, since it covers all rainfall events. On the other hand, the duration of the study, which must cover all the seasons, is an important element. Disruptions to flow measurement have little impact on measurement quality. Disruptions to turbidity measurement, for their part, have many sources, which it is best to avoid by carefully choosing the type of turbidimeter, ensuring it is properly installed at the site and processing data appropriately.

R - 4 Conclusion

There are various monitoring methods (continuous or by sampling). Whatever the method chosen, the study duration strongly affects the representativeness of the results: the study must be long enough to cover the different seasons if it is to guarantee good temporal representativeness of the results.

The rate of sampling of various rainfall events is key for the representativeness of monitoring by sampling. As it is proportional to costs, an optimal balance must be struck.

Even when all the rules are followed, the values obtained and calculated contain uncertainties that must be indicated for proper interpretation of the results. Simulations using the Monte Carlo method are one relatively simple means of calculating such uncertainties.

1 Introduction

1.1 Objectif du document

Les systèmes d'évacuation et de traitement des eaux de chaussées (SETEC) sont les solutions développées pour protéger la qualité des eaux de surface et des aquifères des polluants véhiculés par les eaux de ruissellement de chaussée. Pour garantir leur bon fonctionnement à long terme, un suivi des installations est nécessaire. La maintenance des SETEC doit pouvoir s'appuyer sur une connaissance du fonctionnement effectif des ouvrages de traitement. L'évaluation du fonctionnement ou de la performance d'un SETEC nécessite un suivi d'efficacité avec une stratégie d'échantillonnage, la mise en place d'instruments de mesure, l'entretien de ces instruments, des choix analytiques, le traitement adéquat de l'information obtenue, et enfin, le calcul des performances et des incertitudes liées.

Ce document a pour but de guider le lecteur dans les méthodes d'échantillonnage de la qualité des eaux d'un SETEC. Deux stratégies de suivi principales sont décrites tout au long du document : l'une, basée sur des mesures en laboratoire sur des échantillons prélevés automatiquement et l'autre sur des mesures des concentrations en polluants en continu par mesure de turbidité.

La structure du document est présentée à la Fig. 1.1. Après explication du contexte particulier des eaux de ruissellement, le document présente les méthodes de suivi des SETEC avec les étapes de mise en place et les incertitudes liées aux méthodes choisies.

Des annexes avec plus de détails, destinées aux spécialistes, viennent compléter le texte : elles traitent de la mise en place des systèmes de mesure, des choix opérationnels, des méthodes de traitement des données et des méthodes d'estimation des incertitudes des valeurs calculées.

1.2 Champ d'application

Ce document s'applique au suivi des eaux de ruissellement de route en général avec comme objectifs, par exemple, de permettre la mise en place de :

- la caractérisation des flux de polluants,
- la vérification d'efficacité d'éléments ou de l'ensemble de systèmes de traitement des eaux de chaussées récents ou anciens,
- la caractérisation des régimes hydriques et pollutifs,
- la caractérisation des cycles de fonctionnement d'un système,
- la caractérisation des faiblesses d'un système.

1.3 Destinataires

Cette documentation est destinée aux spécialistes responsables de suivi d'efficacité, des ingénieurs chargés de projets et des responsables d'entretiens de SETEC.

1.4 Entrée en vigueur et modifications

Ce document entre en vigueur le 01.10.2020. La « Liste des modifications » se trouve à la page 69.

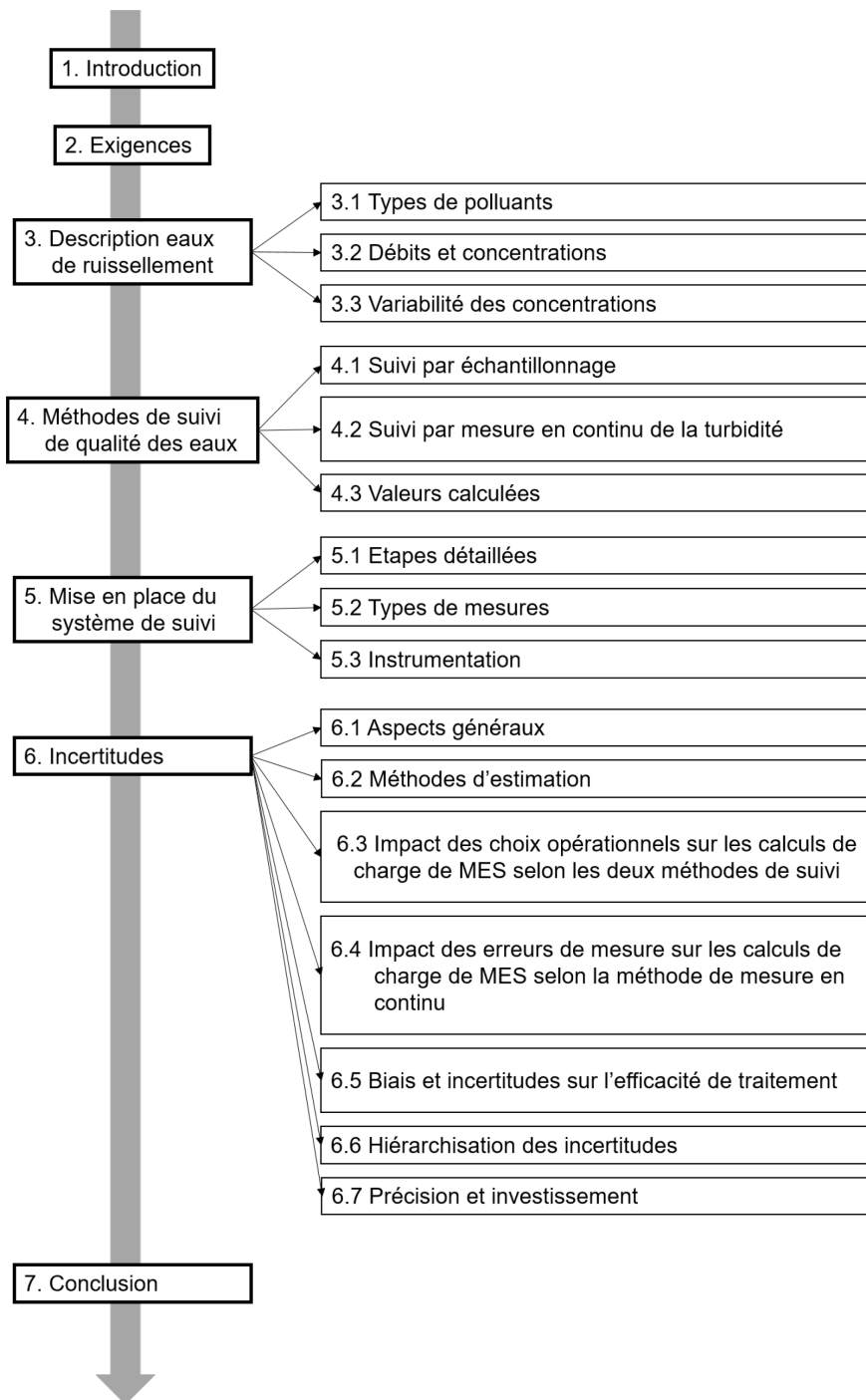


Fig. 1.1 Structure générale du document

2 Exigences

L'OEaux [1] a pour but de protéger les eaux superficielles et les eaux souterraines. Les instructions de l'OFEV « Protection des eaux lors de l'évacuation des eaux des voies de communication » [5] donnent des indications claires permettant de savoir quand un traitement et une rétention de l'eau de chaussée sont nécessaires sur la base des dispositions légales.

L'OFEV [5] priorise les solutions de traitement des eaux de chaussée comme suit:

1. Infiltration directe dans le sol,
2. Déversement dans des eaux superficielles,
3. Collecte et évacuation dans les égouts et traitement en STEP (en dernier recours lorsque trop peu d'espace est disponible pour les autres systèmes d'évacuation, par ex. en milieu urbain).

L'OFROU [3] s'appuyant sur les priorités de traitement de l'OFEV donne des procédures claires quant au choix d'évacuation et de traitement des eaux de chaussée.

L'OFROU [3] décrit les différents types de traitement et l'efficacité exigée pour chacun des systèmes, afin de remplir les exigences de l'OEaux. Lorsque l'eau de chaussée est considérée comme très polluée et que le milieu récepteur est sensible, des niveaux d'exigences élevés sont demandés, ce qui correspond à un degré d'efficacité de 80 % du SETEC et correspond aux performances typiques des bas-côtés, filtre en sable végétalisés.

La vérification du fonctionnement et des performances des SETEC est régie par un manuel technique [4]. Celui-ci exige un examen de fonctionnement tous les 5 à 10 ans, avec des mesures de charges totales en polluants (M_{poll}) et de concentrations moyennes de polluants ($\overline{[poll]}$) (Fig. 2.1). Lorsqu'un nouveau procédé de traitement est utilisé un examen de performance doit être fait avec l'estimation du degré d'efficacité d'abattement de polluant du SETEC (η_{poll}) (Fig. 2.2).

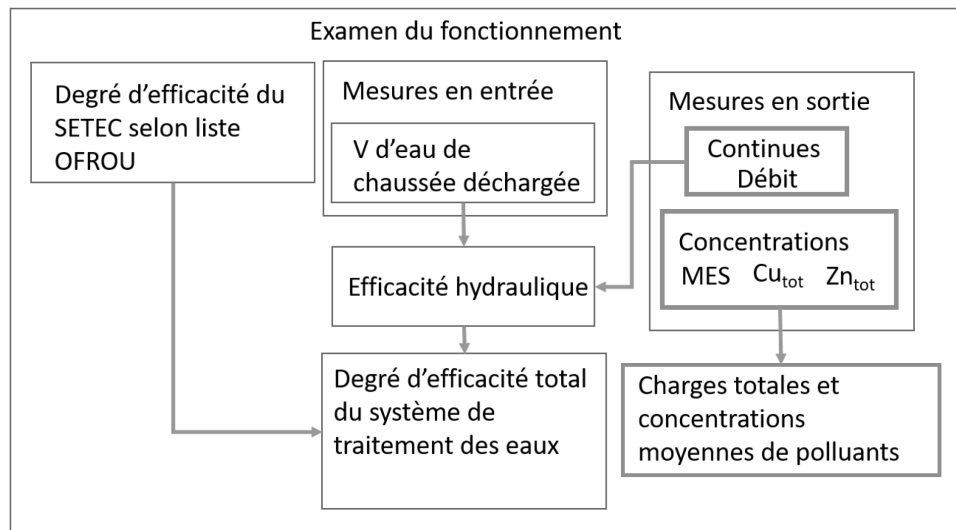


Fig. 2.1 Schéma de l'examen du fonctionnement d'un SETEC.[4]

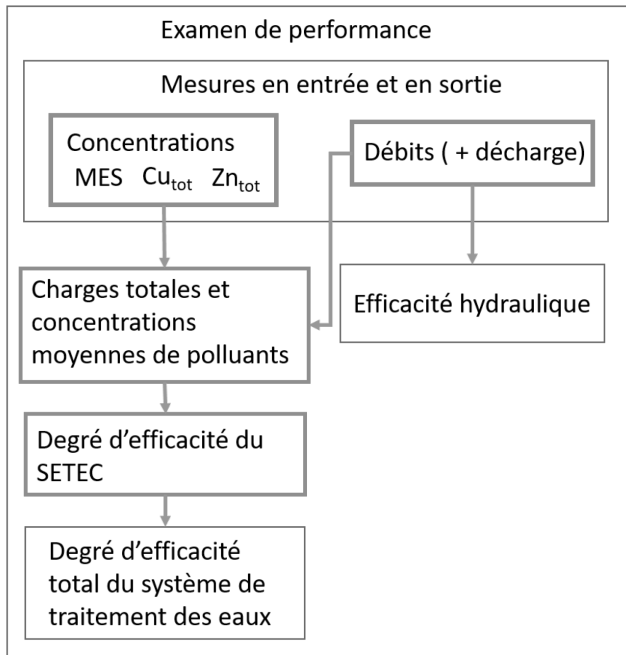


Fig. 2.2 Schéma de l'examen de performance de SETEC.[4]

3 Caractéristiques des eaux de ruissellement

Dans le cadre des études de qualité des eaux de chaussées ou de performances d'installations de traitement, les eaux de ruissellement de chaussées doivent être caractérisées à la fois par leur **débit** (m^3/s) et leurs **concentrations** en polluants (kg/m^3), selon le système international d'unités. Ces deux paramètres peuvent ensuite être déclinés en volume d'eau, masse de polluants ou flux de polluants sur une durée donnée.

3.1 Polluants

3.1.1 Type de polluants

Les eaux de ruissellement routières contiennent une grande diversité de polluants. Les principaux sont les MES (matières en suspension), les métaux lourds, des HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques), des molécules organiques, des hydrocarbures [2]. Ces éléments se trouvent sous forme dissoute ou particulaire. On a longtemps considéré que la majeure partie de la pollution se trouvait sous forme de particules [15], [3]. Ceci est vrai lorsque l'on s'intéresse aux métaux lourds ou à la matière organique. Toutefois, d'autres molécules, comme les pesticides, se présentent principalement sous forme dissoute. Le cuivre et zinc sont, parmi les métaux lourds, les meilleurs traceurs de la pollution routière [24].

3.1.2 Concentrations des polluants

Les concentrations de polluants dans les eaux de ruissellement routières sont dépendantes d'un très grand nombre de facteurs, dont par exemple [15] :

- l'intensité et la nature du trafic,
- le type et l'âge du revêtement routier,
- l'exposition aux vents,
- l'environnement routier : présence ou absence de végétation, d'infrastructures de sécurité,
- le système de collecte des eaux,
- les pluies : leur fréquence, intensité et durée, etc.

On observe donc une grande variabilité temporelle (saisonnière et inter-événement) des charges en polluant dans les eaux de ruissellement [23].

Ces paramètres ne peuvent pas être hiérarchisés, ils ne montrent aucune corrélation significative entre eux. Les concentrations sont donc extrêmement variables sur des sites d'observation différents. On ne peut donc généralement pas extrapoler les charges de polluants d'un site de mesure à l'autre.

Les gammes de concentrations de polluants reportées dans la littérature vont de 20 $\mu\text{g}/\text{l}$ à 100 $\mu\text{g}/\text{l}$ pour le cuivre total, de 200 $\mu\text{g}/\text{l}$ à 400 $\mu\text{g}/\text{l}$ pour le zinc total [24], et de 10 mg/l à 1000 mg/l de MES [36].

3.1.3 Débits

Il est possible de prédire les maxima et moyennes des débits ruisselés sur un bassin versant sur la base d'historiques de pluie, et de la connaissance des coefficients d'imperméabilisation du bassin versant étudié. La prédiction de l'intensité et des hauteurs d'eau de pluie est encore à ce jour peu précise.

3.2 Indépendance du débit et de la concentration en polluants

Jusqu'à récemment, on a considéré en hydrologie urbaine qu'*a priori* les concentrations en polluants étaient corrélées aux débits ruisselés, en tout cas dans la première partie des

événements pluvieux (phénomène de first flush) [44], [41]. Aujourd'hui, on dispose de suffisamment d'observations pour dire que **le phénomène de first flush est aléatoire**, et de ce fait **qu'il ne représente en aucun cas le comportement usuel des ruissellements** [19], [29], [38]. Par conséquent, intercepter et traiter uniquement le first flush éventuel ne constitue pas une stratégie d'action pertinente. Contrairement à ce qui était admis autrefois, les études menées sur la qualité des eaux routières montrent qu'il n'y a pas de corrélation entre débit et charge en polluant [36].

A titre d'exemple, la Fig. 3.1 illustre ce fait : seul un tiers des événements pluvieux sont caractérisés par le first flush [19].

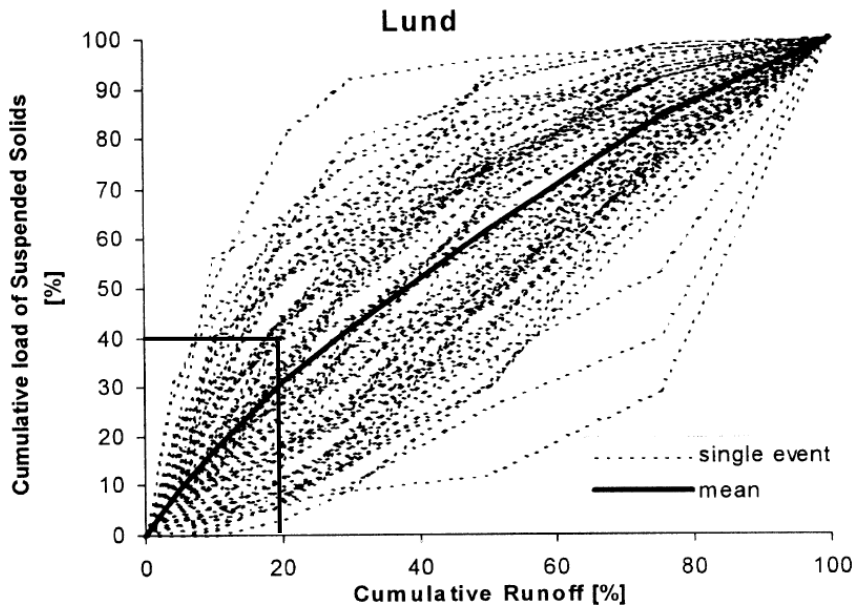


Fig. 3.1 Courbes cumulatives utilisées pour observer le phénomène de first flush [19]. Pour que le first flush soit établi, les 20 % de volume d'eau de début d'événement doivent contenir plus de 40 % de la charge en polluants de l'événement.

3.3 Variabilité des concentrations

Les concentrations en polluants dans les eaux de ruissellement sont extrêmement variables que ce soit au cours d'un même événement pluvieux (Fig. 3.2) [48], entre des événements pluvieux distincts (Fig. 3.3) [48], ou entre des saisons (Fig. 3.4) [48]. De plus, de très nombreux paramètres, non hiérarchisables, conditionnent ces concentrations. La proportion d'événements pluvieux échantillonnés influence donc directement la qualité des résultats. Dès lors, les guides techniques et les études sur les suivis des eaux de ruissellement recommandent de choisir des fréquences d'échantillonnage ainsi que des périodes de mesures adaptées à la variabilité saisonnière, inter événementielle et intra événementielle des flux de polluant [13], [21], [6], [35], [4].

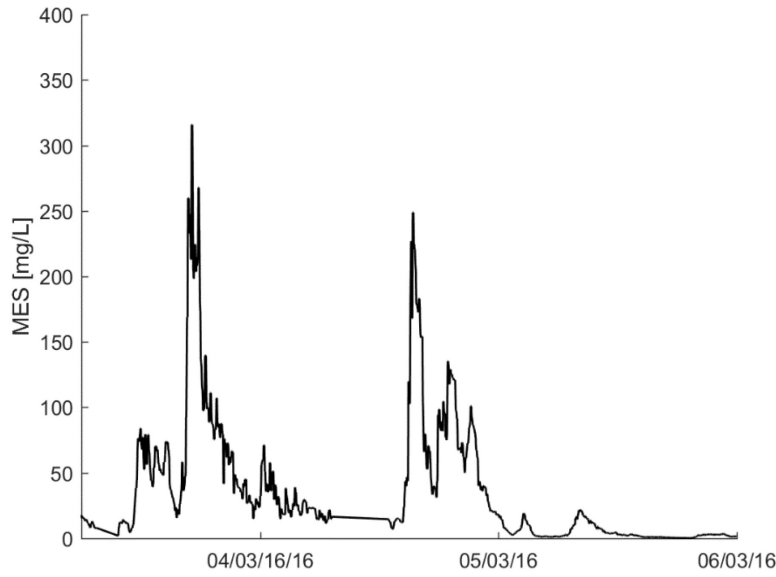


Fig. 3.2 Evolution de la concentration en polluant au sein d'un événement pluvieux. En noir, la concentration en MES (mg/l) calculée d'après la turbidité au cours du temps.[48]

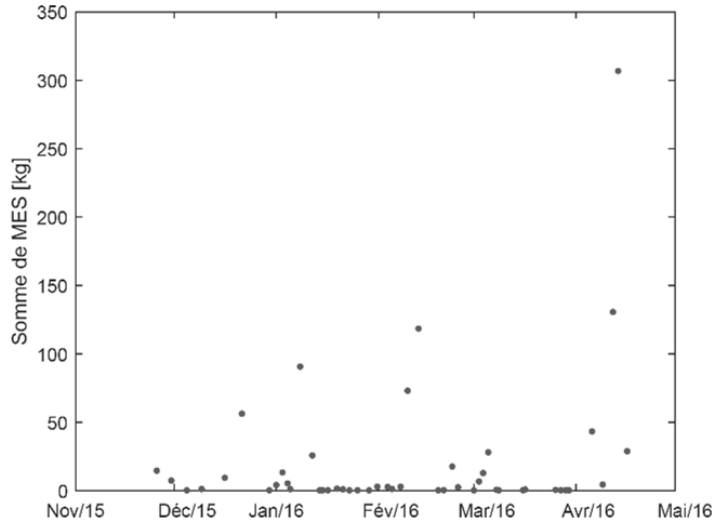


Fig. 3.3 Variabilité des charges en MES par événement pluvieux.[48]

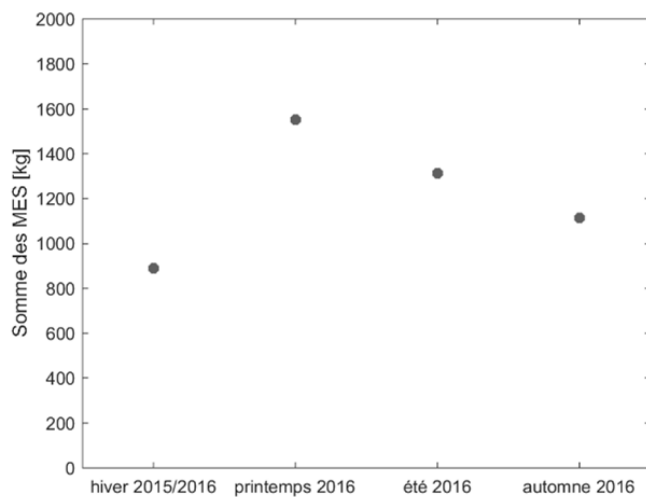


Fig. 3.4 Variabilité des charges en MES selon la saison. [48]

4 Paramètres mesurés et méthodes de suivi de la qualité des eaux de ruissellement

Les paramètres mesurés pour un examen de la performance ou du fonctionnement d'un SETEC [1] sont :

- les débits (Q),
- les concentrations en MES,
- les concentrations en $C_{U_{tot}}$ et Zn_{tot} .

Ces paramètres MES, Q, $C_{U_{tot}}$ et Zn_{tot} peuvent être mesurés de différentes façons au cours du temps. De façon continue, ou par échantillonnage. Le Tab. 4.1 présente les différentes possibilités de suivi en fonction du paramètre d'intérêt.

Tab. 4.1 Modes de suivi pour chaque paramètre d'intérêt.

	Méthode de suivi en continu	Méthode de suivi par échantillonnage
Paramètres	Mode de mesure	Mode de mesure
Q	Continu	Continu
MES	Continu	Échantillonnage
$C_{U_{tot}}$	Continu	Échantillonnage
Zn_{tot}	Continu	Échantillonnage

Il en résulte deux méthodes principales de suivi : la méthode de **suivi par échantillonnage** et la méthode de **suivi en continu**. Ces deux méthodes sont détaillées dans cette documentation aux chapitres 4.1 et 4.2.

4.1 Suivi par échantillonnage

La grande majorité des études traitant de la qualité des eaux de ruissellement est basée sur des méthodes d'échantillonnage qui sont déjà bien établies [10], mais on reconnaît le manque de discussion autour de ces méthodes pour évaluer la qualité des eaux de ruissellement [22].

Les échantillonnages sont effectués soit manuellement, soit par un échantillonneur automatique à un intervalle de temps ou de volume fixé par l'opérateur. Cet intervalle fait partie intégrante de la stratégie d'échantillonnage et a un impact sur la qualité et la représentativité des mesures (voir chapitre 6.3).

Avec un échantillonneur automatique, on recommande de produire un échantillon recomposé pour la période d'échantillonnage afin d'augmenter le nombre d'échantillonnages, d'augmenter la qualité de l'estimation de la moyenne des concentrations, et de réduire le coût d'analyse. Un asservissement au volume plutôt qu'au temps permet de tenir compte de la variabilité des débits dans l'estimation de la concentration moyenne. C'est cette méthode qui est décrite dans la fiche technique de l'OFROU [4]. Les concentrations en MES, $C_{U_{tot}}$ et Zn_{tot} sont mesurées en laboratoire à partir des échantillons prélevés.

Le débit est le paramètre qui accompagne la mesure par échantillonnage, mais il est réalisé par une mesure en continu telle que l'exige l'OFROU [4] pour l'évaluation de la performance du SETEC.

4.2 Suivi par mesure en continu de la turbidité

La méthode par turbidimétrie est l'alternative à l'échantillonnage la plus utilisée de nos jours [16], [10], [32], [47], [25], [42], [38], [36].

La turbidité est un paramètre de qualité de l'eau standardisé. Elle est principalement utilisée sur le terrain pour le suivi d'environnements aquatiques, en hydrologie urbaine [49],

[26] et pour la production d'eau de boisson [17], [7]. De nombreuses études lient la turbidité à la concentration en MES pour des environnements variés [8],[6], [36]. La turbidité est aussi comparée à la DCO (demande chimique en oxygène), au phosphore [45], [46] ou aux métaux [49], [40]. La mesure de turbidité présente l'avantage d'être continue. Elle garantit donc un bon suivi dans l'estimation des charges polluantes, même avec de fortes variabilités temporelles des flux de polluants. Elle nécessite également une mise en place précise [26] et en revanche un traitement complexe et automatisé des données, comme par des applications des filtres et des corrections de biais [6], [37].

Ici, la mesure est réalisée par une sonde de turbidité qui acquiert des informations à une haute fréquence (fixée par l'opérateur, de l'ordre de la minute) sans effectuer d'échantillonnage. Le signal de turbidité doit être corrélé par rapport aux polluants que l'on souhaite mesurer que sont les MES, $C_{U_{tot}}$ et Zn_{tot} . La corrélation se fait en prélevant des échantillons sur le terrain sur lesquels on mesure simultanément tous les paramètres. Une relation est établie et sert à calculer les concentrations en MES, $C_{U_{tot}}$ et Zn_{tot} à partir du signal de turbidité. Afin d'estimer les flux de polluants, le débit doit lui aussi être mesuré de façon continue.

4.3 Valeurs calculées

A partir des mesures effectuées, les valeurs de contrôle exigées pour l'examen de la performance (η_{poll}) ou l'examen du fonctionnement sont calculées (M_{poll} et $[\overline{poll}]$). Les mesures de débit permettent de calculer le degré d'efficacité hydraulique et la capacité de rétention hydraulique du SETEC. A partir des mesures de MES, $C_{U_{tot}}$ et Zn_{tot} , on calcule la charge en polluant de l'eau d'entrée, le degré d'efficacité du SETEC, le degré d'efficacité totale, la charge en polluant dans l'eau de sortie, et la concentration en polluant pondérée moyenne [4].

5 Mise en place du système de suivi des eaux de ruissellement de route : aspects opérationnels

Les éléments décisifs de la mise en place d'un système de suivi sont résumés dans ce chapitre et listés dans le Tab. 5.1 pour un suivi par échantillonnage et le Tab. 5.2 pour un suivi en continu.

La première étape de suivi est **la préparation**, lors de laquelle la plupart des choix opérationnels sont faits. Cette étape influence la qualité des résultats.

La deuxième étape est la **campagne de mesure**. Dans cette étape, la régularité et la rigueur du travail sont déterminants pour la qualité des mesures.

La dernière étape de **traitement des données** est indispensable pour éliminer les valeurs aberrantes et améliorer considérablement la qualité des données, en particulier dans le suivi en continu de la turbidité.

Tab. 5.1 Éléments décisifs de la mise en place de suivi par échantillonnage des eaux de ruissellement de route.

Le texte en italique correspond aux choix opérationnels, le reste aux étapes de travail

Préparation	<i>Choix de la durée d'étude (§ 5.1.1)</i>
	<i>Choix de la fréquence d'entretien sur le terrain (§ 5.1.1)</i>
	<i>Choix du type de suivi (§ 5.1.1)</i>
	Suivi par échantillonnage (Pour le suivi en continu voir Tab. 5.2)
	<i>Choix du type d'asservissement (§ 5.1.1)</i>
	<i>Choix du volume d'asservissement (§ II.1.1)</i>
	<i>Choix de méthode de mesure du débit (§ 5.2.2 et I.1)</i>
	<i>Choix du matériel (§5.3 et I.1)</i>
	<i>Choix des méthodes d'analyse de laboratoire en fonction des seuils de détection requis (§5.2.1)</i>
	Installation des instruments de mesure
Campagne de mesure	Nettoyage des installations, vérification des niveaux de sondes, étalonnage des sondes
	Entretien sur le terrain (I.5)
	Vérification régulière de la conformité du volume d'asservissement (relation remplissage de l'échantillonneur et hauteur de pluie)
	Collecte des échantillons prélevés
	Correction du volume d'asservissement, si pas adapté
	Analyse des échantillons recomposés
Traitement de données	Calcul des charges, efficacité de traitement, efficacité hydraulique, concentrations moyennes

Tab. 5.2 *Éléments décisifs de la mise en place de suivi en continu par turbidimétrie des eaux de ruissellement de route.*

Le texte en italique correspond aux choix opérationnels, le reste aux étapes de travail.

Préparation	<i>Choix de la durée d'étude (§ 5.1.1)</i>
	<i>Choix de la fréquence d'entretien sur le terrain (§ 5.1.1)</i>
	<i>Choix du type de suivi (§ 5.1.1)</i>
	Suivi en continu (pour le suivi par échantillonnage voir Tab. 5.1)
	<i>Choix de méthode de mesure du débit (§ 5.2.2 et I.1)</i>
	<i>Choix du matériel (§5.3 et I.1)</i>
	<i>Choix de la méthode d'échantillonnage pour la relation turbidité-MES, turbidité-Cu_{tot} ou turbidité-Zn_{tot} (§ 5.3.1, II.3)</i>
	<i>Choix des méthodes d'analyse de laboratoire en fonction des seuils de détection requis (§ 5.2.1)</i>
	Installation des instruments de mesure
Campagne de mesure	Nettoyage des installations, vérification des niveaux de sondes, étalonnage des sondes
	Entretien sur le terrain (I.5)
	Mesure de l'encrassement des sondes
	Collecte des échantillons prélevés
	Mesure de la turbidité dans les échantillons prélevés
	Analyse des échantillons en laboratoire
Contrôle de la relation MES-turbidité	
Traitement de données	Correction des hauteurs d'eau ou vitesses (débits)
	Correction de la turbidité (artefacts et encrassement)
	<i>Choix du filtre de turbidité (§ IV.3.1)</i>
	Vérification de l'évolution saisonnière de la relation MES-turbidité
	Calcul des ajustements MES, Cu _{tot} , Zn _{tot} -turbidité
	Calcul des charges, efficacité de traitement, efficacité hydraulique, concentrations moyennes

5.1 Etapes détaillées

5.1.1 Préparation

Durée de l'étude

Lors d'un examen de performance, la durée de l'étude doit permettre de couvrir les différentes saisons pour ainsi tenir compte de la variabilité saisonnière observable dans de nombreux bassins versants.

Fréquence d'entretien sur le terrain

On recommande une fréquence d'entretien hebdomadaire des différents instruments sur le terrain. Pour diminuer les coûts occasionnés, cet entretien peut parfois être combiné avec une collecte des échantillons. La fréquence de présence sur le terrain a un impact direct sur la qualité des données et sur le coût des études. Un optimum est donc à rechercher.

Type de suivi

Le choix de la méthode de suivi doit ensuite être fait en fonction des objectifs (contrôle de fonctionnement ou de performance) ainsi que des ressources et compétences disponibles: l'expérience montre qu'à investissement équivalent, la méthode en continu fournit plus d'informations et des incertitudes moindres que la méthode par échantillonnage, mais elle requiert plus de compétences.

Choix de la méthode de mesure de débit

Quelle que soit la méthode de suivi, une mesure de débit fiable doit être mise en place et peut constituer un investissement important du projet.

Choix de la méthode d'analyse des métaux

Pour les deux méthodes également, les méthodes de mesure en laboratoire – de Cu_{tot} et Zn_{tot} – doivent offrir des seuils de détection suffisamment bas pour mesurer correctement les concentrations rencontrées.

Choix du type d'asservissement (suivi par échantillonnage)

L'échantillonnage peut se faire de trois manières : de manière aléatoire manuellement ; par asservissement au temps ; ou par asservissement au volume écoulé.

L'échantillonnage aléatoire se fait manuellement durant les événements pluvieux. De par son caractère manuel, il ne s'effectue généralement qu'à une basse fréquence et n'échantillonne pas tous les événements pluvieux d'une période. En raison de la grande variabilité des flux de polluants au sein des événements pluvieux, cette méthode est associée à de grandes incertitudes et n'est pas recommandée.

L'échantillonnage asservi au temps permet de réaliser un échantillonnage automatique répété au sein d'un ou de plusieurs événements pluvieux. Il présente l'avantage de demander peu de main d'œuvre : peu de présence sur le terrain, pas d'installation de mesure de débit et très peu de programmation. En revanche, cette méthode ne tient pas compte de la variabilité des débits, ne fournit donc pas de pondération des valeurs et est associée à d'importantes incertitudes.

L'échantillonnage asservi au volume écoulé présente l'intérêt de lier l'échantillonnage à un volume d'eau écoulé. Elle permet donc d'estimer des charges totales de polluant sur une période donnée. Elle nécessite une mesure en continu du débit. Il s'agit de la méthode de suivi par échantillonnage recommandée par l'OFROU [4] et qui est développée ici.

Le volume d'asservissement est un paramètre important qui détermine la résolution temporelle du suivi. Il est choisi en fonction des volumes ruisselés attendus. L'importance de ce paramètre est détaillée à l'annexe II.

En cas de présence d'eaux claires parasites, il faut trouver le moyen de les distinguer d'un ruissellement d'eaux de chaussée, car les prélèvements devraient être interrompus lorsque seules les eaux claires parasites s'écoulent. Un critère d'interruption des prélèvements asservis au débit peut être : pas de prélèvement si pas de pluie enregistrée. A l'inverse, lors de la fonte des neiges, un apport d'eau de ruissellement fortement polluée peut apparaître. Celui-ci devrait être échantillonné, même s'il n'y a pas de précipitations.

Choix de la méthode d'échantillonnage pour établir la relation turbidité/polluant (suivi en continu)

Il existe plusieurs possibilités (prélèvements manuels, automatisés, dirigés automatiquement) qui sont détaillés à l'annexe II.3. L'échantillonnage doit couvrir toute la gamme des concentrations et les différentes saisons de l'étude.

Choix du matériel

Il est fait en lien avec le choix des méthodes de mesure, en fonction des infrastructures en place sur le site d'étude. Ce point est discuté à l'annexe I et au § 5.3.

Choix des méthodes de mesure en laboratoire de MES, Cu_{tot} et Zn_{tot}

La concentration en MES est mesurée par filtration. Il est essentiel de choisir des méthodes d'analyse chimique suffisamment sensibles, permettant de mesurer une dizaine de $\mu\text{g/l}$ de Cu_{tot} et une centaine de $\mu\text{g/l}$ de Zn_{tot} pour un site d'étude correspondant à une route à fort trafic. Des valeurs plus basses sont attendues sur des axes moins fréquentés.

Installation des instruments de mesure

Chaque type de matériel doit être installé d'une manière qui lui est propre. Les instruments

de mesure ou de prélèvement doivent être placés au plus près des flux qu'on souhaite mesurer et dans une partie représentative de la qualité moyenne du flux. Par exemple, dans un bassin, les mesures de flux entrants doivent se faire au plus proche de l'entrée d'eau. Le positionnement des sondes et des systèmes de fixation associés doit être étudié de manière à faciliter le passage des débris et éviter que ceux-ci ne s'y accrochent et perturbent les mesures (annexe I).

5.1.2 Campagne de mesure

Entretien du dispositif de suivi sur le terrain

Des visites régulières et fréquentes (fréquence hebdomadaire recommandée) sont nécessaires pour effectuer le contrôle du bon fonctionnement des sondes, préleveurs et acqui-sitionneurs de données et le nettoyage des installations. Les détails de la maintenance à assurer sont présentés à l'annexe I.

Collecte des échantillons et analyses

Les échantillons doivent être pris en main au laboratoire dans les deux semaines qui suivent le prélèvement dans le cas de l'analyse de MES, Cu_{tot} ou Zn_{tot} .

Contrôle de la relation turbidité/MES et turbidité/ Cu_{tot} ou Zn_{tot} (suivi en continu seulement)

On contrôle que l'échantillonnage dirigé atteigne son objectif de couverture des concentrations et des saisons. On le complète au fur et à mesure des pluies si nécessaire.

5.1.3 Traitement des données

Le traitement des données comporte plusieurs étapes : l'élimination des données aberrantes, l'application de filtres dans le cas de la mesure par turbidité (suivi en continu), la correction des hauteurs d'eau (suivi en continu et par échantillonnage). Il est important d'assurer la traçabilité de toutes les opérations effectuées. Le traitement des données est plus précisément décrit dans l'annexe IV.

Élimination des données aberrantes et lots de données incomplets

La première étape du traitement de données est l'exclusion des données aberrantes ou des séries de données incomplètes. Elle est décrite en annexe IV.1.

Correction des hauteurs d'eau

La correction des altitudes de sonde de hauteur d'eau ou de pression doit être réalisée sur la base des décalages observés sur le terrain ainsi que sur la remise à zéro informatique des niveaux lors de périodes sèches qui incluent d'éventuels débits d'eaux claires connus (annexe IV).

Correction des données de turbidité

La première étape de traitement des données de turbidité est la compensation de l'encrassement noté lors du suivi de terrain. On fait l'hypothèse d'un encrassement progressif : la valeur d'encrassement est donc répartie sur les données acquises de façon proportionnelle au temps.

Le passage de débris grossiers devant le capteur de turbidité produit des signaux de turbidité très importants, qui ne correspondent cependant pas à une masse importante. Un filtre correctif doit dès lors être appliqué, qui permet d'éliminer ces artefacts (annexe IV).

Conversion du signal turbidité → MES

Les points de correspondance turbidité-MES établis pour la corrélation du signal turbidité avec les MES sont rassemblés dans une courbe. Une régression est calculée. Cette relation est ensuite utilisée pour calculer les MES à partir de la turbidité. De la même manière, il est possible d'établir la correspondance entre turbidité et concentrations en Cu_{tot} ou Zn_{tot} .

5.2 Type de mesures

5.2.1 Mesure des polluants

Par échantillonnage

Les MES sont les polluants dont l'analyse est simple et peu coûteuse en laboratoire (filtration). Il faut cependant prendre des précautions pour les prises d'essai au laboratoire afin que celles-ci soient représentatives de l'échantillon total. En particulier, on doit faire attention à empêcher la sédimentation au fond des flacons et aux particules qui colleraient sur leurs parois. Une agitation vigoureuse est conseillée avant la prise d'essai.

La principale contrainte des mesures de Cu_{tot} et Zn_{tot} au laboratoire est l'utilisation d'une méthode adaptée aux concentrations trouvées dans les eaux de ruissellement de route (une dizaine de $\mu\text{g/l}$ pour le cuivre et une centaine de $\mu\text{g/l}$ pour le zinc pour les routes à fort trafic).

En continu

L'estimation en continu des concentrations en MES, Cu_{tot} et Zn_{tot} est réalisée indirectement à travers la mesure *in situ* de la turbidité, en recourant à une corrélation du signal de turbidité avec les concentrations en MES, Cu_{tot} et Zn_{tot} .

5.2.2 Mesure des débits

L'enjeu de la mesure de débit est de garantir une incertitude de mesure satisfaisante dans des gammes de débits très variables. Selon les sites d'étude, la gamme des débits à mesurer peut varier de plusieurs ordres de grandeur, ce qui constitue une réelle difficulté de mesure, un seul dispositif n'étant souvent pas suffisant pour assurer une incertitude acceptable sur toute l'étendue de mesure.

Le choix du type de mesures et des instruments est fait au cas par cas, en fonction des infrastructures existantes, de l'espace disponible et des débits attendus. Les débits peuvent être mesurés à l'aide d'une multitude de dispositifs, installés en plan libre ou dans des conduites. Ce document n'a pas pour objectif de présenter la diversité des techniques de mesure des débits, on se référera pour cela à différents ouvrages existants [11], [10].

5.3 Instrumentation

Les principaux instruments utilisés sont diverses sondes, un échantillonneur, des débitmètres et un système d'acquisition de données (Tab. 5.3).

Tab. 5.3 Instruments utilisés pour les différentes méthodes de suivi de la qualité des eaux de ruissellement.

	Méthode de suivi en continu	Méthode de suivi par échantillonnage
Paramètres	Instrument de mesure	Instrument de mesure
Q	Sonde de hauteur d'eau ou de vitesse	Sonde de hauteur d'eau ou de vitesse
MES	Turbidimètre	Échantillonneur automatique
Cu_{tot}	Turbidimètre	Échantillonneur automatique
Zn_{tot}	Turbidimètre	Échantillonneur automatique

Une précaution d'usage lorsque l'on utilise des sondes de mesure est de les doubler autant que possible pour pallier les pannes et divers incidents empêchant l'acquisition d'une donnée. La deuxième sonde peut ainsi servir de témoin de l'anomalie et donner des valeurs de remplacement.

5.3.1 Échantillonneur automatique

Un échantillonneur automatique est un outil nécessaire à un suivi de qualité. Il doit pouvoir recevoir un signal déclenchant une prise d'échantillon depuis un contrôleur afin de prélever au moment voulu. Un grand récipient de collecte est nécessaire pour pouvoir faire un échantillon recomposé, permettant d'échantillonner des pluies sur la plus longue période possible.

L'échantillonneur automatique peut aussi être utilisé pour collecter des échantillons destinés à déterminer la courbe de corrélation MES/Turbidité dans le cas d'un suivi par turbidité. On choisira alors un échantillonneur à bouteilles multiples pour collecter un grand nombre d'échantillons les plus divers possibles.

De manière générale, peu de perturbations environnementales peuvent toucher directement l'échantillonnage (principalement l'obstruction par le gel ou des débris). Celui-ci est en revanche très sensible à la qualité de la mesure de débit, car c'est à la mesure du débit brut en temps réel à laquelle il est le plus souvent asservi.

5.3.2 Sondes de hauteur d'eau ou de vitesse

La mesure de débit par sonde de hauteur d'eau ou de vitesse peut être **très sensible aux perturbations, en particulier aux débris flottants**, comme lors de mesures de hauteur au-dessus d'un seuil.

5.3.3 Sonde de turbidité

Le choix du type de turbidimètre est une étape importante pour la qualité des mesures obtenues. Comme il s'agit d'une mesure optique, celle-ci est **particulièrement sensible à l'encrassement du système optique** de la sonde. Un système de nettoyage intégré au turbidimètre (type essuie-glace ou sonication ou jet d'eau) est recommandé, complété par une maintenance régulière sur site.

D'autres mesures de limitation de l'encrassement de l'optique du turbidimètre peuvent être entreprises. Elles sont détaillées à l'annexe I.2.2.

Dans la mesure du possible, **le turbidimètre devrait renvoyer un signal brut, sans traitement interne à la sonde**. Si un traitement de donnée interne est appliqué par le turbidimètre et ne peut être supprimé, il faut s'assurer qu'il s'agisse d'une médiane sur une durée, plutôt que d'une moyenne.

5.3.4 Système d'acquisition de données

Les différents éléments de l'installation de mesure (sondes, système d'acquisition de données, préleveurs) doivent pouvoir échanger des signaux.

6 Incertitudes, représentativité des mesures

6.1 Aspects généraux

Deux notions importantes concernant la qualité des mesures sont utilisées dans ce document : l'erreur de mesure et l'incertitude de mesure. L'erreur de mesure est la différence entre la valeur mesurée d'une grandeur et la valeur vraie de cette grandeur. L'erreur se divise en deux types : l'erreur aléatoire et l'erreur systématique. L'erreur aléatoire est la « composante de l'erreur de mesure qui, dans des mesurages répétés (expériences de répétabilité), varie de façon imprévisible ». L'erreur systématique est la « composante de l'erreur de mesure qui, dans des mesurages répétés, demeure constante ou varie de façon prévisible » [9].

L'incertitude de mesure est un « paramètre non négatif qui caractérise la dispersion des valeurs attribuées à un mesurande (grandeur que l'on veut mesurer), à partir des informations utilisées » [9]. Usuellement, on considère que l'incertitude correspond à la distribution des erreurs aléatoires après correction des éventuelles erreurs systématiques. L'estimation de l'erreur systématique est le biais.

Dans l'analyse d'incertitudes pratiquée dans ce document, si une seule estimation de charge de MES est réalisée, le biais (noté β_p) est évalué par l'erreur relative [28]. Dans le cas d'estimations répétées de charge de MES, le biais est évalué par la médiane des erreurs relatives (notée $\varepsilon_{\text{médiane}}$) [39]. L'incertitude est exprimée en incertitude élargie, notée $IC(\varepsilon)_{95\%}$ avec bornes inférieures et supérieures [35]. Le détail des calculs est présenté dans l'annexe III.

Dans ce document, par souci de simplification, le biais est noté β quel que soit le nombre d'estimations utilisé pour son calcul.

Le guide technique d'estimation des incertitudes des mesures de concentrations et de flux de polluants en réseau d'assainissement [6] reprend la classification usuelle des sources d'incertitudes dans 5 catégories :

- Matière : les matières et matériaux utilisés et entrant en jeu, par exemple des réactifs ou des solutions étalons, mais aussi les hétérogénéités (spatiale et temporelle) de l'échantillon, ainsi que sa stabilité.
- Moyens : l'équipement, les machines, le matériel informatique, les logiciels et les technologies.
- Méthodes : le mode opératoire, la logique du processus, les opérations de calcul, etc.
- Main-d'œuvre : les interventions humaines (expérience de l'opérateur, habileté).
- Milieu : l'environnement (température, hygrométrie, pression...), le positionnement, le contexte.

6.2 Méthodes d'estimation des incertitudes

L'incertitude des mesures est évaluée à l'aide de simulations de Monte Carlo. Celles-ci permettent de propager les incertitudes de chaque mesure pour calculer l'incertitude finale d'un paramètre calculé, par exemple la charge de polluant ou l'efficacité de traitement. L'incertitude de mesure n'est calculée que pour la méthode en continu dans ce document. Elle est en effet très négligeable par rapport aux problématiques de représentativité des mesures pour la méthode par échantillonnage.

Dans ce document, l'estimation des incertitudes et des erreurs induites par les choix opérationnels est faite en utilisant comme valeur vraie, le lot complet de données acquises par turbidimétrie, après application de toutes les corrections nécessaires [43]. Les choix opérationnels sont ensuite simulés en répercutant l'effet de ces choix sur le lot de données acquises par turbidimétrie. Les valeurs obtenues sont comparées, et leur différence constitue l'erreur. Chacune des méthodes est détaillée dans l'annexe III.

6.3 Impact des choix opérationnels sur les incertitudes des estimations de charges de MES

Lorsque l'on planifie ou réalise un suivi de la qualité des eaux de ruissellement de chaussée ou de la performance d'une installation de traitement des eaux de chaussées, de nombreux choix opérationnels sont à faire. Parmi ceux-ci, on peut citer :

- le type de suivi (continu ou par échantillonnage),
- la durée de la période de suivi,
- le moment de l'année de réalisation du suivi,
- la fréquence d'échantillonnage ou de mesure,
- la fréquence d'intervention des équipes sur le terrain pour la collecte d'échantillons dans le cas d'une stratégie de suivi par échantillonnage automatique,
- le nombre d'échantillons collectés pour établir la relation turbidité/MES dans le cas d'un suivi par turbidimétrie.

L'impact sur la représentativité des mesures et la précision des mesures des différents choix opérationnels est illustré dans ce paragraphe. Les méthodes de calcul des incertitudes et erreurs sont détaillées à l'annexe III.

Dans les paragraphes suivants, on montre l'effet des choix opérationnels en se basant sur l'étude d'un bassin autoroutier de 5.4 ha de surface réduite dans lequel des méthodes de mesure en continu et par échantillonnage automatique ont été appliquées sur une durée de 12 mois [48].

Les incertitudes sont calculées pour les charges totales de MES aux points 6.3 et 6.4. Par contre, au paragraphe 0, les incertitudes et biais sont calculés pour l'efficacité de traitement du SETEC.

Ces chiffres constituent **des exemples d'erreurs et d'incertitudes que l'on peut obtenir dans les conditions de suivi conformes à l'état de l'art**, obtenus dans un contexte précis, et ne sauraient s'extrapoler directement à d'autres situations.

6.3.1 Méthode par échantillonnage automatique

Volume d'asservissement

La problématique de l'intervalle de mesure est relative à la méthode par échantillonnage automatique. Des études récentes [31], [43] se sont penchées sur le choix d'un asservissement au temps ou au volume : elles concluent que la seconde solution est souvent la plus robuste.

Cependant le choix de ce volume a une forte répercussion sur la représentativité des échantillonnages. Le Tab. 6.1 illustre les changements de charge totale en MES calculés en simulant un volume d'asservissement au débit de 20 à 1000 m³ pour un bassin versant autoroutier de 5.4 ha de surface réduite pour 100 % des événements pluvieux. Les détails de la méthode d'estimation des erreurs sont consultables à l'annexe III.

Dans le cas présenté, le biais sur la charge totale de MES est négligeable pour un volume de 20 m³, acceptable pour un volume de 100 m³ et très important au-delà. On note une augmentation rapide de l'erreur à partir de volumes d'asservissement supérieurs à 100 m³.

Tab. 6.1 Biais de la charge en MES de la méthode OFROU en fonction du volume d'asservissement (100 % de couverture temporelle).

Volume d'asservissement	Biais β_p [%]
20 m ³	1.0
100 m ³	-2.9
300 m ³	-17.9
1000 m ³	-29.6

L'augmentation du volume d'asservissement a pour effet d'échantillonner moins souvent l'événement pluvieux. À partir d'un certain volume d'asservissement, la période entre deux échantillonnages est plus longue que la durée des pics de MES. Les pics ne sont donc pas échantillonnés et sont tronqués (Fig. 6.2) [48]. Ainsi, les charges de MES ont tendance à être sous-estimées. Le choix adéquat du volume d'asservissement dépend de la taille du bassin versant collecté et du type de précipitations attendues.

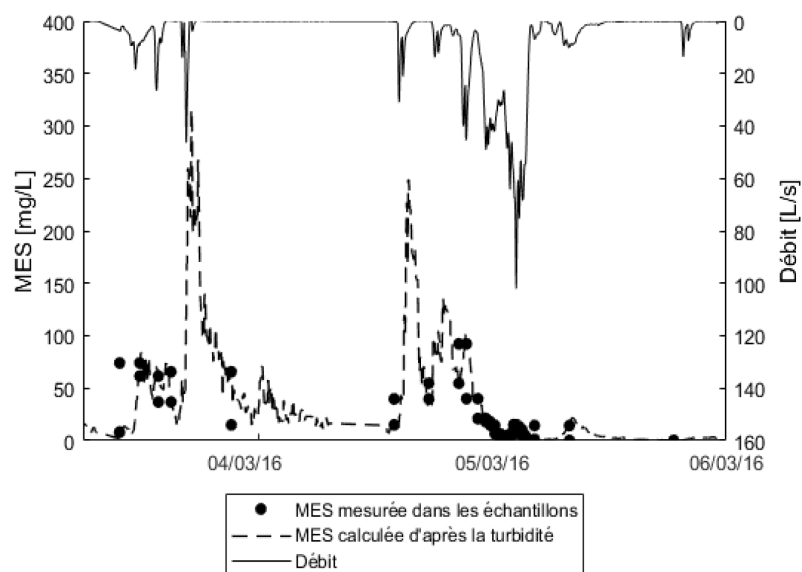


Fig. 6.2 Estimation de la concentration en MES selon différentes méthodes. Concentrations en MES estimées à partir de la mesure en continu de la turbidité (traitillé) et de l'échantillonnage (points). En trait plein, le débit en l/s [48].

Fréquence de collecte des échantillons sur le terrain – pourcentage d'événements pluvieux échantillonnés

La disponibilité en personnel et la distance du site conditionnent la fréquence de collecte des échantillons et de recharge des échantillonneurs automatiques. A cela s'ajoute la capacité volumique du préleveur et le volume prélevé à chaque pas de volume d'asservissement. Cet ensemble de paramètres conditionne le pourcentage d'événements pluvieux qui seront échantillonnés pendant la période d'étude. Plus la capacité volumique du préleveur est grande et plus le volume échantillonné à chaque intervalle est faible, meilleure sera le pourcentage d'événements pluvieux échantillonnés. Ainsi, le plus souvent, l'échantillonnage automatique ne peut être réalisé sur l'ensemble des événements pluvieux de la campagne de mesure, diminuant ainsi le pourcentage d'événements pluvieux échantillonnés. Ici, 5 scénarios d'échantillonnage d'événements pluvieux ont été simulés (Tab. 6.3). Ces simulations font intervenir des tirages aléatoires d'événements pluvieux correspondant à la couverture temporelle choisie selon la méthode « bootstraps » [35].

- 100 % : 48/48 événements pluvieux prélevés
- 75 % : 36/48 événements pluvieux prélevés
- 50 % : 24/48 événements pluvieux prélevés
- 19 % : 9/48 événements pluvieux prélevés
- 6 % : 3/48 événements pluvieux prélevés

Tab. 6.3 Biais et incertitude élargie de la charge en MES de la méthode par échantillonnage en fonction du pourcentage d'événements pluvieux échantillonnés. Le volume d'asservissement est ici de 100 m³. Le volume prélevé de 200 ml et le volume de l'échantillonneur de 20 l.

Pourcentage d'événements pluvieux	Biais β_p [%]	Incertitude élargie IC(ϵ) _{95%} [%]
100 %	-3	0
75 %	2	[-45 ; 22]
50 %	-2	[-62 ; 59]
19 %	-18	[-85 ; 223]
6 %	-58	[-100 ; 949]

La diminution du nombre d'événements pluvieux échantillonnés, simulée ici en tirant aléatoirement un pourcentage d'événements pluvieux dans le lot complet de pluies, induit aussi une sous-évaluation générale des charges totales en MES. Ceci est dû à une distribution non normale des charges en MES par événement pluvieux. En effet, la majorité des événements pluvieux génère de faibles charges de MES. Dans le cas d'étude présenté, seuls 3 événements pluvieux ont apporté plus de 50 % de l'apport en MES de toute la période (Fig. 6.4).

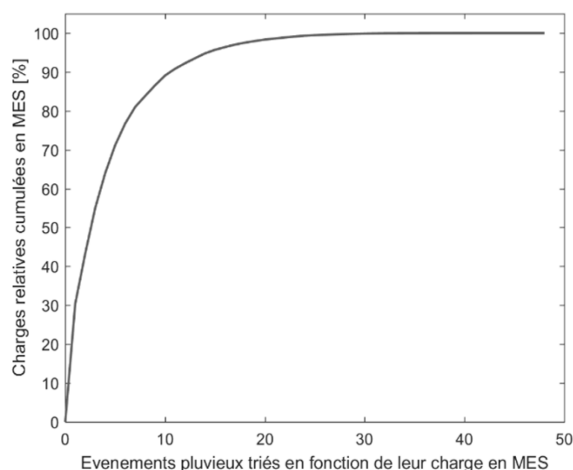


Fig. 6.4 Charges en MES relatives triées. Les 3 événements les plus importants en terme d'apport en MES représente 55 % de l'apport total en MES sur la période étudiée.

Ainsi, en n'échantillonnant qu'une part des événements, la probabilité de saisir ces quelques événements pluvieux de forte charge en MES est faible. De plus, on a indiqué plus haut que la prédiction des apports en MES était impossible. Les événements qui apportent le plus de MES sont impossibles à prévoir, car la charge en MES d'un événement pluvieux n'est pas corrélée avec sa hauteur de pluie (Fig. 6.5).

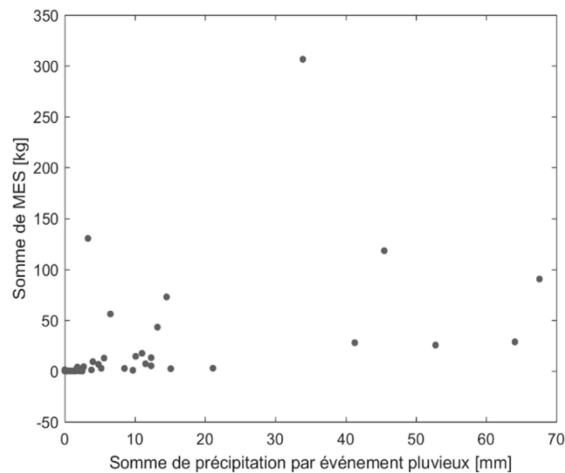


Fig. 6.5 Comparaison des charges totales en MES par événement pluvieux avec les hauteurs d'eau de pluie par événement. La corrélation entre les deux grandeurs est inférieure à 0.5.

Ce dernier élément montre que manquer des événements pluvieux peut affecter significativement la qualité des estimations de la performance, respectivement des charges en MES, Cu_{tot} ou Zn_{tot} de l'ouvrage étudié.

Durée de l'étude

Sous nos climats, la pluviométrie varie généralement d'une saison à l'autre, de même que la nature des polluants présents sur les routes. Si une étude ne dure qu'une partie de l'année, elle ne pourra représenter cette diversité. Plus l'étude est longue, plus elle sera représentative du comportement réel du site investigué.

La Fig. 3.4 illustre la variabilité saisonnière des masses totales de polluants en entrée de système de traitement. La différence des charges de MES entre deux saisons peut atteindre 50 %, ce qui montre l'importance d'une étude de longue durée couvrant toutes les saisons.

6.3.2 Méthode par mesures en continu

Fréquence de mesure

Dans le cas des eaux de ruissellement de chaussées, les bassins versants sont généralement petits et le temps de réponse court. Cela induit une forte variabilité des débits et des concentrations en polluants. Un intervalle de mesure d'une minute garantit un bon suivi de la variabilité des flux et ne surcharge pas les systèmes d'acquisition et les capacités de calculs actuels. C'est la fréquence de mesure conseillée par l'OFROU [4].

Durée de l'étude

Pour la méthode par mesure en continu, la recommandation est la même que pour la méthode par échantillonnage automatique.

Qualité de l'ajustement Turbidité/MES

La relation entre la turbidité et les MES est variable dans l'espace et dans le temps [29], [36] et on peut observer sur un même site des variations de relation entre les événements pluvieux.

La qualité de la relation turbidité/MES a une influence sur l'incertitude des valeurs calculées. L'objectif est d'établir une relation avec des valeurs faibles à fortes pour les paramètres MES et turbidité (à titre d'exemple, on se référera à la Fig. 6.6 [48]). Il est beaucoup moins fréquent de mesurer et d'échantillonner des valeurs fortes que des valeurs faibles dans le cas des eaux de ruissellement routières. Couvrir toute la gamme prévisible est une première garantie de qualité.

Le Tab. 6.7 montre l'impact de la qualité d'ajustement, du nombre de points d'ajustement utilisés pour établir la relation MES/Turbidité ainsi que la gamme de répartition de ces mesures sur le calcul de la concentration moyenne de MES. Un lot de 30 échantillons est comparé à un lot complet de 60 échantillons.

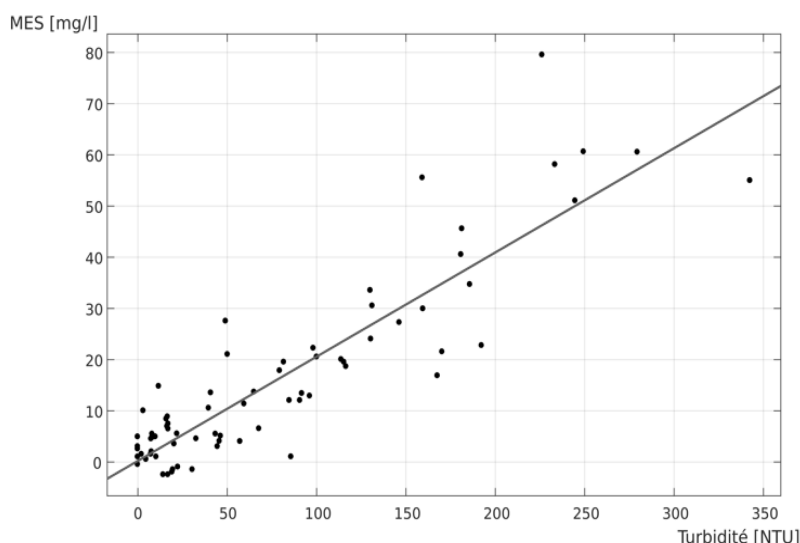


Fig. 6.6 Exemple de relation MES/Turbidité (mesuré en sortie de bassin de laminage).[48]

La qualité de l'ajustement influence ici grandement l'incertitude sur l'estimation de la charge de MES. On peut constater que dans le cas de cette étude, la diminution de 50 % du nombre d'échantillons induit un faible biais mais une grande incertitude. En intégrant les données se trouvant uniquement dans la gamme supérieure de valeurs, un biais très faible et une incertitude comparable au scénario de référence sont induits. En utilisant les données se trouvant uniquement dans la gamme inférieure de valeurs, l'incertitude est multipliée par 3 (Tab. 6.7). Ceci illustre le poids des fortes valeurs sur l'ajustement, et le bruit important présent aux faibles concentrations.

Tab. 6.7 Biais et incertitude élargie de la charge en MES calculée avec divers scénarios sur la charge de MES.

	Biais β_p [%]	Incertaine élargie $IC(\epsilon)_{95\%}$ [%]
Scénario de référence	0	[-15 ; 13]
Erreur induite par la qualité d'ajustement uniquement ¹	0	[-12 ; 10]
30 échantillons aléatoires ²	6	[-31 ; 46]
30 échantillons inférieurs ³	1	[-47 ; 52]
30 échantillons supérieurs ⁴	1	[-17 ; 13]

1. Scénario considérant uniquement l'erreur induite par la qualité de l'ajustement MES-turbidité
2. Scénario considérant 30 points répartis aléatoirement dans la gamme de turbidité
3. Scénario considérant 30 points regroupés dans la gamme inférieure de turbidité
4. Scénario considérant 30 points regroupés dans la gamme supérieure de turbidité

6.4 Impact des erreurs de mesure sur les incertitudes des estimations des charges de MES

Comme indiqué au chapitre 5.1.3, les données doivent être traitées avant de pouvoir être exploitées. Négliger ces étapes de traitement des données pourrait conduire à des valeurs calculées fausses. Dans cette section, on illustre l'importance des erreurs en cas de traitement de données incomplet ou négligé.

6.4.1 Suivi par échantillonnage automatique

Cette analyse est réalisée uniquement sur le jeu de données de la méthode de suivi en continu. Pour la méthode par échantillonnage automatique, l'incertitude due à la mesure de hauteur d'eau et à la mesure de MES n'est pas évaluée car faible en comparaison des incertitudes liées à la qualité de la couverture temporelle et au choix des volumes d'assèchement choisis.

6.4.2 Suivi par mesures en continu de la turbidité

Élimination des données aberrantes

Dans le cas où les données aberrantes ne sont pas retirées du jeu de données, toutes les périodes touchées par ces valeurs fournissent des résultats de charge en polluants eux aussi aberrants. Par exemple, dans le cas où une mesure de hauteur d'eau défectueuse indique une hauteur bloquée à une valeur correspondant à un débit extrême, la charge en polluant évaluée est aussi largement surestimée.

Débit (correction des hauteurs d'eau)

Dans le Tab. 6.8, on met en évidence l'erreur obtenue sur le calcul de la charge en MES et l'incertitude obtenue lorsqu'aucune correction n'est appliquée à la hauteur d'eau mesurée, après élimination des données aberrantes. Sur les mesures continues, l'impact est très faible. Ce résultat montre que le plus important pour la hauteur d'eau est de vérifier s'il n'y a pas de période avec des données aberrantes, par exemple des pannes, des objets obstruant les seuils ou des déplacements de capteur. Le doublement des sondes de mesure permet d'identifier une grande partie de ces problèmes.

Tab. 6.8 Erreurs systématiques et incertitudes sur l'estimation de la charge en MES avec et sans correction de la hauteur d'eau.

	Biais β_p [%]	Incertitude élargie $IC(\epsilon)_{95\%}$ [%]
Scénario de référence	0	[-15,13]
Sans correction de h	0	[-11,14]

Turbidité

Nous présentons dans le Tab. 6.9 l'erreur et l'incertitude qui découlent de la suppression de ces étapes de traitement. Le bruit positif de turbidité non corrigée induit un biais important de 39 %. Il est dès lors important d'effectuer toutes les corrections de turbidité décrites dans l'annexe IV.

Tab. 6.9 Erreurs systématiques et incertitudes sur l'estimation de la charge en MES avec et sans correction de la turbidité.

	Biais β_p [%]	Incertitude élargie $IC(\epsilon)_{95\%}$ [%]
Scénario de référence	0	[-15,13]
Sans correction de turbidité	39	[-12,13]

6.5 Biais et incertitudes sur l'efficacité de traitement

Volume d'asservissement

Au-delà d'un volume d'asservissement de 100 m³, avec une hypothèse d'échantillonnage de tous les événements pluvieux, un biais important dans la méthode par échantillonnage automatique s'installe (Fig. 6.10).

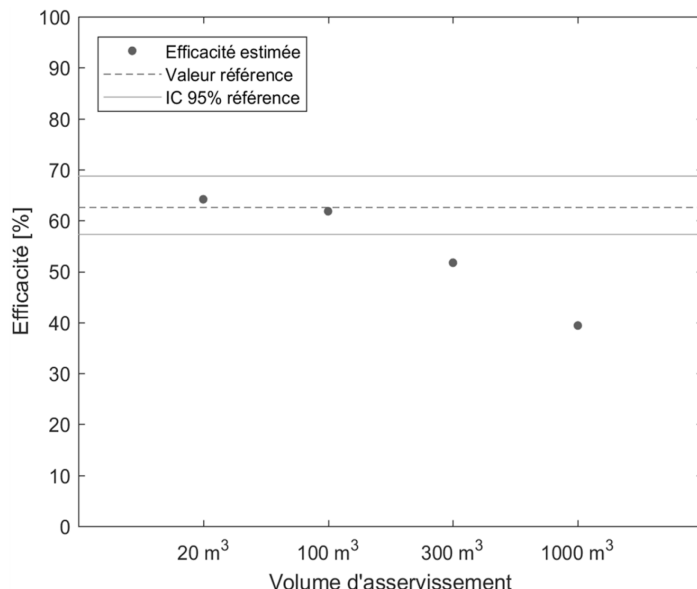


Fig. 6.10 Efficacité de traitement du SETEC du Pra-des-Vernes selon le volume d'asservissement pour l'échantillonnage automatique. En traitillé, efficacité estimée par suivi en continu de la turbidité. En trait plein, incertitude élargie du suivi en continu par turbidité.

Fréquence de collecte des échantillons sur le terrain

La Fig. 6.11 montre le biais et l'incertitude élargie de l'efficacité lorsque le pourcentage d'événements pluvieux échantillonnés varie. L'incertitude élargie est plus grande pour une couverture temporelle de 75 % des événements pluvieux avec la méthode par échantillonnage automatique qu'avec la méthode de suivi par turbidité.

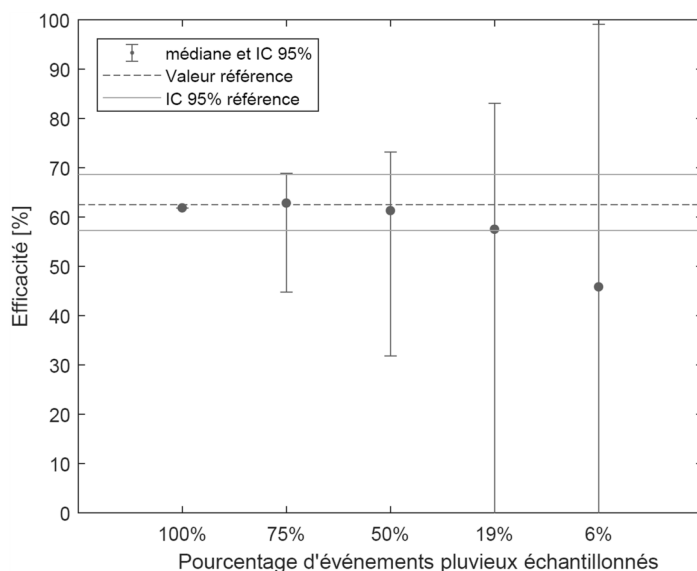


Fig. 6.11 Efficacité de traitement du SETEC du Pra-des-Vernes et incertitudes élargies selon le pourcentage d'événements pluvieux échantillonnés avec la méthode par échantillonnage automatique. En traitillé, efficacité estimée par suivi en continu de la turbidité. En trait plein, incertitude élargie du suivi en continu par turbidité.

6.6 Hiérarchisation de sources d'incertitudes selon les méthodes utilisées

Des sources d'incertitudes sont associées à chaque type de suivi. Le Tab. 6.13 présente une hiérarchisation de ces sources d'incertitudes, leur impact sur le résultat final, la difficulté à les gérer, ainsi que les choix opérationnels qui les limitent.

Le choix d'un type de suivi et les choix opérationnels qui en découlent dépendent de plusieurs critères : coûts, compétences techniques, disponibilités en matériel, distance du site, compétences informatiques, etc. Le Tab. 6.12 liste les critères de décision et décrivent la situation recommandée pour chaque critère et chaque méthode de suivi. La dernière ligne résume les principales sources d'incertitude de chaque méthode de suivi. La possibilité de satisfaire les conditions recommandées y est analysée et synthétisée pour déterminer quelle méthode est la plus réaliste en fonction des objectifs de qualité de résultat.

Tab. 6.12 Aide à la décision pour le choix de la méthode de suivi.

	Suivi par échantillonnage	Suivi par turbidimétrie
Matériel à disposition	1 échantillonneur automatique par point de mesure	2 turbidimètres avec nettoyage automatique par point de mesure
	Système de mesure du débit	Système de mesure du débit
Exigences techniques	Utilisation d'un échantillonneur automatique	Utilisation de turbidimètres
	Mesure de débit	Mesure de débit
Temps sur le terrain	Collecte lorsque l'échantillonneur est plein	Campagnes d'échantillonnage pour relation turbidité-MES
	Contrôle hebdomadaire des appareils	Contrôle hebdomadaire des appareils
Exigences de calcul	Basique, utilisation d'une feuille de calcul	Matlab® ou équivalent (gestion de grands fichiers de données)
Sources d'incertitude	Variabilité inter-événement Variabilité intra-événement Variabilité saisonnière Perturbation sur la mesure du débit	Variabilité inter-événement Perturbation sur la mesure de turbidité

6.6.1 Suivi par échantillonnage automatique

La méthode par échantillonnage automatique est particulièrement sensible aux erreurs dues au manque de représentativité de la variabilité intra- et inter-événementielle. Elle nécessite donc un effort accru lors des choix opérationnels pour garantir une fréquence de collecte suffisante et un choix de volume d'asservissement optimal. L'influence de la variabilité saisonnière oblige aussi à adapter la durée de la campagne de mesure.

Les perturbations sur les mesures de débit peuvent avoir une forte influence sur la qualité de cette méthode car les débits non corrigés sont utilisés pour contrôler l'échantillonnage. La mise en place rigoureuse des instruments de mesure du débit et leur contrôle régulier sont donc importants.

Tab. 6.13 Liste des sources d'incertitudes, de leur impact sur la qualité des données et de la facilité de correction des incertitudes.

✓✓ : Impact négligeable ou aucune correction à apporter ; ✓ : Impact faible ou correction aisée ; ! : Impact moyen ou correction à apporter ; !! : Impact important ou correction difficile à apporter

		Variabilité intra-événement	Variabilité inter-événement	Variabilité saisonnière	Perturbations sur la mesure du débit	Perturbations sur la mesure de turbidité
Echantillonnage automatique	Impact	!	!!	!!	!!	✓✓ (Pas concerné)
	Correction	!	!!	!	!	✓✓ (Pas concerné)
	Choix décisifs	<ul style="list-style-type: none"> • Volume d'asservissement • Fréquence de suivi de terrain • Volume d'échantillonnage 		Durée d'étude	Système de mesure	✓✓ (Pas concerné)
Mesures en continu	Impact	✓✓	✓	!!	✓	!!
	Correction	✓✓	✓	!	!	!!
	Choix décisifs	Fréquence de mesure	Qualité des mesures (présence de données aberrantes)	Durée d'étude	Système de mesure terrain	Qualité des corrélations turbidité-MES Qualité de l'installation des turbidimètres

6.6.2 Suivi par mesures en continu

L'enjeu central de la méthode de mesures en continu est la gestion de la mesure de turbidité. L'impact des perturbations et le travail de correction sont importants. La variabilité saisonnière pose les mêmes questions que pour la méthode par échantillonnage. Les variabilités intra- et inter-événementielles ne posent pas de problème car elles sont très bien enregistrées grâce à la fréquence élevée des mesures et le caractère continu de celles-ci. Les incertitudes totales sont par conséquent faibles.

6.7 Précision des méthodes et investissements correspondants

Les choix opérationnels d'intervalle d'échantillonnage, de volume d'asservissement, de volume prélevé et de capacité volumique de l'échantillonneur vont significativement impacter la précision de la méthode par échantillonnage.

Pour la méthode par échantillonnage automatique, sans tenir compte de la précision de mesure des débits, la précision obtenue et les investissements correspondants sont dépendants du volume d'asservissement, du volume prélevé, et de la capacité de stockage de l'échantillonneur. Plusieurs scénarios, simulés à partir des données de [48], sont présentés dans le Tab. 6.14.

Tab. 6.14 Variation de la précision de la charge totale de MES calculée et du taux d'échantillonnage d'événements pluvieux en fonction du volume d'asservissement, du volume prélevé, de la capacité de stockage de l'échantillonneur. L'erreur sur la mesure du débit n'est pas considérée dans ces calculs de propagation d'erreur..

$V_{\text{Asservissement}}$ [m ³]	V_{Stockage} [l]	$V_{\text{Prélèvement}}$ [ml]	Taux d'échantillonnage des pluies [%]	Temps de saturation de l'échantillonneur [j]	β_p [%] ¹	IC(ϵ) _{95%} [%] ²
20	20	200	100	<1	1	-
100	20	200	75	>7	2	[-45-22]
100	10	50	100	>14	3	-

1. Biais

2. Incertitude élargie

Tant que le taux d'échantillonnage des événements pluvieux est élevé, le biais sur la charge de MES reste faible. Par contre, dès que le taux d'échantillonnage d'événements pluvieux baisse, l'incertitude de mesure augmente drastiquement.

Plus la capacité de stockage et le volume d'asservissement sont faibles, plus les coûts liés à la collecte d'échantillons sont élevés. Ils restent raisonnables tant qu'ils ne nécessitent pas une fréquence de collecte inférieure à 1 semaine, car cette fréquence est de toute façon nécessaire pour l'entretien des installations.

Un compromis entre les trois paramètres Volume d'asservissement, Volume de stockage et Volume prélevé est donc à trouver, en gardant à l'esprit que les contraintes sont un maximum d'événements pluvieux échantillonnés à obtenir tout en gardant une fréquence de visite sur le terrain raisonnable.

A ces biais et incertitudes élargies, s'ajoutent ceux liés à la mesure de la hauteur d'eau qui deviennent relativement plus importants (on ne peut dès lors plus les négliger) lorsque le taux d'échantillonnage des événements pluvieux est grand.

A coûts d'exploitation des dispositifs de mesure égaux sur le terrain, on obtient donc sur l'estimation de la charge totale de MES des incertitudes élargies plus faibles avec la méthode en continu qu'avec la méthode par échantillonnage, sachant qu'un biais affecte également cette dernière. Cependant, la méthode par suivi en continu nécessite des compétences de traitement de données supérieures.

Concernant le travail en laboratoire, avec le lot de données tiré de [48], utilisé pour ce

document, pour la méthode en continu, les analyses de MES correspondent à l'analyse d'une soixantaine d'échantillons par point de mesure pour obtenir une bonne relation entre turbidité et MES. Pour la méthode par échantillonnage, ces analyses correspondent à une mesure de MES par collecte d'échantillon, donc entre 50 et 70 mesures pour une campagne d'une année sous nos climats. Les coûts analytiques des deux méthodes sont donc très proches.

7 Conclusion

La qualité et la quantité des eaux de ruissellement routier ont abondamment été étudiées et sont décrites dans la littérature. Il en ressort deux observations essentielles. Premièrement, elles sont caractérisées par une très grande variabilité de leur composition : au sein d'un événement pluvieux (variabilité intra-événement) entre différents événements pluvieux (variabilité inter-événement), d'un site de mesure à l'autre (variabilité spatiale). Deuxièmement, leur composition est déterminée par une multitude de facteurs caractérisant leur bassin versant, de sorte qu'elle n'est pas prévisible. **Pour obtenir des valeurs qui représentent correctement la réalité à un point donné du terrain, le suivi des eaux de ruissellement ou d'une installation qui les traite doit impérativement tenir compte de ces différents types de variabilité et y adapter la stratégie de suivi, en mesurant un maximum d'événements pluvieux dans la période sélectionnée pour l'étude.**

Le choix de la durée (le nombre de saisons comprises dans cette période) impacte fortement la représentativité des résultats. Dans le cas de l'examen de la performance d'un nouveau système de traitement, seul un suivi d'une durée d'un an (au moins une année représentative du point de vue de la pluviométrie et de l'usage de la route étudiée) amène à une bonne représentativité de la quantité et de la qualité du ruissellement et donc du comportement d'un ouvrage de traitement. Dans le cas d'un contrôle périodique, on choisira la durée la plus longue possible et pour la saison la plus déterminante.

Les deux types principaux de méthode de suivi sont les méthodes par mesure un continu, ou les méthodes par échantillonnage. Quelle que soit la méthode choisie, le suivi de la qualité et de la quantité des eaux de ruissellement de chaussée implique la mesure de plusieurs paramètres liés au débit et à la concentration en polluant des eaux de ruissellement. **Pour obtenir des valeurs qui présentent des incertitudes acceptables, les systèmes de mesures doivent être installés et entretenus dans les règles de l'art dont l'essentiel a été présenté dans ce document et ses références.**

La fréquence d'entretien des installations de suivi est un aspect déterminant pour la qualité et la représentativité des résultats lors de suivis par échantillonnage. Plus la fréquence est élevée, meilleure est la représentativité des résultats. La fréquence est à déterminer en fonction de la taille du bassin versant et de la pluviométrie. La fréquence d'entretien est déterminante uniquement pour la qualité des résultats lors d'un suivi par mesure en continu. Cette fréquence devrait être dans ce cas au minimum d'une semaine pour garantir une qualité optimale.

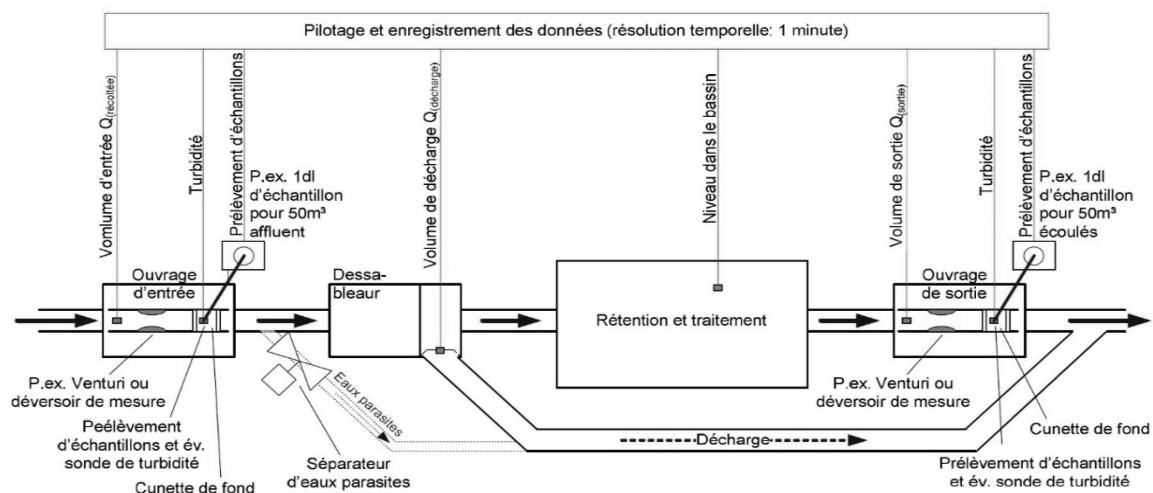
Même lorsque toutes les règles de l'art sont respectées, les valeurs acquises et calculées comportent des incertitudes. Celles-ci devraient impérativement être estimées et indiquées pour permettre une interprétation adéquate des résultats. Le traitement des données acquises en continu exige des compétences supérieures à celles nécessaires au traitement des données acquises par échantillonnage. A coûts analytiques et d'exploitation équivalents, la méthode de suivi en continu par turbidité apporte une incertitude plus faible que la méthode par échantillonnage automatique.

Annexes

I	Mise en place d'un système de surveillance de SETEC	50
I.1	Mesure du débit	50
I.2	Mesure de la concentration en MES	51
I.2.1	Mesure de MES par échantillonnage	51
I.2.2	Mesures en continu par turbidité	52
I.3	Système d'acquisition	52
I.4	Exemples de mise en place de mesure	52
I.5	Entretien des installations sur le terrain	53
II	Choix opérationnels.....	54
II.1	Choix relatifs au suivi par échantillonnage.....	54
II.1.1	Détails sur l'échantillonnage automatique asservi au volume	54
II.2	Choix relatifs au suivi en continu par turbidimétrie	54
II.2.1	Fréquence de mesure	54
II.3	Conversion turbidité-MES	54
II.3.1	Echantillonnage pour la corrélation signal turbidité/MES, $C_{U_{tot}}$, $Z_{N_{tot}}$	55
II.3.2	Conversions turbidité- $C_{U_{tot}}$ turbidité- $Z_{N_{tot}}$	55
III	Méthodologie d'estimation des incertitudes dans le suivi des eaux de ruissellement de route	56
III.1	Méthodologie par mesures en continu : simulations de Monte Carlo	56
III.1.1	Processus de simulation	56
III.2	Méthode par échantillonnage	58
III.3	Expression des erreurs	58
IV	Traitement des données.....	60
IV.1	Correction des données aberrantes.....	60
IV.2	Correction des débits	60
IV.3	Correction de la turbidité	61
IV.3.1	Filtres à appliquer au signal de turbidité	61
IV.3.2	Correction de l'encrassement	62
IV.3.3	Ajustement turbidité – MES, $C_{U_{tot}}$ ou $Z_{N_{tot}}$	62

I Mise en place d'un système de surveillance de SETEC

La Fig. I.1 illustre un exemple d'installation de suivi de SETEC selon l'OFROU [4].



I.1 Mesure du débit

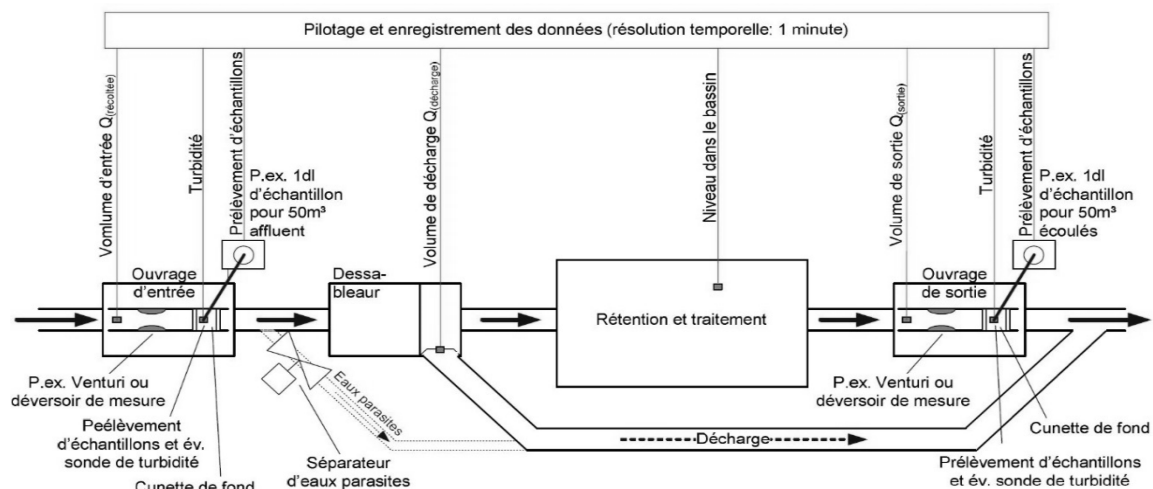


Fig. I.1 Schéma d'installation du contrôle de la performance d'un SETEC.[4]

Il existe un très grand nombre de méthodes de mesure des débits qui sont détaillées dans de nombreux ouvrages [4], [3], [11], [10], [6]. De plus, chaque type d'appareil de mesure comporte ses propres caractéristiques d'installations et d'incertitude, qui sont détaillées par les fournisseurs.

D'une façon générale, la qualité de mesure du débit dépend de plusieurs critères :

- Incertitude de l'instrument de mesure,
- Fréquence d'acquisition (dépend de la taille du SETEC, période de l'ordre de la minute),
- Qualité de l'ouvrage de mesure,
- Fréquence/quantité des perturbations sur le plan d'eau (flottants, etc.).

Si un système de mesure de débit est déjà présent, en vérifiant ces critères de qualité, il

est possible d'utiliser directement les mesures de celui-ci. La possibilité d'installer un système ou l'autre est conditionnée par la géométrie du lieu de mesure, le type d'écoulement, la gamme de débits pour ne citer que quelques exemples.

Les difficultés d'exploitation des systèmes de mesure du débit présentés ci-dessous sont des exemples tirés du terrain.

Quel que soit le système de mesure, des perturbations peuvent venir gêner les mesures. L'une d'entre elles est le passage de débris. La mise en place des instruments hors du cheminement préférentiel des débris est une première mesure d'amélioration de la qualité des mesures.

Dans le cas de mesure du débit par sonde de hauteur d'eau par ultrason, généralement les moins coûteuses, plusieurs éléments peuvent perturber l'acquisition et fausser la mesure: ils sont présentés dans le Tab. 1.2 ainsi que des solutions lorsqu'elles existent.

L'utilisation de sondes radar, plus coûteuses, permet de s'affranchir de certaines de ces difficultés.

Tab. 1.2 Perturbations lors de la mesure par sonde de hauteur d'eau et solutions.

Perturbations	Solutions
Surface d'eau irrégulière par la présence de mousse et flottants	Changer de type de sonde
Variations de température et du rayonnement solaire	Ombraer la zone de mesure
Condensation sur la zone de mesure de la sonde	Installer un système de mèche sur la sonde de mesure pour permettre l'écoulement de l'eau
Projections d'eau sur la zone de mesure de la sonde	Protéger la zone de mesure avec par exemple un entonnoir placé autour de la sonde

La mesure de hauteur d'eau par sonde pression n'est sensible à aucune des perturbations précitées. Un biais progressif peut affecter les mesures à long terme, mais il est facilement contrôlable. C'est l'instrument de mesure de hauteur d'eau choisi et utilisé en priorité dans l'étude du Pra-des-Vernes [48].

Les appareils de mesure du débit dans des conduites en charge nécessitent de s'assurer qu'il n'y a pas de dépôt dans la conduite, au risque d'en modifier la section.

Le choix du positionnement de l'ouvrage de mesure du débit est important pour éviter les perturbations décrites ci-dessus. Pour éviter les condensations sur les surfaces des sondes à ultrason, des mèches conduisant l'eau peuvent être installées.

I.2 Mesure de la concentration en MES

La mise en place des mesures correspondant aux deux méthodes de surveillance présentées dans cette documentation est décrite dans ce chapitre. Les avantages et inconvénients de chacune des méthodes ne sont pas discutés. Seules les perturbations liées aux instruments de mesure sont abordées.

I.2.1 Mesure de MES par échantillonnage

Dans la méthode de mesure par échantillonnage, celui-ci devrait être automatique. Les règles de base à respecter dans l'installation du tuyau d'échantillonnage sont :

1. Pas de siphon : le tuyau ne doit pas redescendre sur le trajet entre la prise d'eau et l'échantillonneur.
2. Eviter le gel : si des températures négatives sont observées prendre garde au volume échantillonné. Si celui-ci est inférieur au volume normal, le gel a gêné l'échantillonnage et l'échantillon n'est pas utilisable. Si le problème de l'évaporation dans les échantillons en climat chaud et sec se pose, il est possible de se doter d'un échantillonneur avec système de refroidissement des échantillons.

3. Eviter les débris : ceux-ci peuvent empêcher le prélèvement du volume souhaité. Si celui-ci est inférieur au volume choisi, les débris ont gêné l'échantillonnage et celui-ci n'est pas utilisable.
4. Position dans le flux : il est recommandé de positionner la sortie du tube de prélèvement à une profondeur représentative de la qualité de l'écoulement, qui se situe entre 40 à 60 % de la hauteur totale de l'écoulement [29].

Une alimentation électrique sur secteur est conseillée car l'alimentation par batterie est sensible au froid.

Une fois les échantillons acheminés en laboratoire, les concentrations en MES sont mesurées par filtration, puis les concentrations en métaux sur l'échantillon total après digestion.

I.2.2 Mesures en continu par turbidité

Localisation des turbidimètres

Le turbidimètre doit se trouver au plus près du flux qui doit être mesuré, tout en évitant les zones de présence de bulles et de débris.

De plus, il est préférable d'obscurcir la zone de mesure de turbidité afin de limiter la croissance d'algues et l'impact de la lumière directe sur la mesure.

Enfin, il est recommandé de placer la sonde de turbidité à une profondeur de 40 à 60 % de la hauteur totale de l'écoulement [29].

Fixation des turbidimètres

La fixation du turbidimètre doit permettre au flux de s'écouler le plus librement possible afin qu'aucun débris ne s'accroche et ne s'accumule sur l'appareil. Pour ce faire un système simple à l'aide d'un tube incurvé peut être envisagé (Fig. I.3), qui doit être immobile pendant la mesure. Le turbidimètre est placé dans l'axe du flux. Le capteur est orienté de manière à éviter les dépôts. L'incurvation du tuyau évite l'accumulation de débris. L'axe de rotation permet d'accéder facilement au capteur.

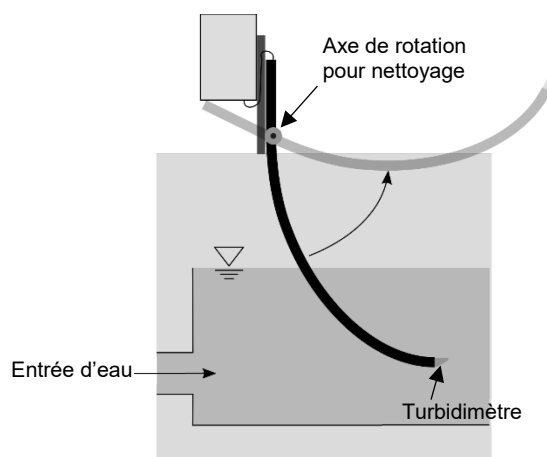


Fig. I.3 Exemple d'installation de turbidimètre.

I.3 Système d'acquisition

Le système d'acquisition doit pouvoir envoyer/recevoir plusieurs types de signaux. Un spécialiste en électronique ou quelques compétences dans le domaine sont nécessaires si l'on désire coupler des appareils de marques différentes.

I.4 Exemples de mise en place de mesure

A titre d'exemples, la Fig. I.4 illustre l'installation de mesure utilisée dans le cadre de l'évaluation du fonctionnement des différents organes du SETEC du Pra-des-Vernes [48].

Dans cet exemple, le bassin de laminage (sortie du SETEC) ne comprend pas de système de mesure du débit intégré. De plus, étant végétalisé, il présente de forts développements d'algues qui empêcheraient une mesure de turbidité. Un dispositif de mesure a été construit à la sortie du bassin de laminage, permettant une mesure précise du débit (seuil rectangulaire à parois mince). Il a été instrumenté avec une sonde de hauteur d'eau et une sonde de pression, ainsi que deux sondes de turbidité. On notera le doublement des mesures de turbidité et hauteur d'eau dans le dispositif de sortie et la mise en place d'une mesure de hauteur d'eau dans la conduite de sortie permettant de mesurer le débit en cas de forte perturbation sur le seuil qui sert à la mesure principale de débit.

Ce dispositif permet de limiter la prolifération d'algue grâce aux surfaces lisses et à la facilité de leur nettoyage. Un obscurcissement du bassin produit le même effet.

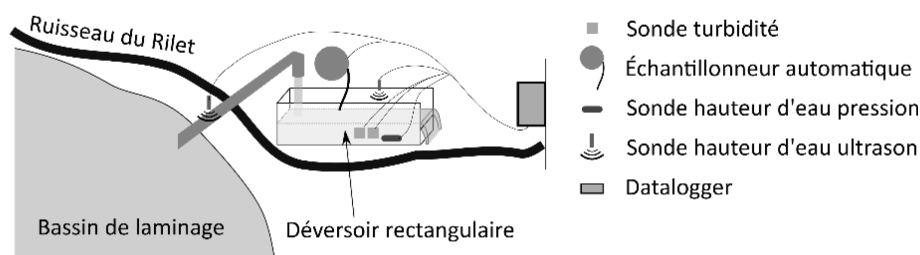


Fig. I.4 Schéma d'installation des points de mesure en sortie de bassin de laminage du SETEC du Pra-des-Vernes [48].

I.5 Entretien des installations sur le terrain

L'entretien du système de suivi de qualité des eaux consiste en des opérations de contrôle des instruments et de nettoyage :

- Contrôle des altitudes des sondes de hauteur d'eau et leur nettoyage,
- Enregistrement des perturbations/modifications observées sur les sondes ou les dispositifs de mesure et d'acquisition.

Pour le suivi en continu, s'ajoutent les opérations suivantes :

- Mesure de l'encrassement des sondes de turbidité et leur nettoyage,
- Réétalonnage périodique (tous les 2 mois par ex.).

La fréquence de l'entretien sera fixée progressivement au cas par cas, en fonction de chaque site et des conditions rencontrées. On recommande usuellement une fréquence hebdomadaire de contrôle des instruments.

La récolte des échantillons et la recharge en récipients des échantillonneurs constituent les dernières étapes de la maintenance du système de mesure.

II Choix opérationnels

II.1 Choix relatifs au suivi par échantillonnage

II.1.1 Détails sur l'échantillonnage automatique asservi au volume

Volume d'asservissement

Une des étapes clés de cette méthode est de trouver le volume d'asservissement adéquat. Il est question d'obtenir un équilibre entre précision et contraintes d'investissement. Il faut parvenir à optimiser la fréquence de collecte des échantillons et le taux d'échantillonnage des événements pluvieux, qui dépendent des volumes prélevés, du volume du préleveur et du volume d'asservissement. Fréquence et taux d'échantillonnage sont les deux paramètres qui impactent fortement la représentativité et l'incertitude des données.

Le volume d'asservissement initial peut être défini en fonction de la taille du bassin versant, du coefficient de ruissellement, du nombre d'échantillons que l'échantillonneur peut prélever, de la fréquence de passage sur le terrain et de la pluviométrie du site.

Exemple :

Sur le site du Pra-des-Vernes [51], les mois les plus pluvieux peuvent apporter 200 mm de pluie, soit environ 50 mm en une semaine. Avec une surface réduite de 5.4 hectare et 24 échantillons possibles, il faudrait un volume d'asservissement de 110 m³ afin d'échantillonner toutes les pluies d'une semaine très pluvieuse.

$$V_{ass} = h_{hebd0} \cdot S_{BV} \cdot C_r / n_{éch}$$

Où V_{ass} est le volume d'asservissement,
 h_{hebd0} est la hauteur d'eau d'une semaine très pluvieuse,
 S_{BV} est la surface du bassin versant,
 C_r est le coefficient de ruissellement du bassin versant ($S_{BV} \cdot C_r =$ surface réduite),
 $n_{éch}$ est le nombre d'échantillons maximum que le préleveur automatique peut collecter.

Il est possible d'ajuster le volume d'asservissement en cours d'étude au cas où l'échantillonneur automatique est souvent trop rempli ou trop vide. Au cas où le volume d'asservissement est modifié en cours d'étude, il est nécessaire de séparer les périodes de calcul des charges selon les dates de changement de volume d'asservissement.

Volume échantillonné

Afin de maximiser le nombre d'échantillons prélevés dans une certaine période et de réduire le travail de laboratoire, l'OFROU [4] recommande de réaliser un échantillon recomposé. Ainsi un grand récipient doit être utilisé. Le volume minimum pour chaque échantillon devrait être le plus petit possible afin d'augmenter le nombre d'échantillons. Il peut être d'environ 50 ml. La taille du récipient, couplée à la taille du bassin versant et au type de précipitation, conditionne la possibilité d'échantillonner tous les événements pluvieux et toute la durée de ceux-ci. Avec un échantillonneur de type ISCO, il est possible de collecter plus de 40 échantillons.

II.2 Choix relatifs au suivi en continu par turbidimétrie

II.2.1 Fréquence de mesure

Afin de permettre un traitement de données efficace, une fréquence de mesure de la turbidité à raison d'une mesure toutes les 5 secondes est conseillée. Les capacités de stockage des collecteurs de données ne sont de nos jours plus limitantes.

II.3 Conversion turbidité-MES

II.3.1 Echantillonnage pour la corrélation signal turbidité/MES, Cu_{tot} , Zn_{tot}

Afin d'établir la fonction d'ajustement entre la concentration en MES et la turbidité, une soixantaine d'échantillons répartis sur toute la période de mesure et toute la gamme de turbidité effective est recommandée (retour d'expérience). Ce nombre est habituellement suffisant mais peut être augmenté en cas de nécessité. Les rapports turbidité/MES élevés sont les échantillons les plus difficiles à obtenir, ils sont en effet moins fréquents que les concentrations faibles dans les pluies. La mesure de turbidité est effectuée dans l'échantillon même qui sera utilisé au laboratoire pour analyse de la MES. Si possible, la mesure de turbidité est réalisée à l'aide du turbidimètre qui est installé au point de mesure. Si l'on doit utiliser un autre turbidimètre, il est essentiel que les deux appareils soient calibrés (et du même modèle). Les concentrations en MES, Cu_{tot} et Zn_{tot} sont ensuite mesurées au laboratoire dans l'échantillon et mises en relation avec la valeur de turbidité de l'échantillon.

Dans le cas où l'on dispose d'un échantillonneur automatique, le meilleur moyen d'obtenir des points dans toute la gamme de turbidité est d'asservir l'échantillonneur à la turbidité. Le data logger peut être programmé de manière à prélever un certain nombre d'échantillons répartis régulièrement sur une gamme de turbidité choisie, par exemple, 10 échantillons répartis de 0 NTU à 1000 NTU. Lorsque la médiane des valeurs de turbidité sur une durée choisie (par exemple 5 minutes) est contenue dans une classe de turbidité restant à échantillonner, l'échantillonneur lance un échantillonnage. La classe de turbidité ne peut ensuite plus être échantillonnée. Il faut tenir compte du fait qu'il y a un décalage de temps entre la réception de l'ordre de l'échantillonnage par l'échantillonneur et le pompage de l'échantillon.

Si aucun échantillonneur automatique n'est disponible, les visites de terrain doivent être réalisées en temps de pluie et durer assez de temps pour échantillonner à plusieurs moments de la pluie pour tenter de saisir des concentrations variées réparties sur la gamme de turbidité. Il faudra alors éviter de n'échantillonner que les fins d'événements pluvieux qui contiennent en général de faibles concentrations de polluants. L'investissement supplémentaire en heures de travail peut alors rapidement être supérieur à celui d'une location d'échantillonneur automatique.

II.3.2 Conversions turbidité- Cu_{tot} turbidité- Zn_{tot}

L'établissement des relations entre turbidité et le cuivre total ou le zinc total suit le même principe qu'avec la MES.

III Méthodologie d'estimation des incertitudes dans le suivi des eaux de ruissellement de route

Toutes les estimations d'incertitudes décrites dans ce travail utilisent des données de l'étude sur le SETEC Pra-des-Vernes [48]. Elles couvrent 48 événements pluvieux répartis entre novembre 2015 et avril 2016. Pour l'estimation des incertitudes sur les charges en MES, les données d'entrée de bassin de décantation sont utilisées. Pour l'estimation des incertitudes sur l'efficacité de traitement, les données en entrée de bassin de décantation et en sortie de bassin de laminage sont utilisées.

III.1 Méthodologie par mesures en continu : simulations de Monte Carlo

Une fois corrigée de ses erreurs systématiques, la valeur d'une mesure comporte encore une erreur aléatoire autour de la valeur vraie. La propagation des erreurs de plusieurs types de mesures à travers des calculs, par exemple des charges de polluants, est décrite analytiquement par des séries de Taylor. Lorsque les paramètres impliqués sont corrélés, des covariances non-nulles peuvent considérablement alourdir le calcul de propagation analytique des erreurs. Des simulations numériques de Monte Carlo peuvent alors être plus appropriées [29], [20]. La méthode de Monte Carlo est présentée ci-dessous pour la propagation d'erreur sur la charge totale en MES et sur l'efficacité de traitement de MES.

Dans le suivi des flux de MES par mesures en continu de la turbidité, trois types de mesure sont réalisés : turbidité, MES et hauteur d'eau.

Les simulations intègrent les écarts-type des paramètres mesurés qui ont été définis comme suit :

- Turbidité : littérature [27], [37] → 5 % de la valeur mesurée,
- MES : l'écart type des différences de 10 paires de sous-échantillons → 3.9 mg/l,
- Hauteur d'eau : la littérature [27] propose une incertitude de mesure de 7.5 mm.

Les écarts-type des paramètres de la relation turbidité-MES sont aussi calculés et intégrés aux simulations.

III.1.1 Processus de simulation

1. Ajustement turbidité-MES
 - a. Régression polynomiale de 1^{er} degré entre turbidité et MES (régression linéaire) :

$$MES_{calc} = a \cdot Tu$$
 Calcul de l'écart-type σ_a du paramètre d'ajustement a
 - b. Régression polynomiale de degré 2 entre turbidité et MES à partir des valeurs estimées :

$$MES_{calc} = a \cdot Tu + b \cdot Tu^2$$
 Calcul de l'écart-type de chaque paramètre d'ajustement et de la matrice de corrélation des paramètres d'ajustement (possibilité d'utiliser la fonction *lscov* de *Matlab*)
2. Création des échantillons aléatoires (k simulations en chaque pas de temps i)
 - a. En cas de régression de 1^{er} degré : valeurs de paramètre d'ajustement \hat{a}_k autour de sa valeur calculée \hat{a}_k et de son écart-type σ_a :

$$\hat{a}_k = \mathcal{N}(a, \sigma_a)$$
 - b. En cas de régression de degré 2, échantillons bi-variés des paramètres d'ajustements a et b (possible avec fonction *mvnrnd* de *Matlab*)

- c. Valeurs de turbidité $\widehat{T}u_i$ autour de leurs valeurs mesurées Tu_i et de de l'écart-type σ_{Tu}

$$\widehat{T}u_{i,k} = \mathcal{N}(Tu_i, \sigma_{Tu})$$
 - d. Valeurs de hauteur d'eau \widehat{h}_i autour des valeurs mesurées h_i et de l'écart-type σ_h

$$\widehat{h}_{i,k} = \mathcal{N}(h_i, \sigma_h)$$
3. Calculs à partir des échantillons aléatoires
- a. Débit $Q_{i,k}$ à partir des tirages de hauteur d'eau
$$Q_{i,k} = f(\widehat{h}_{i,k})$$
 - b. valeurs de MES $MES_{calc,i,k}$ à partir des tirages de turbidité $\widehat{T}u_{i,k}$ et de la fonction d'ajustement :
$$MES_{calc,i,k} = \hat{a}_k \cdot \widehat{T}u_{i,k} \text{ ou}$$

$$MES_{calc,i,k} = \hat{a}_k \cdot \widehat{T}u_{i,k} + \hat{b}_k \cdot \widehat{T}u_{i,k}^2$$
 - c. des flux de MES $Flux_{MES,i,k}$:
$$Flux_{MES,i,k} = Q_{i,k} \cdot MES_{calc,i,k}$$
 - i. charge totale de MES $M_{MES,k}$

$$M_{MES,k} = \sum_{i=1}^n Flux_{MES,i,k}$$
 - ii. l'efficacité du système
$$\eta_k = \frac{M_{MES,in,k} - M_{MES,out,k}}{M_{MES,in,k}}$$

Où $M_{MES,in,k}$ est la charge totale de MES en entrée de système et $M_{MES,out,k}$ est la charge totale de MES en sortie de système.

A ce stade, on a obtenu m résultats de charge de MES ou d'efficacité simulés, à partir desquels on peut calculer le biais et l'incertitude élargie. Les étapes suivantes testent différents scénarios.

4. Variation des scénarios (2 types) : relance des simulations selon divers scénarios
- a. Impact de l'erreur de chaque mesure : diverses simulations sont lancées en tenant compte de l'incertitude d'un paramètre mesuré à la fois. Les σ_η de ces scénarios sont ensuite comparés entre eux et avec le scénario de base.
 - i. Seulement avec l'incertitude de l'ajustement linéaire (σ_a)
 - ii. Seulement avec l'incertitude de la turbidité (σ_{Tu})
 - iii. Seulement avec l'incertitude de la MES mesurées (σ_{MES})
 - iv. Seulement avec l'incertitude de la hauteur d'eau (σ_h)
 - b. Utilisation des données brutes : les données brutes, avant traitement, sont utilisées successivement. Les charges en MES et l'efficacité de chacun de ces scénarios sont ensuite comparées à celles estimées à partir des données traitées afin d'estimer les biais. Les écarts-types sont aussi comparés.
 - i. Mesures de turbidité brute
 - ii. Mesures de hauteur d'eau brute
 - c. Variation du lot de données d'ajustement : comparaison des σ_η obtenus avec
 - i. Nombre de points réduit : 30 points au lieu d'environ 70
 - ii. Gamme de valeurs réduite
1. Gamme supérieure : de la valeur médiane au maximum du jeu de données de base
 2. Gamme inférieure : du minimum à la médiane du jeu de données de base

III.2 Méthode par échantillonnage

On note nombre d'études qui abordent les incertitudes liées aux méthodes d'échantillonnage. Il est possible de classer les sources d'erreurs dans 3 catégories dans la procédure d'analyse des flux de polluants [21] :

1. Mesure de débit,
2. Echantillonnage,
3. Entreposage/préservation et analyse de laboratoire.

Dans le guide pratique pour le suivi de qualité des eaux sur petit bassin versant [22], les composantes critiques pour la mise en place des mesures de débit et des échantillonnages sont spécifiées. Pour les mesures de débit, il s'agit de : (1) gamme de débit, (2) possibilité d'installation de mesure de débit, (3) présence de flottants, débris et transport de sédiments, (4) coûts de construction, (5) durée du projet. Les incertitudes liées à la mesure des débits sont généralement bien plus élevées que les incertitudes liées aux débits cumulés en raison de la plus grande incertitude relative liée à la mesure des faibles débits [34]. Sur des petits bassins versants urbains, avec un système de mesure de débit précis (débitmètre Doppler), les incertitudes de volumes par événement sont variables (entre 10 % et 38 % d'incertitude) [34]. Sur une structure pré-calibrée, l'incertitude de mesure de débit (type hauteur-débit) va de $\pm 5\%$ à $\pm 10\%$ sur le terrain [13].

L'échantillonnage est l'étape où l'on peut trouver les plus grandes incertitudes pour l'évaluation des charges de MES [21]. Les erreurs peuvent grandement varier en fonction du type d'échantillonnage et de la fréquence.

Les choix opérationnels critiques de l'échantillonnage sont : (1) limites pour choix de début et fin d'échantillonnages (par ex. début et fin d'événement pluvieux) (2) fréquence d'échantillonnage au sein d'un événement pluvieux, (3) échantillonnage individuel ou recomposé [22]. L'échantillonnage peut être effectué selon plusieurs méthodes : échantillonnage asservi au temps [18], [35], au débit cumulé [35], [34], ou aléatoire [35].

La fréquence d'échantillonnage nécessaire pour une incertitude acceptable dépend essentiellement de la variabilité des flux de polluants, qui est elle-même fonction de la taille des bassins versants [39]. Plus le bassin versant est petit, plus la variabilité des flux de polluants est grande et plus la fréquence d'échantillonnage doit être élevée. Les grandes différences dans les résultats d'études en fonction des choix opérationnels, de l'origine des flux et des méthodes de mesures utilisées montrent la nécessité d'effectuer une estimation et de calculer les incertitudes dans chaque nouvelle étude.

Une étude [13] montre des incertitudes sur MES de 15 % avec un échantillonnage « fréquent » durant les événements pluvieux, 30 % avec seulement un échantillon par événement pluvieux, et $> 50\%$ pour un échantillonnage manuel aléatoire dans le temps. Pour un même nombre d'échantillons, une autre étude [28] obtient de plus faibles erreurs avec un échantillonnage asservi au débit qu'avec un échantillonnage asservi au temps. En comparant ces chiffres, on gardera en mémoire que le type de site va significativement les conditionner.

Plusieurs échantillons peuvent être collectés dans une seule bouteille afin de prolonger la période d'échantillonnage mais cette méthode augmente les incertitudes sur les flux, de plus de 5 % [28].

Pour les MES, l'étape d'analyse en laboratoire constitue la plus faible part d'incertitude, 10 % dans le pire des cas [21]. Si l'analyse en laboratoire de MES est effectuée dans les règles de l'art [51], des erreurs de $\pm 5\%$ sont attendues [50].

III.3 Expression des erreurs

Les valeurs de référence sont obtenues à partir de la simulation de Monte Carlo utilisant les mesures traitées de turbidité et de débit. La médiane des résultats de simulation est considérée comme la valeur vraie.

Dans l'analyse d'incertitudes, si une seule estimation de charge de MES est réalisée, le biais est évalué par l'erreur relative [28] :

$$\beta_{p,j} = \varepsilon_j = \frac{(M_{MES} - \widehat{M}_{MES_j})}{M_{MES_{vraie}}} \cdot 100$$

Où $\beta_{p,j}$ est le biais en pourcent du scénario j ,

ε_j est l'erreur relative du scénario j ,

$M_{MES_{vraie}}$ est la charge de MES « vraie »,

\widehat{M}_{MES_j} est la charge de MES estimée pour le scénario j .

Dans le cas d'estimations répétées des charges de MES, le biais sera évalué par la médiane des erreurs relatives (notée $\varepsilon_{médiane}$) [39] :

$$\beta_{p,j} = \varepsilon_{médiane,j} = \text{médiane} \left(\begin{bmatrix} \varepsilon_{1,j} \\ \vdots \\ \varepsilon_{m,j} \end{bmatrix} \right) = \text{médiane} \left(\begin{bmatrix} \frac{\widehat{M}_{MES_{vraie}} - M_{MES_{1,j}}}{M_{MES_{vraie}}} \\ \vdots \\ \frac{M_{MES_{vraie}} - \widehat{M}_{MES_{m,j}}}{M_{MES_{vraie}}} \end{bmatrix} \right)$$

Où $\varepsilon_{k,j}$ est l'erreur d'estimation des simulations k allant de 1 à m et scénario j ,

$\widehat{M}_{MES_{k,j}}$ est la charge totale de MES estimée des simulations k allant de 1 à m et scénario j .

L'incertitude des résultats de chaque scénario est exprimée par l'incertitude élargie des erreurs, soit l'intervalle en % d'erreur dans lequel 95 % des valeurs sont contenues, noté $IC(\varepsilon)_{95\%}$.

Pour l'estimation des erreurs d'estimation de l'efficacité de traitement, l'erreur est exprimée en erreur absolue.

$$\varepsilon_{k,j} = \hat{\eta}_{k,j} - \eta_{vraie}$$

Où $\hat{\eta}_{k,j}$ est l'efficacité de traitement estimée de la simulation k et du scénario j ,

η_{vraie} est l'efficacité de traitement de référence.

IV Traitement des données

IV.1 Correction des données aberrantes

Une donnée aberrante est une valeur ou une observation distante des autres observations sur le même phénomène (ex. Fig. IV.1). Elle peut être due à la variabilité inhérente au phénomène observé ou indiquer une erreur expérimentale. Ainsi, si l'on souhaite supprimer une valeur aberrante, il faut s'assurer qu'elle provient d'une erreur expérimentale. Les erreurs expérimentales trouvent leurs sources dans une multitude de perturbations (panne d'électricité, câbles sectionnés, systèmes de mesure obstrués, etc.). Dans le cas où des valeurs aberrantes ne touchent qu'une partie d'un événement pluvieux, les données de tout l'événement pluvieux doivent être supprimées. Pour le cas où plusieurs points de mesure sont mis en relation, par exemple pour l'examen de performance d'un SETEC, les données de tous les points de mesures doivent être supprimées sur la période touchée par les données aberrantes. Si les données aberrantes ne peuvent pas être identifiées comme provenant d'une erreur expérimentale, elles ne peuvent être supprimées et doivent être conservées dans le jeu de données.

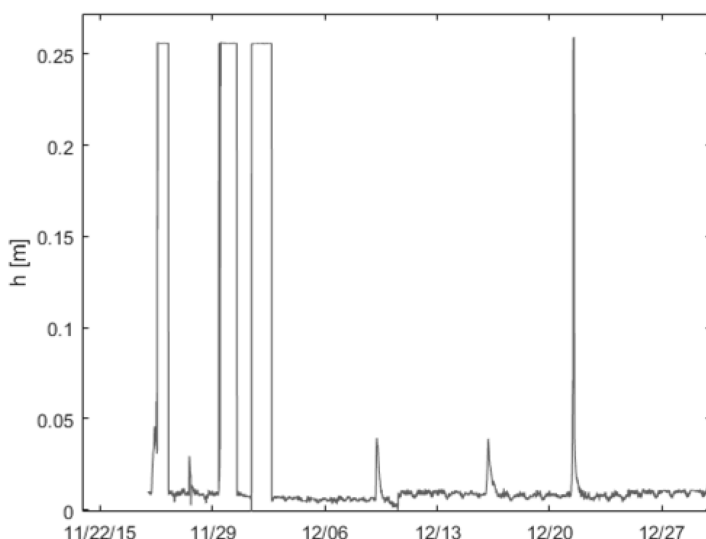


Fig. IV.1 Données aberrantes sur une mesure de hauteur d'eau par sonde ultrason. Un mauvais réglage de la sonde empêche la mesure de hauteur d'eau supérieure à une certaine valeur et remplace celle-ci par une valeur fixe (0.25 m), se manifestant par un plateau.

IV.2 Correction des débits

La commande d'échantillonnage envoyée à l'échantillonneur dépend d'une mesure de débit brute. Il est possible de corriger a posteriori le débit et d'utiliser le débit corrigé pour estimer le volume total d'eau de la période considérée. La correction apportée dépend du système de mesure du débit.

Dans le cadre de l'étude du SETEC du Pra-des-Vernes [48], les débits aux trois points de mesure ont été estimés à l'aide de déversoirs. En période sèche suffisamment longue, le niveau d'eau sur seuil est connu et peut être réajusté sans observation sur le terrain, mais simplement par observation des données graphiques (Fig. IV.2).

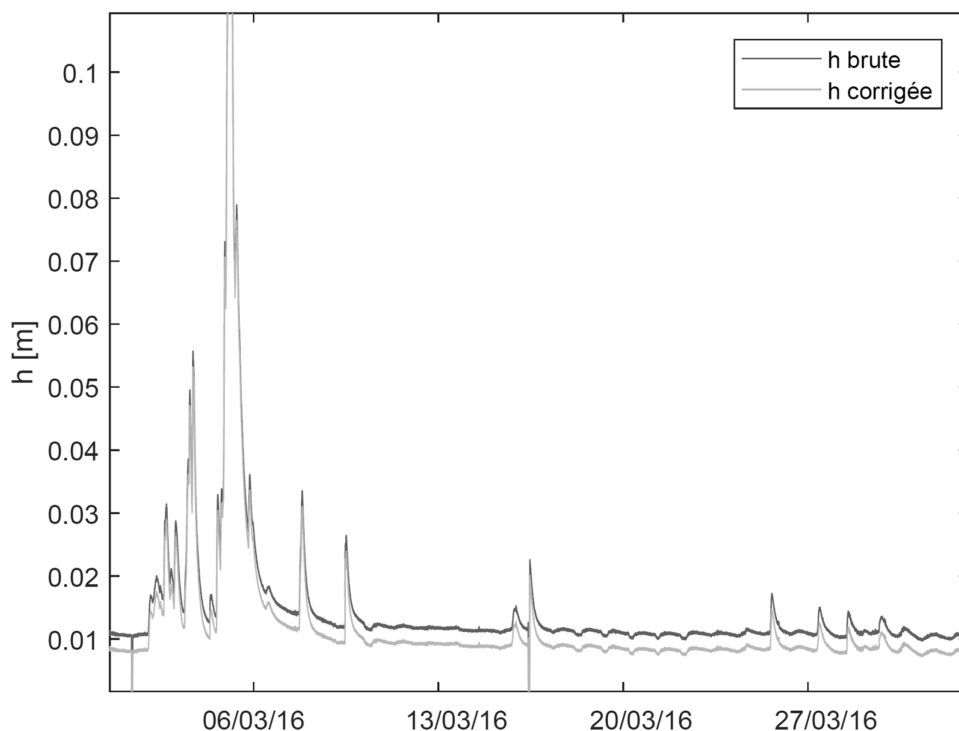


Fig. IV.2 Correction de la hauteur d'eau mesurée au-dessus d'un seuil. En gris foncé, la hauteur brute. En gris clair, la hauteur corrigée [48].

IV.3 Correction de la turbidité

IV.3.1 Filtres à appliquer au signal de turbidité

La turbidité est affectée par des erreurs positives dues au passage de particules grossières devant le capteur. Plusieurs types de filtres peuvent être appliqués afin d'éliminer ces pics, par exemple la médiane sur un intervalle de temps fixé par l'opérateur (Fig. IV.3) [48]. En présence d'un seul capteur, des filtres plus ou moins complexes sont proposés. Des filtres à seuils fixes ou variables peuvent être utilisés [15] : si la valeur de mesure dépasse un certain seuil, elle est remplacée par la mesure précédente. Des moyennes pondérées sont parfois utilisées [15]. Le minimum des valeurs sur 5 minutes peut constituer un traitement suffisant [33]. On veillera à supprimer ces erreurs positives sans dénaturer le signal.

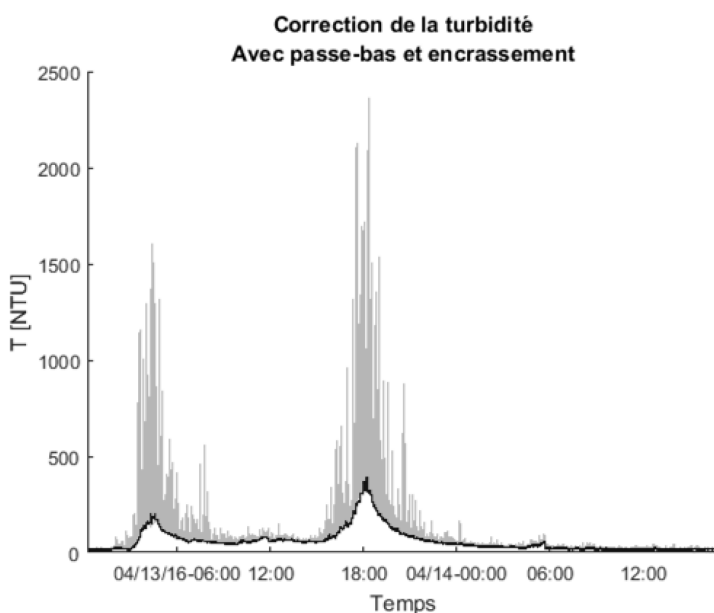


Fig. IV.3 Correction de la turbidité. En gris, la turbidité brute. En noir, la turbidité corrigée à l'aide d'un filtre médiane.[48]

IV.3.2 Correction de l'encrassement

La dérive de signal induite par les salissures constitue une source d'erreur qui peut être en partie corrigée. Une correction linéaire entre deux nettoyages manuels des turbidimètres peut être utilisée [16].

Avec un turbidimètre à nettoyage automatique, le problème de l'encrassement est normalement éliminé. Toutefois, lors de chaque visite de terrain, l'encrassement doit être évalué par immersion du turbidimètre dans de l'eau déminéralisée.

Le biais dû à l'encrassement est considéré comme linéaire et se présente comme suit [16] :

$$\text{biais} = \frac{Tu_{mes}(t_1) - Tu_{mes}(t_0)}{t_1 - t_0}$$

Où Tu_{mes} est la turbidité mesurée,
 t_1 est le temps de la fin de la période de mesure,
 t_0 est le temps du début de la période de mesure.

Le biais d'encrassement peut être corrigé ainsi :

$$Tu_{Corr,encrass}(t_i) = Tu_{mes}(t_i) - (\text{biais} \cdot t_i)$$

Où $Tu_{Corr,encrass}$ est la valeur de turbidité corrigée en fonction de l'encrassement

IV.3.3 Ajustement turbidité – MES, Cu_{tot} ou Zn_{tot}

Le nombre d'échantillons nécessaire pour établir la fonction de régression entre turbidité et MES dépend de la qualité des données et de la variabilité de la relation turbidité-MES. Le type de fonction de régression est le plus souvent polynomial du 1^{er} degré, et parfois du 2^{ème} degré, passant par l'origine ou non.

Pour vérifier la stabilité de la relation turbidité-MES au cours du temps, on peut utiliser un modèle d'interaction entre période (variable catégorielle) et turbidité (variable quantitative). Pour ce faire, on réalise une analyse de covariance (ANCOVA). Si la relation évolue significativement au cours du temps, il faut utiliser une fonction différente pour chaque période.

Par exemple, des données de MES et de turbidité mesurées sur des échantillons récoltés durant une année sont analysées pour établir une relation turbidité-MES (Fig. IV.4). On y note visuellement qu'à partir d'une certaine date, la relation turbidité-MES semble évoluer.

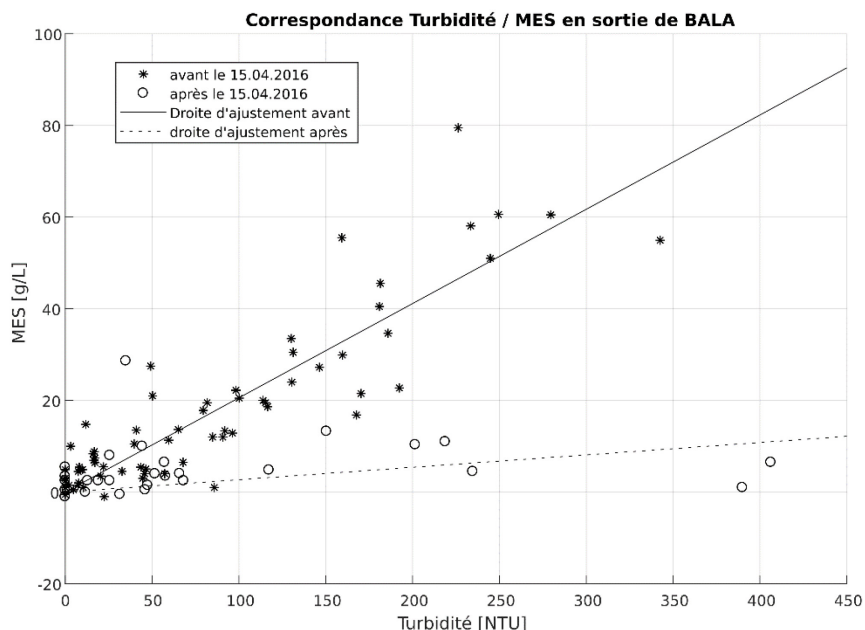


Fig. IV.4 Données de correspondance turbidité-MES et ajustements linéaires pour deux périodes distinctes.

Les fonctions d'ajustements sont :

$$MES = a_1 \cdot turbidité \text{ pour la période avant le 15.04.2016 et}$$

$$MES = a_2 \cdot turbidité \text{ pour la période après le 15.04.2016}$$

Le modèle d'interaction va tester si le coefficient a_1 est significativement différent du coefficient a_2 .

Glossaire

Terme	Signification
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
MES	Matière en suspension
Mesurande	Grandeur que l'on veut mesurer
SETEC	Système d'évacuation et de traitement des eaux de chaussées
Sonication	Application d'une énergie sonore (généralement ultrasons) pour agiter des particules
Turbidité	Teneur d'un liquide en matières qui le troublent, très souvent des matières en suspension dans les eaux de ruissellement.
Turbidimétrie	Mesure du degré de turbidité d'une suspension.

Bibliographie

Ordonnance fédérale

- [1] Confédération suisse (2007), « **Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des eaux (OEaux)** », RS 814.201, www.admin.ch.

Documentation et directive OFROU

- [2] Office fédéral des routes OFROU (2010), « **Traitement des eaux de chaussées - état de la technique (allemand)** », documentation ASTRA 88002
- [3] OFROU (2013), « **Traitement des eaux de chaussée des routes nationales** », directive ASTRA 18005

Manuel technique OFROU

- [4] Office fédéral des routes OFROU (2018), « **Manuel technique ASTRA 21001** ». d. t. Département fédéral de l'environnement, de l'énergie et de la communication DETEC.

Instructions, guides et manuels

- [5] Office fédéral de l'environnement OFEV (2002), « **Protection des eaux lors de l'évacuation des eaux des voies de communication** ».
- [6] Versini, P. A., C. Joannis and G. Chebbo (2015), « **Guide technique sur le mesurage de la turbidité dans les réseaux d'assainissement** », ONEMA.
- [7] WHO (2008), « **Guidelines for drinking-water quality: second addendum. Vol. 1, Recommendations** », World Health Organization.
- [8] Wren, D., B. Barkdoll, R. Kuhnle and R. Derrow (2000), « **Field techniques for suspended-sediment measurement** ». Journal of Hydraulic Engineering 126(2): 97-104.

Livres et autres médias

- [9] Balazs, A. (2008), « **International vocabulary of metrology-basic and general concepts and associated terms** ». Chemistry International: 20-21.
- [10] Bertrand-Krajewski, J.-L., D. Laplace, C. Joannis and G. Chebbo (2000), « **Mesures en hydrologie urbaine et assainissement** », Eyrolles.
- [11] Carlier, M. (1998), « **Hydraulique générale et appliquée** », Eyrolles.
- [12] Edwards, T. K., G. D. Glysson, H. P. Guy and V. W. Norman (1999), « **Field methods for measurement of fluvial sediment** », US Geological Survey Denver, CO.
- [13] Slade, R. M. (2004), « **General methods, information, and sources for collecting and analyzing water-resources data**, Copyrighted by Raymond M. Slade, Jr., CD-ROM».
- [14] Viau, J.-Y. (2006), « **Gestion et traitement des eaux pluviales** », Territorial Editions.

Articles

- [15] Aumond, M. and C. Joannis (2006), « **Continuous monitoring of turbidity of wastewater in a separate sanitary sewer: practical set-up and first results** ». Houille Blanche-Revue Internationale de l'eau(4): 121-128.
- [16] Beaudeau, P., M. Pascal and E. Checler (2010), « **Qualité de l'eau distribuée en ville basse du Havre et ventes des médicaments utilisés pour le traitement des gastro-entérites** ». Institut de veille sanitaire.
- [17] Bertrand-Krajewski, J.-L., C. Joannis, G. Chebbo, G. Ruban, M. Métadier, C. Lacour,(2010) « **Comment utiliser la turbidité pour estimer en continu les concentrations en MES et/ou DCO. Une approche méthodologique pour les réseaux d'assainissement** ». TSM 1/2
- [18] Coynel, A., J. Schafer, J. E. Hurtrez, J. Dumas, H. Etcheber and G. Blanc (2004), « **Sampling frequency and accuracy of SPM flux estimates in two contrasted drainage basins** ». Science of the Total Environment 330(1-3): 233-247.
- [19] Deletic, A. (1998), « **The first flush load of urban surface runoff** ». Water Research 32(8): 2462-2470.
- [20] Hannouche, A., C. Joannis and G. Chebbo (2016), « **Assessment of total suspended solids (TSS) event load and its uncertainties in combined sewer system from continuous turbidity measurements** ». Urban Water Journal 14(8): 789-796.

- [21] Harmel, R. D., R. J. Cooper, R. M. Slade, R. L. Haney and J. G. Arnold (2006a), « **Cumulative uncertainty in measured streamflow and water quality data for small watersheds** ». Transactions of the Asabe 49(3): 689-701.
- [22] Harmel, R. D., K. W. King, B. E. Haggard, D. G. Wren and J. M. Sheridan (2006b), « **Practical guidance for discharge and water quality data collection on small watersheds** ». Transactions of the Asabe 49(4): 937-948.
- [23] Helmreich, B., R. Hilliges, A. Schriewer and H. Horn (2010), « **Runoff pollutants of a highly trafficked urban road—Correlation analysis and seasonal influences** ». Chemosphere 80(9): 991-997.
- [24] Huber, M., A. Welker and B. Helmreich (2016), « **Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: occurrence, influencing factors, and partitioning** ». Science of the Total Environment 541: 895-919.
- [25] Hui Xiang Daphne, L., H. Djati Utomo and L. Zhi Hao Kenneth (2011), « **Correlation between Turbidity and Total Suspended Solids in Singapore Rivers** ». Journal of Water Sustainability, 1(3), 313-322
- [26] Joannis, C., G. Ruban, M. Aumond, J.-L. Bertrand-Krajewski, P. Battaglia, C. Lacour, M. Saad and G. Chebbo (2010), « **Mise en œuvre de capteurs de turbidité en collecteurs d'assainissement** ». Techniques Sciences Méthodes(1/2): 21-35.
- [27] Joannis, C., G. Ruban, M. C. Gromaire, J. L. Bertrand-Krajewski and G. Chebbo (2008), « **Reproducibility and uncertainty of wastewater turbidity measurements** ». Water Science and Technology 57(10): 1667-1673.
- [28] King, K. W. and R. D. Harmel (2003), « **Considerations in selecting a water quality sampling strategy** ». Transactions of the Asae 46(1): 63-73.
- [29] 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 de doctorat.
- [30] Lacour, C., C. Joannis and G. Chebbo (2009), « **Assessment of annual pollutant loads in combined sewers from continuous turbidity measurements: sensitivity to calibration data** ». Water Res 43(8): 2179-2190.
- [31] Lee, H., X. Swamikannu, D. Radulescu, S. J. Kim and M. K. Stenstrom (2007), « **Design of stormwater monitoring programs** ». Water Research 41(18): 4186-4196.
- [32] Lewis, J. (1996), « **Turbidity-controlled suspended sediment sampling for runoff-event load estimation** ». Water Resources Research 32(7): 2299-2310.
- [33] Maréchal, A., M. Aumond and G. Ruban (2001), « **Mise en oeuvre de la turbidimétrie pour évaluer la pollution des eaux résiduaires** ». La Houille Blanche(5): 81-86.
- [34] McCarthy, D. T., A. Deletic, V. G. Mitchell, T. D. Fletcher and C. Diaper (2008), « **Uncertainties in stormwater E. coli levels** ». Water Research 42(6-7): 1812-1824.
- [35] McCarthy, D. T., K. F. Zhang, C. Westerlund, M. Viklander, J. L. Bertrand-Krajewski, T. D. Fletcher and A. Deletic (2018), « **Assessment of sampling strategies for estimation of site mean concentrations of stormwater pollutants** ». Water Research 129: 297-304.
- [36] Memon, S., M. C. Paule, B. Y. Lee, R. Umer, C. Sukhbaatar and C. H. Lee (2015), « **Investigation of turbidity and suspended solids behavior in storm water run-off from different land-use sites in South Korea** ». Desalination and Water Treatment 53(11): 3088-3095.
- [37] Metadier, M. and J. L. Bertrand-Krajewski (2011), « **From mess to mass: a methodology for calculating storm event pollutant loads with their uncertainties, from continuous raw data time series** ». Water Science and Technology 63(3): 369-376.
- [38] Metadier, M. and J. L. Bertrand-Krajewski (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.
- [39] Moatar, F., G. Person, M. Meybeck, A. Coynel, H. Etcheber and P. Crouzet (2006), « **The influence of contrasting suspended particulate matter transport regimes on the bias and precision of flux estimates** ». Science of the Total Environment 370(2-3): 515-531.
- [40] Nasrabadi, T., H. Ruegner, Z. Zangeneh Sirdari, M. Schwientek and P. Grathwohl (2016), « **Using total suspended solids (TSS) and turbidity as proxies for evaluation of metal transport in river water** ». Applied Geochemistry 68.
- [41] Obropta, C. C. and J. S. Kardos (2007), « **Review of urban stormwater quality models: Deterministic, stochastic, and hybrid approaches** ». Journal of the American Water Resources Association 43(6): 1508-1523.
- [42] Patil, S., B. Barfield and G. Wilber (2011). « **Turbidity modeling based on the concentration of total suspended solids for stormwater runoff from construction and development sites** ». World Environmental and Water Resources Congress 2011: Bearing Knowledge for Sustainability.
- [43] Sandoval, S., J. L. Bertrand-Krajewski, N. Caradot, T. Hofer and G. Gruber (2018), « **Performance and uncertainties of TSS stormwater sampling strategies from online time series** ». Water Science and Technology 78(6): 1407-1416.

-
- [44] Sansalone, J. J. and S. G. Buchberger (1997), « **Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water** ». Journal of Environmental Engineering-Asce 123(2): 134-143.
-
- [45] Skarbovik, E. and R. Roseth (2015), « **Use of sensor data for turbidity, pH and conductivity as an alternative to conventional water quality monitoring in four Norwegian case studies** ». Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science 65(1): 63-73.
-
- [46] Stutter, M., J. J. C. Dawson, M. Glendell, F. Napier, J. M. Potts, J. Sample, A. Vinten and H. Watson (2017), « **Evaluating the use of in-situ turbidity measurements to quantify fluvial sediment and phosphorus concentrations and fluxes in agricultural streams** ». Science of the Total Environment 607: 391-402.
-
- [47] Susfalk, R. B., B. Fitzgerald and A. M. Knust (2008), « **Characterization of turbidity and total suspended solids in the Upper Carson River, Nevada** ». DHS Publication(41242).
-

Documentations et rapports

-
- [48] Favre Boivin, F., M. Froidevaux and B. Spahni (2017), « **Développement d'une méthode de mesure de performance de SETEC existant. Application sur N01 Bassin de Pra des Vernes à Lully** ». HEIA-FR, OFROU.
-
- [49] Favre Boivin, F., Ribl J.-M., Moreillon. L. and Rast. M. (2013), « **Method for in situ performance assessment of road runoff localized treatment systems using turbidimetry** ». Novatech 2013.
-
- [50] Gordon, J. D., C. A. Newland and S. T. Gagliardi (2000), « **Laboratory performance in the Sediment Laboratory Quality-Assurance Project, 1996-98** ». Water-Resources Investigations Report. Denver, CO.
-
- [51] Guy, H. (1969), « **Laboratory theory and methods for sediment analysis** ». United States Department of the Interior
-

Liste des modifications

Édition	Version	Date	Modifications
2020	1.00	01.10.2020	Entrée en vigueur de l'édition 2020.

