

Partenariat 2013-2014 – Améliorer la connaissance des pressions polluantes- Action 12



*Inventaire des outils  
biologiques existants  
pour évaluer l'impact  
toxique des eaux  
pluviales*

*Etat de l'art*

*Rapport intermédiaire*

*Septembre 2014*

## Contexte de programmation et de réalisation

---

Cette étude vise, à travers plusieurs actions, à appuyer les gestionnaires dans la démarche de caractérisation et de réduction des émissions de substances dangereuses vers les masses d'eau. Elle a pour objectif l'amélioration de la connaissance des pressions polluantes (et notamment des rejets ponctuels dans les milieux aquatiques, ce qui s'inscrit dans l'action n°5 du plan micropolluants 2010 – 2013 du MEDDE), l'aide au diagnostic et à la mise en œuvre des stratégies de réduction et de mesures de gestion ciblées vis-à-vis des sources polluantes.

## Les auteurs

---

*Fabrizio Botta,*  
*Ingénieur étude & recherche en qualité des eaux*  
*fabrizio.botta@ineris.fr*

*INERIS*  
*Parc Technologique Alata B.P. 2*  
*60550 Verneuil-en-Halatte*  
*Tel: +33 3 44 61 82 37*

## Les correspondants

---

Onema : *Olivier Perceval, DAST, olivier.perceval@onema.fr*  
*Céline Lacour, DAST, celine.lacour@onema.fr*

Référence du document : INERIS (2014). Inventaire des outils biologiques existants pour évaluer l'impact toxique des eaux pluviales - Etat de l'art. Rapport DRC-14-136863-05915A. 63 p.

<b>Droits d'usage :</b>	<i>accès restreint</i>
<b>Couverture géographique :</b>	
<b>Niveau géographique</b> [un seul choix] :	<i>national</i>
<b>Niveau de lecture</b> [plusieurs choix possibles] :	<i>experts</i>
<b>Nature de la ressource</b> [plusieurs choix possibles] :	<i>document</i>

## PRÉAMBULE

Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

La responsabilité de l'INERIS ne pourra être engagée si les informations qui lui ont été communiquées sont incomplètes ou erronées.

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalent qui seraient portés par l'INERIS dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Etant donné la mission qui incombe à l'INERIS de par son décret de création, l'INERIS n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité de l'INERIS ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous la seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

L'INERIS dégage toute responsabilité pour chaque utilisation du rapport en dehors de la destination de la prestation.

	<b>Rédaction</b>	<b>Vérification</b>	<b>Approbation</b>
<b>NOM</b>	Fabrizio Botta	Sandrine Andres	Nicolas Alsac
<b>Qualité</b>	Ingénieur unité CIME Direction des Risques Chroniques	Responsable Unité ETES Direction des Risques Chroniques	Responsable pole CARA Direction des Risques Chroniques
<b>Visa</b>			

***Inventaire des outils biologiques existants pour évaluer l'impact toxique des eaux pluviales***

*Rapport intermédiaire*

**SOMMAIRE**

<b>Résumé</b> .....	<b>5</b>
<b>Abstracts</b> .....	<b>6</b>
<b>1. Avant-propos</b> .....	<b>7</b>
<b>2. Introduction</b> .....	<b>8</b>
<b>3. Caractérisation de la pollution des eaux pluviales</b> .....	<b>9</b>
<b>4. Méthodologie</b> .....	<b>13</b>
a. <u>Etude bibliométrique</u> .....	<b>13</b>
b. <u>Entretiens avec des experts/chercheurs</u> .....	<b>14</b>
c. <u>Limites de l'étude</u> .....	<b>15</b>
<b>5. Outils d'évaluation des pollutions toxiques</b> .....	<b>16</b>
a. <u>Outils classiques</u> .....	<b>17</b>
b. <u>Outils innovants</u> .....	<b>24</b>
<b>6. Conclusion et perspectives</b> .....	<b>27</b>
<b>7. Glossaire, sigles &amp; abréviations</b> .....	<b>29</b>
<b>8. Bibliographie</b> .....	<b>32</b>

# ***Inventaire des outils biologiques existants pour évaluer l'impact toxique des eaux pluviales***

## ***Rapport intermédiaire***

### **Résumé**

#### **Résumé**

La ville génère des pollutions qui contaminent les eaux pluviales et constituent ainsi une menace avérée pour la qualité des ressources en eau. Ces rejets urbains de temps de pluie (appelés RUTP ou EP) ont donné lieu ces trente dernières années à de nombreuses études portant sur leur caractérisation physico-chimique. Très peu d'auteurs se sont toutefois intéressés à l'impact des stress chimiques sur le milieu et les organismes y vivant. Ainsi, les dommages engendrés au niveau des écosystèmes récepteurs restent encore méconnus.

Dans ce contexte, l'INERIS, dans le cadre de la convention avec l'ONEMA, a réalisé un panorama des projets de recherche passés et en cours sur ces problématiques avec comme objectif un recensement des différents outils biologiques déployés récemment pour comprendre les effets de la pollution liée aux rejets d'eaux pluviales sur les organismes, permettant de dresser un bilan non exhaustif des nombreuses techniques d'analyses utilisées, notamment concernant leurs points forts et leurs points faibles.

Pour mener à bien cette étude, une recherche bibliographique approfondie a été réalisée, portant sur les publications scientifiques et la littérature grise présente. Les points suivants ont été abordés dans le rapport :

- Caractérisation de l'impact des micropolluants sur les milieux aquatiques,
- Caractérisation des impacts biologiques des micropolluants dans les milieux aquatiques,
- Evaluation du potentiel des outils biologiques recensés.

Ces derniers peuvent être monospécifiques (test sur une seule espèce) ou plurispécifiques (lorsque plusieurs taxons sont exposés au même échantillon). L'analyse et la synthèse des informations et des données récoltées grâce à ces recherches a permis de faire le point sur l'état des connaissances actuelles. De nombreux outils biologiques ont été énumérés, marquant un intérêt certain de la recherche scientifique pour ce domaine, avec des développements importants au cours des dernières décennies. Au sein de la littérature scientifique analysée, on retrouve plus fréquemment des outils biologiques classiques (déjà normalisée) qu'innovants (tests cellulaires, souvent non-normalisés), avec des résultats pouvant se compléter.

On note globalement un besoin de connaissances nouvelles sur :

- les effets additifs ou synergiques des mélanges de polluants chimiques,
- la mise au point d'outils biologiques innovants spécifique des eaux pluviales.

**Mots clés (thématique et géographique) rejets urbains temps de pluie, polluants, impacts, écotoxicologie , bioessais, indices biologiques**

# ***Inventaire des outils biologiques existants pour évaluer l'impact toxique des eaux pluviales***

*Rapport intermédiaire*

## **Abstracts**

### **Abstracts**

---

The urbanized areas generate a number of pollutants that contaminate stormwater and therefore constitute an established threat to the quality of water resources. These Combined Sewer Overflows, called CSO have resulted, over the past thirty years, in many studies on their physico-chemical characterization. Very few authors are interested in, however the impact on biocenosis. Thus, the damages caused at the receiving ecosystems are still unknown. This review describes the state of the art of various studies on the subject of impact.

In this context, ONEMA requested to INERIS to achieve an overview of past and current projects on these issues with the objective of an inventory of the different biological tools recently made to understand the effects of toxic pollution from discharges stormwater on organisms to develop a non-exhaustive review of the many tests used, including the strengths and weaknesses of these techniques.

To carry out this study, a thorough literature search was conducted, on scientific publications and theses, according to the following themes:

- Characterization of environmental impacts of micropollutants in the aquatic environment,
- Characterization of the biological impacts of micropollutants in the aquatic environment,
- Evaluation of the potential of the biological tools identified.

After a review of the main results on the physico-chemical characterization of CSO, the different ways to assess the achievement of ecosystems will be presented. Thus, we will present ecotoxicological bioassays. These tests may be monospecifics (test on a single organism) or multispecifics (when multiple organisms are exposed to the same sample). Organisms can be exposed to toxic solutions reconstituted from one or more molecules identified in the discharges, in this case we speak of substance approach; organisms may also be exposed to global emissions collected at studies sites, then it is a matrix approach.

The analysis and synthesis of informations and collected data thanks to this research helped to review the current state of knowledge. Many biological tools were listed, marking a certain interest of scientific research for this domain, with significant developments in recent decades. In the scientific literature, standard biological tools are more common than innovative toolss, with results that can complement each other.

Finally, we note a strong need for new insights on:

- additive or synergistic effects of mixtures of chemical pollutants
- the development of innovative biological tools.

**Key words (thematic and geographical area) : combined sewer overflows, pollutants, impacts, ecotoxicology, bioassays, biosensors**

---

# ***Inventaire des outils biologiques existants pour évaluer l'impact toxique des eaux pluviales***

*Rapport intermédiaire*

## **1. AVANT-PROPOS**

En milieu urbain, les flux générés par la pluie peuvent transporter vers les hydrosystèmes une partie des micropolluants accumulés par temps sec et issus des diverses activités humaines. Les études menées depuis les années 1960 ont permis d'identifier le problème en évaluant l'origine des polluants, les ordres de grandeur des concentrations et les flux émis.

Les rejets urbains liés aux épisodes pluvieux présentent un caractère épisodique, mais peuvent avoir des effets de nature chronique, liés à la répétition des phénomènes. Ils peuvent altérer les différentes composantes des milieux récepteurs : chimiques (e.g. apports de matières en suspension, fertilisants, micropolluants) et biologiques (e.g. sélection des espèces, toxicité, bio-accumulation)

L'intégration d'une caractérisation biologique dans l'évaluation des impacts des eaux pluviales est maintenant reconnue, mais il existe relativement peu de travaux prenant en compte cette composante. La complexité des rejets (e.g. caractère intermittent, variabilité spatio-temporelle) et la diversité des milieux récepteurs font qu'il est difficile de dresser un bilan exact des impacts. Une approche intégrée, ou holistique, est aujourd'hui préconisée prenant en compte : des descripteurs physico-chimiques, des critères de qualité du milieu (eau et sédiments), de l'habitat, du régime hydraulique, des communautés biologiques autochtones, et des données toxicologiques.

Compte tenu des stress chimiques que ces eaux produisent sur le milieu, tout organisme réagit en mettant en œuvre une diversité de réponses moléculaires et cellulaires qui lui permettront de faire face à l'agression par le polluant. Ces réponses sont basées sur des mécanismes qui peuvent être très spécifiques de familles ou de structures de composés chimiques et/ou d'un mode d'action toxique. Dans le cadre de ce document, nous définissons les outils biologiques comme des méthodes basées sur la mesure sensible et quantitative de réponses biologiques précoces (i.e. sub-létales) et spécifiques d'un mode d'action toxique bien caractérisé en termes de polluants effecteurs et de pertinence toxicologique. Ces méthodes doivent pouvoir renseigner sur les mécanismes de stress susceptibles de contribuer ou d'être impliqués dans l'apparition d'effets à l'échelle sub-organisme ou de l'organisme, permettant ainsi d'étayer la causalité entre exposition et effets

A partir des résultats obtenus lors de l'étude bibliographique, un plan de travail pour les années à venir pourrait également être proposé.

## **2. INTRODUCTION**

Pendant longtemps, les eaux de pluie ont été considérées comme « propres » et ne nécessitant donc pas de traitement avant introduction dans le milieu naturel, contrairement aux eaux usées. Partant de ce principe, différents types de réseaux d'évacuation des eaux pluviales ont été conçus :

- *les réseaux d'égouts séparatifs* : ces réseaux transportent les eaux sanitaires (maisons, industries et commerces) et les eaux de ruissellement dans des réseaux de conduites différentes (des conduites pour les eaux de ruissellement : le réseau pluvial et des conduites pour les eaux sanitaires : le réseau sanitaire). De façon générale, les eaux de ruissellement sont dirigées directement dans des cours d'eau (sans aucun traitement) contrairement aux eaux sanitaires.
- *les réseaux d'égouts unitaires (ou combinés)* : ces réseaux transportent les eaux sanitaires et les eaux de ruissellement dans une seule et même conduite. En temps normal, les eaux ainsi collectées sont dirigées vers les collecteurs et ensuite vers l'intercepteur qui les achemine à l'usine de traitement. Cependant, en cas de fortes pluies ou lors de la fonte des neiges, les débits véhiculés par le réseau deviennent plus importants. La capacité des installations de traitement n'étant pas adaptée au traitement de ces débits, une partie est déversée directement vers le milieu récepteur à travers divers ouvrages de surverses. On parle alors de déversement de réseaux unitaires (DRU) ou plus simplement de surverse (Combined Sewer Overflows ou CSO en anglais). Il est important de noter que les surverses peuvent être provoquées par des événements de pluie d'intensité relativement faible (Montalto et al. (2007); Rossman (2009)).

D'après un rapport du Soes paru en 2008, le réseau unitaire en France, plus ancien, comprend environ 97 000 km de canalisations en 2008. Il est surtout présent dans les petites communes (moins de 400 habitants) ou à l'inverse dans les communes de plus de 50 000 habitants, dans les centres-villes anciens. La part du réseau unitaire régresse au profit du réseau séparatif : en 10 ans, le réseau unitaire a diminué de 1,2 % et le réseau séparatif (toutes canalisations confondues) a augmenté de 8,3 %. En 2008, le réseau séparatif compte plus de 200 000 km de canalisations pour la collecte des eaux usées et un peu plus de 95 000 km pour la collecte des eaux pluviales.

La nécessité de collecter les eaux de pluie est accentuée du fait de l'imperméabilisation des sols due à l'urbanisation. Un sol imperméable empêche l'eau de s'infiltrer, accélère les phénomènes de ruissellement et les risques d'inondation. Si la majorité des eaux pluviales est collectée par des réseaux de collecte séparatifs ou unitaires à destination des stations d'épuration ou du milieu naturel, les urbanistes sont néanmoins appelés à se tourner vers des techniques alternatives, qui consistent à diminuer le ruissellement en favorisant l'infiltration ou en ralentissant les écoulements.

Une des solutions les plus courantes consiste à mettre en place des bassins de rétention artificiels installés sur le parcours des tracés naturels ou artificiels (réseaux de collecte) des eaux pluviales. Ces bassins permettent de pallier les insuffisances du réseau en retenant les eaux lors d'événements pluvieux. Une autre solution consiste à construire des ouvrages de

stockage ou d'infiltration, si le sol est suffisamment perméable, qui permettent de réduire les eaux de ruissellement envoyés au réseau de collecte.

### **3. CARACTERISATION DE LA POLLUTION DES EAUX PLUVIALES**

La maîtrise des eaux pluviales constitue un enjeu pour de nombreuses collectivités. Car s'il est relativement facile de prévoir les volumes d'eaux usées domestiques rejetés dans les réseaux d'assainissement, il en va différemment des eaux pluviales dont les brutales variations de débit provoquent des inondations et des déversements d'eaux usées non traitées dans les milieux. Par ailleurs, en lessivant les surfaces imperméabilisées (chaussées, trottoirs et autres surfaces en zone urbanisée), ces eaux se chargent en éléments polluants altérant la qualité des milieux naturels.

Dans les années 60, quelques études exploratoires ont mis en avant la pollution des eaux pluviales. Puis à la moitié des années 70, des campagnes d'étude d'ampleur nationale ont été mises en place. Il s'agit par exemple du programme NURP (Nationwide Urban Runoff Program) aux États-Unis (US-EPA, 1983), et des campagnes françaises des années 80 qui ont été résumées dans la base Qastor par Saget (1994). Ces études ont mis en évidence la contamination des eaux pluviales (matières en suspension, matière organique, métaux traces, nutriments, bactéries) à des niveaux comparables à l'échelle annuelle aux rejets de stations d'épuration, et nettement supérieurs à l'échelle des événements les plus intense (Chebbo et al., 1995). Aux États-Unis, une base de données appelée NSQD, National Stormwater Quality Database rassemble les données qualité de 3770 événements pluvieux dans 17 États (Pitt et al., 2004) entre les années 1980 et 2000.

D'après un état de l'art effectué par Bressy (2010), les premiers travaux sur les sources de la contamination des eaux pluviales ont été effectués à partir des années 90. Ils avaient comme objectif principal d'évaluer les sources de la contamination en milieu urbain, en s'intéressant à différentes occupations du sol, et en étudiant l'évolution temporelle de la contamination (Rossi, 1998; Duncan, 1999; Lee & Bang, 2000; Choe et al., 2002; Pitt et al., 2004; Fuchs et al., 2004). Les recherches se sont focalisées sur des bassins versants plus petits et ayant un type d'occupation du sol particulier. De plus, les paramètres mesurés ont évolué (en raison de l'amélioration des techniques de mesure et de la prise de conscience des impacts des micropolluants) : plus de micropolluants organiques sont recherchés.

Alors que, jusqu'à récemment, on considérait que les charges polluantes associées aux eaux de ruissellement étaient minimales comparées à celles des eaux usées, on sait maintenant que les eaux de ruissellement sont une source de pollution non négligeable (Gromaire-Mertz et al. (1999); MDDEP (2011); USEPA (1983)). Par exemple, les matières en suspensions (MES) sont plus importantes dans les eaux pluviales que dans les eaux usées brutes (MDDEP, 2011). Les polluants présents dans les eaux de ruissellement proviennent du lessivage par la pluie des polluants accumulés sur les surfaces imperméables pendant la période sèche, des précipitations elles-mêmes et des retombées atmosphériques (Field et al., 1998). Plusieurs facteurs peuvent avoir un impact sur les concentrations des polluants dans les eaux de ruissellement : la durée de la période sèche antérieure, l'intensité de la pluie, le trafic routier, la source (ruissellement des toits ou des rues), etc. (Gromaire-Mertz et al., 1999).

Les études de l'impact des surverses sur le milieu récepteur sont nombreuses (Casadio et al. (2010); Passerat et al. (2011); Pitt and Bozeman (1982)) et mettent en évidence leurs effets néfastes et la sévérité du problème. Les plus importantes répercussions des surverses sur le milieu récepteur sont la réduction de la quantité d'oxygène dissous, l'augmentation de la

turbidité, la contamination microbienne (et donc une contamination possible des sources d'eau potable), la pollution par les matières toxiques et hydrocarbures, l'augmentation de la température et l'augmentation du nombre de débris. L'ensemble de ces perturbations biophysico-chimiques peut également se traduire par une restriction des utilisations récréatives (Butler and Davies (2011); Field et al. (2003); MDDEP (2011); Passerat et al. (2011); Pitt and Bozeman (1982)).

Les impacts des surverses sur les milieux récepteurs dépendent du bassin versant considéré (e.g. matériaux utilisés pour la construction des routes) et des conditions météorologiques, peuvent être à long terme ou à court terme, dépendent du milieu récepteur, de la concentration en polluants, de la toxicité de ces polluants et de l'exposition (Butler and Davies (2011); Field et al. (2003)). Par exemple, d'après ces mêmes sources, chaque milieu récepteur peut assimiler une certaine quantité de polluants. Ainsi, deux cours d'eau différents peuvent avoir des réactions différentes au déversement d'eaux de surverse ayant pourtant les mêmes caractéristiques. Il est extrêmement difficile de prédire les impacts des surverses sur les milieux récepteurs pour toutes ces raisons. Chaque bassin versant est unique, une même zone réagira différemment à un évènement de pluie en fonction des conditions météorologiques (Field et al., 1998).

En Australie, Goonetilleke et al. (2005) ont étudié 3 grands bassins versants (162 à 2726 ha) forestier, rural et résidentiel dense ; et 3 sous bassins versants inclus dans le résidentiel dense (0,8 à 8 ha). En France, quelques études existent sur du séparatif notamment à Nantes sur un bassin versant de 88 ha (Ruban et al., 2005) ou en région parisienne (Daligault et al., 2001).

En parallèle de ces études sur de grands bassins versant, un certain nombre de projets se sont intéressés aux voies d'introduction de la contamination des eaux pluviales et ont donc étudié des types de surface spécifiques : ruissellement de voirie et de toiture. Par exemple, Gromaire et al. (2001) ont montré, dans un site urbain dense, que plus de 73 % en médiane des métaux contenus dans les eaux de ruissellement étaient issus de sources locales non atmosphériques. Les sources principales en milieu urbain sont la corrosion des matériaux de couverture des toitures (Forster, 1999; Gromaire-Mertz et al., 1999; Robert-Sainte, 2009) et le lessivage des voiries, à cause du trafic automobile et de l'usure des matériaux de génie civil (Legret & Pagotto, 1999). Les dépôts atmosphériques sont également une source importante de contaminants organiques et inorganiques qui sont rejetés vers le milieu aquatique via le ruissellement (Garnaud, 1999; Azimi et al., 2005; Blanchard et al., 2006).

Les conclusions suivantes ont été mises en évidence par ces études :

- l'occupation du sol influence la qualité des eaux pluviales : les zones commerciales et industrielles produisant globalement plus de contaminants que les zones résidentielles, les parcs ou les zones rurales (sauf pour certains paramètres comme les nutriments ou les pesticides en milieu agricole)(Duncan, 1999; Choe et al., 2002; Pitt et al., 2004; Goonetilleke et al., 2005).
- les routes présentent les concentrations les plus élevées sauf en nutriments, coliformes et zinc ;
- le ruissellement de toits est moins contaminé pour la plupart des paramètres, sauf pour le cuivre, le plomb ou le zinc en fonction du matériau de couverture (Duncan, 1999; Gromaire et al., 2001; Robert-Sainte, 2009) ;
- la contamination des eaux pluviales est souvent considérée comme particulière (Gromaire-Mertz et al., 1999; Choe et al., 2002; Van Metre & Mahler, 2003; Gnecco et al., 2005; Hergren et al., 2005; Lau & Stenstrom, 2005), ce qui a

orienté les gestionnaire vers des traitements par décantation (Choe et al., 2002; Aires et al., 2003).

Actuellement, la recherche sur la qualité des eaux pluviales s'intéresse plus spécifiquement aux micropolluants organiques (Brown & Peake, 2006; Rule et al., 2006; Eriksson et al., 2007; Björklund et al., 2009; Zgheib, 2009, Botta, 2012). Au niveau européen, plusieurs projets de recherche ont permis d'améliorer les connaissances sur les micropolluants dans les eaux pluviales. Le projet Daywater (2002-2005) a développé une méthodologie (CHIAT : Chemical Hazard Identification and Assessment Tool) de choix de substances cibles basée sur l'évaluation des risques, et un outil d'aide à la décision pour une meilleure gestion des eaux pluviales (Scholes et al., 2003; Eriksson et al., 2005; Thévenot, 2006). Le projet ScorePP (2006-2009) vise à développer des stratégies de contrôle à la source pour réduire les émissions de polluants prioritaires (Scholes et al., 2008b). Ces programmes sont fortement basés sur des approches théoriques. En France, des observatoires sur la qualité des rejets urbains de temps de pluie ont été mis en place (OPUR, OTHU et ONEVU).

Les principaux polluants retrouvés dans les eaux de surverse sont les suivants (Davis and McCuen (2005); MDDEP (2011)) :

- Les nutriments comme l'azote ou le phosphore : on les retrouve dans les eaux de ruissellement et les eaux sanitaires. Ils ont de multiples sources : déposition atmosphérique, fertilisants, déchets animaux, etc. Un excès de nutriments peut entraîner l'eutrophisation du milieu aquatique et limiter les activités récréatives liées à l'utilisation du cours d'eau récepteur.
- Les MES : on les retrouve dans les eaux pluviales et les eaux sanitaires. Les MES proviennent de multiples sources: chantier de construction, accumulation naturelle, érosion des berges, etc. La présence de MES augmente la turbidité et empêche la pénétration des rayons lumineux essentiels à la vie aquatique. Enfin, elles peuvent transporter, par phase d'adsorption, d'autres éléments comme des métaux lourds, des pesticides et des bactéries, toxiques pour les êtres vivants.
- Les agents pathogènes (virus et bactéries) : présents à la fois dans les eaux pluviales et sanitaires, les événements pluvieux représentent probablement une source d'entrée de ces bactéries pathogènes (Bernardin et al., 2014).
- Les métaux lourds (cuivre, plomb, zinc, etc.) : ils se retrouvent dans les eaux de ruissellement. Les activités humaines (industrielles et automobiles) sont à l'origine de la présence de métaux sur les surfaces imperméables urbaines. Certains de ces composés (par exemple le mercure) sont toxiques pour les êtres vivants lorsque présents en grande quantité. D'après un recensement bibliographique (Gasperi et al., 2013), à partir de l'analyse de 14 métaux dans les eaux pluviales sur 3 sites en France, il semblerait que l'ensemble de ces métaux (arsenic, cadmium, chrome, cuivre, nickel, plomb, zinc, platine, vanadium, cobalt, molybdène, strontium, baryum, titane) soient systématiquement présents.
- Les hydrocarbures (graisses, pétrole et hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)). Les HAP sont les micropolluants organiques qui ont été le plus étudiés dans les eaux pluviales (Bressy A., 2010). Les origines des apports en HAP en milieu urbain sont multiples. Les sources de pollution sont des sources locales, fixes (chauffage domestique, activités industrielles...) ou diffuses (trafic automobile), ou des sources éloignées qui contribuent à la pollution urbaine grâce aux phénomènes de transport à plus au moins

longue distance (Motelay-Massei, 2003). Très liposolubles, ces micropolluants ont tendance, après ingestion ou inhalation, à gagner les tissus riches en lipides. Les organismes supérieurs (animaux vertébrés) sont capables de métaboliser les HAP. La bioconcentration ne concerne donc que les organismes dits "inférieurs", incapables de dégrader ces hydrocarbures. Parmi eux figurent les huîtres et les moules dont les teneurs en HAP illustrent souvent le niveau de contamination des eaux littorales.

- Les substances consommatrices d'oxygène : elles peuvent avoir une origine naturelle ou provenir de décharges de déchets. Elles provoquent une diminution de la concentration d'oxygène dissous dans l'eau.
- Les pesticides : leur transfert s'effectue principalement via le ruissellement, depuis les particules du sol sur lequel les pesticides ont été déposés et vers les eaux de surface. En milieu urbain, la forte proportion de surfaces imperméables augmente le risque de ruissellement des pesticides employés essentiellement pour le désherbage (Botta, 2009). Une publication récente (Gasperi et al., 2013), dresse un bilan des pesticides mesurés dans plusieurs réseaux d'eaux pluviales françaises. Sur un total de 30 pesticides, 19 n'étaient jamais quantifiées ou à des fréquences de quantification inférieures à 20% (metazachlore, terbutryne, pendimethaline, trichlopyr, acétochlore, folpel, epoxiconazole, fenpropidine, chlorothalonil, tebuconazole, chlorfenviphos, endosulfan, aldrine, dieldrine, isodrine, deltaméthrine, isothiazolinone, irgarol 1051 et metaldehyde. Au contraire, sept pesticides (glyphosate, glufosinate, AMPA, diuron, isoproturon, mécoprop et 2,4-MCPA) et un fongicide (carbendazime) ont été fréquemment quantifiées dans les eaux pluviales sur plusieurs sites.
- Les retardateurs de flamme bromés (e.g. polybromodiphényléthers ou PBDE) : ces composés sont également présents dans les réseaux d'eaux pluviales d'après Gasperi et al. (2013). Sur un total de 9 PBDE suivi, les fréquences de quantification plus fortes ont été enregistrées pour 5 composés (BDE-28, 47, 99, 100 et 209), par contre d'autres quatre congères semblent nettement moins présents (BDE-153, 154, 183 et 205).
- Les polluants industriels : des substances tel que le Bisphenol A et les nonylphenols, utilisés essentiellement dans des procédés de fabrication de produits en plastique, figurent parmi les substances les plus présentes dans les eaux de ruissellement françaises (Gasperi et al., 2013).
- Les déchets divers : on les retrouve dans les eaux de ruissellement. Ils sont présents à la surface des rues et proviennent des activités humaines (sacs plastiques par exemple).

Compte tenu de la présence de ces polluants dans les eaux pluviales et leur déversement dans les milieux, il est important de développer des outils qui puissent prendre en compte l'impact réel de ces eaux sur le milieu aquatique. Les outils biologiques peuvent aider à répondre à ces questionnements. Un état de l'art est donc nécessaire pour voir les avantages et les inconvénients de ces outils pour compléter les informations issues de l'analyse chimique.

## 4. METHODOLOGIE

### a. ETUDE BIBLIOMETRIQUE

Une recherche bibliographique approfondie a tout d'abord été menée. Elle a porté sur les publications scientifiques et les thèses ainsi que sur la « littérature grise » tels que les rapports publiés par des organismes travaillant sur le sujet ou des actes de congrès.

Cette étude bibliographique s'est donc intéressée aux impacts écotoxicologiques des rejets urbains par temps de pluie. Pour cela une recherche sur la base de données en ligne « Web of Science » a été effectuée. « Web of Sciences » est un service de l'Institute for Scientific Information (ISI) contenant trois bases de citations dont le *Science Citation Index Expanded* ainsi que 2 bases de congrès (*Conference Proceedings Citation Index Science* et *Conference Proceedings Citation Index Social Science & Humanities*).

Cette base couvre plus de 7000 revues et fournit des informations publiées dans le monde entier (une quarantaine de langues sont représentées, même si l'essentiel des écrits est en anglais) dans le domaine des sciences (biologie, médecine, physique, chimie, mathématique...), les articles étant de différentes natures (article, *review*, compte-rendu, éditorial...). L'accès s'est fait à partir de la plate-forme ISI Web of Knowledge (<http://portal.isiknowledge.com>), pour laquelle l'INERIS a un abonnement annuel.

Des mots-clés, les plus pertinents possibles, ont été utilisés afin d'éliminer autant que faire se peut le « bruit de fond » (c'est-à-dire les références non pertinentes). Les termes ont été classés en trois principales catégories : outils, effet et milieu/environnement, comme résumé dans le Tableau 1. Les termes recherchés sont en anglais car il s'agit de la langue la plus employée dans la littérature scientifique.

Tableau 1 : Mots-clés utilisés pour la première recherche bibliographique

Concept	Terme anglais
Outils	"bioassay*"
	"biomarker*"
	"ecotoxicological test*"
	"aquatic specie*" OR "aquatic organism*"
	"chemicals"
	"emerging pollutant*" OR "emerging contaminant*"
	monitoring
	"pnc" OR
Effet	*tox*
	"impact*" OR "effect*"

Concept	Terme anglais
	risk*
	ecosystem health*
	"assessment"
Milieu / Environnement	"urban runoff*" OR "residential runoff*"
	stormwater* OR "storm-water*"
	*sewer*

La recherche a porté sur le titre uniquement et sur l'association des concepts de toxicité et d'écotoxicité avec celui des eaux de ruissellement. Cela a abouti à un résultat de 61 publications, de 1966 pour la plus ancienne à 2013 pour la plus récente.

Il a été décidé de se limiter aux travaux les plus récents, l'état écologique des eaux ayant radicalement changé entre 1966 et 2013. 2008 a été choisie comme année butoir, en deçà de laquelle la publication était automatiquement rejetée, malgré son éventuel intérêt.

Suite à cette première recherche effectuée en Février 2014, une seconde a été effectuée fin Mars 2014, comportant plus de mots-clés et incidemment plus de résultats, donc plus de « bruit de fond », avec notamment une prévalence de travaux portant sur la gestion (« monitoring ») à proprement parler des déversoirs d'orage (« stormwater discharges »). En effet, plus d'une centaine d'écrits postérieur à 2008 ont été recensés suite à cette recherche, nécessitant ainsi un travail de tri plus important. Cette nouvelle recherche a fait l'objet de plusieurs combinaisons de mots-clés. En supprimant les publications antérieures à 2008, il ne restait plus que 105 travaux.

Outre les données considérées comme étant essentielles (titre, auteurs, année de la publication), les publications ont été analysées afin de noter :

- les méthodes utilisées ;
- les substances analysées ;
- la période de campagne ;
- l'organisme cobaye ou le milieu ;
- le caractère innovant ou classique de la méthode employée ;
- les remarques ou observations sur la méthode elle-même ;
- les conclusions de l'étude.

Ces nombreux critères devaient permettre de mieux discriminer les techniques analytiques décrites dans les publications. Au final, plus d'une quarantaine d'études ont été compilées et analysées dans cette base de données.

#### *b. ENTRETIENS AVEC DES EXPERTS/CHERCHEURS*

Afin de compléter et d'étayer les informations acquises grâce à ces recherches bibliographiques, des entretiens auprès d'experts et chercheurs travaillant sur l'utilisation des outils biologiques en milieu urbain ont été réalisés.

Un des objectifs de ces entretiens était également d'échanger sur les perspectives d'actions et besoins de travaux futurs qui auraient pu être identifiés par ces acteurs.

Parmi les personnes sollicitées, un entretien téléphonique a pu être mené avec des chercheurs de l'IRSTEA (Lise Feschner).

Des entretiens et échanges avec quatre experts de l'INERIS dans le domaine de l'écotoxicologie ont également été menés afin de mobiliser l'ensemble de l'expertise développée au sein de l'INERIS sur ces sujets.

### *c. LIMITES DE L'ÉTUDE*

Bien que les recherches bibliographiques dans le cadre de cette étude aient été menées de la manière la plus complète et approfondie possible, on ne peut garantir l'exhaustivité des références obtenues, compte tenu de l'étendue de la problématique et du champ d'investigation (différentes thématiques étudiées).

Par ailleurs, les recherches ont abouti à un nombre très important de références, plus ou moins pertinentes. A titre d'exemple, la recherche sur la base ISI Web of Science a abouti à environ 500 références. Ces dernières ont ensuite été triées manuellement selon leur pertinence pour obtenir un corpus de 60 références. Puis, une priorisation et une sélection des articles les plus pertinents ont été réalisées. Les articles les plus récents ou encore les revues de la littérature ont par exemple été analysés en priorité.

## 5. OUTILS D'ÉVALUATION DES POLLUTIONS TOXIQUES

Les polluants décrits dans les chapitres précédents peuvent donc rejoindre le milieu aquatique et produire des effets néfastes pour les organismes vivants dans ce milieu. Pour évaluer la toxicité de ces substances chimiques, des outils biologiques ont été développés depuis quelques dizaines d'années.

Au-delà de la quantification des substances dans les milieux aquatiques, le diagnostic du risque environnemental qu'elles induisent constitue un défi scientifique complexe. La contamination chimique, aiguë ou chronique, est susceptible d'affecter différentes fonctions biologiques des organismes exposés : effets toxiques sur la reproduction, sur la transmission de l'influx nerveux, perturbations endocriniennes, effets mutagènes ou immunotoxiques. Il apparaît essentiel de mieux appréhender les effets toxiques des mélanges de contaminants ceux-ci ne sont que peu pris en compte à l'heure actuelle par la réglementation, alors que de nombreuses études montrent l'impact des cocktails de substances interagissant entre elles, même à de très faibles concentrations individuelles. La nécessité de sortir d'une évaluation des risques «substance par substance» est désormais largement admise par la communauté scientifique. Dans cette optique, différents outils biologiques (Figure 1), développés ces vingt dernières années pour les eaux de surface, peuvent constituer des options pertinentes pour contribuer à un diagnostic intégré de la qualité chimique des milieux aquatiques.

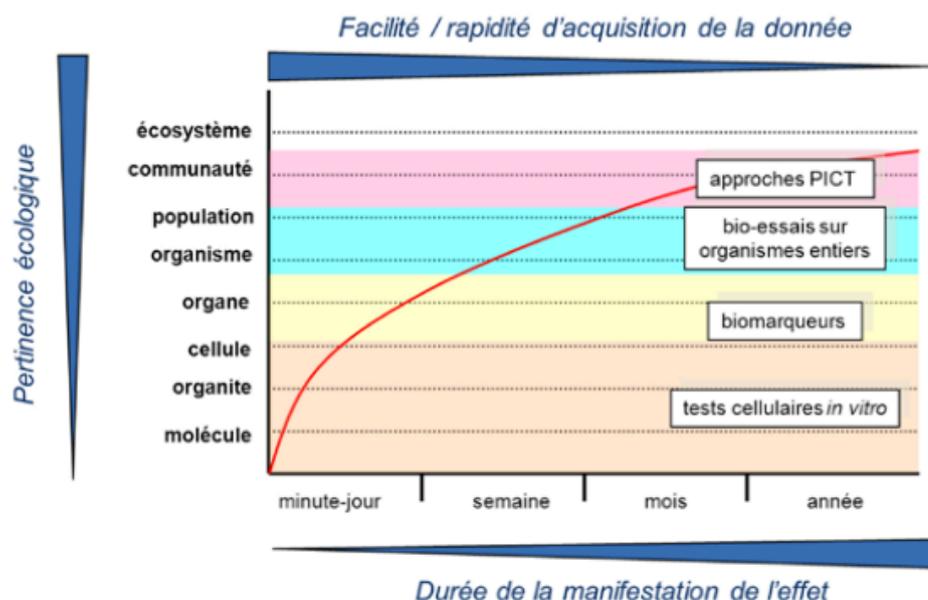


Figure 1 : Typologie d'outils biologiques disponibles pour le diagnostic de la contamination chimique des milieux aquatiques. (O. Perceval, Onema, adapté de Braunbeck 1993, et Kase et al. 2009)

Une partie de ces bioessais, normalisés et dits réglementaires, renseignent sur des paramètres de toxicité globale comme la mortalité, l'inhibition de croissance ou la reproduction et sont donc non spécifiques d'une classe de polluants. D'autres renseignent sur un mode d'action spécifique, et selon la réponse ne permettent pas de conclure sur une absence d'effet néfaste au niveau de l'individu ou de la population ; Par ailleurs, dans le domaine de la recherche, plusieurs approches innovantes semblent se développer pour la compréhension des pollutions toxiques liées aux eaux pluviales.

## **A. TEST D'ECOTOXICITE CLASSIQUES**

Dans ce sous chapitre ont été recensé tous les outils biologiques normalisées, que ce soit au niveau international, européen ou français, et ensuite classés selon les organismes tests utilisés.

On retrouve ainsi différents organismes tests, des bactéries unicellulaires à des organismes plus complexes comme des crustacés, en passant par des végétaux, avec une diversité d'outils d'analyses biologiques qui, couplées à des techniques d'analyses chimiques, permettent de mettre en lien la présence et la concentration de substances toxiques avec les effets observés sur les organismes tests.

Un premier test de toxicité sur les eaux pluviales est présenté par Waara and Färm (2008), qui utilisent *Lemna minor*, une lentille (ou lenticule), c'est-à-dire une plante aquatique vivant à la surface des eaux douces selon la norme ISO 20079:2005. Sur les 65 échantillons collectés durant 15 événements pluvieux, 20 ont été soumis à l'organisme test. Aucune toxicité n'a été décelée, concordant avec la faible pollution mesurée, mais une stimulation de la croissance des plantes a été observée sur certains échantillons. Selon les auteures, ces résultats pourraient être attribuables à la présence d'ions et de nutriments pouvant avoir encouragé la croissance et atténué les effets toxiques possibles.

En première analyse, *Vibrio Fischeri* est l'un des organismes qui revient le plus fréquemment dans les publications consultées. Il s'agit d'un décomposeur, une bactérie marine ubiquiste qui émet naturellement de la lumière, phénomène dénommé bioluminescence ou plus simplement luminescence. Cette bactérie n'est pas pathogène pour l'homme et les autres mammifères. Une inhibition de sa bioluminescence indique une perturbation de son métabolisme, perturbation que l'on pourra lier aux substances chimiques présentes dans l'échantillon d'eau contenant les bactéries *Vibrio fischeri*.

les résultats de Gonzalez-Merchan et al., 2014 montrent que la fraction solide des sédiments est plus toxique que la fraction liquide, ce qui est cohérents avec d'autres études ayant montré que la fraction solide des sédiments était le vecteur principal de la pollution provenant des déversoirs d'orage ). Dans les travaux de Tang et al. (2013), qui s'intéressent aux RUTP, une importante toxicité a été montrée via une inhibition conséquente de la bioluminescence de *Vibrio fischeri*, pouvant être liée aux débordements de réseaux unitaires. Des résultats similaires sont retrouvés en France avec une forte écotoxicité décelée dans ces déversements de réseaux unitaires (Angerville et al., 2013). La méthode utilisée étant normée, les publications la mentionnant ne comportent aucun commentaire sur les intérêts ou les désagréments inhérents à son application.

Karlsson et al. (2010) ont utilisé un outil appelé Biotox<sup>TM</sup> Flash pour l'analyse d'eaux et de sédiments. Leur article est le premier à le faire pour des eaux et des sédiments collectés au niveau des STEU. Aucun des échantillons collectés ne s'est avéré toxique pour *Vibrio fischeri*, ce qui est cohérent avec les résultats rapportés par Waara and Färm (2008) qui ont constaté une inhibition de la bioluminescence inférieure à 20% sur les 65 échantillons recueillis, correspondant à 15 événements pluvieux.

En somme, le recensement montre que le *Vibrio fischeri* est un organisme test suffisamment sensible à la toxicité des eaux et qu'on peut le considérer comme un bioindicateur fiable et pratique.

Un autre organisme fréquemment utilisé dans la recherche scientifique est *Daphnia magna*, un crustacé d'eau douce. Les avantages d'utiliser les daphnies dans les essais de toxicité sont qu'elles sont très sensibles à une large gamme de polluants, ont des cycles de reproduction courts et une reproduction non sexuée (Tothill et Turner 1996). Elles peuvent facilement être mises en culture en laboratoire. Elles peuvent être trouvées dans les eaux douces tempérées, et sont le plus abondant dans les lacs, les étangs et les sections calmes des cours d'eau (Environnement Canada, 2007).

Deux normes reviennent régulièrement dans les revues scientifiques étudiées : la NF EN ISO 6341 :2012 (détermination de l'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea)) et la norme ISO 10706:2000 (détermination de la toxicité à long terme de substances vis-à-vis de *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea)). La première mesure la mobilité des organismes après 24 puis 48 heures d'exposition tandis que la seconde examine la survie et la reproduction au bout de 21 jours. Ces deux normes ont été appliquées dans le cadre des travaux d'Angerville et al. (2013), qui ont développé une méthodologie spécifique l'évaluation du risque écotoxicologique lié aux déversement des réseaux unitaires. Plusieurs expériences ont été conduites. Le paramètre mesuré était l'EC<sub>20</sub>, c'est-à-dire la concentration pour laquelle 20% de la population exposée a exprimé la réponse recherchée (baisse de mobilité, mortalité, ect.). Les résultats montrent que, pour tous les organismes testés, 80% des échantillons issus de CSOs avaient une concentration en polluants inférieure à leur EC<sub>20</sub> respective, ce qui indique donc une faible écotoxicité de ces déversements de réseaux unitaires. La *Daphnia magna* semble, d'après ces travaux, être un organisme particulièrement sensible à certaines formes de pollution, notamment les pesticides (et plus particulièrement les insecticides).

Dans la norme ISO 14380:2011, la toxicité aiguë est testée sur *Thamnocephalus platyurus* (une crevette d'eau douce). Lors de leurs travaux, de Waara et Färm (2008) soumettent l'organisme test à des eaux de ruissellement urbain non traitées. Sa mobilité après 24 heures a été mesurée ; aucune toxicité n'a été trouvée. La sensibilité de *Thamnocephalus platyurus* ayant été vérifiée, l'une des raisons avancées pour expliquer ces résultats est la biodisponibilité limitée des polluants présents dans les eaux de ruissellement (peut être liée aux fortes teneurs en MES de ce type d'eau). L'autre explication serait la durée des expériences, peut-être trop courte pour que les effets toxiques soient quantifiables.

Parmi les organismes utilisés dans l'étude d'Angerville et al. (2013), on retrouve également la puce d'eau *Ceriodaphnia dubia* (NF T90-376 : 2000, « Détermination de la toxicité chronique vis-à-vis de *Ceriodaphnia dubia* en 7 jours »). Un test employant des *Ceriodaphnia dubia* est également utilisée par A.D. McQueen et al., 2010. Ils ont étudié la toxicité des eaux de ruissellement sur deux parkings d'un campus universitaire, recueillant 110 échantillons (sur 20 événements pluvieux) pour le premier site, contre 70 échantillons (sur 16 événements pluvieux) pour le second. La toxicité de ces eaux de ruissellement de parking varie, selon leurs résultats, entre « non détectable » à une mortalité complète de tous les organismes. Ces puces d'eau sont également présentes dans l'étude de Lopus et al. (2009), qui étudie des eaux de surface (traitées avec un coagulant ou non-traitées). Aucune différence significative de la mortalité de *Ceriodaphnia dubia* n'a été constatée entre les différents tests, cependant la fécondité était significativement plus importante pour certains sites particuliers.

L'étude d'Angerville et al. (2013) cite également la micro-algue *Pseudokirchneriella subcapitata* (NF T90-375 : 1998) et *Selenastrum capricornutum*, une autre micro-algue unicellulaire, est citée par Wium-Andersen et al. (2011) (norme ISO 8692:1989). La toxicité des eaux de ruissellement et de deux bassins de rétention a été étudiée au Danemark. Des tests initiaux avaient montré que *Selenastrum capricornutum* était très sensible au cuivre,

modérément sensible pour le zinc, le cadmium et le chrome et que cet organisme avait une faible sensibilité pour le plomb. Après 72 heures d'exposition, il a été observé des niveaux élevés de métaux lourds, en particulier de zinc et de surtout de cuivre, qui ont entraîné des effets toxiques parfois élevés. Globalement, le *Selenastrum capricornutum* est un organisme sensible à la présence de polluants toxiques, particulièrement de métaux, et est ainsi largement utilisé dans l'étude de l'écotoxicité des eaux.

D'autres études de toxicité ont porté sur la génotoxicité. La génotoxicité, appelée également toxicité génétique, représente la capacité de certains agents physiques, chimiques ou biologiques à provoquer l'apparition de dommages à l'ADN qui peuvent conduire par exemple à des mutations génétiques si ces lésions ne sont pas réparées. Dans ce cas, ces agents sont qualifiés de mutagènes. On considère deux classes d'agents génotoxiques, les génotoxiques directs qui sont capables de modifier directement la structure de l'ADN, et ceux que l'on appelle des progénotoxiques qui nécessitent une activation métabolique préalable avant de pouvoir exercer leurs effets génotoxiques. On parle dans ce cas de processus de bioactivation. On retrouve ainsi l'utilisation de la génotoxicité dans l'article de Tang et al. (2013). Elle y est testée à l'aide de l'essai « umuC » sur les organismes *Salmonellae* (*Salmonella typhimurium*) selon la norme EN ISO 13829 (2000) portant sur la qualité de l'eau. 51 échantillons d'eaux de surface ont été collectés durant des événements pluvieux sur huit sites aux caractéristiques différentes le long de la côte Est de l'Australie. La génotoxicité a été détectée par la mesure de l'activation de la réponse génétique de réparation des dommages, via la mesure de l'activité de la b-galactosidase au sein des cellules de *Salmonellae*. Les résultats montrent une génotoxicité faible voire en-deçà des seuils de détection.

L'utilisation comparée de deux méthodes normées pour déterminer la toxicité chronique envers les *Heterocypris Incongruens* (Crustacea, Ostracoda, ISO 14371:2012) et envers des *Brachionus calyciflorus* (ISO 20666:2008) a été recensée dans la publication de Sébastien et al. (2014). Cette étude visait à comprendre l'impact de sept composés métalliques et de quelques HAPs sur l'environnement. Pour cela, les auteurs ont mesuré les concentrations de ces composés dans les eaux de ruissellement urbain par temps de pluie durant dix événements pluvieux, alors que l'écotoxicité a été testée sur cinq événements. Le test sur *Heterocypris Incongruens* a montré qu'il n'y avait qu'un faible impact sur ces organismes alors que celui utilisant *Brachionus calyciflorus* a révélé une toxicité importante pour deux des événements pluvieux. Cependant, au vu du peu d'événements pluvieux pris en compte, les auteurs concluent qu'il est difficile d'établir l'écotoxicité des bassins de rétention et qu'il faudrait de nouvelles campagnes de mesures, à la fois pour vérifier la tendance des résultats observés mais aussi pour évaluer la pertinence de la méthodologie.

L'écotoxicité a été étudiée sur les mêmes bassins et sur les mêmes organismes tests dans un des articles déjà cité (Gonzalez-Merchan et al., 2014). Pour l'espèce *Heterocypris incongruens*, une diminution significative de sa taille a été constatée alors que pour le cas de *Brachionus calyciflorus*, une faible inhibition de la reproduction a été notée (une stimulation a été observée sur l'un des échantillons, pouvant être liée à la présence abondante d'éléments nutritifs). Globalement, cette écotoxicité serait liée aux teneurs en métaux et en polychlorobiphényles (PCB), qui pourraient donc être de bons indicateurs de la toxicité des eaux.

Dans la publication de Milukaitė et al. (2010), des eaux de ruissellement ont été analysées sur cinq sites différents à Vilnius durant trois événements pluvieux pour plusieurs substances chimiques (Pb, Cd, Zn, Cu, Hg, B(a)P, etc.). L'écotoxicité de ces eaux a été évaluée en y exposant *Oncorhynchus mykiss*. Il s'agit d'une truite originaire d'Amérique du Nord mais qui

a été introduite dans les milieux aquatiques d'Europe et d'Amérique du Sud. Pour l'état chimique de ces échantillons, les concentrations de polluants étudiés sont similaires à celles détectées à Paris, où de fortes concentrations de Cd, de Cu et de Zn ont été retrouvées dans les eaux de ruissellement. Cela n'a pas affecté la survie des truites, mais une inhibition de la croissance des individus a été constatée, et fortement accentuée pour les échantillons prélevés en zone industrielle. Les auteurs lient ces résultats à la présence possible de composés chimiques non recherchés comme les HAP ou les phtalates.

On retrouve l'utilisation de vers vivant au fond des mares et étangs, *Tubifex tubifex*, de deux types d'insectes : *Chironomus riparius* et *Hexagenia*, et enfin d'un amphipode d'eau douce à la morphologie proche des gammares, *Hyaella azteca* (Grapentine et al., 2008). Ces quatre espèces ont été exposées à des eaux et des sédiments issus du « Terraview-Willowfield Stormwater Management Park ». Une importante contamination des sédiments en HAPs et métaux a été retrouvée. Sur les 14 sites étudiés, *Chironomus riparius* a montré une mortalité plus importante que dans les échantillons témoins, mais avec une croissance des survivants également plus importante. *Hyaella* et *Hexagenia* semblent être les plus sensibles aux polluants présents dans ces eaux, à l'inverse, le vers *Tubifex tubifex*, connu pour être résistant aux pollutions urbaines, affichait une survie de 100%.

*Hydra hexactinella* ou Polype d'eau douce est un organisme pluricellulaire d'apparence végétale qui est utilisé dans les travaux de Rosenkrantz et al. (2008). Des échantillons issus de trois bassins de rétention des eaux de pluie à Melbourne, Australie, sont analysés (notamment des métaux et des HAPS, par GC-MS). Une mortalité accrue a été observée, augmentant avec la durée d'exposition, pour les eaux d'un des trois bassins de rétention. Les concentrations en cuivre et en zinc dépassaient les LC<sub>50</sub>, même si la toxicité mesurée est probablement sous-estimée par rapport à la toxicité réelle des échantillons (contenant plus de substances chimiques que celles analysées).

Les deux articles de Bartlett et al. (2012) utilisent *Hyaella azteca* pour évaluer l'écotoxicité des eaux recueillies par une installation de gestion des eaux pluviales déjà citée (Terraview-Willowfield Stormwater Management Facility). Le premier article s'intéresse aux HAPs et métaux, tandis que le second se centre sur les sels de voirie, les nutriments et la qualité des eaux. Deux campagnes de mesures ont eu lieu, une au printemps et l'autre à l'automne, supposées refléter une forte et une faible charge polluante respectivement. Bien que des effets significatifs sur la survie aient eu lieu après une exposition aux échantillons prélevés en automne, les effets sur la survie et la croissance de *Hyaella* après l'exposition aux échantillons du printemps étaient plus drastiques, avec une mortalité de 100% se produisant sur l'un des sites étudiés (sur 6). Comme les variations de concentrations en métaux et en HAP entre le printemps et l'automne ne sont pas corrélées avec la toxicité observée, l'étude conclue que celle-ci provient essentiellement du chlorure, dont les concentrations ont connu la plus forte augmentation entre l'automne et le printemps ; les sites avec les plus fortes concentrations de chlorure sont également ceux pour lesquels les effets les plus toxiques ont été observés sur *Hyaella azteca*. Cet organisme semble donc être l'une des espèces les plus sensibles au chlorure quant aux effets létaux et sub-létaux.

Si plusieurs publications se limitent à des observations, d'autres montrent aussi l'intérêt d'utiliser des outils statistiques tels que les modèles mathématiques ANOVA et ANCOVA, qui permettent d'étudier le comportement d'une variable en fonction d'une ou de plusieurs autres variables. Dans l'article de Snodgrass et al. (2008), deux espèces d'amphibiens sont exposées aux eaux de surface : *Rana sylvatica* et *Bufo americanus*. La première espèce est particulièrement sensible à l'urbanisation (c'est-à-dire qu'il y a une corrélation négative entre l'occupation des sols urbains et sa présence) et la seconde est insensible aux impacts de la vie

urbaine sur l'environnement. En parallèle d'analyses chimiques classiques, ils ont utilisé le modèle ANOVA pour comparer le nombre de jours avant l'éclosion et la taille des têtards à la fin de leur développement entre les échantillons et les témoins et également entre les deux espèces testées. Une meilleure survie a été observée chez *Bufo americanus* que chez *Rana sylvatica*, dont la mortalité a atteint 100% au bout du treizième jour de l'expérience.

Des outils biochimiques sont également utilisés pour étudier les effets chimiques au sein même des cellules exposées, comme l'analyse unicellulaire sur gel d'électrophorèse, autrement appelé test des comètes (*Comet assay* en anglais). Ce test permet de mettre en évidence la réponse génotoxique d'organismes bioindicateurs en milieu contaminé (Babut et al., 2011), en mesurant les cassures induites directement par un agent génotoxique ou indirectement lors des processus enzymatiques de réparation des dommages et enfin lors de processus secondaires de fragmentation de l'ADN telle que l'apoptose. Ainsi, dans l'article de Penders et al. (2012), le test des comètes est utilisé sur des poissons (avec aucun résultat statistiquement significatif) alors que dans le rapport Cemagref (2011), partie 6 «Réponse génotoxique chez des mollusques exposés in situ» (Babut et al., 2011), les organismes tests choisis sont les mollusques *Potamopyrgus antipodarum*. Le but était de tester l'effet des perturbateurs endocriniens sur des invertébrés. Le test des comètes permet de rechercher les conséquences génotoxiques sur des embryons exposés depuis la poche embryonnaire des adultes et donc d'obtenir des résultats sur plusieurs générations simultanément. En revanche, ce type de test ne permet malheureusement pas d'identifier avec précision le type de dommages causé, ni l'origine chimique de ces dommages.

Le test *in vitro* d'échanges entre chromatides-sœurs est un autre outil biochimique qui permet de déceler l'impact de la substance à étudier sur les échanges réciproques d'ADN entre deux chromatides-sœurs d'un chromosome se dédoublant. Une augmentation de la moyenne du nombre de SCE (*Sister Chromatides Exchange*) par cellule de façon statistiquement significative proportionnelle à la dose indique que la substance étudiée a un impact mutagène sur l'ADN des cellules. En effet, le nombre d'échanges est habituellement faible (4 à 5 par paires de chromosomes et par mitose), il n'augmente qu'en cas de stress et pourrait être à l'origine de tumeurs.

Cette technique a été appliquée par Penders (2012). Dans cette étude, les poissons ont été exposés durant 11 ou 42 jours, selon les groupes, à l'eau de la rivière du Rhin (Nieuwegein, Pays-Bas). Une différence significative du nombre de SCE a été constatée entre le groupe témoin et le groupe exposé durant 42 jours, alors qu'aucune différence n'a été détectée entre les deux groupes tests, signifiant qu'une exposition prolongée n'a pas de conséquence sur les modifications apportées à l'ADN. L'eau du Rhin contribue à la génotoxicité affectant les organismes y vivant. Concernant la méthode en elle-même, les auteurs concluent que le SCE est plus sensible que le test des comètes, même si plus coûteux et moins rapide.

Un autre type de méthode appelée Threshold Damage Model (TDM) (en français : modèle du seuil de dommages) a été développé afin de compléter l'information donnée par les EC<sub>50</sub>, qui sont déterminées pour une durée donnée et une concentration d'exposition constante. En effet, le temps nécessaire pour obtenir ces effets létaux n'est pas un paramètre d'étude puisqu'il est fixé par le protocole. Dans «*Effets des charges polluantes irrégulières et répétées*» (Aschauer, 2009), l'auteur nous présente les modèles toxicocinétique et toxicodynamique, s'appuyant sur des équations mathématiques pour décrire, d'une part, la métabolisation de la substance et d'une autre part les manifestations et les intensités des effets produits. Ce modèle nécessite donc les paramètres suivants : les constantes pour les taux de dommages physiologiques et de régénération ainsi que le seuil de concentration à partir duquel les dommages occasionnés dans l'organisme sont tels que les effets toxiques

deviennent visibles. Ces données sont spécifiques à chaque polluant et à chaque espèce animale considérées. Dans cet article, l'organisme test est *Gammarus pulex*, un amphipode d'eau douce, tandis que les produits considérés sont des pesticides (carbaryl et chlorpyrifos). Les résultats de ce modèle mettent en évidence l'impact des expositions répétées à une même substance chimique mais aussi l'ordre d'exposition à plusieurs substances, montrant ainsi que la toxicité d'une substance dépend également du passif d'exposition des organismes exposés.

La tolérance de la communauté peut augmenter de trois façons distinctes : par des adaptations physiques (plasticité phénotypique), par la sélection de génotypes favorables ou par le remplacement des espèces sensibles par des espèces plus adaptées au sein de la communauté. La méthode PICT (Pollution Induced Community Tolerance) est un outil écotoxicologique qui mesure la réponse d'une population soumise à un polluant spécifique, ici, par la mesure de l'activité bêta-glucosidase. C'est une méthode qui peut être appliquée à n'importe quel écosystème et pour laquelle il n'est pas essentiel d'utiliser un organisme d'essai représentatif. Pour Babut et al. (2011), la tolérance est un bon indicateur biologique de la contamination des eaux de surface, même si celle-ci est à un faible niveau de pollution métallique. Une interrogation subsiste concernant le cas du plomb, avec des difficultés pour interpréter les résultats des niveaux de tolérance mesurés. Ce problème pourrait venir de la spéciation chimique du plomb et/ou de sa biodisponibilité.

Autre méthode biochimique classique, l'analyse en temps réel de la réaction en chaîne par polymérase (PCR en anglais). Cette méthode consiste à dupliquer en très grand nombre une séquence d'ADN ou d'ARN connue à partir d'une faible quantité d'acides nucléiques et d'amorces spécifiques. Dans la publication de Chang et al. (2012), l'utilisation de cette méthode avait pour but de mieux comprendre l'activité microbienne dénitrifiante et de la comparer à l'efficacité de l'élimination des nitrates dans les eaux collectées issues d'un bassin de rétention des eaux pluviales en Floride. Associée à une mesure des nutriments présents dans les échantillons, cette étude a montré que les deux paramètres sont en fait corrélés : plus la population microbienne était importante, plus le taux d'élimination des nitrates était élevé. L'article de Chong et al. (2013) utilise cette méthode pour détecter et quantifier la présence d'une contamination d'origine fécale (via la présence d'*Escherichia coli* et *Enterococcus*) dans les eaux de surface : ils ont retrouvé des taux de FIB (*Faecal Indicator Bacteria*) plus élevés lors d'événements pluvieux que par temps sec, suggérant d'éventuelles surverses. Aucun des deux articles cités ne mentionne les avantages ou les inconvénients de cet outil biologique, même si, comme cela a été présenté ici, son utilisation semble pouvoir attester de la toxicité des polluants présents dans les eaux étudiées.

Parmi d'autres test employés, on note aussi la présence de la méthode QMRA<sup>1</sup> (*Quantitative Microbial Risk Assessment*), notamment citée par McBride et al. (2013). Il s'agit d'une approche cadrée combinant des données avec des modèles mathématiques afin de lutter contre la propagation d'agents microbiens et de caractériser la nature des effets indésirables. Pour cela, il faut en premier lieu identifier les agents pathogènes, leurs sources, leur transport et leur devenir des plans d'eau jusqu'à l'exposition à l'Homme et l'infectiosité des agents pathogènes via des diagrammes dose-réponse ; permettant ainsi de caractériser les risques pour la santé humaine. Les données ont été recueillies auprès de 12 sites, principalement durant des événements pluvieux et concernent sept pathogènes identifiés par l'US EPA. L'étude montre que l'approche QMRA ne permet pas à ce stade d'évaluer le risque microbien sur le long terme.

---

<sup>1</sup> Voir « Glossaire, sigles & abréviations ».

Dans la publication de Sidhu et al. (2012), la contamination en bactérie d'origine humaine (notamment *E. coli* et *Enterococcus spp.*) dans les eaux de ruissellement urbain a été étudiée sur six bassins urbains à travers l'Australie et a été évaluée grâce à deux marqueurs. L'un de suivi des sources microbiennes (Microbial Source Tracking, abrégé MST) et l'autre de suivi des sources chimiques (Chemical Source Tracking, abrégé CST). Sur les 23 échantillons d'eaux pluviales analysés, des pathogènes ont été détectés, indiquant une contamination fécale d'origine animale et/ou humaine ou issue de fuites probables au sein du réseau d'évacuation des eaux usées. Des composés chimiques tels le paracétamol et l'acide salicylique ont également été retrouvés. Ces résultats montrent que ces eaux peuvent présenter des risques importants pour la santé. L'utilisation de ces deux marqueurs pour les eaux de ruissellement prouve donc leur praticité quant à la détection de la contamination en pathogènes entériques, permettant ainsi une évaluation précise des risques pour la santé publique.

## **B. OUTILS BIOLOGIQUES BASES SUR LE MECANISME D'ACTION (GENOTOX, PERTURBATEURS ENDOCRINIENS, ETC...)**

L'amélioration de la surveillance de la toxicité des eaux implique également le développement et l'utilisation d'outils innovants permettant de mieux rendre compte de la totalité du risque écotoxique lié à la présence dans l'environnement d'un cocktail de substances chimiques. Parmi les multiples mécanismes identifiés, il est maintenant largement reconnu que les interactions polluant-récepteur biologique constituent une étape clé dans le développement de la toxicité d'un grand nombre de xénobiotiques organiques. L'exemple le plus représentatif est certainement le cas des composés dits « dioxin-like » (dioxines, furanes, HAPs, PCBs...) qui sont capables de se lier au récepteur des hydrocarbures aromatiques (AhR – Aryl hydrocarbon receptor), également appelé récepteur de la dioxine, et d'induire une cascade d'événements toxiques qui peuvent, dans certains cas, conduire à des effets oxydants et génotoxiques, impliqués notamment dans l'initiation des effets carcinogènes (Ait-Aissa, 2009). Au niveau cellulaire, ces récepteurs ont un rôle de facteur de transcription : une fois activé par liaison avec un ligand (i.e. une substance chimique qui peut être l'hormone endogène ou un xénobiotique), ils migrent vers le noyau de la cellule où ils vont se fixer sur des séquences spécifiques de l'ADN et moduler l'expression de gènes cibles.

Ce type d'outils commence à être très employé dans le cadre de l'amélioration de la surveillance des milieux, mais peu d'études semblent montrer une application à la problématique des rejets d'eaux pluviales.

L'article de Tang et al. (2013) implique l'utilisation de plusieurs techniques innovantes, tels que des tests d'œstrogénicité et la manipulation génétique. Le test d'œstrogénicité « E-SCREEN » sert à évaluer l'action sur le système hormonal des substances étudiées. Il permet de quantifier l'activité œstrogénique en mesurant la prolifération de la cellule cancéreuse MCF7 déclenchée par les œstrogènes et les xéno-œstrogènes. Ainsi, une substance chimique qui aura pour effet une augmentation du nombre de cellules cancéreuses MCF7 au sein de la population exposée aura donc une activité œstrogénique (Körner et al., 1999). Ils ont obtenu pour résultat que 95% des échantillons testés avaient une concentration équivalente en oestradiol inférieure à la concentration théorique sans effet de 1 ng/L. Ceux pour lesquels la concentration équivalente (*estradiol EQ*) mesurée dépassait cette valeur seuil avaient une composition similaire à celle d'eaux usées non-traitées. Ainsi, concluent les auteurs, la présence d'une activité œstrogénique élevée pourrait servir d'indicateur d'une contamination sévère des eaux usées.

Une méthode basée sur la génétique est appliquée dans cette publication. Elle implique le gène rapporteur AREc32. Les produits chimiques oxydants induisent la transcription de gènes par l'intermédiaire du facteur de transcription Nrf2 pour protéger contre le stress oxydatif et maintenir l'homéostasie cellulaire. Ce facteur de transcription est sensible à de nombreux produits chimiques, dont un grand nombre de pesticides ou de médicaments. Leurs résultats ont montré de hauts niveaux de stress oxydatif sur ces échantillons. D'autres analyses chimiques seraient cependant nécessaires, selon les auteurs, pour identifier les substances chimiques à l'origine de cette toxicité. Des trois méthodes citées précédemment, cette dernière est la plus récente (2012).

Dans le rapport Cemagref (2011) concernant les effets des substances chimiques sur les organismes aquatiques, plusieurs méthodes ont été testées. Par exemple, le test de radio-immunité chez *Potamopyrgus antipodarum* a permis de mesurer les stéroïdes sexuels (progestérone, testostérone, œstradiol) afin d'étudier les effets reprotoxiques des perturbateurs

endocriniens sur les invertébrés. La méthode semble être assez sensible, permettant l'obtention de résultats même sur un échantillon petit et permet d'effectuer des comparaisons selon des conditions d'exposition différentes ou lors d'un suivi temporel. Par contre, cette technique ne permet de séparer la fraction biologiquement active des stéroïdes sexuels.

Comme vu dans la partie précédente, le test des comètes ne permet pas de relier un effet toxique à une substance chimique précise. L'utilisation de biomarqueurs d'exposition, comme des adduits à l'ADN, a également été proposée pour le suivi des effets biologiques de la contamination chimique, grâce à un post marquage au Phosphore 32 (noté  $^{32}\text{P}$  par la suite) (Babut et al., 2011). Un adduit à l'ADN résulte de la fixation d'une molécule à un site nucléophile de l'ADN par liaison covalente et sont ainsi des biomarqueurs de l'exposition environnementale à des molécules mutagènes ou cancérogènes.

La formation d'adduits à l'ADN est amorcée à l'aide de composés aux propriétés cancérogènes, comme le benzo(a)pyrène. Ensuite, une étape d'activation métabolique dans l'organisme exposé à cette substance chimique est réalisée. Ceci produit un métabolite pouvant alors se fixer par liaison covalente sur l'ADN. Le post marquage au  $^{32}\text{P}$  se fait après extraction et purification de l'ADN, qui est alors hydrolysé par deux enzymes. On a, à cette étape du marquage, un mélange de nucléotides normaux et de nucléotides modifiés (les adduits) dans le milieu réactionnel. Il faut donc sélectionner les adduits pour ne garder qu'eux. Pour ce faire, on procède à une déphosphorylation sélective des désoxyribonucléotides normaux. La configuration structurale de l'adduit protège la liaison du phosphate qui sera donc conservée dans les adduits après cette étape. Puis, un marquage enzymatique spécifique des adduits est réalisé. Les nucléosides normaux ne pouvant pas être phosphorylés, seuls les adduits sont marqués. Ensuite, les nucléosides normaux et l'excès de phosphate inorganique sont séparés du ou des différents adduits par migration sur plaque de couche mince de polyéthylèneimine cellulose dans des solvants aqueux salins. Ceux-ci permettent la migration des substances hydrophiles, alors que les adduits qui sont hydrophobes restent au point d'origine ou migrent légèrement suivant leur degré d'hydrophobicité. Les adduits sont ensuite séparés par chromatographie bidimensionnelle échangeuse d'anions, sur plaque de couche mince de polyéthylèneimine cellulose. Les adduits sont visualisés par autoradiographie des plaques et quantifiés grâce à un appareil Bioimager.

Les premiers résultats montrent une différence d'apparition des adduits selon les tissus, mais avec une persistance dans le temps similaire. Il faudrait cependant, d'après les auteurs, optimiser cette méthode avant de l'appliquer en routine, notamment pour améliorer la séparation des adduits, et ce malgré des résultats « prometteurs ».

L'étude de Lopus et al. (2009) nous présente une méthode non normée utilisant un poisson originaire d'Asie du Sud-est (*Oryzias latipes*, plus communément appelé medaka) pour mesurer la toxicité des eaux pluviales sur la reproduction et le développement embryonnaire de cette espèce. Le medaka est retrouvé à la fois dans les eaux douces et les eaux de mer, puisqu'il migre entre les deux milieux à différents moments de sa vie (indépendamment de ses périodes de reproduction). Cette expérience a consisté à exposer trois medakas (un mâle et deux femelles) à des eaux de surface (traitées avec un coagulant ou non-traitées) ou à des eaux dites « de contrôle » (eaux déionisées selon les normes US EPA) durant quatre jours, avec trois répliques pour chaque type d'eau. Concernant la fécondité des medakas ou le nombre de jours précédant l'éclosion des œufs, les auteurs n'ont relevé aucune différence entre les trois groupes. Concernant la réussite de l'éclosion des œufs, il n'y avait également aucune différence significative entre les groupes ; mais, au sein du groupe contenant de l'eau de surface traitée, il y avait une relation significative entre le nombre de jour d'exposition et

l'éclosion. Cela confirme l'intérêt de cette espèce de poisson dans la détermination de la toxicité des eaux.

## **6. CONCLUSION ET PERSPECTIVES**

La présente étude a consisté en la réalisation d'un panorama des projets de recherche passés et en cours sur la problématique de la pollution chimique et biologique des rejets liés aux eaux pluviales :

- Dresser l'état des connaissances actuelles sur la problématique des micropolluants, réglementés ou non, dans les eaux pluviales urbaines, et les outils biologiques actuellement disponibles pour détecter ce type de pollution ;

- Mettre en évidence, dans la mesure du possible, les manques de connaissances sur cette problématique afin d'identifier les besoins de travaux futurs et les perspectives d'actions et de recherches qui pourraient être engagées à court et moyen termes.

Des nombreux outils biologiques ont été énumérés, marquant un intérêt certain de la recherche scientifique pour ce domaine, avec des développements importants au cours des dernières décennies. Au sein de la littérature scientifique, on retrouve plus fréquemment des outils biologiques classiques qu'innovants.

Quelques méthodes biologiques sont plus fréquemment référencées, comme l'inhibition de la bioluminescence de *Vibrio fischeri* qui est citée au sein de neuf publications. Cependant, si cet outil biologique évalue l'écotoxicité des eaux à l'encontre de cet organisme-test, il ne permet pas de faire un lien direct avec un polluant précis. On retrouve des conclusions similaires avec d'autres méthodes classiques. Par exemple, l'étude de la survie et de la reproduction de *Ceriodaphnia dubia* (septs publications) ou celle concernant *Daphnia magna* (5 publications). *Hyalella azteca* est également citée à cinq reprises dans les revues scientifiques recensées et a pour caractéristique une sensibilité accrue aux chlorures, permettant de mettre en évidence leur toxicité par rapport aux autres substances présentes dans le milieu. *Selenastrum capricornutum* n'est citée que deux fois, mais a une sensibilité au cuivre qui en fait un indicateur biologique sensible à la contamination au cuivre.

Les travaux scientifiques utilisant *Brachionus calyciflorus* (4 publications) et *Thamnocephalus platyurus* (1 publication) montrent qu'il faudrait prendre en compte plus d'évènements pluvieux et/ou sur une durée plus importante pour évaluer l'écotoxicité avec ces outils biologiques.

Pour les biofilms, retrouvés au sein de deux publications, la composition de la communauté bactérienne est à la fois un indicateur sensible des changements environnementaux dans les écosystèmes d'eau douce et un indicateur efficace pour surveiller la qualité de l'eau dans les réseaux d'eaux pluviales où des indicateurs biologiques traditionnels ne seraient pas disponibles.

Le *Threshold Damage Model* n'est cité qu'au sein d'une seule des publications recensées, mais est un modèle mathématique précis dont les résultats sont propres à un organisme précis et à un polluant précis, permettant donc un ciblage rigoureux. La méthode PICT, également retrouvée qu'une fois, est un bon indicateur biologique de la tolérance d'une communauté face à la présence de polluants, même si elle peut être difficile à interpréter lorsque la spéciation chimique et/ou la biodisponibilité du composé ciblé entre en jeu.

Le test des comètes (*comet assay*) permet d'évaluer les conséquences génotoxiques de la présence de polluants chimique dans les milieux aquatiques, mais ne permet malheureusement pas d'en déterminer l'origine chimique précise.

Si les organismes-tests utilisés n'ont pas la même sensibilité face à la même substance, il reste difficile, pour la plupart, d'établir un lien direct avec un seul polluant bien précis, présent au sein d'un mélange, lorsque la toxicité d'une eau est établie. Cependant, l'utilisation d'une batterie d'essais pourrait permettre de mieux résoudre cette problématique.

L'évaluation de l'écotoxicité des eaux à partir des réponses biologiques induites par l'exposition d'organismes aquatiques à des substances polluantes prouve ainsi son intérêt au travers de ces différents outils biologiques.

L'utilisation de méthodes normées a des avantages. Entre autres, la connaissance des outils analytiques utilisés, de la manière d'exploiter les résultats et de les exprimer. A l'inverse, les méthodes innovantes rencontrées lors de la recherche méthodologique sont souvent plus pointues, plus longues à mettre en place, nécessitant donc plus de moyens (humains, économiques, temps). Pour autant, elles ont des points forts, puisqu'elles permettent d'ouvrir la voie à de nouvelles techniques d'analyse, avec des résultats pouvant compléter ceux de méthodes plus courantes.

L'évaluation de l'écotoxicité des eaux à partir des réponses biologiques induites par l'exposition d'organismes aquatiques à des substances polluantes prouve ainsi son intérêt au travers de ces différents outils biologiques.

Aucune étude n'a été recensée montrant l'utilisation de bioessais *in Vitro* pour détecter des contaminants inducteurs d'EROD dans les eaux pluviales.

Cependant dans de nombreux cas, le choix de la méthode dépendra avant tout du niveau d'information recherchée et de la stratégie à adopter en fonction de l'objectif fixé. Par exemple, dans une démarche de criblage de sites et de rejet fortement contaminés, les tests *in vitro* peuvent contribuer significativement à réduire les coûts de détection, notamment vis-à-vis de familles de contaminants bien identifiés comme les dioxines, composés dioxin-like, les HAP. Dans une optique d'identification de polluants toxiques dans un contexte donné, les analyses chimiques restent incontournables (exemple des mesures de gestion). Dans ce cas, une démarche combinant tests *in vitro* et analyses peut être pertinente pour optimiser et orienter l'identification tout en minimisant les coûts.

On note globalement un besoin de connaissances nouvelles sur :

- les effets additifs ou synergiques des mélanges de polluants chimiques,
- la mise au point d'outils biologiques innovants spécifique des eaux pluviales.

## **7. GLOSSAIRE, SIGLES & ABREVIATIONS**

ANOVA & ANCOVA : Analyse de la Variance (ANOVA) et Analyse de la Covariance (ANCOVA) ; méthodes statistiques visant à déterminer l'effet d'une ou plusieurs variables catégorielles (indépendantes) sur une variable continue (dépendante). La particularité de l'ANCOVA est de calculer cet effet en contrôlant l'effet d'une autre variable continue qui a un impact présumé sur la relation initiale.

CFU : Colony-Forming Unit, estimation du nombre de colonies de microorganismes viables. Souvent exprimé en CFU/mL.

DCE : Directive 2000/60/CE du parlement européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire de l'eau. Elle établit ainsi une procédure pour atteindre des objectifs avant les échéances prévues, notamment le « bon état » des eaux pour 2015, et la réduction (voire la suppression) des émissions et pertes de substances prioritaires d'ici 2021.

DRU : Déversement de réseaux unitaires ou surverse (en anglais : Combined Sewer Overflows ou CSOs).

EC50 : Concentration efficace médiane ; mesure de la concentration d'un médicament, d'un anticorps ou d'un toxique qui induit une réponse à mi-chemin (médiane) entre la ligne de base et l'effet maximum après un certain temps d'exposition à celui-ci. Représente aussi, ici, la concentration d'un composé pour lequel on observe une réponse pour 50% de la population exposée après une durée d'exposition donnée.

ICP-AES : (Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry), spectrométrie par torche à plasma est une méthode physique d'analyse chimique permettant de doser la quasi-totalité des éléments chimiques simultanément.

ISO 10706:2000, « Qualité de l'eau – Détermination de la toxicité à long terme de substances vis-à-vis de *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) »

ISO 8692:1989, « Qualité de l'eau – Essai d'inhibition de la croissance des algues d'eau douce avec *Scenedesmus subspicatus* et *Selenastrum Capricornutum* »

ISO 13829:2000, « Qualité de l'eau – Détermination de la génotoxicité des eaux et des eaux résiduaires à l'aide de l'essai umu »

ISO 14380:2011, « Qualité de l'eau – Détermination de la toxicité aiguë envers *Thamnocephalus platyurus* (Crustacea, Anostraca) »

ISO 14371:2012, « Qualité de l'eau – Détermination de la toxicité des sédiments d'eau douce envers *Heterocypris incongruens* (Crustacea, Ostracoda) ».

ISO 20666:2008 « Qualité de l'eau – Détermination de la toxicité chronique vis-à-vis de *Brachionus calyciflorus* en 48 h »

LC50, Lethal Concentration 50, Dose Létale médiane, indicateur mesurant la dose de substance causant la mort de 50 % d'une population donnée.

MES : Matières en suspension, désigne les matières solides insolubles visibles à l'œil nu présentes dans un liquide.

Micropolluant : Polluant généralement présent en faible concentration dans un milieu donné (ordre de grandeur : microgramme voire milligramme par litre) et pouvant avoir un impact non négligeable sur les usages de l'eau et les écosystèmes.

MPN : Most Probable Number, méthode d'analyse statistique pour déterminer la population cellulaire en subdivisant l'échantillon initial en plusieurs cultures soumises au milieu test. Souvent exprimé en MPN/100 mL.

NF EN ISO 6341 : Décembre 2012, « Qualité de l'eau - Détermination de l'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) - Essai de toxicité aiguë »

NF EN ISO 11348-3 : Février 2009, « Qualité de l'eau - Détermination de l'effet inhibiteur d'échantillons d'eau sur la luminescence de *Vibrio fischeri* (Essai de bactéries luminescentes) - Partie 3 : méthode utilisant des bactéries lyophilisées »

NF T90-375 : 1998, « Détermination de la toxicité chronique des eaux par inhibition de la croissance de l'algue d'eau douce *Pseudokirchneriella subcapitata* (*Selenastrum Capricornutum*) »

NF T90-376 : 2000, « Détermination de la toxicité chronique vis-à-vis de *Ceriodaphnia dubia* en 7 jours »

NQE : Normes de Qualité Environnementale, déterminées au niveau européen dans le cadre de la DCE, elles définissent les valeurs limites assurant un bon état chimique et écologique des eaux.

ONEMA : Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques.

QMRA : Quantitative Microbial Risk Assessment, soit « évaluation quantitative des risques microbiens » (EQRM). Approche cadrée combinant des données avec des modèles mathématiques afin de lutter contre la propagation d'agents microbiens et de caractériser la nature des effets indésirables.

RUTP : Rejets Urbains par Temps de Pluie ; concerne toutes les eaux qui rejoignent le milieu récepteur sans passer par un système d'épuration (eaux de pluie, eaux de ruissellement, rejets à l'exutoire des réseaux séparatifs pluviaux...).

STEU : Station de Traitement des Eaux Usées

TEQ : Toxic Equivalent Quantity ; quantité équivalente toxique, la toxicité d'un ensemble de dioxines différentes et/ou de congénères organochlorés proches des dioxines comme s'il s'agissait de la forme la plus toxique de la dioxine, tel que  $TEQ = \sum[Ci] \times$

FETi ; avec Ci, concentration des différents composants et FETi, le facteur d'équivalence toxique correspondant.

USEPA : United States Environmental Protection Agency ; agence indépendante du gouvernement américain créée le 2 décembre 1970 pour étudier et protéger la nature et la

santé des citoyens des États-Unis. Entre autres missions, elle élabore et fait respecter la réglementation sur l'environnement.

## **8. BIBLIOGRAPHIE**

Aires, N., Chebbo, G., Tabuchi, J.-P., Battaglia, P., 2003. Dépollution des polluants urbains de temps de pluie en bassin de stockage-décantation. *Techniques Sciences et Méthodes* 12, 70\_86.

Ait-Aissa (2009). Outils bio-analytiques in vitro : principe et apports pour la surveillance des contaminants organiques dans le milieu aquatique. *Rapport d'étude. n°-drc-08-95306-16732a*.

Angerville, R. (2009). Evaluation des risques écotoxicologiques liés au déversement de Rejets Urbains par Temps de Pluie (RUTP) dans les cours d'eau : Application à une ville française et à une ville haïtienne

Angerville, R., Perrodin, Y., Bazin, C., and Emmanuel, E. (2013). Evaluation of Ecotoxicological Risks Related to the Discharge of Combined Sewer Overflows (CSOs) in a Periurban River. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 10.

Arambourou, H., Beisel, J.-N., Branchu, P., Debat, V. (2012). Patterns of Fluctuating Asymmetry and Shape Variation in *Chironomus riparius* (Diptera, Chironomidae) Exposed to Nonylphenol or Lead

Azimi, S. (2004) Sources, flux et bilan des retombées atmosphériques de métaux en Ile-de-France

Ba, A. (2013). "Définition d'un Outil de gestion de rejets de substances polluantes vers les eaux de surface dans le temps et dans l'espace : le Tableau de Bord."

Babut, M., Garric, J., Gourlay-France, C., Vincent-Hubert, F., and Fechner, L. (2011). "Effets des substances chimiques sur les organismes aquatiques."

Bartlett, A.J., Rochfort, Q., Brown, L.R., Marsalek, J. (2012 a). Causes of toxicity to *Hyaella azteca* in a stormwater management facility receiving highway runoff and snowmelt. Part I: Polycyclic aromatic hydrocarbons and metals

Bartlett, A.J., Rochfort, Q., Brown, L.R., Marsalek, J. (2012 b). Causes of toxicity to *Hyaella azteca* in a stormwater management facility receiving highway runoff and snowmelt. Part II: Salts, nutrients and water quality

Bernardin C., Barraud S., Bécouze C., Gonzalez-Merchan C., Blaha D. et Cournoyer B. (2014). Caractérisation microbiologique et risques sanitaires associés aux sédiments dans le bassin de rétention de Django-Reinhardt (Chassieu, Rhône), JDHU 2014.

Bressy A. (2010). Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines. Effets de différents modes de gestion des eaux pluviales. Thèse de doctorat Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines. Effets de différents modes de gestion des eaux pluviales, p. 332.

Björklund, K., Cousins, A. P., Stromvall, A.-M., Malmqvist, P.-A., 2009. Phthalates and nonylphenols in urban runo\_ : Occurrence, distribution and area emission factors. *Science of the Total Environment* 407 (16), 4665\_4672.

Blanchard, M., Teil, M. J., Chevreuil, M., 2006. The seasonal fate of PCBs in ambient air and atmospheric deposition in northern France. *Journal of Atmospheric Chemistry* 53 (2), 123\_144.

Blanck, H., Eriksson, K. M., Grönvall, F., Dahl, B., and Guijarro, K. M. (2009). A retrospective analysis of contamination and periphyton PICT patterns for the antifoulant irgarol 1051, around a small marina on the Swedish west coast. *Marine Pollution Bulletin* 58.

Botta, F. (2009). Contamination des eaux de surface du bassin versant de l'Orge par les pesticides : étude de la contribution des rejets urbains et des apports agricoles.

Brombach, H., Weiss, G., Fuchs, S., 2005. A new database on urban runo\_ pollution : comparison of separate and combined sewer systems. *Water Science and Technology* 51 (2), 119\_128.

Brown, J. N., Peake, B. M., 2006. Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runo\_. *Science of the total environment* 359 (1-3), 145\_155.

Butler, D., and Davies, J. W. (2011). "Urban Drainage. ," Spon Press, New-York, USA.

Casadio, A., Maglionico, M., Bolognesi, A., and Artina, S. (2010). Toxicity and pollutant impact analysis in an urban river due to combined sewer overflows loads. *Water Science and Technology* 61.

Chebbo, G., Mouchel, J.-M., Saget, A., Gousailles, M., 1995. La pollution des rejets urbains par temps de pluie : \_ux, nature et impacts. *Techniques Sciences et Méthodes* 11.

Chang, N.-B., Islam, K., Marimon, Z., and Wanielista, M. P. (2012). Assessing biological and chemical signatures related to nutrient removal by floating islands in stormwater mesocosms. *Chemosphere* 88.

Choe, J. S., Bang, K. W., Lee, J. H., 2002. Characterization of surface runo\_ in urban areas. *Water Science and Technology* 45 (9), 249\_254.

Chong, M., Sidhu, J., Aryal, R., Tang, J., Gernjak, W., Escher, B., and Toze, S. (2013). Urban stormwater harvesting and reuse: a probe into the chemical, toxicology and microbiological contaminants in water quality. *Environmental Monitoring and Assessment*.

Daligault, A., Ranchet, J., Aires, N., Lucas, E., Ciccione, M., Damour, A., Nougarede, F., Raimbault, G., Teillot, J., 2001. Suivi expérimental de chaussées à structure réservoir à Verneuil-sur-Seine (France). In : *Proceedings of the 4th International Conference on Sustainable Techniques and Strategies in Urban Water Management, Novatech*. Vol. 1. Lyon, France, pp. 409\_416.

Davis, A. P., and McCuen, R. H. (2005). *Stormwater Management for Smart Growth*. New York: Springer.

- Duncan, H. P., 1999. Urban stormwater quality : a statistical overview. Rapport technique.
- Emmanuel, E., Perrodin, Y., Keck, G., Blanchard, J. M., Vermande, P. (2008). "Ecotoxicological risk assessment of hospital wastewater: a proposed framework for raw effluents discharging into urban sewer network"
- Eriksson, E., Baun, A., Mikkelsen, P., Ledin, A., 2005. Chemical hazard identification and assessment tool for evaluation of stormwater priority pollutants. *Water Science and Technology* 51 (2), 47\_55.
- Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Ledin, A., Ahlman, S., Revitt, M., Noutsopoulos, C., Mikkelsen, P. S., 2007. Selected stormwater priority pollutants - a European perspective. *Science of the total environment* 383 (1-3), 41\_51.
- Field, R., Borst, M., O'Connor, T., Stinson, M. K., Fan, C.-Y., Perdek, J. M., and Sullivan, D. (1998). Urban wet-weather flow management : Research directions. *Journal Of Water Resources Planning And Management*.
- Field, R., Sullivan, D., and Tafuri, A. N. (2003). *Management of Combined Sewer Overflows*. Boca Ranton, Florida, USA: Lewis Publishers, CRC Press.
- Forster, J., 1999. Variability of roof runoff quality. *Water Science and Technology* 39 (5), 137\_144.
- Fuchs, S., Brombach, H., Weiss, G., 2004. New database on urban runoff pollution. In : Novatech. Lyon, France.
- Garnaud, S. (1999). Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin versant urbain
- Gasperi J., Sébastian C., Ruban V., Delamain M., Percot S., Wiest L., Mirande C., Caupos E., Demare D., Diallo Kessoo M., Saad M., Schwartz J-J., Dubois P., Fratta C., Wolff H., Moilleron R., Chebbo G., Cren C., Millet M., Barraud S., Gromaire M-C. (2013). Micropollutants in urban stormwater: occurrence, concentrations and atmospheric contribution for a wide range of contaminants on three French catchments. *Environmental Science and Pollution Research*
- Gnecco, I., Berretta, C., Lanza, L., La Barbera, P., 2005. Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy. *Atmospheric Research* 77 (1-4), 60\_73.
- Gonzalez-Merchan, C., Perrodin, Y., Sébastian, C., Bazin, C., Winiarski, T., and Barraud, S. (2014). Ecotoxicological characterisation of sediments from stormwater retention basins. *Water Science and Technology*.
- Goonetilleke, A., Thomas, E., Ginn, S., Gilbert, D., 2005. Understanding the role of land use in urban stormwater quality management. *Journal of Environmental Management* 74 (1), 31\_42.
- Grapentine, L., Rochfort, Q., Marsalek, J. (2008). "Assessing urban stormwater toxicity: methodology evolution from point observations to longitudinal profiling".

- Gromaire-Mertz, M.-C., Garnaud, S., Gonzalez, A., and Chebbo, G. (1999). Characterisation of urban runoff pollution in Paris. *Water Science and Technology* 39, 8.
- Gromaire, M. C., Garnaud, S., Saad, M., Chebbo, G. (2001). Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers
- Herngren, L., Goonetilleke, A., Ayoko, G. A., 2005. Understanding heavy metal and suspended solids relationships in urban stormwater using simulated rainfall. *Journal of Environmental Management* 76 (2), 149 \_ 158.
- Karlsson, K., Viklander, M., Scholes, L., and Revitt, M. (2010). Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and Osedimentation tanks. *Journal of Hazardous Materials* 178, 6.
- Körner, W., anf, V., Schuller, W., Kempter, C., Metzger, J., and Hagenmaier, H. (1999). Development of a sensitive E-screen assay for quantitative analysis of estrogenic activity in municipal sewage plant effluents. *Science of The Total Environment* 225, 15.
- Lau, S. L., Stenstrom, M. K., 2005. Metals and PAHs adsorbed to street particles. *Water Research* 39 (17), 4083\_4092.
- Lee, J. H., Bang, K. W., 2000. Characterization of urban stormwater runo\_.*Water Research* 34 (6), 1773\_1780.
- Legret, M., Pagotto, C., 1999. Evaluation of pollutant loadings in the runo\_ waters from a major rural highway. *The Science of the Total Environment* 235 (1-3), 143\_150.
- Lopus, S. E., Bachand, P. A. M., Heyvaert, A. C., Werner, I., Teh, S. J., and Reuter, J. E. (2009). Potential toxicity concerns from chemical coagulation treatment of stormwater in the Tahoe basin, California, USA. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72, 1933-1941.
- McBride, G. B., Stott, R., Miller, W., Bambic, D., and Wuertz, S. (2013). Discharge-based QMRA for estimation of public health risks from exposure to stormwaterborne pathogens in recreational waters in the United States *Water Research* 47.
- MDDEP (2011). Guide de gestion des eaux pluviales: Ministère des Affaires municipales, des Régions et de l'Occupation du territoire (MAMROT).
- Milukaitė, A., Šakalys, J., Kvietkus, K., Vosylienė, M.Z., Kazlauskienė, N., Karlavičienė, V., (2010). Physico-Chemical and Ecotoxicological Characterizations of Urban Storm Water Runoff
- Montalto, F., Behr, C., Alfredo, K., Wolf, M., Arye, M., and Walsh, M. (2007). Rapid assessment of the cost-effectiveness of low impact development for CSO control. *Landscape and Urban Planning* 82, 15.
- Motelay-Massei A. (2003). Contribution du compartiment atmosphérique au transfert des HAP dans le bassin versant aval de la Seine : bilan à l'échelle de 2 bassins versants expérimentaux. Thèse de doctorat, Université Pierre & Marie Curie, Paris, p.450.

Passerat, J., Ouattara, N. K., Mouchel, J.-M., Rocher, V., and Servais, P. (2011). Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. *Water Research* 45, 10.

Penders, E. J. M., Spenkeliink, A., Hoogenboezem, W., Rotteveel, S. G. P., Maas, J. L., and Alink, G. M. (2012). Genotoxic effects in the Eastern mudminnow (*Umbra pygmaea*) after prolonged exposure to River Rhine water, as assessed by use of the in vivo SCE and Comet assays. *Environmental and Molecular Mutagenesis* 53.

Pitt, R., and Bozeman, M. (1982). Sources of urban runoff pollution and its effects on an urban creek. Cincinnati, Ohio, USA: United States Environmental Protection Agency.

Robert-Sainte, P., 2009. Impact des matériaux de toiture sur la contamination métallique des eaux pluviales urbaines. Thèse de doctorat, Université Paris-Est.

Rosenkrantz, R. T., Pollino, C.A., Nuggeoda, D., Baun, A., (2008) Toxicity of water and sediment from stormwater retarding basins to *Hydra hexactinella*

Rossi, L., 1998. Qualité des eaux de ruissellement urbaines. Phd thesis, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse.

Rossman, L. A. (2009). Storm water management model user's manual (Version 5.0). (O. Cincinnati, USA: United States Environmental Protection Agency (USEPA). ed.).

Ruban, V., Larrarte, F., Berthier, M., Favreau, L., Sauvourel, Y., Letellier, L., Mosisni, M., Raimbault, G., 2005. Quantitative and qualitative hydrologic balance for a suburban watershed with a separate sewer system (Nantes, France). *Water Science and Technology* 51 (2), 231\_238.

Rule, K., Comber, S., Ross, D., Thornton, A., Makropoulos, C., Rautiu, R., 2006. Diffuse sources of heavy metals entering an urban wastewater catchment. *Chemosphere* 63 (1), 64\_72.

Rule, K. L., Comber, S. D. W., Ross, D., Thornton, A., Makropoulos, C. K., Rautiu, R., 2006. Sources of priority substances entering an urban wastewater catchment - trace organic chemicals. *Chemosphere* 63 (4), 581\_591.

Saget, A., 1994. Base de données sur la qualité des rejets urbains de temps de pluie : distribution de la pollution rejetée, dimensions des ouvrages d'interception. Phd thesis, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, France.

Scholes, L., Revitt, D., Ellis, J., 2003. A European Project (DayWater) investigating the integration of stormwater source control into sustainable urban water management strategies, *Journal of Health, Social and Environmental* 4 (2), 37 \_ 41.

Scholes, L., Revitt, D. M., Ellis, J. B., 2008. A systematic approach for the comparative assessment of stormwater pollutant removal potentials. *Journal of Environmental Management* 88 (3), 467\_478.

Sébastien, C., Barraud, S., Gonzalez-Merchan, C., Perrodin, Y., and Visiedo, R. (2014). Stormwater retention basin efficiency regarding micropollutant loads and ecotoxicity. *Water Science and Technology*.

Sidhu, J. P. S., Ahmed, W., Gernjak, W., Aryal, R., McCarthy, D., Palmer, A., Kolotelo, P., Toze, S. (2013). Sewage pollution in urban stormwater runoff as evident from the widespread presence of multiple microbial and chemical source tracking markers

Snodgrass, J. W., Casey, R. E., Joseph, D., and Simon, J. A. (2008). Microcosm investigations of stormwater pond sediment toxicity to embryonic and larval amphibians: Variation in sensitivity among species. *Environmental Pollution* 154, 291-297.

Tang, J. Y. M., Aryalb, R., Deleticc, A., Gernjakb, W., Glenna, E., McCarthy, D., and Eschera, B. I. (2013). Toxicity characterization of urban stormwater with bioanalytical tools. *Water Research* 47, 12.

Thevenot, D. R., Moilleron, R., Lestel, L., Gromaire, M.-C., Rocher, V., Cambier, P. Bonte, P., Colin, J.-L., de Ponteves, C., Meybeck, M., 2007. Critical budget of meta sources and pathways in the Seine River basin (1994-2003) for Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn. *Science of the total environment* 375 (1-3), 180\_203.

Tothill, I.E. and Turner, A.P.F., 1996. Developments in bioassay methods for toxicity testing in water treatment. *Trends in analytical chemistry*, 15 (5): 178-188

USEPA (1983). Results of the nationwide urban runoff program :. Vol. Volume I - Final report, Washington, DC, USA.

Van Metre, P. C., Mahler, B. J., 2003. The contribution of particles washed from rooftops to contaminant loading to urban streams. *Chemosphere* 52 (10), 1727\_1741.

Waara, S., and Färm, C. (2008). An assessment of the potential toxicity of runoff from an urban roadscape during rain events. *Environmental Science and Pollution Research*.

Wium-Andersen, T., Nielsen, A., Hvitved-Jakobsen, T., and Vollertsen, J. (2011). Heavy metals, PAHs and toxicity in stormwater wet detention ponds. *Water Science and Technology* 64.

Zgheib, S., 2009. Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire. Thèse de doctorat, École des Ponts ParisTech.

## Annexe 1 : Tableau récapitulatif des études sur les outils biologiques recensées

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles		
Evaluation des risques écotoxicologiques liés au déversement de Rejets Urbains par Temps de Pluie (RUTP) dans les cours d'eau : Application à une ville française et à une ville haïtienne (Angerville R.)	France	2009	ISO 10706:2000	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé	EC20	Survie (21 j)	Daphnia magna	Compte-tenu de sa durée, cet essai est le seul qui n'est pas forcément obligatoire à mettre en oeuvre	Au final, on peut dire que le nitrate de Cu est le nitrate métallique le plus toxique vis-à-vis de D.magna par rapport aux 3 autres nitrates métalliques testés. Le nitrate de Cu est donc retenu pour la préparation de mélange binaire avec le sulfate de NH4 : aucun des ratios testés n'est moins écotoxique que la substance la moins toxique utilisée dans le mélange et on observe que la concentration en nitrate de Cu du mélange a tendance à influencer la toxicité du mélange, i.e. plus la concentration en nitrate de Cu augmente plus les effets toxiques sont prononcés		
			NF EN ISO 6341				Mobilité (24 et 48 h)		Substances testées : Cd, Cu, Pb, Zn, NH <sub>4</sub> ; interactions Cd/Cu, Cd/Zn, Pb/Cd, Pb/Cu, Pb/Zn, Zn/Cu, NH <sub>4</sub> /Cu - D. magna est l'organisme le moins sensible de cette batterie de bioessais			
			Rotokit™ F				Reproduction (48h)		Brachionus calyciflorus		-	Caractère peu ou non-toxique des eaux testées
			NF EN ISO 11348-3				Bioluminescence		Vibrio fischeri		Le fait de n'avoir pas intégré la composante biologique dans les calculs de spéciation réalisés constituent donc l'une des limites de cette étude.	Caractère peu ou non-toxique des eaux testées
			NF T 90-376		Comparaison avec un groupe témoin non exposé		Survie (7 j)	Ceriodaphnia dubia	L'essai de toxicité chronique mis en oeuvre vis-à-vis de l'organisme Ceriodaphnia dubia s'est révélé le plus sensible de la batterie de bioessais mono-spécifiques testée sur la fraction « eau » de l'échantillon de RUTP du DO du Pont de la Barge.	Compte tenu de la concentration mesurée et selon sa répartition entre les formes NH <sub>3</sub> et NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , l'ammonium peut contribuer à la mise en évidence de l'écotoxicité. Effets de synergie entre métaux principalement observés avec Cu : rôle prépondérant dans la toxicité mise en évidence.		

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
Evaluation des risques écotoxicologiques liés au déversement de Rejets Urbains par Temps de Pluie (RUTP) dans les cours d'eau : Application à une ville française et à une ville haïtienne (Angerville R)	France	2009	NF T 90-375	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé	EC20	Croissance (72 h)	Pseudokirchneriella subcapitata	Substances testées : Cd, Cu, Pb, Zn; interactions Cd/Cu, Cd/Zn, Pb/Cd, Pb/Cu, Pb/Zn, Zn/Cu	Les deux bioessais mis en oeuvre conduisent à la même conclusion en ce qui concerne la toxicité du nitrate de Cu (ou encore de l'ion Cu), à savoir qu'il s'est révélé la substance la plus (ou le métal le plus) écotoxique vis-à-vis de la croissance de l'algue Ps et de la mobilité de la daphnie en 24h
			OstracodToxicité F	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé	6d survival and growth	Heterocypris incongruens	-	Tout comme pour la fraction « eau », les métaux peuvent donc être considérés parmi les principaux polluants qui peuvent conduire à la toxicité mise en évidence pour la fraction « particules », de l'échantillon de RUTP du DO du Pont de la Barge, vis-à-vis de H. incongruens	
Sewage pollution in urban stormwater runoff as evident from the widespread presence of multiple microbial and chemical source tracking markers J.P.S. Sidhu et al.	Australie	2013	Spectrophotomètre	Classique	Mesure la concentration d'ADN dans les échantillons extraits (détection de marqueurs de suivi de la source microbienne)	%	Paracetamol, cafeine, acesulfame, salicylic acid HF183, nifH, Hav, PAV markers	-Eau-	La détection fréquente des HAV et HPV dans les eaux pluviales est un indicateur de la présence de pathogène humain tels que des virus entériques et/ou des protozoaires, ce qui augmente les risques potentiels pour la santé humaine.	Les eaux usées pourrait être la principale source de contamination des eaux pluviales par des pathogènes entériques. Cette pollution des eaux usées pose un plus grand risque pour la santé dû à l'exposition à un large éventail d'agents pathogènes entériques.
			Improved USEPA method 1694 (with LC/MS/MS)	Classique	-	CFU/100 mL	E. coli and Enterococcus spp	-Eau-	-	Un grand nombre de E. coli et Enterococcus spp. ont été observés dans le ruissellement des eaux de pluie sur l'ensemble des sites, ce qui est probablement dû à la présence d'une contamination fécale (eaux usées et/ou animaux)
Spatial and seasonal toxicity in a stormwater management facility: Evidence obtained by adapting	Canada	2012	Microscope binoculaire	Classique	Comptage	nombre per 0.1m <sup>2</sup>	Population	Communauté benthique	-	La principale cause de la dégradation des sédiments in situ a été attribuée aux effets saisonniers des concentrations élevées de chlorure dans l'eau interstitielle et celles des métaux lourds (Zn, Cr, Ni, Fe) dans l'eau sus-

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
an integrated sediment quality assessment approach, Tixier et al.			Méthode standard		Comparaison avec un groupe témoin non exposé	%	Survie et croissance (21 et 28 j)	Hyalella azteca and Hexagenia spp.		jacente
										Les métaux lourds ont été positivement associés à la toxicité des sédiments observée grâce aux bio-essais
Toxicity characterization of urban stormwater with bioanalytical tools, Tang et al.	Australie	2013	Oestrogenicité	Innovant	Viabilité cellulaire face à une exposition aux oestrogènes	Estradiol EQ	Cellules cancéreuses MCF-7	human breast cancer cell line MCF-7	EEQ peuvent être utilisés comme un indicateur de la contamination des réseaux unitaires	95% des échantillons avaient une concentration EEQs en-dessous de la PNEC (1 ng/L), mais la présence d'une importante activité oestrogénique peut servir d'indicateur de la contamination des eaux d'égouts
			CAFLUX : Ah-Receptor induction		Détection de dioxines et de composés "dioxin-like" (HAPs inclus)	TCDD EQ (ng/L)	Tous les composés pouvant se lier aux AhR	Utilisation de cellule d'hépatome de souris génétiquement modifiées (H1G1.1c3)	Évaluer les effets du premier flux d'HAPs particuliers et/ou de composés de type dioxine	Les composés de type dioxine, ou des composés qui se lient au récepteur des aryhydrocarbures, peuvent être très variables d'un site résidentiel à un autre
			Stress chimique		Composés électrophiles activant le chemin antioxydant de Nrf2	tBHQ-EQ (mg/L)	t-butyl-hydroquinone (concentration équivalente)	human breast cancer cell line MCF-7	Indicateur précoce suffisamment sensible pour détecter l'apparition de la voie de stress oxydatif	Les mécanismes de défense contre le stress oxydatif sont des indicateurs précoces et sensibles de la présence de contaminants environnementaux.
			Génotoxicité		HAPs ou génotoxiques directs endommageant l'ADN	4NQO-EQ et 2AA-EQ	Concentrations équivalentes de 4-nitroquinoline-Noxide et 2-aminoanthracène	Salmonellae (Salmonella typhimurium)	Utilisée en combinaison avec l'appareil CAFLUX (Chemically Activated Fluorescent Expression) pour déterminer la contribution des HAPs.	Faible génotoxicité ou inférieure à la LD. Des HAPs ont été trouvés dans les eaux de ruissellement de la route, issus en particulier des moteurs diesel.
Toxicity characterization of urban stormwater with bioanalytical tools, Tang et al.	Australie	2013	NF EN ISO 11348-3	Classique	Cytotoxicité inhibant la bioluminescence	baseline-TEQ (mg/L)	Bioluminescence	Vibrio fischeri	Bon indicateur des effets globaux	Toxicité observée due au ruissellement direct des pesticides et aux contaminants issus du trafic routier
			Phytotoxicité	Innovant	Inhibition de la croissance des algues par un herbicide	Diuron EQ (potentiel relatif)	Concentration de 8 PSII inhibiteurs : diuron, terbutryn, bromacil,	Pseudokirchneriella subcapitata	Méthode plus sensible pour la mesure des herbicides que des analyses chimiques classiques	Un petit nombre d'herbicides peut expliquer l'essentiel de la phytotoxicité observée

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
							prometryn, hexazinone, atrazine, simazine et fluometuron			
Urban stormwater harvesting and reuse: a probe into the chemical, toxicology and microbiological contaminants in water quality, Chang et al.	Australie	2013	ICP-MS	Classique	-	mg/L	Cd, Cr, Cu, Pb, Zn	-Eau-	-	Cd et Pb dépassent les s valeurs indicatives australiennes, qui indiquent la présence de risques pour la santé publique
			Analyse spectroscopique UV & fluorescence		-	nm	Composition organique	-Eau-	La présence de matières organiques dans les eaux pluviales est tout à fait spécifique au site de captage et pourrait être corrélée aux caractéristiques de l'utilisation des terres (qui déterminent le potentiel de contribution du ruissellement urbain)	
			NF EN ISO 11348-3		Cytotoxicité inhibant la bioluminescence	baselin e-TEQ (mg/L)	Bioluminescence	Vibrio fischeri	La toxicité mesurée dans les échantillons d'eaux pluviales a montré des niveaux similaires de mélange de produits chimiques que dans les réseaux d'eaux usées traitées	
			Méthode standard		Comptage des cultures microcellulaires	CFU/100 mL	E. coli and Enterococcus spp	E. coli et Enterococci	Le nombre d'espèces étaient plus élevé durant des événements pluvieux qu'en période de temps sec	
			Quantitative polymerase chain reaction (qPCR)		Mesure de la quantité initiale d'ADN	+/-	Pathogènes	qPCR	Les adénovirus humains et polyomavirus n'ont été détectés que dans lors d'événements pluvieux	
Evaluation of Ecotoxicological Risks Related to the Discharge of Combined Sewer Overflows (CSOs) in a Periurban River, Angerville R. et al.	France	2013	Protocole RoToxkit F	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé	EC20, %	Reproduction (48h)	Brachionus calyciflorus	-	L'EC20, pour tous les organismes, est supérieure à la concentration mesurée pour 80% des CSOs, ce qui indique une très faible écotoxicité pour tous les organismes testés.
			NF T 90-376				Reproduction (7j)	Ceriodaphnia dubia		
			NF EN ISO 6341 (T90-301)				Mobilité (24 et 48 h)	Daphnia magna	-	
			ISO 10706:2000				Reproduction (21j)	Daphnia magna	-	
			NF T 90-375				Croissance de la population (72h)	Pseudokirchneriella subcapitata		
			NF EN ISO 11348-3		Cytotoxicité inhibant la		Bioluminescence	Vibrio fischeri		

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
			Protocole OstracodToxkit F		bioluminescence		Mortalité et inhibition de la croissance	Heterocypris incongruens		L'écotoxicité observée (mortalité de 100% avec des particules non diluées) confirme l'écotoxicité de la phase solide des CSOs.
			NF EN ISO 17993		Détection par fluorescence	µg/L	HAPs	-Eau-		Les concentrations de HAP sont indétectables, à l'exception du phénanthrène (0,03 µg / L), qui reste faible, mais riches en particules provenant de CSOs
Evaluation of Ecotoxicological Risks Related to the Discharge of Combined Sewer Overflows (CSOs) in a Periurban River, Angerville R. et al.	France	2013	NF EN ISO 11885	Classique	Dosage par ICP-OES	mg/L	Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	-Eau-		Les concentrations en polluants sont dans la norme de ce qui est généralement observé dans les CSOs mais sont importantes dans les particules
Causes of toxicity to <i>Hyalella azteca</i> in a stormwater management facility receiving highway runoff and snowmelt. Part I: Polycyclic aromatic hydrocarbons and metals, Bartlett et al.	Canada	2012	ICP-MS	Classique	-	Bioavailable effect index (BEI)	Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn	-Eau-	-	Métaux et HAP, bien que présents à des concentrations dépassant les lignes directrices et les niveaux d'effets, ne sont pas liés à des effets sur la survie ou la croissance de <i>Hyalella</i> dans cette étude
			GC-MS		-	µg/L	HAPs	-Eau-	La toxicité des HAPs a probablement été sous-estimée en raison des conditions des essais (T°C, lumière, aération), de la dégradation et de la volatilisation durant le stockage des échantillons, comme en témoignent les faibles concentrations mesurées dans les échantillons d'eau sus-jacente comparés à des échantillons d'eau analysés sans attendre.	Métaux et HAP, bien que présents à des concentrations dépassant les lignes directrices et les niveaux d'effets, ne sont pas liés à des effets sur la survie ou la croissance de <i>Hyalella</i> dans cette étude

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
Causes of toxicity to <i>Hyalella azteca</i> in a stormwater management facility receiving highway runoff and snowmelt. Part I: Polycyclic aromatic hydrocarbons and metals, Bartlett et al.	Canada	2012	Méthode standard	Classique	Comptage des cultures microcellulaires et Comparaison avec un groupe témoin	%	Survie et croissance	Hyalella azteca in Standard Artificial Media	Différencie la pollution du aux eaux et celle due aux sédiments	Pas de différences significatives dans la survie ou la croissance de <i>Hyalella</i> lorsqu'on fait des comparaisons entre les eaux de contrôles et celles des sites ou au sein des différents sites avec différents traitements de l'eau.
			Chromatographie ionique			-	mg Cl-/L, EC50, LC50 & LC25	Ion Cl-	Hyalella azteca exposed to sodium chloride	
Causes of toxicity to <i>Hyalella azteca</i> in a stormwater management facility receiving highway runoff and snowmelt Part II : salts, nutrients and water quality, Bartlett et al.	Canada	2012	Méthode standard	Classique	Comptage des cultures microcellulaires et Comparaison avec un groupe témoin	%	Survie et croissance	Hyalella azteca in high-salt Standard Artificial Media	Différencie la toxicité due au NaCl par rapport à celle des autres polluants.	La toxicité dans les échantillons de l'étang d'eaux pluviales a été principalement attribuée à des contaminants d'origine hydrique, en particulier, des concentrations élevées de chlorure au début du printemps provenant de l'application de sels de voirie dans les mois d'hiver. Concentrations élevées de chlorure persistent tout au long de l'année à des concentrations approchant voire dépassant les valeurs guides recommandées pour protéger la vie aquatique, et représentent probablement un facteur important empêchant le développement d'une communauté benthique saine et diversifiée.
			Spectrophotomètre			-	mg/kg	Nutriments (azote total Kjeldahl, phosphore total...)	-Eau-	
An Evaluation of the Toxicity of Accumulated Sediments in Forebays of Stormwater Wetlands and Wetponds, Jacquelyn et al.	Caroline du Nord	2011	ICP-AES	Classique	-	mg/kg, dry weight	Cd, Cu, Cr, Fe, Ni, Pb, Zn	-Eau-	-	Pas de risque particulier pour l'environnement à la suite de l'épandage de Cu, Zn, Fe, Ni, Cd, Cr, Pb MAIS Cu, Ni, et (en particulier) Zn pourrait constituer une menace pour la santé aquatique

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and sedimentation tanks, Karlsson et al.	Suède	2010	BiotoxTM Flash method (ISO 11348-3)	Classique	Inhibition de la lumière mesurée en 20% (EC20) et 50% (EC50) [Sirius Luminometre]	mL/L	Bioluminescence	Vibrio fischeri	L'unité mL/L fait référence au volume d'échantillon ajouté	Aucun des échantillon était toxique vis-à-vis de V. fischeri.
			Méthode de filtration (Normes suèdes)		-	µg/L	Cd, Cr, Ni, Pb, Zn	-	Pas toxique pour V. fischeri malgré les concentrations de Cu, Pb, et Zn (dépassant les valeurs guides)	
Campus parking lot stormwater runoff : physicochemical analyses ans toxicity tests using <i>Ceriodaphnia dubia</i> and <i>Pimephales promelas</i> , McQueen et al.	Caroline du Sud	2010	Méthode d'évaluation de la toxicité (US EPA)	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé	%	Survie et reproduction	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	-	Toxicité variant entre "non détectable" à "mortalité complète"
							Survie	<i>Pimephales promelas</i>	P.promelas est plus sensible à la toxicité des eaux de ruissellement que C.dubia	Toxicité variant entre "non détectable" à "mortalité complète"
Toxicity and pollutant impact analysis in an urban river due to combined sewer overflows loads, Casadio et al.	Italie	2010	Test d'inhibition	Classique	Cytotoxicité inhibant la bioluminescence	%	Bioluminescence	Vibrio fischeri	-	Corrélation positive entre les valeurs de toxicité et la concentration en métaux lourds; les concentrations apparemment non toxiques d'un seul métal peuvent produire des effets toxiques de façon significative lorsque des mélanges de métaux se produisent, notamment via des interactions synergiques particulièrement toxiques entre Zn et Cu.
Potential toxicity concerns from chemical coagulation treatment of stormwater in the Tahoe basin, California, USA, Lopus et al.	Californie	2009	Test de toxicité (US EPA)	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé	ANOVA (p-values), correlations analyses (R-values)	Survie et reproduction	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	-	La présence de coagulant augmente de manière significative la toxicité: la reproduction était significativement plus faible dans les eaux pluviales dosée que dans les échantillons d'eau de contrôle ou dans les eaux pluviales. La présence de coagulant n'a eu aucun effet significatif sur la mortalité du zooplancton par rapport aux témoins dans tous les sites et également par rapport aux eaux de ruissellement non traitées dans tous les sites.
							Survie et biomasse	<i>Pimephales promelas</i>	-	Le comptage de cellule d'algues et la mortalité des poissons étaient les deux paramètres les plus négativement affectés par les eaux pluviales.

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
			Méthode non standardisée	Innovant			Croissance	Selenastrum capricornutum	-	Le nombre de cellules d'algues est significativement plus faible dans les eaux pluviales dosées pour tous les sites que dans l'eau "témoin", mais l'ajout de coagulant n'a pas eu d'effet significatif sur le nombre de cellules d'algues par rapport aux eaux de ruissellement non traitées...
							Reproduction et développement embryonnaire	Japanese medaka (Oryzias latipes)	-	Pas de différence significative entre les eaux de contrôle, les eaux pluviales non traitées, et des échantillons d'eaux pluviales traités
Toxicity of water and sediment from stormwater retarding basins to Hydra hexactinella, Rosenkrantz et al.	Australie	2008	Test de toxicité normée	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé	LC50	Mortalité	Hydra hexactinella	-	Une augmentation de la mortalité a été observée avec l'augmentation de la concentration de l'échantillon d'eau
Geochemistry and toxicity of sediment porewater in a salt-impacted urban stormwater detention pond, Mayer et al.	Canada	2008	Spectrophotométrie d'émission	Classique	-	mg/l or g/L	Fe, Mn, Ca, Mg, Na, K, Sr, Ba, Al	-Eau-	-	L'enquête a révélé que les chlorures dérivés de sel de voirie augmentent les concentrations de ligands inorganiques (chlorures) capables de complexation métallique dans les sédiments des eaux interstitielles. La complexation des chlorures est particulièrement important pour le Cd(II), où les systèmes complexes chlorés sont les espèces les plus stables. Ainsi, le fait que les concentrations de Cd dans l'eau interstitielle ont dépassé les critères de toxicité pour Hyalella peut être dû à la complexation du Cd par des ligands Cl.
			Test de toxicité normée		Comparaison avec un groupe témoin non exposé	LC50	Survie et croissance	Hyalella azteca	But : évaluer l'importance de la toxicité de NaCl par rapport à la toxicité des autres composants de l'eau interstitielle pour les organismes benthiques	Toxicité dans l'eau interstitielle causée par des métaux ou d'autres produits chimiques toxiques, plutôt que par des niveaux élevés de chlorure
Microcosm investigations of	Etats-Unis	2008	Statistique LIFETEST	Classique	Comparaison avec un groupe témoin	%	Survie	Bufo americanus	-	B. americanus a souffert d'effets létaux relatifs mineurs et d'une taille plus petite

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
stormwater pond sediment toxicity to embryonic and larval amphibians: Variation in sensitivity among species, Snodgrass et al.					non exposé					suivant sa métamorphose suite à l'exposition
Microcosm investigations of stormwater pond sediment toxicity to embryonic and larval amphibians: Variation in sensitivity among species, Snodgrass et al.	Etats-Unis	2008	Modèle ANOVA et ANCOVA	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé	%	Survie	Rana sylvatica	-	Mortalité de 100% : la majorité de la mortalité chez les individus exposés à des sédiments de l'étang s'est produite lors de la phase de développement des nouveau-nés (stade Gosner 20-24), après l'éclosion mais avant qu'ils ne commencent à s'alimenter. Effet éventuellement lié à Cl- (agents de déglacage (issu de NaCl)) et métal (provenant de la détérioration de pièces de voitures puis s'accumulant sur les surfaces des routes et finalement transportés par ruissellement)
Assessing urban stormwater toxicity: methodology evolution from point observations to longitudinal profiling, Grapentine et al.	Canada	2008	Test de toxicité normé	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé	%	Survie et croissance (10 j) Survie et croissance (21 j) Survie et reproduction (28 j) Survie et reproduction (28 j)	Chironomus riparius Hexagenia spp. Hyalella azteca Tubifex tubifex	But : lier les métaux et HAPs choisis avec les effets environnementaux observés (avec cependant des interrogations sur les substances ne figurant pas et leur biodisponibilité)	Toxicité habituellement associée avec une concentration élevée en métaux traces et HAPs dans les sédiments qui ont été déposés principalement dans l'étang en amont. Toxicité élevée dans le canal de sortie probablement due à des entrées d'eaux de ruissellement non traitées issues de plusieurs quartiers résidentiels.
Sublethal toxicity of orchard stormwater runoff in Sacramento splittail (Pogonichthys macrolepidotus) larvae, Swee J. The et al.	Californie	2005	Test de toxicité (US EPA)	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé (diazinon ou esfenvalerate).	%	Survie et croissance	Pogonichthys macrolepidotus	Cette étude confirme que les tests de toxicité aiguë standards ont sous-estimé la toxicité des eaux de ruissellement, mais il n'a pas été possible d'identifier les effets de l'esfenvalérate seul ou en	Aucune mortalité significative n'a été observée à 96 h chez les poissons exposés, mais ils ont fait preuve d'une diminution de la survie et de la croissance et ont montré des signes de stress cellulaire, même après une période de récupération de trois mois (nous faisons l'hypothèse que les poissons ne peuvent pas être en mesure de récupérer rapidement des effets toxiques des insecticides). Le foie et le cerveau ont été les principales cibles de la toxicité de

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles				
									combinaison avec le diazinon en raison des limites de détection	l'insecticide à des concentrations sublétales qui peuvent avoir contribué à une mortalité plus élevée au cours des deux premières semaines après l'exposition à 96 h.				
Ecotoxicological risk assessment of hospital wastewater: a proposed framework for raw effluents discharging into urban sewer network, Emmanuel et al.	France	2005	NF EN ISO 11348-3	Classique	Cytotoxicité inhibant la bioluminescence	EC50	Bioluminescence	Vibrio fischeri	Améliorations nécessaires pour l'évaluation de la toxicité à long terme sur les organismes cibles	La toxicité des eaux usées d'hôpitaux sur V.fischeri est similaire à la toxicité des eaux usées domestiques. Toxicité des effluents hospitaliers sur les organismes aquatiques pourrait être attribuée à des valeurs importantes NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>				
													(bioaccumulation de polluants, génotoxicité, etc) concernant : 1) interactions écotoxicologiques entre produits pharmaceutiques, désinfectants et détergents; et 2) interactions dans le réseau des eaux usées entre les effluents hospitaliers et l'écosystème aquatique...	La toxicité des effluents hospitaliers sur les organismes aquatiques pourrait être attribuée à des valeurs importantes en NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
			NF EN ISO 6341				Comparaison avec un groupe témoin non exposé	Croissance et mobilité (24 h)	Daphnia magna					
			NF T90-375		Comparaison avec un groupe témoin non exposé		Croissance (72 h)	Pseudokirchneriella subcapitata		Toxicité des eaux usées d'hôpitaux sur les organismes aquatiques attribuable aux concentrations importantes en NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>				
Toxicity of storm-water runoff after dormant spray application in a french prune orchard, Glenn County, California, USA: Temporal Patterns and the effect of ground covers, Werner et al.	Californie	2004	Test de toxicité (US EPA)	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé (diazinon ou esfenvalerate).	%	Survie (48 h)	Simocephalus vetulus	Conséquences sur le long terme ? Effets synergiques ou additifs des nombreuses substances chimiques ?	-				
							Survie (96h)	Chironomus riparius						
							Survie (96h)	Oncorhynchus mykiss						
							Survie (96h)	Pimephales promelas						
										Mortalité à 100% au troisième stade larvaire de C. riparius				
										Mortalité totale des poissons dans tous les échantillons d'eau de ruissellement collectés issus des plantations soumises à l'esfenvalerate (96 h d'exposition) (concentrations d'esfenvalerate mesurées dans les échantillons prélevés à peu près égale à la LC50-96 h de l'espèce d'essai), mortalité nulle un mois après l'application. Aucune mortalité significative s'est produite dans les échantillons de ruissellement à				

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
							Survie (48 h)	Ceriodaphnia dubia		partir des plantations traitées avec le diazinon ou celles non traitées.  Mortalité totale pour tous les échantillons, ce qui est supérieur aux attentes vu les concentrations en insecticides mesurées et les données de LC50 : combined effects of diazinon and esfenvalerate also may be responsible
Source of toxicity in storm water: zinc from commonly used paint, Adam Kszos et al.	Kentucky	2004	Test de toxicité (US EPA)	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé	%	Survie (48 h)	Ceriodaphnia dubia	Conséquences sur le long terme ? Effets synergiques ou additifs des nombreuses substances chimiques ?	Dans l'eau de pluie recueillie à partir de cylindres recouverts, de fortes concentrations de zinc ont été trouvées et l'eau était très toxique. Tous les animaux sont morts en 24 h. Les mesures analytiques et la régression linéaire ont montré que le zinc issu du recouvrement des cylindres était le vecteur de la toxicité.
Stormwater toxicity in Chollas creek and San Diego bay, California, Schiff et al.	Californie	2003	Test de toxicité (US EPA)	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé	%	Survie	Strongylocentrotus purpuratus	Liens entre les simples tests de toxicité sur les espèces et les conséquences écologiques sur la population ?	Zn impliqué en tant que polluant primaire
Toxicity of Stormwater Runoff After Dormant Spray Application of Diazinon and Esfenvalerate (Asana®) in a French Prune Orchard, Glenn County, California, USA, Werner et al.	Californie	2002	Test de toxicité (US EPA)	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé (diazinon ou esfenvalerate).	%	Survie (96h)	Pimephales promelas	-	Les échantillons de ruissellement des sections traitées avec l'esfenvalerate étaient hautement toxiques et entraînaient une mortalité de 93 à 100% des organismes d'essai dans les 96 heures d'exposition, bien que les concentrations en esfenvalerate étaient inférieures au seuil de détection.
							Survie (48 h)	Ceriodaphnia dubia		Mortalité 100% pour tous les échantillons (24h), due aux effets combinés du esfenvalerate et du diazinon
							Survie (96h)	Pogonichthys macrolepidotus		Aucune mortalité significative ne s'est produite dans les essais de toxicité de 96 heures

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
Physico-Chemical and Ecotoxicological Characterizations of Urban Storm Water Runoff, Milukaité et al.	Lithuanie	2010	Test de toxicité normé	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé (Pb, Cd, Cu, Zn, Hg, B(a)P).	%	Survie, croissance, poids et tests sanguins	Oncorhynchus mykiss	-	L'effet des propriétés toxiques sur la croissance des alevins a été en grande partie liée à des niveaux élevés de HP et B(a)P. Les hydrocarbures pétroliers sont pratiquement insolubles dans l'eau mais sont hautement lipophiles et peuvent être assimilés avec succès par les organismes, en particulier dans le foie et les branchies des poissons. L'élévation des paramètres hématologiques sélectionnés (lymphocytes juvénile et nombre de neutrophiles) a montré des perturbations dans les mécanismes immunitaires spécifiques et non spécifiques des poissons. Ces perturbations peuvent entraîner une altération de la résistance des poissons aux effets environnementaux toxiques.
Toxicity characterisation of organic contaminants in stormwaters from an agricultural headwater stream in South East England, Thomas et al.	Angleterre	2001	Test de toxicité normé	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé (simazine, diuron, atrazine)	%, EC50	Survie (24 et 48 h)	Daphnia magna	Des composés non ciblés dans cette publication peuvent contribuer aux effets toxiques observés	Les onyphénols ont été identifiés comme les principaux composés toxiques
Heavy metals, PAHs and toxicity in stormwater wet detention ponds, Wium-Andersen et al.	Danemark	2010	DS/EN ISO 8692	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé (métaux, HAP)	%, EC50	Croissance (72 h)	Selenastrum capricornutum	La toxicité des HAPS n'a pas pu être déterminée (concentrations trop faibles)	Des niveaux élevés de métaux lourds, en particulier Zn et Cu, ont entraîné des effets toxiques parfois élevés. Les fortes concentrations de cuivre se sont révélées être la principale substance toxique. Le cuivre pouvait être retrouvé sous forme de complexes; résultant en des effets toxiques plus faibles qu'avec des concentrations similaires de cuivre pur.
Ecotoxicological impact of highway runoff using brown trout as an indicator model, Meland et al.	Norvège	2010	Test de toxicité normé	Classique	-	-	Accumulation de métaux dans les branchies et le foie	Salmo trutta	-	Concentrations plus élevées de métaux traces dans les branchies et le tissu hépatique, augmentation de l'activité du système de défense antioxydant, problèmes avec la réglementation des ions de plasma ainsi que l'augmentation des niveaux de glucose et de pCO2. Les effets observés sont probablement causés par plusieurs polluants et non par un seul facteur.

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
An assessment of the potential toxicity of runoff from an urban roadscape during rain events, Waara et al.	Suède	2008	Thamnotoxkit F <sup>TM</sup> , ISO 14380	Classique	Détermination de l'inhibition de la mobilité	%	Mobilité (24 h)	Thamnocephalus platyurus	La durée des expériences et les réponses mesurées n'étaient peut-être pas optimales pour détecter des effets transitoires ou subtils. Peut-être que la présence d'autres ions ou des nutriments pourrait avoir atténué certains effets. Peut être un manque de biodisponibilité des polluants présents dans les eaux pluviales (en raison du sorption solides ou la dégradation de l'essai statique). La plupart des échantillons a été prélevée au printemps, été et automne: les conditions hivernales pourraient modifier la toxicité des échantillons...	Aucun des échantillons n'était toxique vis-à-vis de Thamnocephalus platyurus.
			Daphtoxkit-F <sup>TM</sup> magna, ISO 6341:1996				Mobilité (24 et 48 h)	Daphnia magna		Pas de toxicité détectée vis-à-vis de Daphnia magna, bien que la concentration en chlorure Cl- était supérieure à l'EC50
			SS 028313				Croissance (7 j)	Lemna minor		Pas de toxicité détectée vis-à-vis de Lemna Minor
			Microtox : NF EN ISO 11348-3				Bioluminescence	Vibrio fischeri		Pas de toxicité détectée vis-à-vis de Vibrio fischeri
Effets des charges polluantes irrégulières et répétées, Aschauer R.	Suisse	2009	Threshold Damage Model (TDM)	Classique	Prise en compte des paramètres de toxicocinétique et de toxicodynamique : constantes des taux de dommages physiologiques et de régénération, seuil de concentration (visibilité des	%	Survie	Gammarus pulex	Paramètres fonction de(s)/du : propriétés physicochimiques; mode d'action des toxiques; polluant; l'espèce animale.	Accumulation de toxicité si laps de temps réduits entre deux vagues consécutives de pollution : la dose ne suffit pas à mesurer la toxicité. Le passif d'exposition des organismes touchés joue également sur la toxicité.

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
effets toxiques)										
Patterns of fluctuating asymmetry and shape variation in <i>chironomus riparius</i> (diptera, chironomidae) exposed to nonylphenol or lead, Arambourou et al.	France	2012	SAA - HPLC	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé (Pb ou 4-NP)	mg/kg	Concentrations	<i>Chironomus riparius</i>	C.riparius pourrait ne pas être le bioindicateur sensible du stress chimique tel qu'il est généralement considéré OU le stock spécifique utilisé aurait en quelque sorte acquis une forte résistance contre les polluants testés OU les variations de forme ne sont pas des indicateurs génériques et sensibles de stress environnemental pour <i>C.riparius</i>	La fluctuation asymétrique de la longueur du menton (Mentum Length Fluctuating Assymetry en anglais) ne différerait pas significativement entre les groupes témoins et les groupes traités.
Genotoxic Effects in the Eastern Mudminnow ( <i>Umbra pygmaea</i> ) After Prolonged Exposure to River Rhinewater, as Assessed by Use of the InVivo SCE and Comet Assays, Penders et al.	Pays-Bas	2012	Gel d'électrophorèse ('test des comètes')	Classique	Exposition à l'eau du Rhin	%	Domage à l'ADN	<i>Umbra pygmaea</i>	Le test des comètes est rapide, sensible et peu cher, mais peut-être moins sensible que l'essai d'échange des chromatides sœurs.	La viabilité de la suspension de cellule de branchies variait entre 80 et 98% pour tous les poissons utilisés, toutefois, l'augmentation dans les données du test des comètes obtenus pour les cellules de branchies des poissons exposés à l'eau Rhin n'était pas statistiquement significative. Jusqu'à présent, les composés responsables de ces effets sont encore inconnus (besoin d'autres études).
Genotoxic Effects in the Eastern Mudminnow ( <i>Umbra pygmaea</i> ) After Prolonged Exposure to River Rhinewater, as Assessed by Use of the InVivo SCE and Comet Assays, Penders et al.	Pays-Bas	2012	Echange des chromatides sœurs	Classique	Exposition à l'eau du Rhin	nombre	Nombre de SCE	<i>Umbra pygmaea</i>	-	Une augmentation significative du nombre de SCE par chromosome était également présente dans les cellules de branchies des poissons exposés à l'eau du Rhin pendant 42 jours, mais pas entre les groupes "11 jours" et "42 jours". Aucune augmentation de SCE n'a eu lieu après une exposition prolongée. La génotoxicité in vivo de l'eau du Rhin est

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
										actuellement inférieure à celle mesurée en 1978 (date de l'étude précédente)
Field and laboratory simulations of storm water pulses: behavioural avoidance by marine epifauna, Roberts et al.	Australie	2008		Classique	Amphipod and copepod abundances	ANOVA (p-values), correlations analyses (R-values)	Populations	Sargassum linearifolium	La mortalité aiguë et latente peuvent être des facteurs plus importants suite à des expositions pulsées d'eaux pluviales de plus grande ampleur temporelle et spatiale que ceux effectués et testés dans la présente étude.	Les impulsions d'eau de pluie synoptique de 5 min (réduction de la salinité de 34 à 28 ppt) étaient suffisantes pour réduire l'abondance des amphipodes et des gastéropodes <i>S. linearifolium</i> d'environ 50%.
Evaluation de l'impact des rejets de déversoirs d'orage par analyse de la colonisation de substrats artificiels par la macrofaune benthique et les diatomées, Rollin et al.	France	2010	Inventaire	Classique	Méthodes normalisées IBD (Indice Biologique Diatomées) et IPS (Indice de Polluosensibilité Spécifique)	%	Populations	Macro faune benthique, diatomées	L'utilisation de la macro-faune avec les méthodes indicelles normalisées (IBGN ou Score...) n'est cependant pas conseillée (car mesurent de façon globale la qualité intrinsèque d'un cours d'eau par rapport à un référentiel unique). La mesure des impacts avec les diatomées présente l'avantage de pouvoir utiliser une méthode normée (IBD) en revanche les résultats obtenus n'apparaissent pas aussi tranchés qu'avec la macrofaune	Les invertébrés benthiques ont permis de mieux mettre en évidence et quantifier l'impact des SRUTP sur le milieu récepteur. Ce résultat est très vraisemblablement dû à un meilleur pouvoir d'intégration (espérance de vie plus longue pour la macro-faune) associé à une capacité de renouvellement des populations beaucoup plus lente traduisant une sorte de rémanence de l'impact.

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
From compositional to functional biodiversity metrics in bioassessment: a case study using stream macroinvertebrate communities, Péru & Dolédec	France	2010	IBGN; AFNOR, 2004	Classique	Identification et comptage	%	Populations		Les mesures de bioévaluation basées sur la présence et l'abondance relative des espèces ne considèrent pas leur rôle écologique et les caractéristiques biologiques. Les mesures de la diversité fonctionnelle, utilisant les différences biologiques basés sur plusieurs traits biologiques, fournissent une mesure indirecte du fonctionnement des écosystèmes	La réponse de la plupart des indicateurs de la biodiversité reste stable à l'échelle d'un vaste bassin fluvial européen. La plupart de ces paramètres modifie leur réponse face à une source de pollution. En conséquence, ces mesures peuvent faciliter l'évaluation de la perte d'espèces et le fonctionnement des écosystèmes.
Using biofilm as a novel approach to assess stormwater treatment efficacy, Ancion et al.	Nouvelle-Zélande	2014	ICP-MS	Classique	-	mg/kg dry wt.	Concentrations de métaux (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) associés aux biofilms	Biofilm	La composition de la communauté bactérienne du biofilm est un indicateur sensible des changements environnementaux dans les écosystèmes d'eau douce et un indicateur efficace pour surveiller la qualité de l'eau dans les réseaux d'eaux pluviales clos où des indicateurs biologiques traditionnels ne sont pas disponibles.	Comme preuve supplémentaire de l'efficacité du traitement des eaux de ruissellement, les concentrations de biofilms associés au Cu, Zn et Pb ont été réduites de plus de 50% à la sortie des eaux de ruissellement par rapport aux emplacements dans le réseau de canalisations d'eaux pluviales. Les concentrations de biofilm associé à l'arsenic, au cadmium, au chrome et au nickel ne semblent pas diminuer le long du système de traitement, mais ont également peu de chances de représenter une menace pour les organismes aquatiques
Discharge-based QMRA for estimation of public health risks from	USA	2013	U.S. EPA 1623	Classique	Microscopie	cysts/10 L	Giardia lamblia	qPCR	-	Des pathogènes étaient présents à des concentrations plus élevées, ce qui augmente la probabilité de leur détection

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles	
exposure to stormwaterborne pathogens in recreational waters in the United States, McBride et al.			U.S. EPA 1682		Culture	% risk	Campylobacter jejuni			par rapport aux concentrations beaucoup plus diluées attendues dans les eaux réceptrices	
					Culture	MPN per 10 L	Salmonella enterica				
			U.S. EPA 1623		Microscopie	oocysts/10 L	Cryptosporidium parvum				Détecte C. parvum et C. hominis
			QMRA		Culture	% risk	Adenovirus A, B, C; Adenovirus 40/41, Enterovirus, Norovirus (GI and GII) ; Rotavirus				Des recherches supplémentaires seraient nécessaires au vu des résultats obtenus
A long-term monitoring study of chlorophyll, microbial contaminants, and pesticides in a coastal residential stormwater pond and its adjacent tidal creek, DeLorenzo et al.	Caroline du Sud	2012	National Committee for Clinical Laboratory Standards (NCCLS 2003)	Classique	Analyse de la résistance aux antibiotiques	%	Résistance aux antibiotiques	Escherichia coli, Enterococcus	-	90% des bactéries E.coli étaient résistantes à au moins un antibiotique	
A long-term monitoring study of chlorophyll, microbial contaminants, and pesticides in a coastal residential stormwater pond and its adjacent tidal creek, DeLorenzo et al.	Caroline du Sud	2012	Immunoassay test kits	Classique	-	µg/L	atrazine, 2,4-d, chlorothalonil, imidacloprid and pyrethroids	-Eau-	-	Le pesticide le plus fréquemment détecté était l'atrazine, coïncidant avec les mois les plus chauds (Mars à Octobre). L'herbicide 2,4-D a été le deuxième plus fréquemment détecté. L'imidaclopride n'a été détectée que durant la période Avril-Août. Il n'y avait aucune tendance saisonnière à la mesure de chlorothalonil. Les herbicides atrazine et 2,4-D ont la solubilité dans l'eau la plus élevée, ils étaient les pesticides les plus fréquemment détectés dans cette étude.	
			Fluoromètre		Fluorescence	µg/L	Chlorophylle a	Estime la biomasse	Les concentrations de chlorophylle étaient généralement plus basses dans les mois d'hiver et en corrélation avec les concentrations de nitrates et nitrites, avec la température mensuelle moyenne de l'air,		

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
			APHA 1998		Culture	CFU/100 mL	Coliformes fécaux (E. coli, Salmonella, et Shigella)		-	les précipitations et la concentration de l'herbicide 2,4-D
			Détection colorimétrique		Comptage	CFU/g	Vibrio parahaemolyticus et Vibrio vulnificus	Vibrio parahaemolyticus et Vibrio vulnificus		Les niveaux de FCB en été et en automne étaient significativement plus élevés que ceux mesurés durant les mois d'hiver. La présence de bactéries fécales dans l'eau indique que les agents pathogènes responsables de maladies peuvent être présents. V. parahaemolyticus et V. vulnificus étaient détectées au moins dans un échantillon chaque mois, plus au niveau en Août.
Effets des substances chimiques sur les organismes aquatiques, Babut et al.	France	2011	LC-MS/MS	Classique	Comparaison entre deux groupes en deux lieux (aval/amont d'une STEP)	%	Reproduction (28j)	Potamopyrgus antipodarum	-	60 à 70% de diminution en aval par rapport à l'amont mais il semble peu probable que la diminution de la fécondité soit due à l'accumulation de stéroïdes exogènes (lien de causalité peu certain)
Effets des substances chimiques sur les organismes aquatiques, Babut et al.	France	2011	Test comète développé	Classique	Exposition au Methyl methanesulfonate (MMS)	%	Dommage à l'ADN	Potamopyrgus antipodarum	Test réalisé sur des cellules de branchie d'adultes et des cellules d'embryons	Augmentation du taux de cassure de l'ADN dès 24 h d'exposition pour la plus faible concentration de MMS (1mg/L) Quelle que soit la concentration, l'effet génotoxique du MMS sur les embryons est significativement plus élevé que celui noté sur les branchies d'organismes adultes (p<0,05)
			LC-MS/MS		Comparaison entre deux groupes en deux lieux (aval/amont d'une STEP)	ng/L	Testostérone, progestérone, oestradiol	Potamopyrgus antipodarum	La mesure des stéroïdes sexuels totaux est un marqueur de pollution organique.	Bioaccumulation au sein des organismes lors de ces expositions de terrain
			Pollution Induced Community Tolerance (PICT)	Innovant	Exposition 1h à un métal toxique	EC50	Cd, Cu, Ni, Zn, Pb	Périphyton	Permet d'établir un lien entre une exposition à un agent toxique et ses effets sur une communauté exposée (tolérance, dose/effet...) MAIS difficile de distinguer les effets liés aux concentrations métalliques des	Inhibition forte de l'activité β-glucosidase, mais nette augmentation de la tolérance à l'exposition aux métaux entre l'amont et l'aval

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
			LC-MS/MS	Classique	Comparaison entre deux groupes (exposition à Cd/Zn)	%	Reproduction	Potamopyrgus antipodarum	effets liés au reste des paramètres environnementaux. -	La reproduction a été très fortement impactée dans le site le plus contaminé. Ceci peut s'expliquer par les importantes lésions digestives observées, qui ont certainement induit la diminution des réserves énergétiques, et de la croissance. Ces lésions étaient caractéristiques d'une toxicité métallique
Effets des substances chimiques sur les organismes aquatiques, Babut et al.	France	2011	test Comet-hOGG1	Classique	Exposition à Cd, BaP, MMS	%	Dommage à l'ADN	Dreissena polymorpha	L'interprétation des résultats obtenus reste encore à être finalisée.	Le BaP a un effet génotoxique rapide, avec un effet dose-réponse
			ICP-MS		-	µg/g	Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn	Dreissena polymorpha	Nécessité d'utiliser le modèle biodynamique pour comprendre la bioaccumulation.	Malgré une différence de contamination significative du milieu entre l'amont et l'aval, le suivi de la contamination métallique dans les organismes n'a pas permis d'observer de différence entre les sites
								Gammarus pulex	Les résultats obtenus montrent qu'il existe une grande variabilité spatiale de la bioaccumulation des métaux par G. pulex à l'échelle du bassin (hétérogénéité des niveaux de contamination, caractéristiques physicochimiques des sites de prélèvements)	Ni, Cr et Co sont bioconcentrés avec un facteur de l'ordre de 2. A l'inverse, les autres métaux sont fortement bioconcentrés par G. pulex dans cet ordre Cu >> Zn > Cd > Pb > Mn avec des facteurs moyens de 100, 22, 16, 14 et 7 respectivement. A l'exception du Mn, aucune corrélation n'a pu être établie entre les niveaux de contamination des eaux et celle des gammarus.

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
Effets des substances chimiques sur les organismes aquatiques, Babut et al.	France	2011	Marquage au Phosphore 32 [méthode initiale (Randerath et al., 1981) modifiée permettant d'atteindre une sensibilité de 1 adduit par 1010 nucléotides (Reddy & Randerath, 1986)]	Classique	Exposition (4j) au Benzo(a)Pyrène	%	Dompage à l'ADN	Dreissena polymorpha	Méthode fine et extrêmement sensible mais qui nécessite quelques optimisations, notamment en termes de tampons de migration, afin d'améliorer la séparation des adduits dans le but de mieux les distinguer et les quantifier.	Quels que soient les tissus, les adduits sont observés après 4 jours d'exposition (J4) : les moules répondent à une exposition au benzo[a]pyrène par la formation d'adduits à l'ADN, avec des différences de génotoxicité selon les tissus,
			LC-MS/MS	-		ng/L				
Chemical and biological benefits in a stormwater wetland in Kalmar, Sweden, Hermann J.	Suède	2012	Swedish EPA (1996)	Classique	-	%	Abundance	Cloeon dipterum, Physa fontinalis, Ischnura elegans, Asellus aquaticus	/!\ The low concentration levels of metals in the sediment are, of course, partly due to the low age of the wetland system	Les résultats obtenus avec les taxons invertébrés corroborent les constatations antérieures, soutenant ainsi l'hypothèse que, dans les zones humides tempérées les espèces résultantes s'assemblent via des processus déterministes. C. dipterum est l'une des rares espèces d'éphémères vivant généralement dans les zones humides artificielles, devenant très abondante rapidement; les populations degastéropodes et d'isopodes ont augmenté après quelques mois...
Assessing biological and chemical signatures related to nutrient removal by floating islands in stormwater mesocosms, Chang et al.	Floride	2012	Analyse PCR en temps réel	Classique	-	%	Evolution and proportion	Lemna minor, Scirpus californicus, Pickerelweed	-	Dans notre expérience, il n'a pas été clairement démontré si la végétation a permis ou non l'élimination des polluants

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
Salinization alters ecosystem structure in urban stormwater detention ponds, Meter et al.	Maryland	2011	Fluoromètre	Classique	Exposition au sel de voiries	µg L <sup>-1</sup> chlorophyll a	Population	Periphyton, phytoplankton and zooplankton	-	La biomasse des algues et la composition du zooplancton changent avec la salinité et sont susceptibles d'entraîner des pertes globales de la biodiversité en haute salinité des étangs d'eaux pluviales. Avec la perte combinée de zooplancton et de larves d'amphibiens dans les étangs ayant des conductivités élevées, la communauté des herbivores est encore plus compromise et est susceptible d'entraîner une croissance des algues en excès.
Response of sediment biofilm to increased dissolved organic carbon supply in groundwater artificially recharged with stormwater, Foulquier et al.	France	2011	Colonne de filtration (lente)	Classique	-	-	Biomasse et activité	Biofilm	Nos résultats mettent en évidence la nécessité de futures études prenant compte simultanément des changements de flux et de la biodégradabilité de COD pour prédire la réponse des biofilms d'eau souterraine à l'infiltration des eaux pluviales au cours de la phase de conception des systèmes AGR.	Les eaux souterraines de réserve artificielle (AGR, Artificial Groundwater Reserve en anglais) stimulent de manière significative la croissance et les activités des bactéries fixées dans les couches supérieures de l'eau souterraine. Les cellules individuelles ont également montré des activités déshydrogénase spécifique et hydrolytiques plus élevées et la composition du biofilm exprimée par le rapport P / C était plus élevée dans les sites AGR que sur les sites de contrôle.
Ecosystem service provision by stormwater wetlands and ponds – A means for evaluation?, Moore & Hunt	Caroline du Nord	2012	Perte par ignition à 550° C	Classique	-	%	Carbone total, abondance	Communauté de macroinvertébrés végétaux et aquatiques	Évaluation de la séquestration de carbone par rapport à la biodiversité apparente	La végétation émergente a été identifiée comme étant un contributeur essentiel à l'accumulation de carbone dans les étangs et les sédiments, la diversité des macroinvertébrés aquatiques est similaire dans les deux systèmes (étangs et sédiments)
Potential of Aquatic Macrophytes as Bioindicators of Heavy Metal Pollution in Urban Stormwater Runoff, Ladislav et al.	France	2012	NF EN ISO 15586 (2004) : Spectrométrie d'absorption atomique en four graphite	Classique	-	µg/L	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn	Oenanthe sp., Juncus sp., Typha sp., Callitriche sp.1, and Callitriche sp.2	-	Accumulation des métaux supérieure pour les plantes flottantes que celles enracinées, les concentrations en métaux lourds mesurée dans les organes des plantes enracinées augmentaient avec la concentration dans le sol. Plus fort facteur de bioconcentration (rapport de la

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
										concentration dans les plantes sur celle du sol) observé pour le Zn dans Juncus et Typha. Oenanthe sp. montre les plus bas facteurs de bioconcentration pour Cd, Ni, et Zn.
Evaluation de l'impact des rejets urbains de temps de pluie sur le compartiment algal des écosystèmes aquatiques Mise au point d'outils pour la surveillance des milieux Récepteurs, Y. Ferro	France	2013	Fluorimètre (Varian Cary Eclipse)	Classique	Comparaison de la fluorescence entre deux groupes (dont un témoin)	%	Fluorescence chlorophyllienne	Chlorella vulgaris	-	Après 48h de contact avec les rejets de temps sec nous n'avons relevé que des inhibitions, preuve de la toxicité avérée des rejets de temps sec, concordant avec les essais d'inhibition de la croissance cellulaire. Stimulation de l'activité photosynthétique mais difficile d'incriminer une molécule en particulier au vu de la variabilité de composition des échantillons
Evaluation de l'impact des rejets urbains de temps de pluie sur le compartiment algal des écosystèmes aquatiques Mise au point d'outils pour la surveillance des milieux Récepteurs, Y. Ferro	France	2013	NF EN ISO 8692	Classique	Comparaison de la fluorescence entre deux groupes (dont un témoin)	%	Croissance	Pseudokirchneriella subcapitata	-	La totalité des échantillons prélevés à Chassieu inhibe la croissance cellulaire (sauf un)
			Fluostar (BMG)		Mesure d'activités enzymatiques (2h, 24h et 48h)	unités arbitraires de fluorescence	Fluorescence	Chlorella vulgaris	Enzymes concernées : estérase et phosphatase alcaline /// Dans un cocktail de polluants aussi complexe qu'un effluent urbain, il peut exister des phénomènes de synergie ou d'antagonisme. Aussi, ces activités ne peuvent être en soi des marqueurs de la présence de tel ou tel composé comme ce peut être le cas avec des solutions synthétiques pure	Par temps de pluie nous avons ainsi mis en évidence l'existence d'une forte relation entre l'activité de l'enzyme et le temps d'exposition au polluant, relation inexistante par temps sec. Cette relation est d'ordre logarithmique, l'activité résiduelle de l'enzyme étudiée décroissant proportionnellement au temps de contact avec l'effluent. Mais les seules données des activités enzymatiques ne suffisent pas à caractériser l'impact des rejets urbains sur le compartiment algal (même si les microalgues sont effectivement de bons bioindicateurs de toxicité)
Evaluation de l'impact des rejets urbains de temps de pluie sur le	France	2013	Fluostar (BMG)	Classique	Mesure d'activités enzymatiques (2h, 24h et 48h)	unités arbitraires de	Fluorescence	Chlamydomonas reinhardtii	Enzyme concernée : catalase	Trop peu d'essais ont été réalisés sur la catalase de C. reinhardtii mais les premiers résultats semblent indiquer que cet

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
compartiment algal des écosystèmes aquatiques Mise au point d'outils pour la surveillance des milieux Récepteurs, Y. Ferro						fluorescence				indicateur est intéressant pour l'évaluation de la toxicité des rejets urbains.
A retrospective analysis of contamination and periphyton PICT patterns for the antifoulant irgarol 1051, around a small marina on the Swedish west coast, Blanck et al.	Suède	2009	Pollution Induced Community Tolerance (PICT)	Innovant	Inhibition de la photosynthèse mesurée dans une expérience à court terme	EC50	Irgarol	Périphyton	-	En 1994, la tolérance de la communauté à l'irgarol dans les communautés de périphyton était faible et stable, sans différence significative entre les sites dans le gradient spatial du port vers l'archipel extérieur. Dans les années suivantes un dégradé avec augmentation des niveaux de tolérance de la communauté est apparu, en particulier sur les deux sites les plus proches de la marina. Le modèle de tolérance temporelle a également changé au cours des 10 dernières années. En 1994, la tolérance de la communauté a été plutôt stable au cours de la saison, tandis que dans les années suivantes, des pics ont été observés près de la marina principalement au milieu ou à la fin de l'été. (même si la contamination en irgarol est resté similaire ou a même diminué)
Suivi saisonnier de la pression métallique en Seine : impacts sur biofilms et gammares, Lebrun et al.	France	2014			Bioaccumulation	µg/L	Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Pb, Zn	Gammarus pulex et Gammarus fossarum	-	Expositions trop faibles pour induire une réponse des gammares, pas de grande différence de sensibilité entre les deux espèces à la contamination des milieux
Suivi saisonnier de la pression métallique en Seine : impacts sur biofilms et gammares, Lebrun et al.	France	2014				µg/L	MES, COD, COP, NOP, Cu, Ni, Pb, Zn, Cd, Cr, Co, Mn, Ag	Biofilm	-	Faible variabilité saisonnière de la contamination métallique (dissoute ou totale) qui reste inférieure aux NQE. Effet écotoxicologique : augmentation de la tolérance en aval de Paris. Pas de tendance saisonnière générale mais la tolérance au Cu est corrélée à la température
Impact of chronic and acute pesticide exposures on periphyton	France	2009	Electrophorèse sur Gel dénaturant	Classique	Comparaison avec un groupe non exposé (diuron et tebuconazole) -	µg/L	Diuron et tebuconazole	Périphyton	-	Les effets des expositions aiguës pulsés aux pesticides sur le périphyton dépendent des expositions précédentes

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
communities, Tlili et al.					Exposition 4 semaines (contamination chronique) puis 3 pulses de 17h à raison d'un/semaine.					
Ecotoxicological characterisation of sediments from stormwater retention basins, Gonzalez-Merchan et al.	France	2014	Microtox® (ISO 11348 (2007))	Classique	Inhibition de la bioluminescence comparé à un groupe témoin	EC50	Bioluminescence	Vibrio fischeri	PAHs déterminés selon ISO 18287 (2006); VHOC selon ISO 22155 (2011); PCB: 101, 118, 138, 153, 180, 28, 52 selon ISO 10382 (2002); Cd, Cu,Pb, Ni et Zn selon ISO 1794-1/2 (2004)	La fraction solide des sédiments est beaucoup plus écotoxique pour ce micro-organisme que la fraction liquide des mêmes échantillons
			Ostracod solid-phase tests (ISO 14371 (2012))		Comparaison avec un groupe témoin non exposé	%	Croissance de la population (6 j) et mortalité	Heterocypris incongruens	PAHs déterminés selon ISO 18287 (2006); VHOC selon ISO 22155 (2011); PCB: 101, 118, 138, 153, 180, 28, 52 selon ISO 10382 (2002); Cd, Cu,Pb, Ni et Zn selon ISO 1794-1/2 (2004)	La taille des organismes mesurés dans les sédiments étudiés est significativement inférieure à celle des organismes mesurés dans les échantillons témoins. Les effets écotoxiques sont plus importants pour le bassin de rétention de Django Reinhardt, qui recueille les eaux pluviales d'un bassin industriel.
Ecotoxicological characterisation of sediments from stormwater retention basins, Gonzalez-Merchan et al.	France	2014	Rotifer liquid-phase tests (ISO 20666 (2008))	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé	%	Croissance de la population (48h)	Brachionus calyciflorus	PAHs déterminés selon ISO 18287 (2006); VHOC selon ISO 22155 (2011); PCB: 101, 118, 138, 153, 180, 28, 52 selon ISO 10382 (2002); Cd, Cu,Pb, Ni et Zn selon ISO 1794-1/2 (2004)	Faible effet inhibiteur de la croissance avec les sédiments de deux bassins de rétention. Les essais avec les sédiments des deux autres bassins de rétention ont inversement montré une faible stimulation de la croissance de la population d'organismes. Cette stimulation peut être dû à la présence d'éléments nutritifs dans les eaux interstitielles
Stormwater retention basin efficiency regarding micropollutant loads and ecotoxicity, Sébastien et al.	France	2014	Rotifer liquid-phase tests (ISO 20666 (2008))	Classique	Comparaison avec un groupe témoin non exposé	%	Croissance de la population (48h)	Brachionus calyciflorus	94 substances issues de 5 groupes (métaux, HAPs, pesticides, alkylphenols and polybrominated	L'impact des bassins de rétention sur l'écotoxicité pourrait également être confirmée.

Source	Pays	Année (publication)	Méthode utilisée	Outil classique ou innovant	Mode d'action	Unité	Paramètre mesuré	Organisme cobaye ou milieu	Evaluation de/Commentaire sur la méthode	Observations/Conclusions partielles
			Ostracod solid-phase tests (ISO 14371 (2012))				Mortalité et inhibition de la croissance	Heterocypris incongruens	diphenyl ethers (PBDEs)) ont été analysées 95 substances issues de 5 groupes (métaux, HAPs, pesticides, alkylphenols and polybrominated diphenyl ethers (PBDEs)) ont été analysées	L'impact des bassins de rétention sur l'écotoxicité pourrait également être confirmée.
Bacteriology of urban runoff: The combined sewer as a Bacterial reactor and Generator, Ellis & Yu	Royaume-Uni	1995	Morinigo et al. (1986) : Rambach Agar	Classique	Vérification de la présence ou de l'absence	%	Salmonella	-Eau-	-	-
Bacteriology of urban runoff: The combined sewer as a Bacterial reactor and Generator, Ellis & Yu	Royaume-Uni	1995	Filtration membranaire (APHA. 1985)	Classique	Comptage des cultures microcellulaires	MPN/100 mL	Coliformes totaux (TC) Coliformes fécaux (FC) Pseudomonas Aeruginosa	-Eau-	-	Capacité de se multiplier et de survivre dans les sédiments en aval des points de rejet des CSOs Fréquence d'apparition suggérant une reproduction bactérienne lorsque l'eau riche en nutriments est "stocké" (égouts, les zones de non-retour de la rivière, ...)

Onema  
Hall C – Le Nadar  
5 square Félix Nadar  
94300 Vincennes  
01 45 14 36 00  
[www.onema.fr](http://www.onema.fr)

Ineris  
Parc Technologique Alata  
BP 2  
60550 Verneuil-en-Halatte  
03 44 55 66 77  
[www.ineris.fr](http://www.ineris.fr)