

# Évaluation de l'impact des rejets chroniques des eaux pluviales routières sur la qualité biologique des rivières

Étape I : synthèse bibliographique et définition d'une méthodologie d'étude

septembre 2019



### Références de la commande

Nom de l'organisme financier :
Nom des correspondants : Eric Gardais (DGITM),
Adresse, téléphone, télécopie, courriel : Ministère de la Transition écologique et solidaire / DGITM/DIT/GRN/ARN4, Tél : 01 40 81 19 59
Référence de la commande : DGITM-92055 Cerema : C17EA0031

### Historique des versions du document

Version	Auteur	Commentaires
v1	Pierre MAZUER	Relecture interne par Luc CHRETIEN et Marc GIGLEUX
v2	Pierre MAZUER	Prise en compte de la relecture d'Eric Gardais (DGITM).

### Affaire suivie par

<b>Pierre MAZUER</b> - Département AID – Groupe Biodiversité, eau et aménagements
Tél. : 03 87 20 46 34
Courriel : pierre.mazuer@cerema.fr
Site de Metz : Cerema Est – Bâtiment C, Île du Saulcy, CS 30855, 57045 Metz Cedex 1 - Tél : +33 (0)3 87 20 43 00

Rapport	Nom	Date	Visa
Établi par	Pierre MAZUER,	30/09/19	
Avec la participation de	Marc Gigleux (Conseils techniques et relecture)	30/09/19	
Contrôlé par	Luc CHRETIEN (Cerema)	10/11/21	
Validé par	Luc CHRETIEN (Cerema)	10/11/21	

*Note : ce rapport est publié en même temps que le rapport d'étape 2. Les deux rapports (étapes 1 et 2) font l'objet d'une note synthétique.*

Ce rapport s'adresse aux personnes intéressées par la gestion des eaux pluviales routières (gestionnaires des réseaux routiers, services de contrôles des pollutions, gestionnaires des écosystèmes aquatiques ...), ayant un niveau scientifique de base sur la pollution des eaux et la biologie.

## Résumé :

De nombreuses études basées sur les indices biologiques, utilisées actuellement en France pour les études d'impacts (IBGN, IBD, IBMR, IOBS), ont conclu à l'absence d'impacts des eaux pluviales routières (voir Partie II). Une mise à jour de ces informations est donc utile pour déterminer si l'absence de réactivité des outils biologiques est dû à leur manque de sensibilité à ce type de pollution ou alors à une absence d'impact réelle des EPR sur l'écosystème cours d'eau.

Cette étude bibliographique constitue la première étape d'une étude destinée à définir un outil biologique pour déterminer l'impact des eaux pluviales de ruissellement de chaussées routières sur les communautés biologiques des cours d'eau.

La première partie a permis de synthétiser les caractéristiques des eaux pluviales routières, incluant les caractéristiques du tronçon routier (et de son trafic), des phénomènes climatiques, du traitement des eaux de ruissellement de chaussée, du milieu récepteur.

La deuxième partie constitue la synthèse bibliographique des données antérieures sur l'utilisation des outils biologiques. Toutes les études antérieures ont démontré la difficulté pour mettre en évidence l'effet de ce type de pollution intermittente et chronique, avec les outils biologiques actuels. Néanmoins, le groupe des macro-invertébrés reste le plus pertinent pour étudier ce type de pollution.

La troisième partie propose une méthode d'étude biologique, basée sur les macro-invertébrés, comportant les critères de choix d'un site d'étude, des méthodes de prélèvement et de laboratoire, ainsi que d'exploitation des résultats (incluant le nouvel indice macro-invertébrés multimétrique (I2M2), élaboré pour mettre en œuvre la Directive cadre européenne sur l'eau).

Enfin, une sélection de sites d'étude a été effectuée. Cette méthodologie devra être testée sur le site proposé.

Avertissement : ce rapport contient de nombreuses abréviations et termes scientifiques. Ils sont définis dans le chapitre « Glossaire et abréviations ». L'abréviation principale utilisée dans ce rapport est EPR pour « Eau pluviale routière », synonyme de « eau de ruissellement de chaussée routière ».

## Summary

Numerous studies based on biological indices, currently used in France for impact studies (IBGN, IBD, IBMR, IOBS), have concluded that there are no impacts from road stormwater

An update of this information is therefore useful to determine whether the lack of reactivity of biological tools is due to their lack of sensitivity to this type of pollution or to a lack of real impact of road stormwater on the river ecosystem.

This bibliographic study is the first step in a study to define a biological tool for determining the impact of stormwater runoff from roadways on biological stream communities.

The first part was used to synthesize the characteristics of on-road stormwater, including the characteristics of the road section (and its traffic), climatic phenomena, the treatment of road run-off water, of the receiving environment.

The second part is a bibliographic summary of previous data on the use of biological tools. All previous studies have demonstrated the difficulty in highlighting the effect of this type of intermittent and chronic pollution, with current biological tools. Nevertheless, the macroinvertebrate group remains the most relevant group for studying this type of pollution.

The third part proposes a biological method of study, based on macroinvertebrates, including the criteria for the selection of a study site, sampling and laboratory methods, as well as the exploitation of the results (including the new multimetric macro-invertebrate index (I2M2), developed to implement the European Water Framework Directive).

Finally, a selection of study sites was made. This methodology will have to be tested on the proposed site.

# Sommaire

<b>Contexte, objet et objectifs de l'étude.....</b>	<b>4</b>
<b>Partie I Synthèse bibliographique sur la caractérisation des eaux pluviales routières.....</b>	<b>6</b>
Préambule.....	6
1 - L'origine de la pollution et sa nature.....	6
1.1 - <i>Informations générales</i> .....	6
1.2 - <i>les fractions dissoute et particulaire</i> .....	10
1.3 - <i>les variations saisonnières</i> .....	10
2 - la dispersion des polluants dans l'environnement, avant une pluie.....	11
3 - Les phénomènes météorologiques.....	12
4 - Les caractéristiques du milieu récepteur.....	13
5 - Les traitements des eaux de ruissellement.....	14
6 - Synthèse des paramètres permettant de caractériser la pollution des eaux de ruissellement.....	15
7 - Exemple de perturbations chimiques d'eaux de ruissellement ou de sédiments lors de phénomènes hydrologiques.....	18
7.1 - <i>Pollution de l'eau</i> .....	18
7.2 - <i>Pollution des sédiments</i> .....	20
7.3 - <i>En conclusion</i> .....	20
<b>Partie II Synthèse bibliographique sur la qualité biologique à l'aval des rejets.....</b>	<b>22</b>
Préambule.....	22
1 - Données bibliographiques.....	22
1.1 - <i>Qualité biologique dans les bassins de dépollution</i> .....	22
1.2 - <i>qualité biologique dans les cours d'eau</i> .....	23
2 - Intérêt des différents groupes biologiques.....	27
2.1 - <i>Macro-invertébrés</i> .....	27
2.2 - <i>Oligochètes</i> .....	28
2.3 - <i>Diatomées</i> .....	28
2.4 - <i>Macrophytes</i> .....	29
3 - Conclusion de la partie II.....	29
<b>Partie III Proposition d'une méthode d'étude basée sur la biologie.....</b>	<b>30</b>
3.1 - <i>choix du site d'étude</i> .....	30
3.2 - <i>choix du groupe biologique : les macro-invertébrés</i> .....	31
3.3 - <i>protocole de prélèvement des macro-invertébrés proposé</i> .....	32
3.4 - <i>protocole de laboratoires macro-invertébrés</i> .....	32
3.5 - <i>volume de travail</i> .....	33
3.6 - <i>Types d'exploitation proposées</i> .....	33
3.7 - <i>Site d'étude proposé</i> .....	36
<b>Conclusion :.....</b>	<b>37</b>
<b>Glossaire et abréviations.....</b>	<b>38</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE.....</b>	<b>39</b>
<b>ANNEXES.....</b>	<b>43</b>
ANNEXE A : Exemples de teneurs en polluants d'EPR sans ou avant traitement.....	44
ANNEXE B : Exemples de teneurs en polluants d'EPR dans des bassins de dépollution.....	49
ANNEXE C : Exemples de teneurs en polluants de sédiments dans des bassins de dépollution.....	52
ANNEXE D : Exemples de teneurs en polluants de sédiments de ruisseaux à l'aval de rejets d'EPR.....	53
ANNEXE E : Exemples de communautés de macro-invertébrés dans des bassins de dépollution.....	54

## Contexte, objet et objectifs de l'étude

La biologie est actuellement le principal compartiment de l'écosystème aquatique utilisé pour évaluer l'état écologique des eaux continentales superficielles (Directive européenne cadre sur l'eau, 2000<sup>1</sup>). L'objet de la présente étude est, après une synthèse bibliographique, de définir un ou des paramètres biologiques pour évaluer l'impact, sur la qualité d'un cours d'eau, de rejets d'eaux pluviales (non traitées ou traitées) provenant de chaussées routières. Ce travail inclut la définition des méthodes de prélèvement et des méthodes d'exploitation des données.

Figure n° 1 : Circulation sur l'autoroute A31 par temps pluvieux (photo. : Cerema-Est, P. Mazuer) :



De nombreuses études basées sur les indices biologiques, utilisées actuellement en France pour les études d'impacts (IBGN, IBD, IBMR, IOBS<sup>2</sup>), ont conclu à l'absence d'impacts des EPR (voir Partie II). L'absence « de réactivité » de ces indices biologiques permettait légitimement de se demander : « *les rejets [routiers] sont-ils véritablement polluants ?* (Marchand et Merle, 1986).

Une mise à jour de ces informations est donc utile pour déterminer si l'absence de réactivité des outils biologiques est dû à leur manque de sensibilité à ce type de pollution ou alors à une absence d'impact réelle des EPR sur l'écosystème cours d'eau.

Il est aussi pertinent de savoir si le nouvel indice macro-invertébrés multimétrique (I2M2), élaboré pour appliquer la Directive cadre européenne sur l'eau, permet de mettre en évidence l'impact des EPR. Cet indice est notamment cité dans l'arrêté du 25 janvier 2010 modifié (dit « arrêté surveillance ») pour évaluer l'État écologique des eaux lors du prochain programme de surveillance des eaux superficielles sur la période 2022-2027.

L'étude porte sur la pollution chronique (liée au trafic) et saisonnière (fondants routiers et herbicides) et ne traite donc, ni des pollutions lors de la phase de travaux (effet des décapages des sols, du franchissement ou du détournement des cours d'eau ...), ni des pollutions accidentelles. Ces pollutions peuvent être exclues de la présente réflexion car, si elles atteignent le milieu aquatique de manière

---

<sup>1</sup> Les références complètes de documents suivis par « » sont dans « Bibliographie », en fin du présent rapport.

<sup>2</sup> Les abréviations de nombreux paramètres courants, physico-chimiques et biologiques, ne sont pas définies dans ce rapport. Leur signification est facilement disponible sur Internet

significative, elles peuvent être mises en évidence par les outils biologiques classiques (principalement macro-invertébrés, poissons, diatomées)<sup>3</sup>.

Afin de cadrer l'étude, nous avons choisi de travailler uniquement avec des outils biologiques basés :

a) sur la structure des biocénoses (en effet, la qualité des biocénoses apparaît comme le « résultat » de l'ensemble des contraintes mésologiques) ;

b) sur les groupes biologiques utilisés pour évaluer la qualité biologique des cours d'eau (notamment, soit en application de la Directive cadre sur l'eau, soit pour réaliser les études d'impacts pour des dossiers Police de l'eau ou Police des installations classées). Nous n'avons donc pas retenu les outils basés sur l'accumulation d'un polluant dans une espèce particulière (par exemple l'accumulation de métaux par la moule zébrée ou des mousses aquatique (Agence de l'eau Rhin-Meuse, 1991) ou basés sur des tests d'écotoxicologie (par exemple dose létale pour une espèce particulière).

La difficulté pour mettre en évidence l'impact biologique des EPR est liée à :

- leur caractère intermittent (lié à la fréquence des événements climatiques : pluie, neige) ;
- leur nature, parfois toxique (HAP, métaux ...), pouvant avoir un effet immédiat (dit aigu) ou au contraire différé dans le temps et dans l'espace (dit chronique) ;
- leurs caractéristiques physiques ou chimiques (sédimentation, etc), pouvant limiter leurs effets à certains habitats biologiques, par exemple la concentration de vases polluées dans les zones calmes à l'aval d'un rejet ;
- l'interférence que peut constituer l'impact des événements hydrologiques en eux-mêmes (dérive de macro-invertébrés lors d'une crue...) ;
- la capacité de résilience du milieu récepteur (par exemple la vitesse de réensemencement en taxons provenant de l'amont, comparée à la fréquence des rejets routiers).

L'objectif du présent travail est :

1) de réaliser une synthèse bibliographique sur les groupes biologiques, méthodes de prélèvement et paramètres biologiques utilisés pour évaluer l'impact sur les cours d'eau de la pollution rejetée par les eaux de chaussées routières. Cette bibliographie a été orientée prioritairement sur les méthodes utilisées en France pour évaluer les classes de qualité (pour répondre à la question « Est-ce que les méthodes françaises montrent une perturbation des cours d'eau due aux EPR ? »).

2) en fonction de cette synthèse et de l'expérience du Cerema en hydrobiologie, de proposer des outils adaptés à ce type de pollution i) soit à partir d'outils nouvellement développés en France, comme l'I2M2 et son outil d'interprétation basé sur les traits biologiques (qui permettent d'évaluer les risques d'altérations par type de pressions), ii) soit en utilisant d'autres outils existants (par exemple indice de similarité entre les communautés amont et aval), iii) soit en créant des outils (choix d'un(de) taxon(s) sensible(s) ...).

L'étape suivante (non traitée dans le présent rapport) sera de tester la pertinence de ce(s) paramètre(s) proposé(s) sur des cours d'eau à l'aval d'exutoires d'eaux pluviales.

Note : rappelons que la pollution des eaux pluviales de chaussées routières ne représente qu'une partie de la pollution émise par la circulation routière. Une part importante de cette pollution (par exemple dioxyde de soufre, oxydes d'azote à l'origine de pollutions acides des sols et des milieux aquatiques, hydrocarbures aromatique monocycliques (HAM) dont le dangereux benzène, les PCB (polychlorobiphényles), le 1,3 butadiène qui serait le polluant atmosphérique le plus dangereux) est diffusée sous forme de gaz ou de particules de diamètre inférieur à 0,1 µm, peu assujetties au dépôt et ne participant pas à la pollution de proximité (Branchu *et al.*, 2013). Ces particules finissent tout de même par s'agréger, se déposer et polluer des sols et des milieux aquatiques, à des distances variables (impact régional, voire global). Cette pollution généralisée de l'environnement, et notamment son impact sur la qualité des eaux, n'est pas évaluée par la présente étude.

---

<sup>3</sup> Il convient tout de même dans ce cas d'adapter les protocoles normalisés : par exemple, pour les macro-invertébrés, en prélevant les mêmes habitats (couples substrats-vitesses) en amont et en aval du point de rejet (si nécessaire en ajoutant des prélèvements élémentaires)

# Partie I

## Synthèse bibliographique sur la caractérisation des eaux pluviales routières

### Préambule

L'objet de cette partie est de synthétiser, en quelques pages, les caractéristiques principales des EPR (pollutions chronique et saisonnière), afin de comprendre au mieux leurs modes d'action et d'impacts sur le milieu aquatique, et notamment sur sa qualité biologique.

Rappelons quelques éléments clés pour la bonne compréhension de cette étude :

- Les routes revêtues représentent en France plus de 1,1 millions de kilomètres, dont 12 000 km d'autoroutes (données 2016 Statista.com), couvrant maintenant de manière resserrée l'ensemble du territoire national (excepté les zones montagneuses). L'importance des charges de polluants dans les EPR n'est cependant pas comparable entre une route communale et une autoroute, dont les trafics varient respectivement de quelques centaines de véhicules par jour, à des dizaines de milliers de véhicules par jour. L'impact de la pollution dépend du trafic, mais aussi du milieu récepteur (santé et activités humaines, présence d'espèces polluosensibles ...).

- Une bonne définition de la pollution d'un milieu aquatique est donnée par l'ouvrage « l'eau et la route », volume 1 (SETRA, 1993) : « *une rivière est polluée lorsque la composition ou l'état de ses eaux sont modifiés par une action humaine, directe ou indirecte, qui l'empêche de se prêter aux usages qui en étaient faits à son état naturel* ». Cette définition peut être complétée par celle de la Directive cadre européenne sur l'eau (2000), qui intègre l'impact sur l'écosystème : « *une pollution est l'introduction, directe ou indirecte, par la suite de l'activité humaine, de substances ou de chaleur dans l'air, l'eau ou le sol, susceptible de porter atteinte à la santé humaine ou à la qualité des écosystèmes aquatiques ...* ».

L'ouvrage du SETRA (1993) précise qu'une pollution minérale provient :

- soit de la modification de la concentration de substances naturelles,
- soit de l'apport de substances non naturelles, c'est-à-dire créées par l'être humain ou ses activités.

## 1 - L'origine de la pollution et sa nature

### 1.1 - Informations générales

La pollution routière chronique et saisonnière provient (voir tableau 1 ci-dessous) :

- de la pollution provoquée par la circulation des véhicules (combustion des carburants, rejet d'huiles, usure des véhicules (peinture, pneu, freins, ...) et par l'usure du matériel routier (glissières de sécurité, revêtement ...);
- du traitement hivernal (sels ...) et du traitement de la végétation (herbicides ...).

Les paramètres clés, liés à la route, ayant une influence sur la production de polluants sont, d'après Delatraz, 2000 :

- la nature du parc automobile : types de véhicules (véhicules légers, camions ...), type de moteur et de carburants (essence, diesel, électrique ...);
- la densité du trafic (véhicules/jour);
- les conditions de circulation (des plus polluantes : urbain lent, autoroute, zone d'accélération et de ralentissement, ... aux moins polluantes : urbain fluide, route fluide ...);
- les caractéristiques géographiques, essentiellement l'altitude (augmentant les émissions) et la proximité de la mer (augmentant la corrosion), ainsi que topographique de la route (importance de la pente);
- le type de chaussées (enrobé classique non poreux ou enrobé drainant, ce dernier pouvant piéger la fraction particulaire des polluants (dans Branchu, 2013, d'après Pagotto *et al.* 2000) et le type d'équipements routiers (glissière en zinc ou non, panneaux de signalisation, réalisation de passage inférieur avec tôle galvanisé en zinc ...).

Figure 2 - Rejet d'un pot d'échappement (photo. : Cerema-Est, P. Mazuer) :



Cette pollution varie dans le temps, à l'échelle nationale, en fonction de plusieurs critères :

- l'augmentation progressive du réseau routier;
- l'augmentation régulière en France de la circulation routière. D'après le Comité des constructeurs français automobile (CCFA), le parc automobile a eu une croissance importante à partir du milieu des années 1950 (environ 2,5 millions de véhicules) jusqu'à nos jours (environ 40 millions de véhicules en 2017);
- les évolutions technologiques. La nature des substances polluantes évolue (modification des moteurs, des pneumatiques, des carburants, des infrastructures...), en raison d'innovations technologiques ou d'évolutions de la réglementation pour la protection de la santé et de l'environnement, etc. Ainsi, le parc automobile français a vu augmenter fortement la proportion des moteurs diesel à partir du début des années 1990 puis un début de régression vers le début des années 2000. L'obligation des pots catalytiques, qui permettent de limiter les émissions de certains gaz d'échappement (CO, hydrocarbures pour tous les moteurs diesel et en plus, pour les moteurs à essence seulement, les NO), est apparue en 1993 pour les moteurs à essence neufs et en 1997 pour les moteurs diesels neufs. Signalons également la disparition de l'essence plombée (arrêt au 01/01/2000), remplacée par une essence contenant nettement moins de plomb mais contenant des BTEX (Benzène, Toluène, Ethylbenzène, Xylène), la limitation du soufre dans l'essence (2005) et le diesel (2009) ...

Les principaux types de pollutions routières suivants peuvent être distingués :

Tableau 1 - Les grands types de pollution des eaux pluviales provenant de chaussées routières (d'après Boisson, 1998, complété) :

Type de pollution	Paramètre (1, 2)	Origine routière et type de substance (2)	Impact potentiel sur le milieu aquatique (2)
Mécanique et physique	Sables, MES ...	- usures des chaussées : particules de goudron, bitume ... - résidus de circulation automobile (pneus) : caoutchouc - divers : terre, boue, feuilles mortes ...	- fuite ou mortalité des organismes (effet abrasif) - colmatage des habitats aquatiques après dépôt - toxicité due à des éléments adsorbés
Éléments chimiques majeurs	Cl <sup>-</sup> , Ca <sup>2+</sup> , Na <sup>+</sup> , Mg <sup>+</sup> , K <sup>+</sup> , salinité, conductivité...	- traitement hivernal (pollution saisonnière) : fondants chimiques (sels de déverglçage)	- toxicité du Cl <sup>-</sup> pour les espèces sensibles
Matières organiques et produits de dégradation intermédiaires et finaux (nutriments)	DBO5, COT, NK, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NT, SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> H <sub>2</sub> S ...	- déchets organiques rejetés sur les chaussées ou débris provenant du milieu environnant (feuilles mortes, terre ...), produisant : DBO5, NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , ... - traitement hivernal : NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (nutriments), - carburants diesel : SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	- désoxygénation des eaux due à l'oxydation des matières organiques - prolifération végétale due à l'excès de nutriments
Éléments traces métalliques (ETM)	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn ...	Carburants : Pb, Zn (Cu, Ni, Cr, Cd), variation selon les carburants Huiles : Cd, Fe, Al, Zn ... Pneus : Zn (Pb, Cd, Cu, ...) Freins : Cu, Zn (Pb, Ni, Cd, Cr, ...) Pot catalytique : Ni, Cr, Platine (Pt), Palladium (Pd), Rhodium (Rh) Peintures : Pb, Mo, Zn, Fe ... Bitume : Ni (Cr, Zc, Cu ...) Granulats de chaussée : Cr (Zn, Ni, Cu ...) Glissières de sécurité galvanisée : Zn Fondants chimiques : Pb (Cu, Zn, Cr, Cd, As, Hg ...) selon la nature du fondant	- effet toxique (aigu ou chronique)
Hydrocarbures (goudron, carburants, huiles ...)	HC totaux (composés carbonés, carboxylés, HAP ...), HAP, huiles, caoutchoucs ...	- chaussées (bitume) : HCT, HAP - combustion des carburants : HCT, HAP - lubrifiants des moteurs : HCT, HAP - peintures : polymères divers - pneus : caoutchoucs divers	- effet toxique (aigu ou chronique)
Substances non naturelles autres	1) Phénols, chlorophénol, dioxines, aldéhydes ...	1) carburants	- effet toxique (aigu ou chronique)
	2) ferrocyanures, urées, alcool, glycol, chlorate, hexaméta phosphate ...	2) traitement hivernal (pollution saisonnière)	
	3) herbicides	3) traitement de la végétation surtout printanier (pollution saisonnière). Les herbicides chimiques sont interdits depuis le 1 <sup>er</sup> janvier 2017, sauf dérogations (voir Partie I, chapitre 1.3)	

Légende : (1) pour le libellé des paramètres : voir « glossaire et abréviations » en fin de rapport, (2) listes non exhaustives

Le tableau 1 ne cite que les principaux types de pollutions susceptibles de rejoindre les eaux de ruissellements de la chaussée. Par exemple, Maltby *et al.* (1994) précisent que l'augmentation des concentrations dans les sédiments, en aval de rejets d'eaux de ruissellement d'autoroutes, concerne essentiellement les hydrocarbures totaux, les HAP (essentiellement phénanthrène, pyrène et fluoranthène) et les métaux lourds (Zn, Cd, Cr et Pb).

De nombreuses autres substances sont susceptibles de se retrouver dans les eaux. Par exemple, l'étude sur les contaminants émergents dans les eaux françaises (ONEMA, INERIS, 2004) a mis en évidence la contamination des eaux et des sédiments par des additifs d'essence (Plomb-diéthyl, Plomb-triéthyl). Ces résultats (voir tableau 2) sont à confirmer par d'autres études.

Tableau 2 - Présence d'additifs d'essence dans les eaux superficielles en France métropolitaine, pour 140 stations sur cours d'eau et 18 sur plans d'eau, réparties sur tout le territoire, échantillonnées en 2002 :

	Plomb-diéthyl		Plomb-triéthyl	
	eau	sédiment	eau	sédiment
Type de mesure	Données ponctuelles, 3 campagnes sur l'année			
Supports d'analyse	Fraction sur filtre de 0,7 µm	Fraction < 2mm tamisé à sec	Fraction sur filtre de 0,7 µm	Fraction < 2mm tamisé à sec
Fréquence de détection > LQ	39 %	82 %	0,8 %	19 %
Concentration maximale	0,02 µg/L	0,15 ppm	0,001 µg/L	0,003 ppm
Dépassement de la PNEC pour le percentile 95	NON	NON	NON	NON

Légende : les valeurs de concentrations sont arrondies dans ce tableau à deux chiffres significatifs (d'après ONEMA, INERIS, 2004 ). LQ = limite de quantification.

Ce tableau 2 montre la forte proportion de milieux contaminés (82 % des sédiments des sites échantillonnés pour le plomb-diéthyl). Les concentrations ne dépassent pas, pour 95 % des échantillons, le seuil de concentration supposée sans effet (PNEC).

Les quantités de polluants susceptibles de se retrouver dans le milieu naturel sont notables. Prenons en exemple le calcul des flux émis par an au niveau national, dans l'étude détaillée de Legret, 2001 :

- pour les HCT : 315 000 tonnes ;
- pour les HAP : particulièrement toxiques : 22 tonnes ;
- pour le cuivre : 1 500 tonnes ...

**En conclusion :**

- de nombreux paramètres (trafic, superficie de chaussée ...) liés à la circulation routière peuvent avoir une influence sur l'intensité des pollutions. Ces paramètres sont listés dans le tableau 5 du chapitre 6) ;
- le nombre de substances (voir tableau 1) pouvant dégrader la qualité des eaux pluviales est important. Ces substances sont d'origines variées et peuvent avoir potentiellement des impacts sur tous les compartiments de l'écosystème aquatique (désoxygénation des eaux, toxicité, colmatage des habitats aquatiques ...) ;
- il est difficile de réaliser des analyses (notamment pour des raisons de coût) pour toutes les substances susceptibles d'être présentes dans les EPR. Dans les faits, elles ne sont faites en totalité dans aucune des études consultées (voir bibliographie) ;
- dans ces conditions, l'utilisation d'outils biologiques pour détecter une contamination des milieux peut s'avérer pertinente ;

- les types de pollutions des eaux varient dans le temps, particulièrement sur les 20 dernières années. Pour cette raison, il convient d'exploiter, dans les chapitres suivants, les données physico-chimiques et biologiques les plus récentes disponibles.

## 1.2 - les fractions dissoute et particulaire

Dans les EPR, la majorité de la pollution se fixe sur les matières en suspension (SETRA, 2007), comme le montre le tableau 3 ci-dessous pour trois métaux, analysés sur deux fractions (après filtration à 0,45 µm) :

Tableau 3 - Répartition de trois métaux entre les deux fractions dans les eaux de ruissellement routière de l'A11 au pont de Cheviré (dans Branchu *et al.*, 2013, d'après Durin, 2006, projet EMMAUS 2005-2007) :

Fraction sur filtre de 0,45 µm	Cu	Zn	Pb
> 0,45 µm (fraction dite particulaire)	74 %	61 %	94 %
< 0,45 µm (fraction dite dissoute)	26 %	39 %	6 %

Legret *et al.* (1997) montrent lui aussi que les concentrations en métaux sont nettement plus faibles dans les eaux filtrées, par rapport aux eaux brutes, notamment pour le plomb (autoroute A11).

En conclusion, sans traitement des eaux, la pollution se retrouve dans les eaux superficielles (cours d'eau, plans d'eau ...) à la fois dans les matières en suspension (en majorité) et dans la fraction dissoute. Donc même en présence d'un traitement (bassin de décantation ...), une partie non négligeable de la pollution, sous forme colloïdale (fraction difficilement décantable des MES) est susceptible de se retrouver dans les eaux superficielles.

Note : les normes de qualité environnementale (NQE), utilisées pour définir l'état chimique des cours d'eau, sont définies uniquement sur eaux filtrées sur 0,45 µm (annexe 8-chapitre 2 de l'Arrêté du 25 janvier 2010, modifié 2016) « *relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement* ». La majorité de la concentration en métaux des EPR (voir tableau 3) n'est donc pas prise en compte par cet arrêté.

**En conclusion :** la pollution physico-chimique doit être recherchée dans différentes fractions des échantillons. La pollution toxique métallique est le plus souvent liée aux matières en suspension. Ce type de pollution doit être recherché soit dans les eaux brutes, soit dans les MES. À l'aval des rejets (dans le milieu naturel), l'impact peut donc être potentiellement visible, après les événements pluvieux, dans les zones sédimentaires.

## 1.3 - les variations saisonnières

Sur une année, la pollution chronique dépend de l'importance de la circulation (qui peut être constante ou varier fortement, par exemple avec un doublement entre l'hiver et l'été dans certaines zones touristiques). Quant aux fondants routiers, ils sont en général utilisés du 15 novembre au 15 mars (SETRA, 1993, volume 2). Les herbicides le sont principalement au printemps.

Note : cette dernière pollution devrait devenir rare dans les effluents routiers : la loi n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte (article 68) interdit aux structures publiques, depuis le

1<sup>er</sup> janvier 2017, l'utilisation des pesticides chimiques pour certains types d'entretiens et notamment celui des routes. Des dérogations sont prévues comme la difficulté d'accès (bretelles, échangeurs, terre-pleins centraux et ouvrages) ou les raisons de sécurité pour le personnel. Les sociétés concessionnaires d'autoroutes doivent aussi respecter cette loi. Seuls certains produits peuvent encore être utilisés (produits qualifiés à faible risque, ceux utilisables en agriculture biologique ...). Ne sont pas concernés par cette loi les espaces gérés par des structures privées, les espaces appartenant à des structures publiques dont l'accès est fermé au public ou encore les espaces publics qui ne sont pas considérés comme des espaces verts (voir le site Internet [www.ecophyto-pro.fr](http://www.ecophyto-pro.fr)).

## 2 - la dispersion des polluants dans l'environnement, avant une pluie

Les polluants vont se disperser dans l'environnement en fonction de leur origine et leur densité, soit directement sur la chaussée, soit à proximité de la route (impact local), soit à des distances beaucoup plus importantes (impact régional ou planétaire). Par exemple, les métaux des pots catalytiques (voir tableau 1) sont en partie à l'origine de ceux retrouvés dans les glaces du Groenland (Site Internet [senat.fr](http://senat.fr), question écrite n° 31960, 2001), en concentration 100 fois plus importante « dans le milieu des années 1990 » qu'il y a 8 000 ans).

La dispersion des polluants va dépendre de la direction des vents dominants, de la morphologie de la voie (profil en travers en déblai ou en remblai), de la classe de circulation (urbain, fluide ou dense ...), de l'environnement physique et du couvert végétal à proximité (SETRA, 2004). Les dépôts les plus importants en métaux et HCT sont dans les 20 premiers mètres. Le bruit de fond est retrouvé entre 40 à 80 m, mais jusqu'à 320 m dans certain cas (SETRA, 2004). Cette distance peut être appelée « distance d'impacts » (c'est-à-dire avec une concentration dans les sols supérieure au fond géochimique local). Ces polluants, accumulés plus ou moins profondément dans les sols selon l'ancienneté de la route, peuvent potentiellement être remobilisés par une modification du pH ou un changement de salinité des eaux de ruissellement (d'après Branchu *et al.* 2013).

*« Ce bilan indique clairement qu'une grande partie des polluants émis par la route échappe à la collecte du ruissellement pluvial en étant projetée au-delà de celui-ci [...]. La dispersion atmosphérique peut être aussi un facteur explicatif des bilans [...] apports/émission [...] mauvais pour le Cu et le Pb, bon pour le Zn provenant en majorité des glissières »* (Branchu *et al.* 2013).

Les polluants peuvent aussi être transformés ou dégradés par divers mécanismes : mécanique (roulement), chimique (photolyse) ou biologique (dégradation bactérienne).

Concernant l'ion chlorure, les concentrations en sel se réduisent rapidement (de 150 g/m<sup>2</sup> au bord de la route, à quelques g/m<sup>2</sup> à 5 m de ce bord) (Kimura *et al.* 2006 dans Suaire, 2015).

### **En conclusion :**

- les polluants émis par les pots d'échappement peuvent contaminer des milieux à une distance variable (distance d'impact surtout dans les 20 premiers mètres, atteignant parfois 320 m) ;
- le suivi de l'impact des EPR doit prendre en compte cette distance. Un site de référence amont de surveillance d'un cours d'eau doit être, si possible, au minimum à 20 m de la chaussée routière et à plus de 300 m sous un vent dominant.

### 3 - Les phénomènes météorologiques

Après le dépôt, la pollution va être remobilisée par des phénomènes météorologiques (pluie, neige ...). L'érosion des particules par les gouttes et le ruissellement, ainsi que la solubilisation des substances hydrosolubles, chargent les eaux de ruissellement en polluants, qui sont ainsi transportées vers un exutoire qui peut être, soit directement le milieu naturel, soit, pour les grands axes routiers, un ouvrage de traitement avant le rejet vers le milieu naturel.

Les principaux facteurs climatiques pouvant influencer la charge polluante sont la durée du temps sec, la durée et l'intensité des précipitations, ainsi que la hauteur de pluie totale. Legret *et al.* (1997) ont étudié, sur un tronçon autoroutier et pour 49 événements pluvieux, la corrélation entre les charges de pollutions mesurées par événement et les paramètres hydrologiques. Elle est significative pour la hauteur totale de pluie précipitée et le volume total écoulé. Elle est faible pour la durée de temps sec avant l'événement, la durée totale de l'événement, l'intensité moyenne de la pluie, l'intensité maximale de la pluie sur 6 minutes, le débit maximal d'écoulement pluvieux, « *en raison de la complexité des mécanismes d'accumulation et d'entraînement de la pollution* ».

Legret *et al.* 1997 montrent de plus que :

- « *l'existence d'un phénomène de premier flot [est] peu accentué* ». Et donc que « *la seule prise en compte du premier flot ne semble pas suffisante pour obtenir un abattement satisfaisant de la charge polluante* » ;
- l'analyse des eaux de ruissellement n'est pas suffisante pour prendre en compte la totalité de la pollution transportée lors d'un événement pluvieux. En effet une partie des polluants est contenue dans la fraction « déposée sur le fond des réseaux de collecte et transportée par charriage ». Les sédiments déposés dans les réseaux de collecte, mesurés en fin des épisodes pluvieux, ont été analysés sur la fraction inférieure à 2 mm. Ils montrent une structure sableuse (la fraction supérieure à 50 µm représente près de 80 % des échantillons). Les concentrations sont assez élevées (en moyenne : 870 µg/kg de poids sec en HCT (gamme 250 à 1 900 µg/kg), 310 µg/kg en Pb (gamme 170 à 540 µg/kg), 470 µg/kg en Zn (gamme 110 à 3 500 µg/kg) ... et « *correspondent à des matériaux assez fortement pollués* ».

Legret (2001) note qu'en moyenne 40 % des MES et de la DCO sont transportés par les premières fractions correspondant à 30 % du volume écoulé. De plus, il précise que « certains événements apportent des charges de pollutions particulièrement élevées. Il s'agit généralement d'épisodes hivernaux caractérisés par une pluviométrie élevée ou accompagnés de chutes de neige et de salages ».

Nete : le calcul de référence d'une charge polluante de pointe chronique d'une eau de ruissellement est basé sur un événement pluvieux de 10 mm ayant entraîné la pollution déposée par le trafic après 15 jours de temps sec. (SETRA, 1993, volume 2).

Dans le cas de la pollution hivernale, les ions chlorures restent dissous et sont évacués rapidement (Suairé, 2015). Les concentrations en chlorures les plus élevées s'observent au début du dégel (cinq à dix fois plus que la normale) (Scott, 1976 dans Boisson, 1998). De plus, les rejets de NaCl, même à des concentrations relativement faibles, favorisent le relargage de métaux lourds (Legret *et al.*, 1997, Suairé, 2015).

Boisson, 1998 qualifie les EPR comme une source de pollution « *intermittente* », « *dépendante des événements climatiques* ». Le fonctionnement des précipitations est à l'origine d'un impact en deux temps (Boisson, 1998, modifié) :

- un effet immédiat sur une distance plus ou moins longue, lié à un événement hydrologique, pouvant produire une pointe de pollution de l'eau, mais passagère. La qualité de l'eau dans la rivière retrouve ensuite ses caractéristiques initiales ;
- un effet différé (dans l'espace et dans le temps) provenant de la répétition des événements hydrologiques, provoquant l'accumulation à l'aval, dans les milieux stagnants ou lents, de substances (sédiments, pouvant être chargés de polluants). Ces substances peuvent être remises en suspension lors des crues, puis dispersées sur des distances plus ou moins longues.

**En conclusion :**

- les événements hydrologiques sont complexes et les seules corrélations nettes entre les charges de pollutions mesurées par événement et les paramètres hydrologiques sont pour la hauteur totale de pluie précipitée et le volume total écoulé ;
- les événements hydrologiques peuvent être à l'origine d'une pollution immédiate (pic de pollution) et d'une pollution différée.
- les événements hivernaux peuvent être polluants et doivent être étudiés, au même titre que les rejets en période d'étiage estival.

## 4 - Les caractéristiques du milieu récepteur

L'impact des rejets routiers dépend des caractéristiques du cours d'eau récepteur :

- son gabarit, évalué par son débit de référence d'étiage ou ses dimensions (par exemple, largeur plein bord, largeur au miroir et tirant d'eau médian au débit médian),
- sa qualité, bonne ou dégradée, à l'amont et à l'aval du rejet (physico-chimique, hydromorphologique et biologique) et notamment ses capacités d'autoépuration (teneur en oxygène dissous), son pouvoir tampon, la présence d'autres pollutions chimiques (effets synergique ou antagoniste) ou de perturbation morphologique (amont de barrage, rivière ayant perdu sa diversité d'habitats ...). Cette qualité peut avoir un impact à la fois sur la sensibilité du milieu (un cours d'eau subissant de multiples perturbations et déjà dégradé est moins sensible à une perturbation chronique) et sur sa résistance aux perturbations.

Les rejets routiers peuvent modifier les milieux aquatiques sur tous leurs éléments de qualité :

- physico-chimique (eau, MES et sédiments),
- hydromorphologique : colmatage des substrats,
- biologique (voir Partie II), par toxicité aiguë ou chronique. Par exemple, « *les métaux lourds qui s'accumulent ainsi dans les milieux aquatiques (au niveau du compartiment sédimentaire) sont progressivement intégrés aux chaînes alimentaires par bioaccumulation pouvant entraîner une toxicité à long terme* » (SETRA, 2007).

Note : en dehors des effets des eaux de ruissellement, les aménagements routiers peuvent aussi perturber les milieux aquatiques : aménagements hydrauliques à proximité du pont (rectification du cours d'eau, augmentation ou diminution de la ligne d'eau, augmentation des surfaces drainées ...). Ces effets additionnels ne seront pas pris en compte dans cette étude.

**En conclusion :** les principales caractéristiques du milieu récepteur à relever sont listées dans le tableau 5 du chapitre 6.

## 5 - Les traitements des eaux de ruissellement

Le mode de collecte et d'assainissement des eaux de ruissellement routières a un impact important sur la qualité de l'eau rejetée dans le milieu naturel.

Les principales situations rencontrées actuellement sont les suivantes :

- 1) pas de collecte mais dispersion dans les accotements de la route et le milieu naturel,
- 2) collecte (par cunette bétonnée ou fossé enherbé) mais rejet direct (sans traitement), par exemple dans un fossé, un milieu naturel ;
- 3) collecte et rejet dans un bassin routier de dépollution (ou de décantation) <sup>4</sup>, qui peut être suivi d'un traitement complémentaire (par exemple filtre à sable).

Le rejet final peut être fait dans une eau superficielle (situation étudiée dans ce rapport) ou une eau souterraine (cas non étudié dans ce rapport).

Un bassin routier de décantation est souvent dimensionné « pour collecter au minimum les eaux d'une pluie de période de retour de deux ans (Q2) de durée 1 ou 2 heures, dont l'intensité correspond à celle d'une pluie de durée égale au temps de concentration de l'impluvium concerné » (SETRA, 1993, volume 2)

Le traitement peut être complété par un bassin de régulation hydraulique conçu pour une pluie de fréquence supérieure (Q10, Q20 ... Q100), en fonction des risques d'inondation à l'aval.

Il existe de nombreux systèmes de traitement et de combinaisons possibles : dimension variable des bassins, présence ou non d'un volume mort, présence d'un ouvrage de confinement pour arrêter les pollutions accidentelles, traitement complémentaire avec filtre à sable ou à macrophytes ...

L'efficacité des types de traitement est présenté dans le tableau 4 ci-dessous.

Tableau 4 - Efficacité épuratoire moyenne de différents ouvrages de traitement de la pollution chronique contenues dans les eaux de ruissellement :

Type de traitement	MES	DCO	Métaux	HCT et HAP
Absent ou cunette bétonnée (1)	~ 0 % ?	~ 0 % ?	~ 0 % ?	~ 0 % ?
Fossé enherbé (> 80 m) (2, 3 et 4)	65 % (3,4)	50 % (3, 4)	60 à 65 % (Zn, Cu, Cd) (3, 4) 65-75 % (Pb) (2)	50 % (3, 4)
Bassin de dépollution avec volume mort (4)	60 – 85 %	55 – 75 %	60 – 80 %	40 – 65 %
Filtre à sable (4)	90 %	75 %	90 %	95 %

Légende : (1) : pas de données (2) SETRA vol.7, 1997 (3) SETRA 2006 et (4) GTPOR, SETRA, 2007. Pour le filtre à sable, le rendement donné est pour le filtre seul.

### En conclusion :

Les principales caractéristiques du traitement ont un impact déterminant sur la qualité du rejet et doivent être relevées pour toute interprétation.

<sup>4</sup> Attention : ce bassin est différent du bassin de stockage de pollutions accidentelles

## 6 - Synthèse des paramètres permettant de caractériser la pollution des eaux de ruissellement

Pour être correctement interprétées, les données physico-chimiques et biologiques doivent être accompagnées de données caractérisant la route, sa circulation, son dispositif d'assainissement, les événements pluvieux, etc. Il est recommandé de fournir ces données, autant dans une étude bibliographique (si elles sont disponibles) que lors de la réalisation d'une étude de terrain.

Ces données sont synthétisées dans le tableau 5 suivant :

Tableau 5 - Synthèse des données à fournir pour caractériser la pollution chronique et saisonnière des eaux du ruissellement routier (page suivante) :

Classe de données	Type de données	Détail ou occurrences possibles
Localisation de la route	Région, commune, n° de route, point kilométrique	Être suffisamment explicite pour les lecteurs français
Date de production des données	Année, mois	–
Origine des données	Nom de l'auteur, année de publication, titre du document	–
Caractéristique du tronçon routier et de son trafic	Date de mise en circulation	–
	Longueur et superficie du bassin versant routier collecté (chaussée) par le réseau pluvial étudié (m et m <sup>2</sup> )	–
	Abords ouverts ou restreints	<u>Site ouvert</u> (dont les abords ne s'opposent pas à la dispersion de la charge polluante par voie aérienne) <u>Site restreint</u> (dont les abords limitent la dispersion de la charge polluante par voie aérienne (longueur minimale de 100 m et hauteur minimal de 1,5 m, de chaque côté de l'infrastructure et face à face. Les plantations ne sont pas considérées comme des écrans (SETRA, 2006 )
	Type d'enrobé (et année de mise en service pour une chaussée drainante)	Non drainant / drainant. (la rétention de la pollution est importante, notamment pour une chaussée drainante récente (Legret, 2001). La chaussée se colmate en l'absence d'entretien régulier. Le relargage de la pollution piégée est aussi possible)
	Pente du tronçon (‰)	-
	Autre information sur le bassin versant	présence de : glissière en Zn, stations services, zone de péage, tunnel ...
	Densité du trafic moyen annuel (Véhicules /jour) et % de poids lourds	Si besoin : mini-maxi en fonction de la saison
	Condition de circulation	<u>Plus polluante</u> : urbain lent, autoroute, zone d'accélération et de décélération.... <u>Moins polluante</u> : inter-urbain fluide, autre route fluide, ...
	Accidents routiers (et déversement)	Nombre, dates, type et importance des déversements ...
	Fondant routier utilisé l'hiver (tonne, type)	Année n ou moyenne
	Autre apport chimique (Tonne, type)	–
Caractéristique des ouvrages et bassins de traitement des eaux de chaussée	Type	Choix multiples : A) Amont du bassin : 1) cunette bétonnée, 2) fossé enherbé, 3) dispersion dans les accotements. B) Bassin de traitement : 1) bassin de dépollution, 2) bassin de dépollution suivi d'un filtre à sable, 3) bassin hydraulique, 4) bassin mixte, 5) autre cas : préciser.  (reprendre pour chaque bassin les lignes ci-dessous, si pertinentes)
	Pluie prise en compte pour le bassin	Durée et intensité des pluies : 2 ans (1 heure ou 2 heures), pluie de fréquence de retour 5 ans, 10 ans, 100 ans .....
	Âge du bassin (année)	–
	Superficie (m <sup>2</sup> ) et volume utile (1) (m <sup>3</sup> )	–
	Volume mort (2) (m <sup>3</sup> )	–
	profondeur du volume mort (m)	–
	Type de fond et de berge	1) entièrement bétonné, 2) fond bétonné et berge végétalisé, 3) en géomembrane apparente , 4) argileux, 5) naturel ou reconstitué
Entretien	Type (curage, tonte ...) et fréquence (tous les ans, tous les deux ans ...)	

	<i>Densité de ligneux dans la zone de traitement (pour estimer le niveau d'entretien du bassin)</i>	<i>En % estimé</i>
	<i>Densité de végétation héliophytes (sur la surface au miroir)</i>	<i>En % estimé</i>
	<i>Type de substrats aquatiques du fond (pour des études de biodiversité)</i>	<i>Choix multiples (3) (du moins hospitalier au plus hospitalier): 1) surface uniforme artificielle (béton ou blocs non facilement déplaçables &gt; 250 mm) ou naturelle (argile), 1) algues 2) sables et limons, 3) vases, 4) héliophytes 5) graviers, 6-7) Pierres et blocs facilement déplaçables, 8) chevelus racinaires et substrats ligneux, 9) litières, 10-11) hydrophytes et bryophytes</i>
	<i>Environnement (rayons de 0,5, 1 et 5 km autour du bassin)</i>	<i>Classe et éventuellement % estimé : 1) culture intensive, 2) urbain dense, 3) péri-urbain, espace vert, 4) prairie ou bocage, 5) forêt ...</i>
	<i>Alimentation en eau autre que par EPR</i>	<i>Choix multiples : néant, alimentation (précisez le bassin versant) par ruissellement, fossé ou nappe souterraine, connexion avec des zones humides ...</i>
	<i>Milieux aquatiques à proximité</i>	<i>Par exemple : nombre de milieux aquatiques dans un rayon de 0,5, 1 ou 5 km, distance à ces milieux aquatiques</i>
	<i>Présence de poissons, d'amphibiens</i>	<i>Oui / Non (préciser les espèces)</i>
Caractéristique de la pluie associée à des mesures sur le milieu	Volume total écoulé (m3)	—
	Débit de rejet maximum de l'événement pluvieux (L/s)	—
Caractéristique des données physico-chimiques des EPR	Date ou période	(Si besoin de détailler)
	Lieu précis de prélèvement	1) amont traitement, 2) dans bassin de pollution (aval entrée), 3) dans bassin de pollution (amont sortie), 4) sortie (amont rejet dans milieu naturel)
	Type de mesures physico-chimiques	1) mesure ponctuelle, 2) mini-maxi, 3) moyenne d'une période ou de type d'événements,
	Support d'analyses	Être le plus précis possible : 1) eau : brute, filtrée (préciser le filtre : par expl : filtrée sur 0,45 µm, ou sur 0,7 µm ...), MES (préciser le filtre ...) ... (Il est conseillé pour les pollutions par métaux d'avoir les mesures sur eau brute ou sur MES et sur eau filtrée pour calcul DCE) ; 2) sédiment : brut, lixiviat, « fraction < 2mm par tamisage sec »...
	Type de traitement ou d'extraction	Être le plus précis possible

Légende : texte en italique : utile pour les études de biodiversité. (1) Volume utile : marnage entre le seuil de surverse et l'orifice de fuite. (2) Volume mort : situé sous le fil d'eau de l'orifice de fuite (profondeur comprise en général entre 0,4 et 0,6 m). (3) d'après la norme AFNOR NF T90-333..

Il n'existe pas, d'après notre recherche bibliographique, de publications permettant de prédire une concentration maximale des substances polluantes (pic de pollution pour une pluie de référence), en fonction de tous les critères cités dans le tableau 5 (c'est-à-dire en fonction des caractéristiques du tronçon routier, de l'importance du trafic, du type de traitement des EPR ...).

## 7 - Exemple de perturbations chimiques d'eaux de ruissellement ou de sédiments lors de phénomènes hydrologiques

En raison des variations des caractéristiques de la pollution routière sur une période historique relativement courte (voir Partie I, chapitre 1, notamment l'évolution des carburants), seules les données les plus récentes disponibles ont été exploitées.

Les données présentées ci-dessous sont exprimées en concentrations (et si possible avec les concentrations maximales) et non en charges, car les concentrations, et notamment les concentrations maximales définissent le niveau d'impact (voire de toxicité) d'un rejet.

### 7.1 - Pollution de l'eau

#### 7.1.1 - Cas d'une eau de ruissellement routière brute (non traitée)

Des concentrations dans des eaux de ruissellement de chaussées, sans ou avant traitement, sont données à titre d'information en annexe A.

Ce tableau montre la difficulté de trouver dans la bibliographique des données récentes (postérieure à 2006) et complètes (tous les paramètres étant renseignés). Il est notamment regrettable que les HAP ne soient pas disponibles.

Les concentrations en polluants sont particulièrement variables selon les sites et les paramètres. Les pics de concentration sont élevés pour de nombreux paramètres et sont susceptibles d'avoir un effet toxique immédiat dans un cours d'eau, notamment en comparaison avec les valeurs de référence en cours d'eau (arrêté du 25/01/2010). Ces valeurs (seuil de bon état écologique ou de NQE) sont données uniquement à titre indicatif, car les rejets routiers, même s'ils ne sont pas traités, sont dilués par les eaux de la rivière (voir en police rouge les valeurs dans les EPR dépassant de 20 fois les valeurs de référence dans le cours d'eau).

Cependant, Legret (2001) montre que pour un petit cours d'eau en situation d'étiage estival, le Chabauty, pendant une pluie, les débits moyens du cours d'eau et du rejet pluvial (sans traitement) sont respectivement de 3 L/s et 36,6 L/s. L'eau de la rivière à l'aval du rejet est donc constituée à 92 % des EPR. Il n'est donc pas aberrant dans ce type de situation de comparer les concentrations en polluants dans le rejet et les valeurs de référence en cours d'eau.

Parmi les données disponibles, le Cu et le Zn sont les deux substances avec les pics de pollution les plus critiques, comparés aux valeurs de référence. Les taux de MES et de chlorures peuvent aussi être significatifs.

Pour information, le tableau en annexe A donne les valeurs limites des rejets d'eau pluviales autorisées par l'arrêté du 11 avril 2017 « *relatif aux prescriptions générales applicables aux entrepôts couverts soumis à la rubrique 1510, [...] de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement* ». Les valeurs en MES des EPR prises en exemple dans ce tableau dépassent parfois les valeurs de l'arrêté.

Enfin, les valeurs de ce tableau peuvent être comparées aux rejets maximums autorisés pour des ouvrages d'épuration urbains pour un échantillon moyen (24h, échantillon brut et gamme selon la taille des ouvrages) : DBO5 : 25 à 35 mg/L, DCO : 100 à 120 mg/L, MES : 35 mg/L, N-NH4+ : pas de seuil à

10 mg/L, PT : pas de seuil à 10 mg/L. Ces valeurs peuvent être rendues plus sévères par le Service de police de l'eau en fonction des objectifs d'état écologique du milieu récepteur. Les valeurs sur l'A11 à Nantes montrent que les rejets d'eaux de ruissellement routier peuvent ponctuellement largement dépasser ces valeurs : pour les MES, plus de 65 % des événements pluvieux dépassent les rejets autorisés pour les stations d'épuration, pour la DCO, le dépassement est proche de 25 %.

Pour information, Legret (2001) cite divers auteurs montrant que les eaux pluviales d'autoroute sont environ 5 fois moins chargées (kg/ha imperméabilisé) que les eaux pluviales urbaines pour les MES, DCO, HCT et métaux.

**En conclusion :**

Les eaux brutes peuvent dégrader la qualité physico-chimique des eaux du milieu récepteur.

### 7.1.2 - Cas d'une eau dans un bassin de dépollution

Seules deux études, celles réalisées par le CETE Nord-Picardie et par Olivier Scher en 2005 ont permis d'avoir des données (annexe B, tableau B1 et B2). Les caractéristiques de la route et du trafic sont souvent absentes (tableau B1 : voir « ND »)

Globalement, les concentrations (dans l'eau) dans le bassin de régulation-dépollution sont souvent proches des NQE, voir nettement supérieures pour le benzo (g,h,i) pérylène. Il est donc important que ce type d'eaux soit épuré avant rejet dans le milieu naturel.

L'étude du CETE Nord-Picardie précise que les concentrations dans l'eau des polluants métalliques varient fortement en fonction de la saison (effet de la température, du pH et des conditions oxydo-réductrices (pE) de l'eau).

Dans cette étude, une mare-témoin, situé à 300 m de l'autoroute, a aussi fait l'objet de mesures. Néanmoins, les concentrations en métaux sont comparables à celles des bassins de dépollution. Ce résultat est à mettre en lien avec un possible phénomène de dispersion atmosphérique de la pollution routière et au fait qu'il est difficile de trouver des situations de référence non polluées.

**En conclusion :**

Les eaux des bassins peuvent être en mauvais état chimique, au sens de la DCE.

### 7.1.3 - cas d'une eau en sortie de bassin de dépollution

Aucune donnée n'a été trouvée.

### 7.1.4 - cas d'une eau dans un cours d'eau récepteur en sortie de bassin de dépollution

Aucune donnée n'a été trouvée.

## 7.2 - Pollution des sédiments

Comme indiqué au chapitre 2, une partie de la pollution routière est véhiculée par la fraction sableuse. De plus, une partie de la fraction en suspension sédimente dans les bassins de dépollution et/ou éventuellement dans le milieu naturel récepteur aval.

Il est important de noter qu'il n'y a pas de NQE à l'heure actuelle pour les sédiments, bien que la mesure de polluants dans cette phase soit prévue (tableau 18 de l'arrêté du 25/01/2010 (modifié), dit « surveillance »).

### 7.2.1 - Cas de sédiments dans un bassin de dépollution.

À nouveau (voir 7.1.2), seules deux études, celles réalisées par le CETE Nord-Picardie et par Olivier Scher en 2005 ont permis d'avoir des données (Annexe C). Les caractéristiques disponibles sur la route et le trafic sont déjà données dans le tableau B1 en annexe B.

Les valeurs de référence utilisées pour les sédiments sont celles de l'arrêté de 1998 sur l'épandage des boues agricoles et celles (valeur limite) fournies par les fiches-substances d'Aquaref (site Internet).

Sur le jeu de données disponibles, les teneurs en HAP des sédiments sont de l'ordre de grandeur des valeurs limites indiquées dans les fiches Aquaref. Les teneurs en métaux dépassent pour le Cd et le Pb les valeurs de « bruit de fond » citées par Aquaref.

Par contre, les teneurs dans les sédiments sont nettement inférieures aux valeurs-seuils de l'arrêté sur l'épandage des boues de station d'épuration sur les terres agricoles. cas de sédiments dans une rivière.

#### **En conclusion :**

Malgré le faible jeu de données et l'absence de NQE pour les sédiments, il est fort probable que la pollution des sédiments par les métaux et les HAP soit significative.

### 7.2.2 - Cas de sédiments dans une rivière

Malby (1994) a étudié la pollution de sédiments dans des petits ruisseaux (0,7 à 3,7 m de largeur) à l'aval de rejets autoroutiers, pour des bassins versants routiers de longueur 0,3 à 2 km, sans traitement. Des valeurs sont reportées dans le tableau en annexe D.

Le jeu de données est à nouveau très incomplet, par rapport aux paramètres significatifs des EPR, listé dans le tableau 5. La contamination des sédiments n'en reste pas moins significative, surtout en comparant les valeurs amont et aval des rejets.

#### **En conclusion :**

Les conclusions sont identiques à celles du chapitre précédent.

## 7.3 - En conclusion

Malgré le nombre de publications consultées (voir bibliographie), les données recueillies (annexes A à D) sont relativement anciennes (les plus récentes de 2006), souvent incomplètes, autant dans la description des données que pour les paramètres disponibles. Elles sont souvent peu précises et non homogènes (type de mesure, supports d'analyses ...).

La DRE Île-de-France (1988) indique bien qu'il est difficile de quantifier ce type de pollution, de part :

- « *son caractère intermittent et non prévisible,*

- *l'importance des moyens et des matériels qu'il faut mettre en œuvre pour espérer appréhender l'impact spatio-temporel de ces rejets,*

- *la difficulté de trouver des sites expérimentaux qui ne sont soumis qu'aux seuls impacts que l'on veut mesurer ».*

Néanmoins, l'ensemble des données présentées permet de voir que des éléments toxiques pour l'environnement sont trouvés régulièrement dans les analyses d'eau et de sédiments, dans des concentrations ne respectant pas, pour certains paramètres, les Normes de qualité environnementale (NQE), fixée par les arrêtés pris pour mettre en œuvre la Directive cadre sur l'eau.

# Partie II

## Synthèse bibliographique sur la qualité biologique à l'aval des rejets

### Préambule

La synthèse ci-dessous reporte les conclusions des études consultées (voir bibliographie).

Ces données biologiques n'ont pas pu faire l'objet d'une nouvelle exploitation dans la présente étude, pour les raisons (parfois cumulées) suivantes :

- 1) faute de données sur l'amont du rejet (seul l'aval est mesuré) ;
- 2) l'amont du rejet est déjà nettement perturbé,
- 3) il n'y a pas de description précise ou de comparaison des habitats (substrat, courant, profondeur) présents sur les prélèvements amont et aval (informations essentielles pour les macro-invertébrés), limitant l'interprétation des listes taxonomiques.

### 1 - Données bibliographiques

Les données bibliographiques citées dans ce chapitre sont classées par années de publication.

#### 1.1 - Qualité biologique dans les bassins de dépollution

Deux études, contenant des données macro-invertébrés, ont pu être trouvées.

A) Étude du CETE nord-Picardie (2005) : Les caractéristiques de la route sont déjà décrites dans la partie I, chapitre 7.1.2 (voir aussi l'annexe B1). L'étude porte sur deux bassins de dépollution et une mare-témoin. La méthode et l'effort d'échantillonnage ne sont pas décrits (type de filet, type de substrat prélevé, nombre de prélèvement élémentaire, volume ...). Elle apporte les informations suivantes (voir annexe E) :

- le développement excessif de la végétation dans ce type de bassin appauvri la richesse en habitats,
- il y a altération de la qualité physico-chimique de l'eau et des sédiments (accumulation de matières organiques, désoxygénation des fonds) ;
- il y a simplification des biocénoses en raison d'une quantité trop importante en matières organiques, avec prépondérance en taxons polluo-résistants.

L'étude conclue : « L'analyse du peuplement de la macrofaune benthique est donc pour le moment plus indicatrice de la qualité générale du milieu dans lequel elle vit que révélatrice de la population des composés chimiques polluant ce milieu ».

Pour information, cette étude comprend aussi une analyse des polluants métalliques dans les macro-invertébrés qui nous permet de comprendre une partie des phénomènes : les concentrations les plus faibles dans le biote sont inversement proportionnelles à celle observées dans les sédiments : « *Cela signifie que les espèces vivant dans les milieux les plus pollués, sont plus résistantes à la pollution et absorbent moins, ou excrètent plus, les polluants métalliques que les espèces se développant dans les milieux moins pollués* ».

Notons qu'il est délicat de tirer des conclusions en l'absence de listes taxonomiques de référence sur ce type de bassin (bassin qui ne sont pas décrits : ni le contexte typologique, ni les dimensions).

B) Thèse d'Olivier Scher (2005) :

Les résultats sur les 4 plus importants bassins de cette étude sont repris en annexe E. La méthode est décrite avec plus de précision et la fréquence d'échantillonnage est beaucoup plus importante (environ une opération de prélèvement par mois) que pour l'étude du CETE. Les richesses trouvées sont nettement supérieures à celles obtenues dans l'étude du CETE. L'étude indique que les richesses trouvées sont comparables à celles de mares naturelles (majoritairement temporaires) en région méditerranéenne. De plus, « *la structure des communautés a révélé l'existence d'une certaine instabilité [...] qui pourrait être en particulier liée aux dynamiques saisonnières naturelles de ces communautés* ». La faune est « *très banale, cosmopolite et présente à une large échelle biogéographique* ».

L'étude montre ensuite que « *les variations de la qualité chimique de la colonne d'eau des bassins au cours du temps n'ont pas d'influence sur la composition taxonomique de ces derniers au cours de la même période* ». Une analyse de la pollution chimique sur la qualité des eaux montre que « seule la variable conductivité est un paramètre explicatif de la richesse observée » (l'augmentation de la conductivité se traduit par une baisse de la richesse, disparition des taxa les plus halophobes).

L'analyse de l'impact de la contamination des sédiments aboutit à une conclusion identique : « *les variations de la qualité chimique des sédiments (HCT, Zc, Cu, Pb, Cd) au cours des cycles d'étude, n'ont pas d'effet sur les variations d'abondance des communautés d'invertébrés liées au sédiment* ».

Et donc, « *Le salage hivernal des chaussées se révèle être le principal facteur de perturbations des communautés animales des bassins de pluie autoroutiers étudiés* »

#### **En conclusion :**

- peu de données biologiques ont été trouvées pour les bassins de dépollution,
- les conclusions de ces études sont que les communautés de macro-invertébrés ne sont pas influencées par la qualité chimique (HCT, métaux) de l'eau et des sédiments, excepté la conductivité. Ce point nous semble néanmoins à confirmer, en comparant les listes taxonomiques (et pas seulement les richesses) avec des mares non perturbées de tailles équivalentes.

## **1.2 - qualité biologique dans les cours d'eau**

Les principales conclusions (d'après le point de vue des auteurs) des études de l'impact d'EPR sont cités ci-dessous. Elles sont classées par année de publication.

A) Marchand et Merle (1986) cite une étude réalisée par le Cemagref sur 20 sites (amont-aval sur des petites rivières de bonne qualité physico-chimique, pour des trafics de 20 000 à 30 000 véh/j). Le protocole était complet : étude des sédiments, des macro-invertébrés (IBGN), mollusques et oligochètes, des mousses aquatiques, et réalisation de quelques tests d'écotoxicologie. Les résultats montrent des « *signaux de faibles amplitudes* » : « *sur environ 1/4 des [sites], l'addition des constats ... montrent l'impact possible des rejets pluviaux routiers. Sur les 3/4 restants, il n'a pas été possible de définir un impact* ». Notamment, aucun déclassement de l'IBGN n'a été constaté et « *la biodiversité est souvent plus grande à l'aval qu'à l'amont* ». De plus, « *aucune espèce indicatrice de pollution routière n'a pu être détectée* ». L'étude conclut que « *les impacts biologiques des eaux de ruissellement des chaussées sont donc faibles [pour des trafics de l'ordre de 30 000 véhicules/jour] : on pourrait même les qualifier de peu significatifs sinon d'insignifiants* ».

B) L'étude du CIEEA (1992) arrive à la même conclusion pour l'autoroute A71 en Sologne sur 3 ans (août 1988 à août 1991) : « *les effets sur la faune benthique sont difficiles à distinguer, sauf dans le cas de la Tharonne ...* » (page 10). L'étude a porté sur 3 cours d'eau et l'étude de l'eau, des sédiments, des bryophytes et de la faune benthiques (Indice biotique de Verneaux et Tuffery, 1967 et IBGN) avec 3 campagnes sur un an. Les rejets sont épurés par des bassins (deux bassins : décantation puis filtration sur sable).

C) Maltby (1994) a étudié au Royaume-Uni les rejets d'autoroutes sur des petits ruisseaux forestiers, pendant 12 mois (1990 à 1993). L'impact sur la biologie est observable sur 4 des 7 ruisseaux. Il montre que la richesse en familles (Tableau 4) n'est pas un bon critère pour déceler ce type de perturbation, même sur les sites les plus fortement impactés (par exemple Pigeon Bridge Brook, petit ruisseau présentant le plus fort rapport entre la longueur de route drainée et taille du ruisseau, c'est-à-dire 1,5 km de route pour un ruisseau de largeur 0,9 m et de profondeur 20 cm). Un indice de type ASPT, basé sur la polluosensibilité des taxons présents est plus sensible. L'impact peut aussi être vu sur l'abondance de certains taxons : chute de crustacés décomposants les litières (*Gammarus pulex*), de mollusques (*Potamopyrgus antipodarum*, Sphaeriidae), et à contrario augmentation de taxons pollutotolérants Chironomidae et Tubificidae. Les diatomées (diversité et abondance) n'ont pas été un bon critère pour mettre en évidence la pollution.

D) Une étude de SCETAUROUTE (1995), porte sur 10 sites (ruisseaux d'ordre 2 à 4 selon Strahler et niveau typologique B3 à B5), de bonne qualité, soumis à des rejets autoroutiers, sans ou avec traitement. Une station amont et une, voire deux stations aval, ont été étudiées sur 3 campagnes de prélèvement (protocole de prélèvement non précisé). Les déterminations ont été poussées à l'espèce pour les macro-invertébrés, qui a permis de faire une analyse sur la richesse, l'abondance, les indices de similarité de Jaccard et de diversité de Shannon-Weaver, et des analyses multivariées. Au niveau de la richesse taxonomique globale, « Aucun groupe [de macro-invertébrés] ne semble systématiquement affecté par ces rejets ». « On observe des variations de richesse taxonomique aléatoires ». Au niveau de la richesse et de l'abondance par site et par saison, les variations sont aussi aléatoires, le nombre d'augmentation est comparable à celui des diminutions. Aucun site ne présente une baisse systématique entre l'amont et l'aval. Pour la plupart des cours d'eau, « les faibles variations d'indices [de Jaccard et de Shannon-Weaver] entre l'amont et l'aval sont peu différentes des variations saisonnières et peuvent être considérées comme peu significatives ». En revanche, pour une station, la baisse de l'indice de Shannon-Weaver montre une dégradation de nature toxique. Les analyses multivariées confirment que l'effet station (amont-aval) « apparaît comme accessoire dans l'ensemble des phénomènes existants ». L'analyse biocénotique (analyse des espèces à partir de leur caractéristique écologique) montre « qu'il ne se dégage pas d'espèces ou de groupes d'espèces particulièrement sensibles aux rejets routiers et pouvant être considérés comme de bons descripteurs de ce type de pollution ».

Cette étude a comporté aussi deux volets supplémentaires :

- le premier sur le groupe des mollusques inféodés au faciès sédimentaire, basé sur un protocole d'échantillonnage particulier et l'interprétation de la richesse spécifique, les effectifs totaux et la densité/m<sup>2</sup> et une analyse biocénotique. «... *plusieurs espèces présenteraient une certaine sensibilité à ce type de pollution. Toutefois, des études complémentaires s'avèrent nécessaires pour confirmer ces observations* ».

- le deuxième sur les oligochètes. Le diagnostic se base sur l'indice IOBS, le % de Tubificidae sans soies capillaires et l'examen d'espèces caractéristiques. Sur 4 sites sur 10, « *l'examen des peuplements d'oligochètes a mis en évidence un effet nocif des rejets autoroutiers* ».

E) La DRE Ile-de-France (1998) cite une étude de J. P. Merle, publiée en 1994 dans la « Revue générale des routes et des aérodromes » sur 46 couples amont-aval sur des autoroutes inter-urbaines. La qualité aval était égale ou supérieure à celle de l'amont dans 67 % des cas pour les IBGN et 78 % des cas pour la richesse taxonomique (niveau IBGN). « la situation biologique aval apparaît le plus souvent de meilleure qualité que celle qui est mesurée à l'amont ».

L'étude de la DRE, 1998 porte ensuite sur des rejets autoroutiers en milieu péri-urbain, de 70 000 à 150 000 véhicules/jour, avec ou sans ouvrages de dépollution, à l'aide de la méthode IBGN.

L'étude conclut :

*« les rejets autoroutiers n'apportent aucune modification systématique des peuplements de la macrofaune benthique des ruisseaux récepteurs. Les études des caractéristiques des ruissellements de chaussées donnent une explication logique de ce constat, puisqu'elles montrent invariablement que l'essentiel de la pollution est particulière et que ces particules sont stockées dans les tous premiers centimètres de l'accotement qui jouent le rôle de filtre, ou se déposent au fond des fossés ou des bassins de régulation hydrauliques »*

Ce rapport de 1998 conclut encore : *« le protocole analytique utilisé n'a pas montré de signes de dégradations évidentes de la qualité hydrobiologique des ruisseaux, strictement imputables aux rejets autoroutiers, et cela bien que les sites aient été choisis pour quantifier un impact à priori maximal », « la pollution routière [...] arrive très loin derrière les pollutions chroniques urbaines et agricoles. [elle] est assurément négligeable lorsque les rejets sont au moins régulés en débit »*

La DRE insiste sur les limites d'emploi de l'IBGN :

- l'influence saisonnière (il ne peut être comparé que des résultats à la même saison) ;
  - l'importance du point de prélèvement (pour mettre en évidence l'impact d'un rejet, il faut rechercher des points de prélèvement avec les habitats les plus comparables) ;
- Une autre limite de ce type d'études est la difficulté pour trouver un rejet routier non influencé par un autre rejet ou une autre perturbation (barrage ...). C'est le cas sur tous les sites de l'étude de 1998. L'étude propose de remplacer l'IBGN par des échantillonneurs de colonisation (appelé parfois substrats artificiels).

F) L'Université de Metz a réalisée en 2001 une étude du rejet de la RN57 sur le ruisseau de Soba (à proximité d'Épinal) : *« cette étude n'a montré aucun impact significatif du rejet des effluents autoroutiers, ni sur la cinétique du processus de décomposition des feuilles d'érable dans le ruisseau d'étude, ni sur ses peuplements de macro-invertébrés benthiques »*. La communauté macro-invertébrés avait été étudiée avec l'IBGN, la structure taxonomique des groupes biologiques, l'indice de Jaccard, les abondances relatives des taxons (%) et les groupes fonctionnels trophiques (déchiqueteurs, collecteurs, racleurs ..).

G) SRIYARAJ (2001) a étudié l'impact du rejet d'un bassin de l'autoroute de Londres M25 sur un cours d'eau (Turkey Brook). Les métaux ont été mesurés dans l'eau et les sédiments des bassins et du ruisseau (à l'amont et l'aval du rejet). Les concentrations en métaux dans l'eau sont du même ordre de grandeur dans tous les milieux. Par contre, elles sont plus importantes dans les sédiments du bassin. Dans le cours d'eau récepteur, les indices macro-invertébrés anglais BMWP et ASPT montrent une meilleure qualité à l'aval. Néanmoins, l'auteur insiste sur la présence de rejet (route, ferme à l'amont de la zone d'étude).

H) l'ouvrage synthétique de Legret (2001) confirme l'absence de mise en évidence par les outils biologiques des rejets de ruissellement routiers. Sa première partie bibliographique lui permet de conclure : *« les quelques travaux réalisés depuis une vingtaine d'années mettent en évidence la complexité du problème et la difficulté d'apporter une réponse précise. Les résultats obtenus sont relativement hétérogènes et différent suivant les sites autoroutiers, les milieux récepteurs et les paramètres physico-chimiques retenus. »*. Legret cite ensuite les résultats de travaux récents, réalisés :

- en laboratoire (canal artificiel) sur l'étude des biofilms : production d'oxygène et respiration ;
- sur un ruisseau en zone rurale (R. de Chabanty recevant les rejets de l'A72) avec l'étude des biofilms et l'IBGN ;
- sur des ruisseaux péri-urbains (données déjà présentées ci-dessus, voir DRE Ile-de-France, 1998).

Les résultats montrent des effets plutôt positifs des rejets :

- « *une stimulation de l'activité photosynthétique des biofilms lorsqu'ils sont soumis épisodiquement à des eaux de chaussées* » ;
- concernant les macro-invertébrés du Chabauty, « *la diversité et l'organisation des communautés n'apparaissent pas affectées par le rejet de l'autoroute* ».

I) L'étude de Claude Rollin (2002) porte sur les ruissellements de chaussées autoroutières en zones péri-urbaines (région parisienne).

Elle cite une étude réalisée par Faessel et al. 1997 : « *[L'étude la plus importante relative à l'impact des rejets sur les milieux aquatiques] a été réalisée par Faessel et al. (1997) pour le compte de la Société Scétauroute. [...] Les résultats de cette étude n'ont pas permis de mettre en évidence d'impact notable, ni sur la qualité biologique du milieu récepteur (IBGN), ni sur la contamination des sédiments par les métaux lourds* ».

Les résultats de 2002 confirment tous ces résultats : par exemple, « *les peuplements de diatomées et de macro-invertébrés n'apparaissent pas affectés par les rejets de l'A13, les apports épisodiques des eaux de ruissellements leurs semblent même bénéfiques. Les rejets pluviaux autoroutiers augmentent périodiquement les débits et les vitesses du courant de ces petits cours d'eau péri-urbains. On peut donc penser que cette perturbation est favorable aux organismes benthiques en provoquant le décolmatage régulier du lit et le maintien de la diversité des habitats* ».

L'étude indique dans son résumé : « *dans le cas des 10 sites d'études, des effets dus aux rejets d'eaux de ruissellement de chaussées, sur les descripteurs physico-chimiques des milieux récepteurs n'ont pas été enregistrés. De même, la diversité et l'organisation des communautés benthiques (diatomées et macro-invertébrés) n'ont pas été affectées par les rejets. Dans quelques cas, lorsque le rejet constitue la principale source en eau du milieu récepteur, une qualité hydrobiologique satisfaisante par comparaison au contexte local a même pu être observé. Les résultats acquis confirment ceux obtenus pour la plupart des cours d'eau soumis à des rejets pluviaux routiers et étudiés à ce jour* ».

J) Rollin a publié en 2010 une étude sur l'évaluation de l'impact de surverse de réseau unitaire urbain par temps de pluie, pendant 2 ans. Cette étude, bien que ne concernant pas les eaux routières, apporte des éclairages intéressants sur des pollutions intermittentes (mais avec des charges polluantes supérieures à celles des EPR) : « *L'utilisation [...] des macro-invertébrés s'est avérée la mieux adaptée [comparée aux diatomées] pour en apprécier l'importance et l'interprétation des inventaires selon le principe du BMWWP Score permet de mieux [comparée à l'IBGN] quantifier les différences amont-aval* ».

L'étude insiste sur l'importance de s'affranchir de la composante « substrat », en utilisant des échantillonneurs de colonisation. Il rappelle la nécessité de bien évaluer l'apport de l'amont du rejet (bassin versant le moins perturbé possible : agriculture, assainissement ....) et d'avoir un ruisseau avec un débit d'étiage suffisant (au moins 10 L/s). Il est préférable d'utiliser une méthode de comparaison amont-aval plutôt qu'un indice normalisé.

K) ASF a publié en 2010 une étude, réalisée par le Cemagref et les sociétés GREBE et BURGEAP, pour apprécier l'incidence écologique de rejets autoroutiers sur 5 cours d'eau longeant l'A89 et l'A46 à l'aide de la palette de 4 bio-indicateurs d'état écologique (IBGN, IBD<sub>2007</sub>, IBMR, IOBS) et de bio-indicateurs de la fonctionnalité de la matrice poreuse (= sédiments grossiers superficiels) et du milieu hyporhéique. Sur les 15 situations « aval rejets » étudiées : 7 cas d'effet négatifs ont été observés (stockage de la pollution dans les sédiments fins et la matrice poreuse) et 5 cas d'effet bénéfiques (nettoyage du lit, activation des échanges surfaces et sub-surfaces). Pour les 3 autres cas : il n'a pas été possible de se prononcer. Pour les 5 cours d'eau avec effet positif, aucun des 4 bio-indicateurs, ni des variables comme les Tubificidae avec soies capillaires (TCP), ni les traits fonctionnels oligochètes ne sont significatifs entre l'amont et l'aval, ce qui « démontrerait qu'il n'y a pas un effet systématique et caractéristique des rejets autoroutiers ». L'effet (positif ou négatif) n'est visible qu'au niveau des compartiments susceptibles de stocker la pollution, comme les sédiments fins ou la matrice poreuse.

Pour les diatomées, l'étude conclut que le jeu de données étudiées « *ne descend jamais en dessous de la note 14, à l'inverse de l'IBGN, et ne présente pas un gradient de qualité étendu (seulement qualité « bonne » à très bonne* »). De plus, cette variable ne présente pas une distribution normale « *ceci est dû à l'absence de gradient étendu de valeurs* ». « *L'indice diatomique s'est révélé peu réactif* », y compris pour les effets éventuels du salage.

**En conclusion de cette synthèse bibliographique :**

- les outils biologiques utilisés dans ces études, notamment les paramètres intégrateurs comme les indices, les richesses ..., ne permettent pas de voir un effet négatif des EPR,
- les EPR semblent même avoir, dans certains cas, un effet positif sur les communautés de macro-invertébrés,
- parfois, pour les macro-invertébrés, les outils se basant sur la nature des taxons et leur polluosensibilité semblent plus performants,
- dans tous les cas, pour les macro-invertébrés, le choix du site d'étude, de la méthodologie de prélèvement et des paramètres d'exploitation sont essentiels.

## 2 - Intérêt des différents groupes biologiques

### 2.1 - Macro-invertébrés

Les macro-invertébrés sont utilisés en France pour évaluer la qualité des cours d'eau depuis la fin des années 1960 grâce à des méthodes standardisées (Indice biotique, 1970, etc) puis normalisées (IBG, 1985). Les macro-invertébrés sont l'un des groupes biologiques utilisés pour l'évaluation du bon état écologique DCE sur tous les types cours d'eau. Ce groupe est utilisé en routine par un grand nombre de laboratoires en France (Aquaref, 2016).

Les normes AFNOR devant être utilisées actuellement pour évaluer l'état écologique DCE sont, pour les prélèvements, les normes NF T 90-333 respectivement pour les cours d'eau peu profonds et XP T90-337 pour les cours d'eau profonds et canaux. Ces normes permettent de prélever différents substrats dans différentes classes de vitesse. La norme pour le traitement au laboratoire des échantillons est la XP T90-388.

Un nouvel indice I2M2 et son outil diagnostic sont utilisés depuis peu. Ces outils, qui comportent la possibilité d'évaluer des pressions potentielles (pour l'eau : matières organiques, MES, micro-polluants minéraux, HAP, micro-polluants organiques ... et pour le milieu physique : voies de communication) méritent d'être testés dans le cadre de la poursuite de cette étude.

Malgré les résultats sur les études réalisées de 1986 à 2010 (voir chapitre 1.2 ci-dessus), l'outil macro-invertébrés est retenu pour la suite de la présente étude, d'autant que toutes les études ont montré des choix de mise en œuvre ayant pu fausser l'appréciation (par exemple substrats prélevés différents à l'amont et l'aval du rejet, choix de travailler au niveau d'une norme sans distinguer la situation au niveau des substrats élémentaires, niveau de détermination souvent insuffisant (IBGN) ...).

**En conclusion :**

Les macro-invertébrés sont retenus pour la suite de l'étude car :

- ils constituent le groupe biologique le plus utilisé en France actuellement pour évaluer la qualité des milieux ;
- ils sont indicateurs à la fois de la qualité de l'eau, mais aussi de la qualité des habitats, de part la diversité de substrat et de classe de vitesse prélevés (qui pourrait permettre de voir par exemple l'accumulation de substances toxiques dans les zones lenticques) ;
- la pertinence du nouvel indice I2M2 (et son outil diagnostic) est à tester pour tenter de mettre en évidence l'impact des EPR ;

- l'étude bibliographique montre que l'utilisation de ce groupe biologique n'a pas été optimisée.

## 2.2 - Oligochètes

Les méthodes utilisant les oligochètes (groupe de macro-invertébrés) sont utilisées en France depuis le milieu des années 1980 pour évaluer la qualité des sédiments, fins ou grossiers. La norme AFNOR IOBS a été publiée en 2002.

Dans le cadre de cette recherche, peu d'études utilisant les oligochètes ont pu être trouvées. L'étude ASF, 2010 a des conclusions en partie favorables aux oligochètes : « *les compartiments susceptibles de stocker les substances nutritives et polluantes (matrice poreuse superficielle et hyporhéique, zones de dépôt) et leurs bio-indicateurs associés (oligochètes) apparaissent ici comme les marqueurs ayant permis de mettre en évidence un effet des rejets chroniques.* », notamment le pourcentage de Tubificidae avec soies capillaires (TCP) corrélé avec une forte pollution. L'étude SCETAURROUTE (1985) conclut aussi en partie favorablement à l'intérêt des oligochètes.

Cependant, la norme IOBS a été retirée de l'arrêté « surveillance » du 25 janvier 2010, probablement en raison d'une absence de conformité avec la DCE (com.per. Ministère/DEB). De plus, l'étude réalisée par Aquaref-Irstea en 2016 sur l'utilisation en laboratoires des normes IBGN et Oligochètes montre que « *les normes oligochètes sont ... peu utilisées* ». « *Ce résultat global est logique, puisque cette analyse n'a pas été prescrite dans les méthodes DCE et n'est utilisée que localement en complément des invertébrés benthiques* ».

### En conclusion :

Les oligochètes ne sont pas retenus car :

- ce groupe biologique n'est pratiquement plus utilisé actuellement en France. Seuls quelques laboratoires ont la compétence nécessaire pour faire ce type d'analyses.
- ce groupe ne peut être utilisé que pour évaluer la qualité des sédiments, ce qui est réducteur vis à vis de l'impact potentiel des EPR.

## 2.3 - Diatomées

Les diatomées font l'objet d'une norme depuis 2000.

Elles sont prélevées prioritairement sur des substrats durs d'un cours d'eau, dans la zone de courant principal (en évitant les zones de faibles courants ou colmatées). Elles permettent d'évaluer la qualité de l'eau (et non l'état morphologique).

Elles constituent un des outils utilisés pour évaluer l'état écologique DCE.

Les diatomées n'ont pratiquement pas été utilisées pour rechercher l'impact des eaux pluviales. Les résultats de la bibliographie (Maltby, 1994, ASF, 2010 ; Rollin, 2010) montrent une absence de réponse de ce groupe biologique.

### En conclusion :

Les diatomées ne sont pas retenues car :

- elles permettent d'appréhender la qualité de l'eau dans la zone de courant principal, ce qui ne permet pas d'évaluer un impact potentiel sur une autre compartiment de l'écosystème (par exemple, zones de dépôt de sédiments fins en zone lente ...),
- la bibliographie n'a pas montré une réponse de ce groupe biologique aux EPR.

## 2.4 - Macrophytes

Les macrophytes font l'objet d'une norme (IBMR) depuis 2003 et elles sont aussi utilisées dans le cadre de la DCE. L'IBMR est conçu pour mettre en évidence une pollution par les nutriments (formes de l'azote et du phosphore).

La seule étude utilisant ce groupe est l'étude ASF, 2010 mais sur un nombre de relevés trop faible pour être exploité. Il semblerait que ce groupe soit peu adapté pour mettre en évidence l'impact des EPR.

### **En conclusion :**

Les macrophytes ne sont pas retenus car :

- l'indice IBMR actuel est conçu pour mettre en évidence une pollution de l'eau par nutriments, ce qui est réducteur vis à vis de l'impact potentiel des EPR.

## 3 - Conclusion de la partie II

Les publications étudiées ne montrent pas un impact net des EPR sur le compartiment biologique des cours d'eau à l'aval des rejets, d'après les outils biologiques utilisés.

De nombreux rapports indiquent des difficultés méthodologiques pour mettre en évidence ce type de pollution et émettent des réserves sur les résultats.

Les raisons évoquées et celles que nous avons détectées à la lecture des rapports sont de plusieurs types :

- l'influence des différents substrats ou habitats prélevés n'est pas pris en compte (soit l'information n'est pas relevée, soit elle est relevée avec peu de précision (par exemple : « milieu artificialisé dès l'amont »), soit la différence d'habitat est signalée comme source de difficulté à interpréter les écarts entre l'amont et l'aval. Cette non-prise en compte est à la fois dans le mode de prélèvement et dans l'interprétation. Pourtant, il apparaît à la relecture de ces rapports, que la nature des substrats est un élément indispensable à prendre en compte pour comparer finement un site amont et un site aval. Il apparaît nécessaire que le protocole de prélèvement soit adapté de manière à prélever, autant que possible, les mêmes habitats à l'amont et à l'aval du rejet (au besoin en complément de ceux prélevés avec les méthodes standardisées) ou à ne pas mélanger lors du tri des prélèvements élémentaires réalisés sur des habitats différents ;

- de même, les autres sources de perturbations, dès la station amont, ne sont pas décrites et/ou sont citées uniquement comme source de difficultés pour interpréter les écarts entre l'amont et l'aval (« pollution organique possible dès l'amont », « rejet d'un étang », « égout en amont du site » ...). Ce point est important, car il est difficile de détecter une pollution chronique parmi les nombreuses sources de perturbations d'un milieu aquatique (voir introduction).

Enfin, nous n'avons pas pu exploiter par une nouvelle analyse les listes taxonomiques publiées dans les études consultées pour ces raisons ou en raison de l'absence de données (pas de liste taxonomique, pas de carte de localisation des points de prélèvement par rapport au rejet) ou alors non suffisamment précises (pas de description de la situation amont, pas de description des habitats macro-invertébrés amont et aval (absence des grilles d'échantillonnage ou de la liste des habitats prélevés), pas de description du point de prélèvement (% de recouvrement des habitats, présence de colmatage, etc)) ou en raison de sources de pollutions non liées aux rejets routiers.

Ces difficultés d'interprétation des résultats sont pris en compte dans la partie suivante : proposition d'une méthode biologique.

# Partie III

## Proposition d'une méthode d'étude basée sur la biologie

L'exploitation des données bibliographiques (voir Partie I et II) et notre propre expérience nous permet de proposer le protocole de prélèvement suivant :

### 3.1 - choix du site d'étude

Afin de pouvoir déceler au mieux un impact éventuel et d'avoir des données biologiques exploitables, le choix du site d'étude se base sur les critères suivants :

- **importance du trafic** : route à grande circulation d'au moins 20 000 véh/jour (2x2 voies ...) afin de déceler plus facilement le cas échéant une perturbation biologique ;

- **traitement des eaux** : exutoire à l'aval d'une chaussée ne disposant pas de système de traitement de la pollution des EPR ;

- **qualité de cours d'eau** : cours d'eau de bonne qualité, non ou peu perturbé (autant pour la qualité de l'eau que pour l'hydromorphologie) pour éviter les interférences avec d'autres types de perturbations, donc sans perturbation sur l'amont et au droit des stations, sans risque de perturbation entre les stations amont et aval, excepté le rejet routier. En effet, trop d'études concluent qu'il n'y a pas d'impact parce que d'autres sources de perturbations masquent celle que l'on veut étudier. Ce critère est impératif pour étudier les effets spécifiques d'une pollution chronique, difficile à mettre en évidence. La recherche de sites non pollués est une des difficultés méthodologiques de l'étude, le réseau hydrographique français présentant peu de secteurs exempts de perturbations.

- **taille et débit de cours d'eau** : il est recherché en priorité un cours de petit gabarit (environ un à deux mètres de largeur au miroir) en tête de bassin, présentant un débit perenne mais modeste (QMNA 1/5 entre 10 et 20 L/s), afin de déceler plus facilement, le cas échéant, une perturbation biologique.

- **typologie des points de prélèvement** : stations amont et aval du même type écologique (pas de changement géologique, de rupture de pente, d'arrivée d'affluents significatifs ...) pour éviter une influence (modifications hydromorphologiques ...) autre que celle du rejet. La typologie utilisée peut être celle de Verneaux, 1973. Au final, les stations doivent être comparables morphologiquement (lit mineur, lit majeur, berges, nature des substrats, classes de vitesse ...).

- **position des points de prélèvement** :

Trois stations sont à prévoir :

- 1) « amont » (référence pour le site),
- 2) « aval proche » (après mélange du rejet des EPR)

Il existe deux méthodes pour évaluer la distance nécessaire au mélange des eaux d'un rejet :

a) la norme NF EN ISO 5667-6:2016 (Annexe A) :

Distance de mélange I :

$$l = \frac{0,13b^2c(0,7c + 2\sqrt{g})}{gd}$$

avec :

b est la largeur (au miroir) moyenne du tronçon, en mètres;

c est le coefficient de Chézy (rugosité) du tronçon ( $15 < c < 50$ );

g est l'accélération due à la gravité, en mètres par seconde carrée;

d est la profondeur moyenne du tronçon, en mètres

b) la méthode développée pour l'application de la DCE (Jirka et col., 2004)

$$L_{mh} \approx 8 \left( \frac{B}{h} \right) B$$

avec Lmh : distance de mélange horizontal

et

B : largeur au miroir du cours d'eau

h : profondeur du cours d'eau

(pour information, la distance de mélange verticale, défini par Jirka et col, 2004, est beaucoup plus courte).

La deuxième méthode peut être utilisée pour les estimations sommaires sur le terrain, la première pouvant servir de confirmation au bureau.

3) « aval éloigné » (par exemple 3 fois la distance précédente) du point de rejets des EPR, cette dernière station pour déceler un éventuel effet différé dans l'espace (voir Partie I, chapitre 3) notamment l'impact de dépôts de sédiments toxiques.

Pour la recherche de sites d'études, le tableau 6 ci-dessous permet d'avoir une estimation de la distance minimale « aval immédiat » et « aval éloigné » devant être disponible à l'aval des EPR :

Tableau 6 - Exemples d'évaluation des distances aval minimum pour réaliser les opérations de prélèvement :

Largeur au miroir moyenne (m)	Profondeur moyenne (m)	A = Distance de mélange (m) (1)	Largeur plein bord moyenne (m)	B = Longueur de point de prélèvement (m) (2)	A+B = Distance « aval proche » minimale disponible à l'aval des EPR [3]	(A3)+B = Distance « aval éloigné » à l'aval des EPR [3]
1	0,1	80	2	36	120 [160]	280 [400]
2	0,15	213	3	54	270 [370]	690 [980]
3	0,2	360	5	90	450 [630]	1 170 [1 710]

Légende : (1) : d'après la méthode de Jirka et col, (2) d'après AFNOR FD T90-733 (annexe C), [3] avec marge de sécurité de 50 % sur A

Le choix du site d'étude doit donc prendre en compte la présence d'un linéaire suffisant de cours d'eau à l'aval du rejet.

- **distance à la route (influence des dépôts polluants)** : les points de références amont doivent être si possible hors influence des dépôts routiers (soit environ 20 à 320 m de la chaussée en fonction des vents dominants, voir Partie I, chap. 2). Pour nos sites, la fréquence des vents est moins forte que dans beaucoup de régions de France (voir carte des vents disponible sur le site Internet de MétéoFrance). Nous retenons, pour les stations de référence amont, un éloignement de 200 m pour les cours d'eau sous les vents Nord-est, 100 m pour ceux sous les vents de Sud à Ouest et 50 m pour les autres cas.

### 3.2 - choix du groupe biologique : les macro-invertébrés

La synthèse des données bibliographiques (voir Partie 2) nous montre que seules les méthodes basées sur le groupe macro-invertébrés peuvent être retenues. Les autres groupes biologiques disponibles ne sont plus utilisées pour évaluer l'état écologique DCE (oligochètes) ou semblent peu adaptés à la mise en évidence des EPR (IBD, IBMR).

### 3.3 - protocole de prélèvement des macro-invertébrés proposé

Le prélèvement des échantillons est réalisé en respectant rigoureusement la norme NF T90-333, 2016, complétée pour les points ci-dessous, spécifique à l'étude :

- **représentativité du point de prélèvement** : il est recommandé que le point de prélèvement soit représentatif du cours d'eau, selon les règles de l'annexe C du guide AFNOR FD T90-733, 2017.

- **saison et fréquence d'échantillonnage** : deux campagnes, une en fin de période hivernale (par exemple mi-mars) et l'autre en fin d'été (voir le tableau 7 ci-dessous) :

Tableau n° 7 : Périodes de prélèvement recommandées pour évaluer l'impact d'un rejet d'EPR :

Date approximative	Intérêt pour un suivi d'un cours d'eau	Intérêt pour mettre en évidence une pollution routière
Mars (après une pluie lors de la fonte des neiges)	maximum de biodiversité	Effets des fondants routiers
Fin-août, début septembre (après une pluie en période estivale - dans tous les cas, avant les pluies d'automne)	période où l'écosystème aquatique est sensible aux perturbations (débit faible, eau chaude, moins oxygénée ...)	Effets des EPR après un orage estival

- **situation hydrologique** : le prélèvement à réaliser doit être : (1) suffisamment éloigné d'un événement hydrologique pour éviter l'impact hydrologique de celui-ci (respect de la norme NF T90-333 et son guide d'application AFNOR, 2017, c'est-à-dire un délai recommandé d'au moins 15 jours après un phénomène de crue impactant pour la faune : retournement des pierres, arrachage des herbiers ...). En effet, l'objectif est de déterminer l'impact des EPR, sans interférence de l'impact du phénomène de crue en lui-même ; (2) suffisamment proche de l'événement pour déceler l'effet éventuel immédiat de l'arrivée d'eau de ruissellement ou de la remise en suspension de sédiments - voir Partie I, chapitre 3) ; (3) assez proche de l'événement pour ne pas prendre en compte le réensemencement par dérive des macro-invertébrés venant de l'amont du rejet. En conclusion, il est recommandé de prélever entre 15 et 30 jours d'un événement pluvieux impactant pour la faune. Ce délai peut être raccourci pour un événement hydrologique modéré.

- **spécificité d'échantillonnage pour l'étude des EPR** : de manière à comparer au mieux les résultats amont et aval :

- traiter individuellement chaque échantillon élémentaire de la NF T90-333, notamment pour comparer les échantillons élémentaires des zones de courants et des zones stagnantes (dépôts de sédiments fins) ;
- si le résultat de l'application de la norme 90-333 aboutit à une nature différente des habitats prélevés entre l'amont et l'aval, prélever si nécessaires des échantillons élémentaires supplémentaires pour avoir suffisamment d'habitats identiques à comparer ;
- si le résultat de l'application de la norme 90-333 aboutit à l'absence de prélèvement dans des habitats lenticques (et notamment de dépôts de sédiments fins), prélever des échantillons élémentaires supplémentaires pour vérifier l'impact des EPR sur ces zones.

- **durée du suivi** : afin de limiter l'influence de conditions annuelles particulières, suivi sur 3 ans recommandé.

### 3.4 - protocole de laboratoires macro-invertébrés

Le traitement des échantillons est réalisé en respectant rigoureusement la XP T90-388, 2010, complétée par les points ci-dessous, spécifiques à l'étude :

- Le tri est à réaliser selon les options 2Bd de la norme XP T90-388 (c'est-à-dire avec abondance estimée, au niveau de détermination B minimum (c'est-à-dire en général le genre) et une liste par échantillon élémentaire (donc sans mélange des différents habitats d'une station, pour pouvoir évaluer l'impact éventuel sur des habitats particuliers (milieux lents, zone de sédimentation ...)).
- le niveau de détermination taxonomique est poussé le plus loin possible (à l'espèce si possible).

## 3.5 - volume de travail

L'application du protocole de terrain et de laboratoire proposé aboutit au volume de travail suivant, par rejet d'EPR retenu et par an :

- 2 campagnes de prélèvement (fin hiver et fin été) sur 3 stations de mesures (amont, aval immédiat, aval éloigné)
- nombre d'échantillons élémentaires supérieur à celui de la norme 90-333, de manière à avoir les mêmes habitats entre l'amont et l'aval. Ce nombre est estimé à l'équivalent d'une station supplémentaire pour 3 stations. Le total des 2 campagnes peut donc être estimé à un équivalent de 8 opérations de prélèvement de type 90-333.
- ces 8 opérations de prélèvements étant triées par échantillons élémentaires et avec une détermination taxonomique poussée, le total de tri des deux campagnes est estimé à une charge de travail augmentée de 50 %, soit un équivalent de 12 opérations de tri de type 90-388.

Dans le cadre de la présente étude, un suivi d'un seul rejet d'EPR sera réalisé.

## 3.6 - Types d'exploitation proposées

Rappelons l'importance du choix d'un bon bio-indicateur et donc l'impact potentiel d'un mauvais choix (d'après Benoit-Chabot, 2014) :

### a) Impacts économiques :

- pertes financières dues à l'utilisation d'un bio-indicateur inapproprié (l'indicateur ne répond pas à la pression : perte de temps et de moyens) ou à la mise en œuvre d'actions ou d'investissement inutiles ou inadéquats, dans des milieux qui ne le justifient pas (l'indicateur est un faux-positif : des moyens de restauration inutiles sont mis en place).
- perte de ressources en eaux, de zones d'activités économiques de loisirs ... (l'indicateur est un faux-négatif : il n'y a pas eu d'intervention des pouvoirs publics, alors que cela aurait été nécessaire).

**b) Impacts environnementaux** (par exemple : a) mauvaise évaluation de la perturbation d'un milieu (via par exemple une étude d'impacts) ou de la régression d'une espèce ou b) mauvais suivi d'un milieu (par exemple un programme de restauration) (l'indicateur est un faux négatif : il n'y a pas eu d'intervention des pouvoirs publics, alors que cela aurait été nécessaire).

### c) Impacts socio-politiques :

- atteinte à la santé de la population (présence d'effets toxiques), des atteintes environnementales n'étant pas détectées (l'indicateur est un faux négatif : idem ci-dessus).
- non-respect de la réglementation, notamment pour le maintien d'un bon état écologique (indicateurs donnant des faux-négatifs ou des faux-positifs).
- perte de crédibilité dans les gestionnaires, les institutions (frustration et inquiétude du public) et la politique de l'environnement de manière plus générale (indicateurs donnant des faux-négatifs ou des faux-positifs).

### 3.6.1 - I2M2 et son outil diagnostic.

**A) Calcul de l'I2M2 et de ses 5 métriques de bases**, nouvel outil basé sur les macro-invertébrés, permettant de calculer les classes d'état pour la mise en œuvre de la DCE.

L'I2M2 et ses 5 métriques sont présentés dans le tableau 8 ci-dessous :

Tableau 8 : Métriques utilisées pour le calcul de l'I2M2 :

Métriques de l'I2M2	Phases de prélèvement de la norme NF T90-333 (1)	Niveau de détermination taxonomique	Type d'abondance utilisée
Diversité de Shannon	A+B	Niveau B (3) de la norme XP 90-388	log10
Average score per taxon (ASPT) (2)	B+C	Familles de la version d'origine de l'ASPT (4)	Présence-absence
Richesse taxonomique	A+B+C	Niveau B (3) de la norme XP 90-388	Présence-absence
Fréquence relative des organismes polyvoltins	A+B+C	Niveau B (3) de la norme XP 90-388	log10
Fréquence relative d'organismes ovovipares	A+B+C	Niveau B (3) de la norme XP 90-388	log10

Légende : (1) phase A : 4 substrats marginaux (< 5 % de recouvrement du fond du point de prélèvement), phase B : 4 substrats dominants (≥ 5 %) et phase C : 4 substrats dominants complémentaires ; (2) indice basé sur la moyenne de la polluosensibilité des familles ; (3) en général, le genre ; (4) voir Armitage et col. 1983.

Il est important de savoir comment réagit, face aux EPR, le nouvel indice I2M2, plus sensible que l'IBGN (ce dernier en cours d'abandon pour calculer les classes d'état écologique).

L'I2M2 a été défini pour réagir à des pressions, dont certaines peuvent être associées aux EPR (pour les pressions de qualité d'eau : MES, micro-polluant minéraux, HAP ... (voir tableau 9 ci-dessous) et pour les pressions de dégradation physique de l'habitat : voies de communication, risque de colmatage ...voir tableau 10 ci-dessous).

Tableau 9 - Types de pressions de qualité de l'eau utilisés dans l'I2M2 et son outil diagnostic :

Code	Pression de qualité de l'eau	Pression utilisée dans l'I2M2	Pression utilisée à ce jour (1) dans l'outil diagnostic (2)
WQ1	<b>Matières organiques et oxydables</b> (COD, DBO5, DCO, NH4+ et NK, O2d, et %O2)	OUI	OUI
WQ2	<b>Matières azotées (hors nitrates)</b>	OUI	OUI
WQ3	<b>Nitrates</b>	OUI	OUI
WQ4	<b>Matières phosphorées</b>	OUI	OUI
WQ5	<b>Matières en suspension</b> (MES)	OUI	/
WQ6	<b>Acidification</b>	OUI	/
WQ7	<b>Micro-polluants minéraux</b>	OUI	/
WQ8	<b>Pesticides</b>	OUI	OUI
WQ9	<b>Hydrocarbures polycyclique aromatique (HAP)</b>	OUI	OUI
WQ10	<b>Micro-polluants organiques</b>	OUI	/

Légende : (1) l'outil devrait évoluer pour prendre en compte un nombre croissant de pressions; (2) d'après rendu actuel outil web SEEE

Tableau 10 - Types de pressions de dégradation physique de l'habitat et d'utilisation de l'espace utilisés dans l'I2M2 et son outil diagnostic :

Code	Pression de dégradation physique de l'habitat et d'utilisation de l'espace	Pression utilisée dans l'I2M2	Pression utilisée à ce jour (1) dans l'outil diagnostic (2)
HD1	<b>Voies de communication</b> (taux, dans le lit mineur)	OUI	OUI
HD2	<b>Ripisylve</b> (taux, corridor de 30 m de part et d'autre de la rivière)	OUI	OUI
HD3	<b>Urbanisation</b> (dans la zone de 100 m de part et d'autre de la rivière à l'échelle du sous-tronçon)	OUI	OUI
HD4	<b>Risque de colmatage</b> (érosion des sols)	OUI	OUI
HD5	<b>Risque d'instabilité hydrologique</b> (dans le bassin versant : taux d'irrigation + taux de volume d'eau retenue)	OUI	OUI
HD6	<b>Rectification</b> (à l'échelle du sous-tronçon)	OUI	/
HD7	<b>Niveau d'anthropisation du bassin versant</b> (pour le bassin versant : % urbanisé, % en agriculture intensive et % en surface naturelle)	OUI	OUI

Légende : voir tableau 9

### 3.6.2 - Indicateurs liés à la nature des taxons

Toutes les comparaisons ci-dessous doivent porter sur un ensemble de substrats (prélèvements élémentaires) identiques entre l'amont et l'aval des rejets d'EPR.

#### B) Nombre d'espèces déterminantes ZNIEFF

Les espèces déterminantes ZNIEFF ont un caractère remarquable, en tant qu'espèces soit protégées, soit rares, soit indicatrices d'un écosystème en bon état. Cet indicateur peut être discriminant dans le cas d'un milieu faiblement perturbé (pollution chronique).

#### C) Indice de similarité

La comparaison est à faire entre l'amont et l'aval, en retirant les taxons d'abondance inférieurs à 1 ou 2 individus et les taxons ubiquistes (dont ceux ayant un niveau de détermination faible (classe à famille))

#### D) traits biologiques

Les traits biologiques sont définis pour chaque taxon et permettent d'avoir une information sur la nature de la communauté de macro-invertébrés. L'analyse est à faire en comparant la situation amont-aval par type de substrats.

Les traits cités dans le Tachet *et al.* (2010) peuvent être utilisés :

**Saprobie (trait n°14)** : 5 modalités, affinité de 0 à 3

**Salinité (trait n°15)** : 2 modalités (eau douce, eau saumâtre), affinité de 0 à 3.

#### E) présence de taxons particuliers

Il conviendra de voir si les EPR ont un impact sur certains taxons, en privilégiant soit des taxons filtreurs (hydropsyche, mollusques), soit des taxons sensibles aux hydrocarbures (Gammarus) ou aux métaux, en comparant milieu stagnant et courant. Le travail sera fait par type de substrat.

### 3.6.3 - Indicateurs liés à la richesse et l'abondance

Ces deux métriques sont à utiliser avec précaution. Ces indicateurs pourront être testés lors des essais d'exploitation.

### 3.6.4 - Analyse par habitat

L'étude bibliographique montre la difficulté de mettre en évidence une pollution toxique intermittente, avec des concentrations pouvant être diluées lors d'un événement pluvieux. La contamination de l'hydrosystème peut être analysée en testant différents types d'analyse : par exemple séparation par habitat ou zones de courant stagnante et courante.

## 3.7 - Site d'étude proposé

Il apparaît rapidement qu'il est difficile de trouver un site impacté uniquement par les EPR. Nous avons recherché des ruisseaux situés en milieu forestier.

De nombreux sites potentiels ont été rapidement éliminés, pour de multiples raisons :

- bassin versant amont impacté par l'occupation des sols (zone d'agriculture, zone urbaine (villes ou villages), présence d'étangs ou de rejets de stations d'épuration),
- linéaire aval trop court pour placer la station de mesure « aval rapproché » et « aval éloigné » (occupation du bassin versant impactée comme ci-dessus, présence d'un affluent trop proche, changement de typologie entre l'amont et l'aval de la route, etc).

Une première analyse cartographique nous a amené à sélectionner 12 sites, avec des ruisseaux, au moins en partie forestiers, traversés par les principaux axes routiers de Lorraine.

Seuls cinq de ces sites ont fait l'objet d'une visite de terrain, réalisée en avril 2019 (car l'ordre de visite a été prévu en commençant par les sites potentiellement les plus favorables et un site favorable a été rapidement identifié).

Nous avons rapidement retenu le ruisseau de Veymerange dans la forêt communale au Nord-Ouest de Thionville, recevant les EPR de l'A31, un grand axe de communication en Lorraine, dans la vallée de la Moselle, reliant Nancy, Metz, Thionville et le Luxembourg. Ce site présente tous les critères de choix favorables : pas de traitement des eaux pluviales, excepté par fossés enherbés, petit ruisseau récepteur entièrement forestier, de largeur plein bord 3 m et de largeur au miroir 1,3 m, aux substrats variés, pierres, graviers ... (voir fig. 3 ci-dessous). Ce site fera l'objet d'une description complète dans la 2<sup>ème</sup> étape de cette étude.

Figure n° 3 : ruisseau de Veymerange, amont du rejet de l'A31 (photo. : Cerema-Est, P. Mazuer) :





## Conclusion :

Cette étude bibliographique constitue la première étape d'une étude destinée à définir un outil biologique pour déterminer l'impact des eaux pluviales de ruissellement de chaussées routières sur les communautés des cours d'eau.

La première partie de la présente étude a permis de synthétiser les caractéristiques des eaux pluviales routières (voir tableau 5), incluant les caractéristiques du tronçon routier (et de son trafic), des phénomènes climatiques, du traitement des eaux de ruissellement de chaussée, du milieu récepteur.

Il n'existe pas, d'après notre recherche bibliographique, de publications permettant de prédire une concentration maximale des substances polluantes (c'est-à-dire le pic de pollution pour une pluie de référence), en fonction de tous les critères cités dans le tableau 5. L'impact de la pollution routière est donc difficile à évaluer « à priori ». Néanmoins, des exemples de concentrations relevés dans les études citées en bibliographie sont fournies en annexe. La présence de polluants est nettement mise en évidence.

La deuxième partie constitue la synthèse bibliographique des données antérieures sur l'utilisation des outils biologiques. Toutes les études antérieures ont démontré (voir Partie II) la difficulté pour mettre en évidence l'effet de ce type de pollution intermittente et chronique, avec les outils biologiques actuels. Néanmoins, le groupe des macro-invertébrés reste le plus pertinent pour étudier ce type de pollution.

La troisième partie propose une méthode d'étude biologique, basée sur les macro-invertébrés, comportant les critères de choix d'un site d'étude, des méthodes de prélèvement et de laboratoire, ainsi que d'exploitation des résultats.

Enfin, une sélection de sites d'étude a été effectuée. Cette méthodologie devra être testée sur le site proposé.

# Glossaire et abréviations

**Abréviation des paramètres chimiques** : leur signification est facilement disponible sur Internet. Seules les abréviations suivantes sont rappelées : HAP : hydrocarbure aromatique polycyclique, HCT : hydrocarbures totaux, NK : azote Kjeldahl, NT : azote total.

**ASPT** (Average score per taxon) : indice biologique anglais basé sur le groupe des macro-invertébrés, qui correspond au niveau de polluosensibilité moyen de l'ensemble de la communauté de macro-invertébrés à la date du prélèvement.

ASPT = BMWP/ nbre de taxa

Avec BMWP = somme des scores (de polluosensibilité) des différents taxons identifiés.

Une baisse de l'ASPT traduit la disparition des taxons les plus sténotopes ou les plus sensibles à la qualité de l'eau.

**DCE** : Directive (européenne) cadre sur l'eau. Voir la référence en Bibliographie, ainsi que celles des arrêtés d'évaluation de l'état écologique.

**EPR** : abréviation employée dans ce rapport pour « Eau pluviale routière » (synonyme de « eau pluviales ou de ruissellement de chaussée routière »)

**QMNA 1/5** : débit mensuel minimal annuel de fréquence de retour une année sur cinq (d'après <http://www.hydro.eaufrance.fr/>)

**Hyporhéique** : qui concerne la zone de sédiments associée aux cours d'eau

**Largeur plein bord, largeur au miroir** : la largeur plein bord est mesurée au sommet de berge, à la limite du débordement. C'est donc une valeur liée à la morphologie de la rivière. La largeur au miroir correspond à la largeur de la lame d'eau au contact de l'air. Cette largeur dépend du débit à un instant donné.

**Mésologie** : relatif aux caractéristiques du milieu de vie des espèces.

**NQE-MA et NQE-CMA** : Normes de qualité environnementale, respectivement pour la moyenne annuelle (MA) et la concentration maximale admissible (CMA). Les valeurs sont données par les arrêtés dit « évaluation » (Arrêté du 25 janvier 2010, modifiés : voir bibliographie ci-dessous).

**PNEC** (*Predicted no effect concentration*) : plus forte concentration d'une substance sans risque pour l'environnement

**SANDRE** : Service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau (voir <http://www.sandre.eaufrance.fr/>)

**Saprobie** : richesse en matière organique d'un milieu. Désigne aussi les méthodes et indicateurs traduisant cette richesse.

**Taxon** : en biologie, unité systématique de détermination (famille, genre, etc).

# BIBLIOGRAPHIE

AFNOR, NF T 90-333:2016 - Qualité de l'eau - Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivière peu profondes.

AFNOR, XP T 90-337:2019 - Qualité de l'eau - Prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivière profondes et canaux.

AFNOR, XP T 90-388:2010 - Qualité de l'eau - Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau.

AFNOR, FD T 90-733:2017 - Guide d'application de la norme NF T 90-333.

Agence de l'eau Rhin-Meuse (**AERM**), Université de Metz (laboratoire d'écologie), 1991 – Étude de la contamination de la Meurthe et de la Plaine par les métaux lourds – Utilisation simultanée et comparative de deux indicateurs biologiques : la moule zébrée et les mousses aquatiques – réalisé par Jacques Mersch – 25 p

Aquaref, Institut national de recherche en sciences et technologie pour l'environnement et l'agriculture (**IRSTEA**), 2016 – Utilisation par les laboratoires des normes NF T 90-350 « IBGN » et NF T90-390 / NF T 90-391 « Oligochètes » - 6p

Aquaref – fiches substances (mises sur leur site Internet), consultées en 2018.

Armitage P., Moss D., Wright J. & Furse M. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17, 333-347

**Arrêté du 8 janvier 1998 (modifié le 3 juin 1998) fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n°97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage de boues issues du traitement des eaux usées**

**Arrêté du 25 janvier 2010 (modifié 2016) relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement**

**Arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement**

**Arrêté du 11 avril 2017 relatif aux prescriptions générales applicables aux entrepôts couverts soumis à la rubrique 1510, y compris lorsqu'ils relèvent également de l'une ou plusieurs des rubriques 1530, 1532, 2662 ou 2663 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement (voir l'annexe 2, chapitre 1.6.4, sur les rejets d'eaux pluviales)**

Autoroute du sud de la France (**ASF**), Vinci Autoroute, 2010 - Impact écologique des projets autoroutiers de l'A89, A20 et A46 sur les cours d'eau – présentation de l'étude et des conclusions – 26 p

Boisson (Jean-Claude), 1998 – Impact des eaux de ruissellements de chaussée sur les milieux aquatiques, Etat des connaissances – Bulletin des laboratoires des Ponts et Chaussées, n°214, mars et avril 1998 – p 81 à 89

Bonnard (R), Lafont (M), Le Pimpec, 2003 – Notions d'hydro-écologie et de qualité biologique des eaux courantes. Ingénieries – E.A.T, IRSTEA édition 2003, p 3 à 12

Branchu (P) *et al.*, 2013 – Pollution d'origine routière et environnement de proximité – Revue Internet Vertigo – 36 p

BURGEAP Centre-Est, 2001 – qualité biologique des sédiments, utilisation des peuplements d'oligochètes – non paginé

Centre d'études techniques de l'équipement (**CETE**) Nord-Picardie, 2005 – Étude comparative de système de traitement des eaux de ruissellement routier – étude de la macrofaune benthique – aire du Jura – 39 p

Centre interrégional pour l'étude des eaux et de leur aménagement (**CIEEA**), 1992 – Étude de suivi des milieux aquatiques de l'autoroute A71 – 21p + annexes

Code de l'environnement, Articles L214-1 et R214-1 et réglementation associée (Arrêtés et circulaire)

Comité des constructeurs français automobile (**CCFA**), 2017 – évolution du parc automobile français – données Wikipedia

Delatraz, 2000 (? date non précisée) - extrait de thèse disponible sur Internet – chapitre 1 : pollution atmosphérique, trafic routier et environnement : acquis et lacunes – p 61 à 139

Direction départementale de l'équipement (**DDE**) du Haut-Rhin, 1998 – Impact des rejets sur le milieu naturel – RN66 : deux dossiers : commune de Ransapch et commune d'Urbes – Dossier assainissement – réalisé par GEREEA – 46 p et 62 p

Direction régionale de l'équipement (**DRE**) Île-de-France, 1998 (laboratoire régional de l'ouest parisien) – Impact des eaux de ruissellement de voies péri-urbaines sur la qualité hydrobiologique des rivières – 26 p

Directive européenne cadre sur l'eau 2000/60/CE établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.

Jirka (G. H.) *et al.*, 2004 – Environmental quality standards in the EC-Water Framework Directive : conséquences for water pollution control for point sources

Legret (M) *et al.*, 1997 – Pollution des eaux de ruissellement de chaussées autoroutières – l'autoroute A11 près de Nantes – Bulletin des laboratoires des ponts et chaussée – 211 - 1997 – réf 4150 - p 101 à 115

Legret (M), 2001 – Pollution et impact d'eaux de ruissellement de chaussées – Ed : Laboratoire central des ponts et chaussées, Paris – 109 p

Ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer, 2016 – Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surfaces continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau) – 106 p

Maltby (L) *et al.*, 1994 - The effects of motorway runoff on freshwater ecosystems : 1. Field study – Environmental toxicology et chemistry, vol 14 n°6 pp 1079 – 1092, 1995

Marchand (JP), Merle (JP), 1986 – Assainissement routier, des impacts sur l'environnement à la politique des sociétés concessionnaires d'autoroutes – 5 p

Ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer, 2016 – guide relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau) – 106 p

Ministère de la transition écologique et solidaire, Agence française pour la biodiversité (AFB), 2018 – Le guide des solutions zéro pesticide – ma commune sans pesticide – 45 p

Office national de l'eau et des milieux aquatiques (**ONEMA**), Institut national de l'environnement industriel et des risques (**INERIS**), 2014 – Étude sur les contaminants émergents dans les eaux françaises – Résultats de l'étude prospective 2012 sur les contaminants émergents dans les eaux de surface continentales de la métropole et des DOM – rapport final – réalisé par Fabrizio BOTTA et Valéria DULIO – 139 p

Rollin (C) *et al.*, 2002 – *Impact des ruissellements de chaussée autoroutières sur la qualité physico-chimiques et biologique de cours d'eau en zones péri-urbaines* – bulletin des laboratoires des pont et Chaussées, n°236, janvier et février 2002 – p 77 à 88

Rollin (C), Grange (D), Chouteau (C), 2010 – Evaluation de l'impact des rejets de déversoirs d'orage par l'analyse de la colonisation de substrats artificiel par la macrofaune benthique et les diatomées – Novatech – 10 p

Service d'administration nationale des données et référentiels sur l'eau (SANDRE) - [www.sandre.eaufrance.fr](http://www.sandre.eaufrance.fr)

SCETAUROUTE, 1995 – Impact des rejets autoroutiers sur les milieux dulcicoles, étude des composantes biologiques du milieu – étude réalisée par Faessel (B), Lafont (M), Mouthon (J) et Roger (MC) – 70p + annexes

Scher (O), 2005 – les bassins d'eau pluviale autoroutiers en région méditerranéenne : fonctionnement et biodiversité – Évaluation de l'impact de la pollution routière sur les communautés animales aquatiques – thèse de l'université de Provence – Aix-Marseille I – 168 p + annexes

Service d'études techniques des routes et autoroutes (**SETRA**), non daté – Évaluation de l'impact des eaux de ruissellement des grands axes de circulation routière sur le milieu naturel – 27 p

Service d'études techniques des routes et autoroutes (**SETRA**), 1993 à 1997 – L'eau et la route – Volumes 1 à 7

Service d'études techniques des routes et autoroutes (**SETRA**), 2004 – La pollution des sols et des végétaux à proximité des routes, les éléments traces métalliques (ETM) – Note d'information – 12 p

Service d'études techniques des routes et autoroutes (**SETRA**), 2006 – Calcul des charges de pollution chronique des eaux de ruissellement issues des plate-formes routières – Note d'information – 11 p

Service d'études techniques des routes et autoroutes (**SETRA**), 2007 – Pollution d'origine routière ; conception des ouvrages de traitement des eaux – Guide technique – 83 p

Service régional d'aménagement des eaux (**SRAE**) Centre, 1988 – Étude de suivi des milieux aquatiques de l'autoroute A71 – 16 p + annexes

Site Internet [www.ecophyto-pro.fr](http://www.ecophyto-pro.fr)

Sriyaraj (K) et col., 2001 – An assessment of the impact of motoway runoff on a pond, wetland and stream – Environment International n°26, p433-439

Suaire (R), 2015 – Dynamique de transfert des fondants routiers dans un bassin de rétention des eaux de ruissellement routières : vers une solution d'assainissement par phytoremédiation – Thèse de doctorat de l'université de Lorraine – 222 p

Tachet *et al.*, 2010 – Invertébrés d'eau douce – Systématique, biologie, écologie – Paris : CNRS Éditions – 607 p

Université de Metz (laboratoire d'écotoxicologie, biodiversité, santé, environnement), non daté mais échantillonnage réalisés en 2001 – Évaluation de l'impact des eaux de ruissellement des grands axes de circulation routière sur le milieu naturel – commande du Service d'étude techniques des routes et autoroutes - opération DR 98 00 00 10/ n°10379 – 27 p + annexe

Université de Metz, 2002 – Approche de la pollution des eaux de ruissellement de chaussée autoroutière, étude de 3 sites expérimentaux – rapport de DESS de Julien Haller – 66 p

Verneaux (J), 1973 - Cours d'eau de Franche-Comté – Recherche écologique sur le réseau hydrographique du Doubs – Essai de biotypologie – thèse de l'Université de Besançon -

# ANNEXES

## ANNEXE A : Exemples de teneurs en polluants d'EPR sans ou avant traitement

Classe de données	Secteur géographique et nom ou n° de la route -->	A11, Nantes (pont de Cheviré)	Route non précisée, États-Unis	Non précisé	A11, Nantes (pont sur l'Erdre)	A72, Puy-de-Dôme (bassin versant du Chabanty)	Arrêté du 11/04/17 (1)	A titre d'information : Valeurs de référence dans un cours d'eau (2, 3)
	Type de données							
Année de production des données	–	2004 à 2006	1998	Non précisé	1995 - 1996	1998	Sans objet	Sans objet
Origine des données	–	Branchu <i>et al.</i> , 2013	Wu <i>et al.</i> , 1998 dans Suaire, 2015	Tromp <i>et al.</i> 2012, Clozel <i>et al.</i> 2006, Durand, 2003, dans Suaire, 2015	Legret <i>et al.</i> 1997	Legret, 2001	Sans objet	Sans objet
Caractéristiques du tronçon routier et de son trafic	Date de mise en circulation	Non précisé	Non précisé	Non précisé	1993	Non précisé	Sans objet	Sans objet
	Densité du trafic (Véhicules /jour)	89 000	25 000	ND	24 000 (Legret, 2001)	Mini : 10 000 (janvier) max : 20 000 (août)	Sans objet	Sans objet
	Classe de circulation	Autoroute	Autoroute	ND	Autoroute	Autoroute	Sans objet	Sans objet
	Superficie du bassin versant drainé, m <sup>2</sup>	ND	ND	ND	3 200	3 660	Sans objet	Sans objet
	Abords ouverts ou restreints	ND	ND	ND	ND	ND	Sans objet	Sans objet

Évaluation de l'impact des rejets chroniques des eaux de ruissellement routières sur la qualité biologique des rivières, 2018

	Type d'enrobé (et année de mise en service si chaussée drainante)	ND	classique	ND	Non drainant pour info : remplacé par drainant en juin 1996		ND	Sans objet	Sans objet	
	Pente du tronçon (‰)	ND (probablement faible)	ND	ND	ND (probablement faible)		ND	Sans objet	Sans objet	
	Autre information	Bassin routier d'un pont	néant	néant	Bassin routier d'un pont		néant	Sans objet	Sans objet	
Caractéristique du traitement des eaux de chaussée	-	Avant traitement	ND (avant traitement probable)	Avant traitement	Avant traitement		Absence de traitement (ouvrages étanches)		Après traitement éventuel (voir annexe II de l'arrêté)	Sans objet
Caractéristique de la pluie	Volume total écoulé (m3)	Non précisé (physico-chimie sur l'ensemble des événements pluvieux de la période)	Non précisé (physico-chimie sur l'ensemble des événements pluvieux de la période)	Non précisé (physico-chimie sur l'ensemble des événements pluvieux de la période)	Non précisé (physico-chimie sur l'ensemble des événements pluvieux de la période)		Non précisé (physico-chimie sur l'ensemble des événements pluvieux de la période)		Sans objet	Sans objet
	Débit de rejet maximum de l'événement pluvieux (L/s)									
Caractéristique des données physico-chimiques	Type de mesures physico-chimiques (moyenne, gamme de valeurs ...)	Mini-Maxi	Valeur moyenne (mode de calcul ND)	Valeur moyenne (mode de calcul ND)	Mini-Maxi		Mini-Maxi		NF	Valeurs de réf.
	Support d'analyse (eau brute, eau filtrée, MES ...)	ND (eau brute ?)	ND (eau brute ?)	ND	Eau brute	Eau filtrée	Eau brute	Eau filtrée	NF	Eau brute sauf eau filtrée pour les métaux
	Type de traitement ou d'extraction	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	NF	ND

Évaluation de l'impact des rejets chroniques des eaux de ruissellement routières sur la qualité biologique des rivières, 2018

Pollution mécanique	MEST (mg/L)	3 à 1300	ND	ND	16 à 270 (pics liés au trafic début juillet, au nettoyage du pont et au salage)	ND	3 à 42	ND	100	50
Sels dissous	Conductivité (µS/cm)	ND	ND	ND	60 à 17 600 (moy : 191 hors période hivernale, 3 200 en période hivernale)	ND	150 à 5 000	ND	NF	NF
Éléments minéraux majeurs	Cl <sup>-</sup> (mg/L)	3,8 à 870	ND	ND	2,7 à 6 400 (repris dans Legret, 2001)	2,7 à 6 400 (pics avec salage)	ND	28 à 1900	NF	NF
	Na <sup>+</sup> (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	NF	NF
Polluants organiques, produits de dégradation intermédiaires et finaux (nutriments)	DCO (mg/L)	ND	ND	ND	21 à 510 (pics pendant l'été et fonte des neiges)	ND	6 à 100	ND	300 (non décanté)	30
	DBO5 (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	100 (non décanté)	6
	COD (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	NF	7
	COT (mg/L)	3,5 à 41	ND	ND	ND	ND	ND	ND	NF	NF
	NH4 <sup>+</sup> (mg/L)	ND	ND	ND	ND	0,2 à 4,50	ND	0,2 à 1,0	NF	0,5
	NO2 <sup>-</sup> (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	NF	0,3
	PO4 <sup>3-</sup> (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	NF	0,5
Polluants métalliques	SO4 <sup>2-</sup> (mg/L)	ND	ND	ND	ND	6,7 à 400 (pics avec salage)	ND	4,6 à 15,1	NF	NF
	Cd (µg/L)	0 à 1,9	3	0,6 (dont 0,4 dissous et 0,2 particulaires)	0,21 à 4,20 (dont 54 % dissous et 46 % particulaires). Pics de concentration avec salage	0,11 à 3,60	0,1 à 4,1	0,1 à 1,9	NF	sur eaux filtrées NQE-MA : 0,08 à 0,25 selon la classe de dureté NQE-CMA : 0,45 à 1,5 selon la classe de dureté (µg/L)

Évaluation de l'impact des rejets chroniques des eaux de ruissellement routières sur la qualité biologique des rivières, 2018

	Cr (µg/L)	ND	ND	4,1 (dont 1,5 dissous et 2,6 particulaires)	ND	ND	1,2 à 7,6	0,6 à 2,7	NF	sur eaux filtrées 3,4
	Cu (µg/L)	22 à 1000	24	120 (dont 84 dissous et 36 particulaires)	11 à 150 (dont 56 % dissous et 44 % particulaires). Le % particulaire double avec salage	7,3 à 140	1 à 270	0 à 75	NF	sur eaux filtrées 1
	Ni (µg/L)	ND	ND	3,6 (dont 1,9 dissous et 1,8 particulaires)	ND	ND	ND	ND	NF	sur eaux filtrées NQE-MA : 4 NQE-CMA : 34
	Pb (µg/L)	1 à 270	20	29 (dont 2,6 dissous et 27 particulaires)	14 à 190 (moy : 41 hors salage, 87 avec salage)	0,5 à 19	2,6 à 92	0,7 à 21	NF	sur eaux filtrées NQE-MA : 1,2 NQE-CMA : 14
	Pd et Pt (µg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	NF	NF
	Zn (µg/L)	230 à 3 100	ND	290 (dont 130 dissous et 160 particulaires)	100 à 1 500 (dont 60 % dissous et 40 % particulaires)	57 à 1 400	71 à 1 000	34 à 820	NF	sur eaux filtrées 7,8
Hydrocarbures	HCT (µg/L)	ND	ND	ND	0,14 à 4,20	ND	ND	ND	10	NF
	HAP (ng/L)	ND	ND	ND	<11 à 480	ND	ND	ND	NF	NF
	Chrysène (µg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	NF	NF
	Benzo (a) pyrène (µg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	NF	NQE-MA : 0,00017 NQE-CMA : 0,27
	Benzo (b) fluoranthène (µg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	NF	NQE-MA : NF NQE-CMA : 0,017
	Benzo (k) fluoranthène (µg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	NF	NQE-MA : NF NQE-CMA : 0,017

Évaluation de l'impact des rejets chroniques des eaux de ruissellement routières sur la qualité biologique des rivières, 2018

	Benzo (g,h,i) pyrène (µg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	NF	NQE-MA : NF NQE-CMA : 0,0082
	Fluoranthène (µg/L)	ND	ND	ND	« le plus représenté »	ND	ND	ND	NF	NQE-MA : 0,0063 NQE-CMA : 0,12
Autres polluants	Phénols, urées, ferrocyanures, herbicides ...	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	NF	Sans objet

Tableau n° A : Exemples de teneurs en polluants d'eaux d'EPR sans ou avant traitement (selection de paramètres disponibles dans les études, valeurs arrondies à deux chiffres significatifs). Légende : ND : valeur non donnée ; NF : non fixé à ce jour, (1) Arrêté du 11/04/17 "relatif aux prescriptions générales applicables aux entrepôts couverts soumis à la rubrique 1510, [...] de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement", (2) Arrêté du 25/01/2010 (modifié) "relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surfaces": pour les paramètres généraux (MES à  $PO_4^{3-}$ ) : voir tab. 37 (limite inférieur du bon état), pour le Zn, Cu et Cr (polluants spécifiques) : voir tab. 45 (NQE-MA), pour l'état chimique : voir tab 88 (NQE-MA et NQE-CMA) : Pour les paramètres de diagnostic DCE : MES : voir Anx. 13 du guide du Ministère, 2016 (limite inférieure du bon état). (3) les valeurs sont pour les eaux brutes (non filtrées), à l'exception des métaux pour lesquels elles se rapportent à la fraction dissoute, obtenue par filtration de l'eau brute à travers un filtre de porosité 0,45 µm (arrêté du 27/07/2015, anx8, chap2).

## ANNEXE B : Exemples de teneurs en polluants d'EPR dans des bassins de dépollution

Classe de données	Secteur géographique et nom ou n° de la route -->	A39, secteur Aire du Jura (valeur pour les deux bassins étudiés)	A7 et A54 Provence (valeur pour les 5 principaux bassins étudiés)
	Type de données		
Année de production des données	-	2004	2002 - 2003
Origine des données	-	CETE Nord-Picardie, 2005	Scher, 2005
Caractéristique du tronçon routier et de son trafic	Densité du trafic (Véhicules /jour)	ND	A7 : 70 000 (été) 40 000 (reste de l'année)
	Classe de circulation	Autoroute	Autoroute
	Superficie du bassin versant drainé, m <sup>2</sup>	ND	7 300 à 47 000 (selon les bassins)
	Abords ouverts ou restreints	ND	ND
	Type d'enrobé	ND	ND
	Pente du tronçon	ND (probablement faible)	ND
	Autre information concernant la circulation routière	néant	néant
Caractéristique du traitement des eaux de chaussée	Type	Bassin de régulation – dépollution végétalisés	Bassin de dépollution
	Volume du bassin de dépollution (m <sup>3</sup> ) (+ le cas échéant, volume du bassin de régulation hydraulique)	ND	1 100 à 3 400 (selon les bassins) prof : 40 à 140 cm selon les bassins
	Crue prise en compte pour le bassin de dépollution (+ le cas échéant pour le bassin de régulation hydraulique)	ND	ND
Caractéristique de la pluie	Volume total écoulé (m <sup>3</sup> )	ND	ND (étude annuelle)

Tableau n° B1 : Caractéristiques des données pour le tableau B2 de concentration ci-dessous

	Paramètre (µg/L)	A39, secteur Aire du Jura (2004)			A7 et A54 Provence (2002-2003)	Valeur de référence dans les eaux de surfaces intérieures NQE-MA et NQE-CMA
		Entrée bassin (aval) (valeurs pour les 2 bassins)	Sortie bassin (Amont) (valeurs pour les 2 bassins)	Mare-témoin à 300 m de l'autoroute		
Type de mesures physico-chimiques (moyenne, Mini-Maxi ...)	–	Mesure ponctuelle après une pluie (valeurs pour les deux bassins étudiés)			Mini-Maxi (valeurs pour les 5 plus grands bassins étudiés : ORA, MRA, MRB, MRC, GRA)	–
Support d'analyse (eau brute, eau filtrée, MES ...)	–	ND			ND	Métaux : sur fraction filtrée, Hydrocarbures : sur eaux brutes (2)
Polluants métalliques	Cd	NS	NS	NS	NS à 0,9	sur eaux filtrées : MA : 0,08 à 0,25 selon la classe de dureté CMA : 0,45 à 1,5 selon la classe de dureté (µg/L)
	Cr	ND	ND	ND	ND	sur eaux filtrées 3,4
	Cu	0,002 à 0,23	NS à 0,008	NS	–	sur eaux filtrées : MA : 1 CMA : NF
	Ni	ND	ND	ND	ND	sur eaux filtrées NQE-MA : 4 NQE-CMA : 34
	Pb	NS à 0,01	NS	NS	NS à 3,3	sur eaux filtrées : MA : 1,2 CMA : 14
	Zn	NS à 0,54	NS à 0,016	0,37	–	sur eaux filtrées : MA : 7,8 CMA : NF
	Pd et Pt	NS	NS	NS	–	NF
Hydrocarbures	Chrysène	NS	NS	NS	–	NF
	Benzo (a) pyrène	NS	NS	NS	–	MA : 0,00017 CMA : 0,27
	Benzo (b) fluoranthène	NS à 0,03	NS à 0,02	NS	–	MA : NF CMA : 0,017
	Benzo (k) fluoranthène	NS à 0,014	NS	NS	–	MA : NF CMA : 0,017
	Benzo (g,h,i) pérylène	NS à 0,09	NS	NS	–	MA : NF CMA : 0,0084
	Fluoranthène	NS à 0,041	NS	0,20	–	MA : 0,0063 CMA : 0,12
	Phénanthrène	NS à 0,017	NS	0,014	–	NF
	Pyrène	NS à 0,28	NS à 0,018	0,081	–	NF

Tableau n° B2 : Teneurs de l'eau dans des bassins de régulation-dépollution des eaux pluviales (selection de paramètres disponibles dans l'étude, valeurs arrondies à deux chiffres significatifs). Légende : NS : non significatif, NF : non fixé à ce jour, (1) Arrêté du 25/01/2010 (modifié) "relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surfaces". Pour le Zn et Cu (polluants spécifiques) : voir tab. 45 (NQE-MA),

pour l'état chimique : voir tab. 88 (NQE-MA et NQE-CMA), (2) les valeurs sont pour les eaux brutes (non filtrées), à l'exception des métaux pour lesquels elles se rapportent à la fraction dissoute, obtenue par filtration de l'eau brute à travers un filtre de porosité 0,45 µm (arrêté du 27/07/2015, anx8, chap2).

## ANNEXE C : Exemples de teneurs en polluants de sédiments dans des bassins de dépollution

	Paramètre (ppm de MS)	A39, secteur Aire du Jura (2004)			A7 et A54 Provence (2002-2003)	Valeur de réf. : Arrêté de 1998 (épandage de boues de Step sur les sols agricoles) (1)	Valeur de référence Sédiment Aquaref (2)
		Entrée bassins (aval)	Sortie bassins (amont)	Mare-témoin à 300 m de l'autoroute			
Types de mesures		(valeurs ponctuelles pour les 2 bassins)	(valeurs ponctuelles pour les 2 bassins)	valeur ponctuelle	valeur ponctuelle pour les 5 bassins	Valeur ponctuelle	valeur ponctuelle
Support d'analyses		particules < 2mm	particules < 2mm	particules < 2mm	ND	ND	particules < 2mm
Polluants métalliques	Cd	0,64 à 1,1	0,59 à 1	0,92	NS à 4,5	20	« bruit de fond »
	Cr	ND	ND	ND	ND	1 000	NF
	Cu	15 à 180	11 à 23	20	40 à 270	1 000	NF
	Ni	ND	ND	ND	ND	200	NF
	Pb	50	44 à 56	68	NS à 160	800	« bruit de fond »
	Pd et Pt	NS	NS	NS	—	NF	NF
	Zn	93 à 950	68 à 125	130	49 à 730	3 000	NF
Hydrocarbures	Chrysène	NS à 0,034	NS à 0,24	NS	—	NF	NF
	Benzo (a) pyrène	NS à 0,033	NS à 0,31	NS	—	2 ('cas général') 1,5 (pâturages)	7,6
	Benzo (b) fluoranthène	0,037 à 0,31	NS à 0,3	NS	—	2,5	0,17
	Benzo (k) fluoranthène	0,021 à 0,044	NS à 0,14	NS	—	NF	0,014
	Benzo (g,h,i) pyrène	NS à 0,035	NS à 0,25	NS	—	NF	0,14
	Fluoranthène	0,051 à 0,096	NS à 0,71	0,034	—	5 ('cas général') 4 (pâturages)	0,083
	Phénanthrène	NS à 0,1	0,026 à 0,46	0,064	—	NF	NF
	Pyrène	NS à 0,12	NS	0,081	—	NF	NF

Tableau n° C : Teneurs des sédiments dans des bassins de régulation-dépollution des eaux pluviales (selection de paramètres disponibles dans l'étude, valeurs arrondies à deux chiffres significatifs). Légende : ppm : partie par million (1 ppm = 1 mg/kg), NS : non significatif, NF : non fixé à ce jour (1) Arrêté du 8 janvier 1998 (voir bibliographie), (2) Aquaref : fiches substances, site Internet consulté en 2018



## ANNEXE D : Exemples de teneurs en polluants de sédiments de ruisseaux à l'aval de rejets d'EPR

	Paramètre (ppm de MS)	Autoroute M1 Grande-Bretagne, 1990 – 1991 et 1993 Maltby <i>et al.</i> , 1994		Valeur de référence Sédiment Aquaref (1)
		Amont (par site)	Aval (par site)	
Type de mesure	–	valeur ponctuelle	valeur ponctuelle	valeur ponctuelle
Support d'analyse	–	particules < 2mm	particules < 2mm	particules < 2mm
Polluants métalliques	Cd	0,93	2,30	« bruit de fond »
		0,91	1,40	
	Cr	21	76	NF
		28	84	
	Cu	ND	ND	NF
	Pb	86	130	« bruit de fond »
69		84		
Pd et Pt	ND	ND	NF	
Zn	140	340	NF	
Hydrocarbures	HAP totaux (Equivalent Chrysème)	Selon des ruisseaux :		NF
		22	39	
		22	120	
		43	2,9	
		22	250	
		0,6	170	
		9,1	73	
		60	64	
	55	380		
	51	300		
	Chrysène	ND	ND	NF
	Benzo (a) pyrène	ND	ND	7,6
	Benzo (b) fluoranthène	ND	ND	0,17
	Benzo (k) fluoranthène	ND	ND	0,014
Benzo (g,h,i) pyrène	ND	ND	0,14	
Fluoranthène	0,27	3,2	0,083	
Phénanthrène	ND	ND	NF	
Pyrène	ND	ND	NF	

Tableau n° D : Teneurs des sédiments dans des ruisseaux (selection de paramètres disponibles dans l'étude, valeurs arrondies à deux chiffres significatifs). Légende : ppm : partie par million (1 ppm = 1 mg/kg), NS : non significatif, NF : non fixé à ce jour (1) Aquaref : fiches substances, site Internet consulté en 2018

## ANNEXE E : Exemples de communautés de macro-invertébrés dans des bassins de dépollution

Paramètre	A39, secteur Aire du Jura (2004)			A7 et A54 Provence (2002-2003)	ref
	Bassin n°1	Bassin n°2	Mare-témoin à 300m de l'autoroute	4 bassins ≥ 0, 11 ha : ORA, MRA, MRC, GRA	
Fréquence d'écht	1 opération de prélèvement estivale			1 prélèvement de prélèvement toutes les 4 semaines, pendant 1 an (mars 2002 – mars 2003)	Non connue
Effort d'échantillonnage	Substrats prélevés non précisés, Nbre de prélèvements élémentaires non précisé. Matériel : pour faune benthique : Surber, troubleau, piochon			Substrat prélevé non précisé. 6 prélèvements élémentaires par opération par bassin à partir de 0,11 ha, incluant la colonne d'eau totale (au troubleau) et les sédiments du fond (sur une surface de 0,8 m <sup>2</sup> et une prof. de 3 cm)	Non connue
Niveau de détermination taxonomique	Niveau IBGN			Niveau du Tachet et al. c'est à dire genre sauf famille pour certains taxons (+ Amoros 1984 pour les cladocères)	Non connue
GI de l'IBGN (taxon concerné)	8 : Brachycentridae	2 : Elmidae, Mollusques	6 : Nemouridae	ORA : 5 Hydroptilidae MRA : 3 Limnephilidae MRC : 3 Limnephilidae GRA : 5 Hydroptilidae	Non connue
GI « robuste » de l'IBGN (taxon concerné)	2 : Elmidae ( <i>Riolus sp.</i> ), Mollusques	2 : Elmidae ou Mollusques	2 : Baetidae, Caenidae, Elmidae, Mollusques	Tous bassins : 2 Baetidae, Caenidae, Mollusques + ORA : 2 Gammaridae	Non connue
Nombre de taxons IBGN	8	18	18	ORA : 26 MRA : 23 MRC : 24 GRA : 19	Non connue

Description du milieu	Ceinture végétalisée (joncs, roseaux, massettes, strate arbustive, hydrophytes et algues abondantes), surface libre totalement recouverte de lentilles d'eau, sédiment : anoxique, chargé en fines, MO mal décomposées et HC	Ceinture végétalisée (massettes, strate arbustive peu développée). Lentilles d'eau et algues abondantes (50 % de la surface)	- ceinture végétalisée (hélophytes) et hydrophytes (Élodée)	Voir les commentaires dans la partie 2, chapitre 1.1	Non connue
Conclusion de l'étude	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Présence de taxons polluo-résistants mais en faible abondance</li> <li>- Faible richesse en taxon corrélée à une faible richesse d'habitat et de qualité d'eau</li> <li>- pyramide écologique (broyeurs, prédateurs ...) perturbée</li> </ul> <p>Bilan : altération forte sur le plan de la qualité des eaux et des sédiments</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- taxons polluo-résistants et taxon saprobes</li> <li>- richesse en taxon moyenne</li> <li>- pyramide écologique assez diversifiée</li> </ul> <p>Bilan : altération forte de la qualité de l'eau</p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- taxons polluo-résistants,</li> <li>- richesse en taxon moyenne</li> <li>- pyramide écologique assez diversifiée</li> </ul> <p>bilan : altération modérée de la qualité de l'eau</p>	Voir les commentaires dans la partie 2, chapitre 1.1	

Tableau n° E : Exemple de communautés de macro-invertébrés dans des bassins de dépollution (d'après CETE Nord-Picardie, 2005 et d'après la thèse d'Oliver Scher, 2005). Voir les caractéristiques des bassins (tableau B1). Légende : GI = groupe indicateur

Connaissance et prévention des risques - Développement des infrastructures - Énergie et climat - Gestion du patrimoine d'infrastructures  
Impacts sur la santé - Mobilités et transports - Territoires durables et ressources naturelles - Ville et bâtiments durables

*Ce document ne peut être vendu. La reproduction totale du document est libre de droits.  
En cas de reproduction partielle, l'accord préalable de l'auteur devra être demandé.  
Référence : 14XXw – ISRN : XXXXXXXX*

Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement  
Direction territoriale Est – 1, boulevard Solidarité – 57076 Metz Cedex 3 – Tél : +33(0)3 87 20 43 00  
Siège social : Cité des Mobilités - 25, avenue François Mitterrand - CS 92 803 - F-69674 Bron Cedex - Tél : +33 (0)4 72 14 30 30  
Établissement public - Siret 130 018 310 00164 - TVA Intracommunautaire : FR 94 130 018 310 - [www.cerema.fr](http://www.cerema.fr)