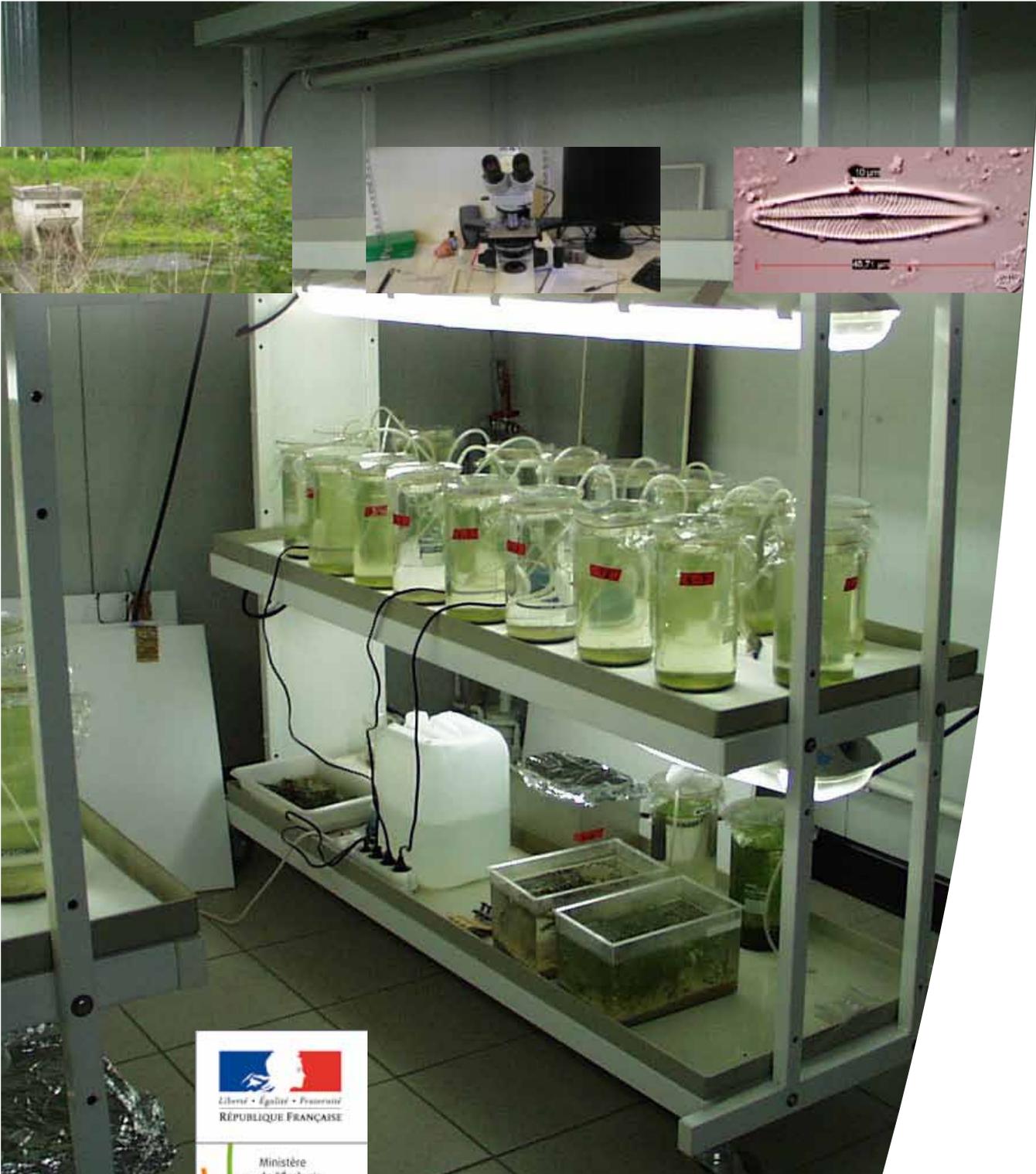


Éléments d'évaluation des risques écotoxicologiques des infrastructures routières



Ressources, territoires, habitats et logement
Énergie et climat Développement durable
Prévention des risques Infrastructures, transports et mer

Présent
pour
l'avenir

Page laissée blanche intentionnellement

Guide méthodologique

Éléments d'évaluation des risques écotoxicologiques des infrastructures routières



Ce document a été élaboré avec le soutien du Laboratoire des Sciences de l'Environnement de l'École Nationale des Travaux Publics de l'État (ENTPE) par un groupe de travail constitué de :

- Gilles Donguy (ENTPE/LSE) ;
- Yves Perrodin (ENTPE/LSE) ;
- Céline Chouteau (CETE Nord-Picardie) ;
- Pierrick Esnault (Sétra, puis DREIF/LREP).

La rédaction a été assurée par Gilles Donguy (ENTPE/LSE), Céline Chouteau (CETE Nord-Picardie), Pierrick Esnault (Sétra, puis DREIF/LREP) et Amandine Bommel-Orsini (Sétra).

Le guide a été soumis pour relecture et correction à : Virginie Billon et Olivier Norotte (CETE de Lyon), Fabien-Romain Duval et Patrick Guillope (CETE Normandie-Centre), Fabien Durr, Gérard Lafage et Dominique Stark (CETE de l'Ouest), Céline Hébrard (CETE Nord-Picardie), Philippe Branchu et Emmanuel Berthier (DREIF/LROP), Laurent Château (ADÈME), ainsi qu'Élise Trielli (Sétra).

Le document a été validé par les directions d'administration centrale du MEEDDM suivantes : DIT, DGPR, et CGDD.

Contact Sétra
Élise Trielli
elise.trielli@developpement-durable.gouv.fr

Sommaire

Introduction	6
Chapitre 1 - Principes généraux de l'ÉREcotox et utilisation dans le cas des projets d'infrastructures de transport	9
1 - Principes généraux de l'écotoxicologie et évaluation des risques écotoxicologiques	9
1.1 - Objectifs d'une ÉREcotox	9
1.2 - Données nécessaires à la mise en œuvre d'une ÉREcotox	9
2 - Périmètre de l'évaluation des risques écotoxicologiques	10
2.1 - Rappel des impacts des infrastructures de transport sur l'environnement aquatique	10
2.2 - Nature des impacts pouvant être étudiés lors d'une ÉREcotox	10
2.3 - Risques sanitaires et risques écologiques	11
2.4 - Risques aigus et risques chroniques	11
2.5 - Comparaison entre l'ÉRE basée sur l'écotoxicologie et des démarches d'évaluation existantes	11
2.6 - L'ÉREcotox vis-à-vis des méthodologies d'évaluation existantes	13
3 - Articulation de l'ÉREcotox avec les études de projet d'infrastructure de transport	16
Chapitre 2 - Les grandes étapes de l'ÉREcotox	17
1 - Les grandes étapes de l'ÉREcotox	17
2 - Étape initiale : formulation du problème	18
2.1 - Énoncé 3R de la formulation du problème	18
2.2 - Actions à mener pour la formulation du problème	19
3 - Étape 1 : caractérisation des dangers	22
3.1 - Énoncé 3R de la caractérisation des dangers	22
3.2 - Actions à mener pour la caractérisation des dangers	23
4 - Étape 2 : caractérisation de l'exposition	25
4.1 - Énoncé 3R de la caractérisation de l'exposition	25
4.2 - Actions à mener pour la caractérisation de l'exposition	25
5 - Étape 3 : caractérisation des effets	25
5.1 - Énoncé 3R de la caractérisation des effets	25
5.2 - Actions à mener pour l'étape de caractérisation des effets	25

6 - Étape 4 : évaluation des risques	26
6.1 - Énoncé 3R de l'évaluation des risques	26
6.2 - Actions à mener pour l'étape d'évaluation des risques	26
7 - Évaluation de l'incertitude dans l'évaluation des risques écotoxicologiques	26

Chapitre 3 - Exemple d'application : « Rejet d'un ouvrage de traitement des eaux de plate-forme routière dans un cours d'eau - Risque chronique »

29

1 - Étape initiale : formulation du problème	29
1.1 - Inventaire des données initiales	29
1.2 - Dessin du scénario (schéma conceptuel)	30
1.3 - Formulation des exigences de préservation des écosystèmes cibles	31
1.4 - Liste des voies d'exposition (transferts)	31
1.5 - Tableaux des écosystèmes	31
1.6 - Choix des substances traceurs de risques	31
1.7 - Choix des méthodes de caractérisation de l'exposition et des effets	32
1.8 - Choix d'une batterie de bioessais	32
1.9 - Établissement du modèle conceptuel	33
2 - Étape 1 : caractérisation des dangers	33
2.1 - Obtention des valeurs de concentration des traceurs de risques	33
2.2 - Caractérisation du danger	34
3 - Étape 2 : caractérisation de l'exposition	35
3.1 - Expression du taux d'abattement	35
3.2 - Calcul du ratio de dilution	35
3.3 - Calcul de la PEC	35
4 - Étape 3 : caractérisation des effets	36
5 - Étape 4 : évaluation des risques	38
5.1 - Calcul du rapport PEC/PNEC	38
5.2 - Interprétation du rapport PEC/PNEC	39
6 - Scénario « exposition aiguë »	41
6.1 - Inventaire des données	41
6.2 - Caractérisation des dangers	41
6.3 - Évaluation du risque	41

Annexes	43
Annexe 1 - Répartition des HAP dans les eaux pluviales des infrastructures routières	43
Annexe 2 - Bases de données sur l'écotoxicité des substances chimiques disponibles sur Internet	44
Annexe 3 - Liste des bioessais mono-spécifiques normalisés	46
Annexe 4 - Seuils de significativité biologique de bioessais	48
Annexe 5 - Essais d'élaboration de PNEC pour les HAP non couverts par les fiches substances de l'INÉRIS	50
Annexe 6 - Abaque : conditions d'écoulement dans les conduites circulaires ne coulant pas à plein débit	55
Bibliographie	56
Glossaire	58
Sigles et acronymes	59



Introduction

Contexte

L'écotoxicologie désigne l'étude des effets des produits chimiques sur les écosystèmes. Le principe de l'écotoxicologie consiste à introduire une substance ou une combinaison de substances au contact d'organismes vivants, puis à analyser leur réaction afin d'évaluer la toxicité éventuelle de la (ou des) substance(s) introduite(s).

L'écotoxicologie est une science jeune, le terme apparaît pour la première fois en 1960 sous la plume du toxicologue René Truhaut. Cette discipline s'est initialement consacrée aux polluants d'origine agricole (pesticides et insecticides), pour s'élargir ensuite à toutes les substances potentiellement toxiques pour les organismes terrestres et aquatiques : métaux lourds, Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), composés organochlorés, etc., dont certains sont les principaux éléments polluants des eaux de ruissellement routières, et également à toute pollution susceptible d'être produite suite à l'utilisation d'un produit nouveau ou d'une technique particulière de construction.

La Directive Cadre sur l'Eau [1], transposée en droit français dès 2004, impose l'atteinte du bon état des eaux de surfaces et des eaux souterraines d'ici 2015. Pour une eau de surface, l'état est établi à partir de critères écologique et chimique. La directive introduit donc une notion de qualité écologique des écosystèmes, au travers de la définition du bon et du très bon état écologique. Face à ces nouveaux enjeux, il est nécessaire de pouvoir appréhender quantitativement et qualitativement le risque que constitue l'émission de polluants sur les écosystèmes, et ce, particulièrement dans les cas où les écosystèmes cibles sont très sensibles et/ou très vulnérables.

Dans le contexte actuel de la législation précédemment décrite, il n'existe aucune prescription conduisant à réaliser des évaluations de risques écotoxicologiques dans les projets routiers. Le présent document propose aux concepteurs routiers une démarche méthodologique permettant, au-delà des approches physico-chimiques classiques, de mieux répondre aux enjeux de la Directive Cadre sur l'Eau. En tout état de cause, cette démarche ne présente pas de caractère obligatoire.

Dans le cadre des projets d'infrastructures, l'appréciation des risques pour l'environnement liés à une pollution (pollution chronique entraînée par les eaux de ruissellement, viabilité hivernale, émission de pollutions via l'utilisation de déchets en infrastructure routière) est le plus souvent réalisée par comparaison entre les valeurs de concentration prévues dans les cours d'eau et les valeurs limites de concentration (anciens objectifs de qualité des cours d'eau, etc.). L'état de l'art actuel indique que les paramètres Zn, Cu, MES⁽¹⁾, DCO⁽²⁾, HAP, Hc et Cd sont représentatifs de la pollution d'origine routière. Les concentrations de ces polluants seront donc estimées après rejet dans le milieu récepteur.

Bien que cette approche soit la plupart du temps considérée comme suffisante pour préserver la qualité écologique des cours d'eau (le bon état chimique étant considéré comme garant du bon état écologique dans le cas d'un rejet routier), dans les cas de cours d'eau très vulnérables, en bon état chimique, il n'existe pas d'indicateur spécifique ni de seuil réglementaire permettant d'apprécier l'impact de l'introduction d'une pollution d'origine routière dans le milieu.

Le présent document propose une démarche méthodologique permettant, au-delà de cette approche physico-chimique classique, de vérifier, dans ce type de cas, et en complément des paramètres physico-chimiques, la non-détérioration de l'état des eaux et les conditions de l'atteinte du bon état en 2015 conformément aux enjeux écologiques mis en exergue par la Directive Cadre sur l'Eau, ceci même si cette législation ne prévoit pas explicitement la réalisation de ce type d'étude pour les projets d'infrastructures.

L'évaluation des risques écologiques via l'utilisation de l'écotoxicologie permet notamment d'évaluer si les substances introduites dans un milieu sont susceptibles de le dégrader en évaluant les effets sur des organismes représentatifs de l'écosystème au contact d'une pollution. Cette méthode est particulièrement efficace pour l'étude de milieux sensibles et peu anthropisés et donc plus vulnérables à l'introduction d'une nouvelle source polluante. Elle rentre ainsi dans le cadre du Plan National Santé-Environnement (PNSE) visant à répondre aux interrogations des Français sur les conséquences

(1) Matières En Suspension.

(2) Demande Chimique en Oxygène.



sanitaires à court et moyen terme de l'exposition à certaines pollutions de leur environnement. À moyen terme, l'application d'une telle méthode permettra de réduire les substances qui posent problème sur les milieux et plus largement pour la santé, et ainsi participera aux efforts engagés dans le cadre du PNSE2 (2009-2013)⁽¹⁾.

De plus, dans le cas d'un polluant pour lequel il n'existe pas de seuil réglementaire ou d'un mélange dont la composition exacte est inconnue, l'écotoxicologie permet tout de même d'appréhender les effets prévisibles d'une pollution sur l'environnement en testant directement la matrice-source sur les organismes considérés. Ainsi, cette démarche est adaptée dans le cas particulier où la conception même de l'infrastructure (choix des matériaux et/ou du type de construction de l'infrastructure très novateurs) rend incertaine la nature et l'effet des polluants potentiellement émis en phase construction et en phase chantier, et où l'approche liée à l'utilisation de valeurs seuils ne permet pas valablement de statuer sur le risque potentiel lié à l'utilisation de ces nouvelles techniques.

De manière générale, l'écotoxicologie peut être utilisée pour l'étude de n'importe quel environnement : aquatique, terrestre, voire aérien. Cependant, au vu des enjeux réglementaires fixant des objectifs ambitieux en matière de préservation et de mise en valeur de la ressource en eau superficielle, et en raison de la complexité d'études de certains milieux (zones humides, compartiments sédimentaires), nécessitant l'intervention pointue d'autres disciplines, l'utilisation du guide concerne pour l'instant principalement l'impact sur la colonne d'eau des cours d'eaux (le cours d'eau est ici limité à l'eau sans les sédiments et sa zone hyporhéique⁽²⁾ lorsqu'elle existe). La méthodologie générale décrite dans le guide peut cependant s'appliquer à d'autres milieux.

Objectif du document

Le présent document vise à fournir les éléments de connaissance disponibles répondant aux préoccupations des services du ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du

Développement Durable et de la Mer (MEEDDM), lors de la conception d'infrastructures linéaires et d'ouvrages annexes.

Il propose une méthode d'application des concepts de l'évaluation des risques écotoxicologiques au domaine routier. Cette démarche est particulièrement bien adaptée aux phases amont de conception des projets neufs. Le document sera amené à évoluer avec le développement de ce type d'étude, peu répandu à l'heure actuelle dans le domaine des infrastructures routières, mais susceptible d'intéresser les maîtres d'ouvrage qui souhaiteraient s'engager dans cette démarche volontaire sur des projets dont les caractéristiques, les enjeux et le contexte s'y prêtent ; cette méthodologie peut également être utilisée sur des aménagements existants. Il convient de rappeler que l'étude d'écotoxicologie ne se substitue pas aux études existantes sur l'eau et les milieux aquatiques, mais vient bien en complément de celles-ci.

À terme, cette méthodologie vise à donner un référentiel commun aux acteurs (entreprises, bureaux d'études, services publics chargés de la protection de l'environnement) désirant utiliser l'évaluation des risques écotoxicologiques pour :

- connaître le risque d'impact de l'introduction d'une substance polluante ou d'un mélange de substances polluantes via les eaux de ruissellement dans un milieu récepteur très sensible ;
 - connaître l'impact potentiel de l'utilisation d'une technique de construction sur l'environnement aquatique, par l'évaluation du danger et du risque liés aux eaux issues de la percolation par l'infrastructure elle-même.
- En sa forme actuelle, la méthodologie proposée est donc destinée :
- aux concepteurs d'infrastructures de transport désireux d'étudier un risque particulier de pollution par l'intermédiaire de l'évaluation des risques écologiques basée sur l'écotoxicologie ;
 - aux bureaux d'études publics ou privés désirant encadrer ou mettre en œuvre une évaluation des risques écologiques liés à une infrastructure de transport.

Le présent document s'inscrit dans la continuité d'un premier travail rédigé en 2006 par l'ENTPE (Donguy et Perrodin, 2006) [2]. Celui-ci présentait une méthodologie cadre qui a été ici développée et adaptée au domaine particulier des infrastructures de transport.

(1) Le PNSE₂ a pour objectif de réduire de 30 % les émissions dans l'air et dans l'eau de six substances toxiques d'ici 2013 et notamment d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (action 5), ainsi que de réduire les apports de certaines substances dans le milieu aquatique (action 29).

(2) La zone hyporhéique correspond aux interstices saturés en eau situés sous le lit du cours d'eau et dans les rives, qui contiennent une certaine proportion d'eau du chenal (White, 1993).



Figure 1 – Exemples de composante « Source » : infrastructure routière (LCPC/LR St Quentin)



Figure 2 – Exemples de composante « TRANSFERT » : fossés étanches (LCPC/LR St Quentin)



Figure 3 – Exemples de composante « TRANSFERT » : ouvrages de traitement des eaux de ruissellement (LCPC/LR St Quentin)



Chapitre 1

Principes généraux de l'ÉREcotox⁽¹⁾ et utilisation dans le cas des projets d'infrastructures de transport

La méthodologie décrite dans le présent guide se focalise sur les impacts sur les écosystèmes aquatiques. Plusieurs méthodes permettent de réaliser une évaluation des risques écologiques. La méthodologie présentée fait appel à l'écotoxicologie, elle sera donc appelée dans la suite du document « Évaluation des Risques Écotoxicologiques » ou ÉREcotox. Afin de permettre une meilleure lecture et une meilleure compréhension de la méthodologie présentée dans ce guide, un exemple d'application est donné dans le chapitre 3. Le scénario déroulé au chapitre 3 est un exemple d'application possible, d'autres exemples auraient pu être choisis (comme un scénario de déchets utilisés en infrastructure routière, etc.). Dans notre cas, l'exemple concerne une infrastructure routière dont les eaux de ruissellement, après passage dans un ouvrage de traitement, sont susceptibles de polluer le cours d'eau servant d'exutoire.

1 - Principes généraux de l'écotoxicologie et évaluation des risques écotoxicologiques

1.1 - Objectifs d'une ÉREcotox

L'écotoxicologie est une science qui étudie l'impact potentiel de substances chimiques dans l'environnement. Cette science se base en partie sur des tests consistant à observer la réponse biologique (mort, inhibition de la croissance, perturbation de la reproduction, ...) d'un ou

plusieurs organismes vivants suite à l'introduction d'une substance ou d'une matrice complexe (mélange) dans son environnement. Ces tests sont appelés bioessais.

L'évaluation des risques écotoxicologiques vise à identifier, à partir d'un scénario donné, les quantités de polluants susceptibles d'atteindre une cible (cours d'eau, nappe, sol, etc.), et à prédire le risque d'effet sur l'écosystème via l'utilisation de bioessais.

1.2 - Données nécessaires à la mise en œuvre d'une ÉREcotox

Le déroulement d'une Évaluation des Risques Écotoxicologiques (ÉRE) suppose à la base que soit clairement identifiée la situation potentiellement source de dommages pour l'environnement, notamment à travers trois composantes à caractériser :

- la ou les « SOURCES » d'émission de polluants (fig. 1) ;
- la ou les voies de « TRANSFERT » des polluants (fig. 2) ;
- le ou les écosystèmes « CIBLES » (fig. 3).

Par exemple, dans le cas décrit dans le chapitre 3, à savoir le rejet d'eaux de ruissellement routières dans un cours d'eau, les trois composantes sont :

- composante « SOURCE » :
 - typologie de voies (nombre de voies, surface imperméabilisée), trafic, présence de glissières, etc.
- composante « TRANSFERT » :
 - fossé étanche ;
 - ouvrage de traitement plus ou moins complexe.
- composante « CIBLE » :
 - typologie des cours d'eau ;
 - périmètre de l'évaluation des risques écotoxicologiques.

¹ ÉREcotox ou Évaluation des Risques Écotoxicologique

2 - Périmètre de l'évaluation des risques écotoxicologiques

Bien que de nom et d'approche similaire, l'évaluation des risques écotoxicologiques ne s'inscrit pas dans un contexte réglementaire à la différence d'une évaluation des risques pour une étude de site ou sol pollué. L'évaluation des risques écotoxicologiques est bien un outil pour interpréter et prédire l'effet de l'introduction de substances dans un milieu. À ce titre, contrairement à l'évaluation des risques sur les sites et sols pollués, aucune obligation réglementaire ne découle directement des résultats fournis par l'ÉREcotox (réalisation de plan d'action et de réduction, évaluation de risque résiduel), autres que les obligations du contexte dans lequel elle a été utilisée (dossier loi sur l'eau, étude d'impact, étude exploratoire).

2.1 - Rappel des impacts des infrastructures de transport sur l'environnement aquatique

La construction d'une infrastructure de transport peut avoir de nombreux impacts sur le milieu aquatique. Ces impacts sont rappelés dans le tableau 1 :

Type d'impact	Origine
Chimie du cours d'eau	Rejets d'eaux de ruissellement contenant des substances polluantes
	Percolation des eaux météoriques via l'infrastructure de transport jusqu'à la ressource en eau souterraine
	Renversement accidentel de substances dangereuses sur l'infrastructure
Chimie du cours d'eau et morphologie du cours d'eau	Terrassement et décapage du terrain (entraînement de fines particules et d'hydrocarbures dans le milieu)
Morphologie du cours d'eau	Travaux et interventions en lit mineur (notamment son artificialisation), sur les berges et la ripisylve, les annexes hydrauliques en lit majeur (zones humides, etc.)
	Dérivations de cours d'eau (temporaires ou définitives)
	Couverture de cours d'eau
	Rectification des profils ou du tracé des cours d'eau

Tableau 1 – Liste non-exhaustive des impacts potentiels des infrastructures de transport sur les écosystèmes aquatiques

2.2 - Nature des impacts pouvant être étudiés lors d'une ÉREcotox

Les impacts environnementaux se divisent traditionnellement en risques globaux (effet de serre, trou dans la couche d'ozone, fragmentation des habitats, etc.) et en risques locaux relatifs aux écosystèmes. L'écotoxicologie fournit des résultats à l'échelle de l'introduction d'un polluant dans un écosystème. Elle permet donc d'étudier les risques d'impacts liés à la modification de la chimie des cours d'eau. Son utilisation n'est cependant pas adaptée pour étudier les impacts environnementaux globaux tels que la hausse des températures dans les cours d'eau, les situations d'étiage, etc., ni pour appréhender les dommages liés à la modification physique des milieux (imperméabilisation des sols, rectification de cours d'eau, érosion de berges, etc.).

Les situations susceptibles d'être traitées via l'utilisation d'une ÉREcotox sont donc résumées dans le tableau 2 :

Situations	Exemples
Travaux	Terrassement et décapage du terrain (entraînement de fines particules et d'hydrocarbures dans le milieu)
Accidents	Renversement par un camion de substances toxiques sur la chaussée
Rejets saisonniers	Viabilité hivernale, épandage de produits phytosanitaires
Rejets d'eaux pluviales	Infiltration des eaux de plate-forme à partir des ouvrages de traitement de type bassin d'infiltration
	Rejet des eaux de ruissellement des infrastructures routières dans les cours d'eau
....	Rejet d'eaux issues d'un procédé de fabrication de l'infrastructure (eaux de ruptures d'émulsion) dans le milieu naturel Infiltration d'eaux contaminées par le contact avec des matériaux potentiellement pollués présents dans l'infrastructure (valorisation de déchets, etc.)

Tableau 2 – Principales situations à risque liées aux infrastructures de transport pouvant être étudiées via l'ÉREcotox

2.3 - Risques sanitaires et risques écologiques

Dans son déroulement et sa méthodologie, l'ÉRécotox présentée ici se rapproche d'une Évaluation des Risques Sanitaires (ERS)⁽¹⁾. La démarche ERS, définie dans le cas spécifique des projets routiers dans la circulaire du 25 février 2005 et dans la note méthodologique sur l'évaluation des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact routières [2][3], a pour finalité de quantifier le risque auquel est soumise la population impactée par un projet routier. Elle est précédée d'une identification fine des enjeux sanitaires (identification et localisation des établissements ou sites sensibles) et se décompose en quatre grandes étapes (identification du potentiel dangereux des polluants, caractérisation des relations doses-effets et choix de valeurs toxicologiques de référence, évaluation de l'exposition des populations, caractérisation des risques).

La réponse d'un écosystème à l'introduction d'une substance polluante est très différente de celle d'un organisme humain. Ainsi, la même substance présente dans les mêmes concentrations peut représenter un risque pour un écosystème et être inoffensive pour l'homme, et réciproquement. L'ÉRécotox est donc complémentaire à l'évaluation des risques sanitaires mais ne se substitue pas à cette démarche.

2.4 - Risques aigus et risques chroniques

En matière de risques, on distingue les risques aigus⁽²⁾ et les risques chroniques⁽³⁾. L'écotoxicologie définit donc deux types de bioessais : les bioessais de toxicité aiguë et les bioessais de toxicité chronique.

En fonction du type d'organisme, de la durée d'essai et des paramètres biologiques observés, il est en effet possible d'obtenir une réponse caractéristique des expositions à des risques aigus ou chroniques.

2.5 - Comparaison entre l'ÉRé basée sur l'écotoxicologie et des démarches d'évaluation existantes

Dans le cadre de l'ÉRé, trois démarches pour l'appréciation des effets des polluants sur les organismes peuvent être utilisées (de façon indépendante ou complémentaire), à savoir :

- l'évaluation des risques écotoxicologiques ;
- l'approche écologique ;
- l'évaluation des empoisonnements secondaires.

(1) Démarche d'évaluation des effets sur la santé.

(2) Rejets liés à un événement exceptionnel limité dans le temps, tel qu'un déversement accidentel ou un rejet pluvieux suite à une crue exceptionnelle.

(3) Un risque chronique peut, par exemple, être issu de l'accumulation dans le temps de phénomènes aigus ou bien d'un rejet permanent.

L'approche écologique est basée sur le constat des nuisances écologiques à partir de la réponse d'un écosystème réel à une pression. Face à un risque de pollution, il est possible d'évaluer les risques encourus par le milieu en étudiant un milieu similaire ayant été sujet à la même pollution. Des indicateurs de qualité écologique sont utilisés pour évaluer la dégradation du milieu : Indice Biologique Global Normalisé (IBGN), Indice Biologique Diatomées (IBD), Indice Poisson Rivière (IPR). Cette approche est la plus proche des réalités de terrain, et permet notamment d'observer les dégradations issues d'une altération physique de la morphologie du cours d'eau. Cependant, il est généralement difficile de connaître avec certitude l'origine d'une dégradation observée dans un milieu, hormis dans le cas où le milieu est vierge d'anthropisation et n'est uniquement soumis qu'à la pression étudiée. De même, il est impossible de généraliser les résultats observés lors d'une telle démarche puisque deux écosystèmes ne réagiront pas de la même manière à la même pression écologique. Pour ces raisons, il est donc conseillé de réserver l'approche écologique aux contextes uniquement rétrospectifs, à savoir le constat d'impacts liés à l'implantation d'un ouvrage ou d'une activité. À noter que bien que l'approche écologique pure ne puisse être utilisée de manière prédictive, lorsque cette approche a été utilisée dans des situations analogues (même type de milieu et de pression), il est possible d'utiliser le retour d'expérience fourni par les indicateurs dans un but prédictif. L'évaluation des empoisonnements secondaires se focalise sur les risques écologiques liés aux polluants bio-accumulatifs qui se concentrent le long des chaînes trophiques. La méthodologie d'évaluation des empoisonnements secondaires consiste à analyser, à partir de données de concentrations dans le milieu, des facteurs de concentrations issus de la littérature, ou observés à partir de données expérimentales, les effets et/ou les risques liés à la bio-accumulation des polluants dans les organismes via la chaîne trophique. Son utilisation est donc complémentaire de l'évaluation des risques écotoxicologiques, elle permet d'évaluer le risque lié à la bio-accumulation d'une pollution en fin de chaîne trophique, ce que ne permet pas l'ÉRécotox. En revanche, son utilisation se focalisant uniquement sur les polluants bio-accumulatifs, l'utilisation de l'Évaluation des Empoisonnements Secondaires ne permet pas :

- la prise en compte des phénomènes de toxicité aiguë, généralement indépendants des phénomènes de bio-accumulation ;
- l'évaluation de la toxicité chronique liée à des pollutions ne s'accumulant pas dans les tissus.

Cette approche peut donc être utilisée en complémentarité de l'ÉRécotox.

Les trois démarches sont résumées dans le tableau 3 :

Démarches	Méthodes utilisées	Avantages	Inconvénients	Contexte
Évaluation des Risques Écotoxicologiques (ÉREcotox)	Utilisation de bioessais normalisés et/ou standardisés pour apprécier les effets des polluants sur les organismes de l'écosystème cible	Démarche reproductible adaptée à l'étude de la toxicité de tous les polluants	Non adaptée à l'étude des impacts sur la morphologie des cours d'eau	Prospectif
Approche écologique	Basée sur le constat de nuisances écologiques : IBGN (Indice Biologique Global Normalisé), IBD (Indice Biologique Diatomées) et IPR (Indice Poisson Rivière)	Résultats basés sur la réponse d'un écosystème réel. Approche adaptée à l'étude des dégradations d'origine physique (altération de la morphologie des cours d'eau)	Démarche non-reproductible en raison des spécificités de chaque site	Rétrospectif
Évaluation des Empoisonnements Secondaires	Étude du transfert des polluants dans les organismes supérieurs via les chaînes trophiques, à l'aide notamment de l'estimation des BCF (Bio Factor Concentration), des DJA (Dose Journalière Admissible) et/ou des CBR (Critical Body Residue)	Démarche la plus adaptée à l'étude des risques liés aux polluants bio-accumulatifs	Démarche ne prenant pas en compte les phénomènes de toxicité aiguë ou de toxicité de polluants non-accumulatifs	Prospectif ou rétrospectif

Tableau 3 – Les trois grandes catégories de démarches d'appréciation des effets des polluants sur les organismes dans le cadre d'une ÉRE

Le présent document est basé sur la démarche d'Évaluation des Risques Écotoxicologiques (ÉREcotox) particulièrement adaptée à un contexte prospectif d'ÉRE. Cette démarche se décline elle-même en deux grands types d'approches explicitées par la suite : l'approche « substances » et l'approche « matrice ».

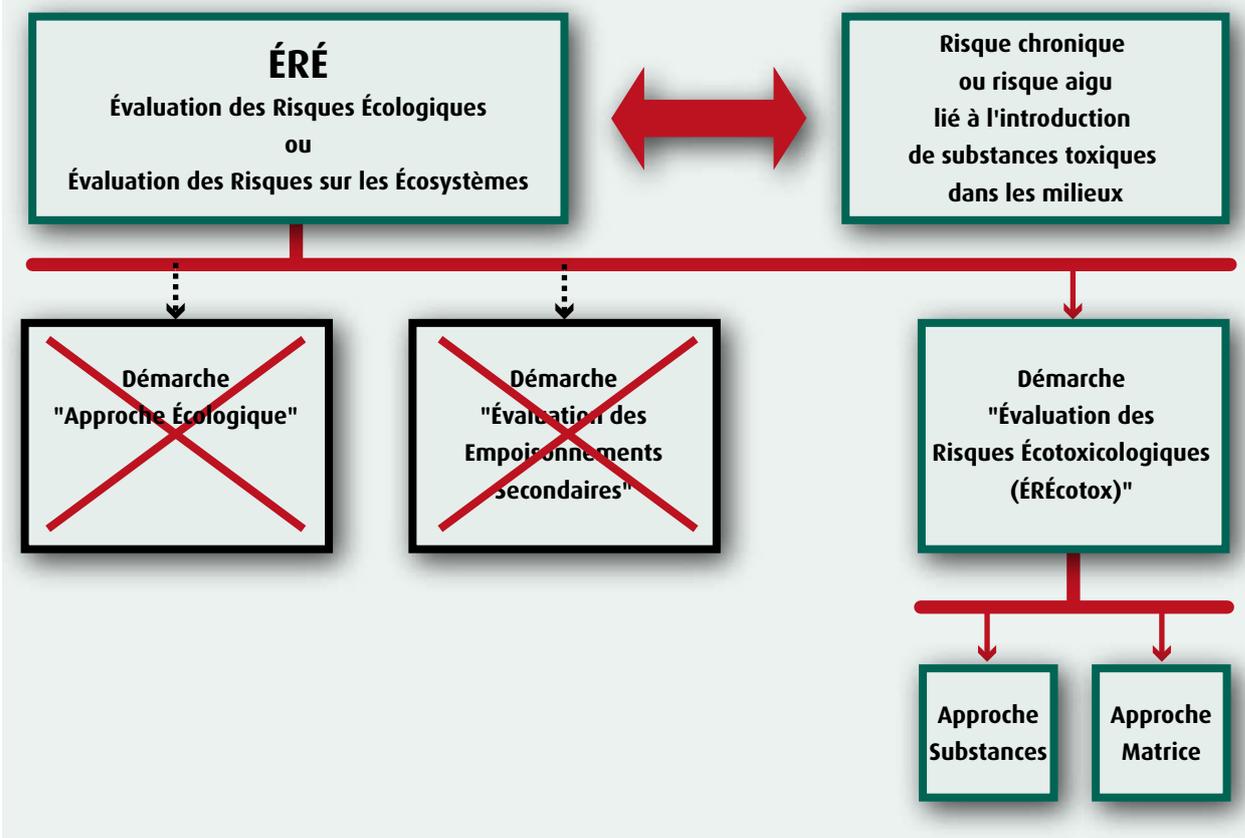


Figure 4 – Nature des risques et démarches d'évaluation des risques prises en compte dans le guide

2.6 - L'Écotox vis-à-vis des méthodologies d'évaluation existantes

2.6.1 - Rappel de la législation applicable aux projets d'infrastructures linéaires

Art. L. 122-1 du Code de l'environnement

« Les études préalables à la réalisation d'aménagements ou d'ouvrages qui, par l'importance de leurs dimensions ou leurs incidences sur le milieu naturel, peuvent porter atteinte à ce dernier, doivent comporter une étude d'impact permettant d'en apprécier les conséquences. Cette étude d'impact est transmise pour avis à l'autorité administrative de l'État compétente en matière d'environnement par l'autorité chargée d'autoriser ou d'approuver ces aménagements ou ces ouvrages. »

La plupart des projets d'infrastructure linéaire, de part leur importance et les dommages qu'ils sont susceptibles de causer à l'environnement, sont donc encadrés par un régime d'étude d'impact.

Art. R. 122-1 du Code de l'environnement

« II. - L'étude d'impact présente successivement :

1° Une analyse de l'état initial du site et de son environnement, portant notamment sur les richesses naturelles et les espaces naturels agricoles, forestiers, maritimes ou de loisirs, affectés par les aménagements ou ouvrages ;

[...]

2° Une analyse des effets directs et indirects, temporaires et permanents du projet sur l'environnement, et en particulier sur la faune et la flore, les sites et paysages, le sol, l'eau, l'air, le climat, les milieux naturels et les équilibres biologiques, sur la protection des biens et du patrimoine culturel et, le cas échéant, sur la commodité du voisinage (bruits, vibrations, odeurs, émissions lumineuses) ou sur l'hygiène, la santé, la sécurité et la salubrité publique ;

[...]

5° Une analyse des méthodes utilisées pour évaluer les effets du projet sur l'environnement mentionnant les difficultés éventuelles de nature technique ou scientifique rencontrées pour établir cette évaluation. »

Comme vu précédemment, l'Écotox peut donc être l'un des moyens utilisés afin d'évaluer les risques d'effets néfastes indirects ou directs sur les écosystèmes suite à l'introduction de substances polluantes dans l'environnement.

2.6.2 - Régime de l'autorisation au titre de la police de l'eau

Art. R. 214-1 du Code de l'environnement

« Sont soumis à autorisation de l'autorité administrative les installations, ouvrages, travaux et activités susceptibles de présenter des dangers pour la santé et la sécurité publique, de nuire au libre écoulement des eaux, de réduire la ressource en eau, d'accroître notablement le risque d'inondation, de porter gravement atteinte à la qualité ou à la diversité du milieu aquatique, notamment aux peuplements piscicoles. »

À nouveau, la plupart des projets d'infrastructures linéaires sont soumis à un régime d'autorisation ou de déclaration au titre de la législation sur l'eau.

Les régimes d'autorisation ou de déclaration au titre de la police de l'eau prévoient ainsi la réalisation d'un dossier d'incidences. Dans le cas des autorisations, le dossier d'incidences doit contenir (art. R. 214-6 du Code de l'environnement) :

« Les incidences directes et indirectes, temporaires et permanentes, du projet sur la ressource en eau, le milieu aquatique, l'écoulement, le niveau et la qualité des eaux, y compris de ruissellement, en fonction des procédés mis en œuvre, des modalités d'exécution des travaux ou de l'activité, du fonctionnement des ouvrages ou installations, de la nature, de l'origine et du volume des eaux utilisées ou affectées et compte tenu des variations saisonnières et climatiques [...]

c) Justifiant, le cas échéant, de la compatibilité du projet avec le schéma directeur ou le schéma d'aménagement et de gestion des eaux et de sa contribution à la réalisation des objectifs visés à l'article L. 211-1 ainsi que des objectifs de qualité des eaux prévus par l'article D. 211-10 ; [...]

Lorsqu'une étude d'impact ou une notice d'impact est exigée en application des articles R. 122-5 à R. 122-9, elle est jointe à ce document, qu'elle remplace si elle contient les informations demandées ».

À nouveau, l'Écotox peut être l'un des outils dont dispose le maître d'œuvre pour évaluer les risques d'altération de la qualité des eaux de surface.

2.6.3 - Objectif d'atteinte du bon état des eaux en 2015 dans le cas des infrastructures de transport

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE) [1] fixe des objectifs ambitieux pour la préservation et la restauration de l'état des eaux superficielles (eaux douces et eaux côtières) et pour les eaux souterraines :

- atteindre d'ici 2015 un bon état général pour les eaux superficielles (y compris les eaux côtières) et souterraines ;
- veiller à la non-dégradation de la qualité des eaux existantes ;
- réduire progressivement les rejets de substances « prioritaires » et supprimer les rejets de substances « prioritaires dangereuses ».

Les projets d'infrastructures linéaires doivent respecter ces objectifs environnementaux en mettant en œuvre les mesures nécessaires pour prévenir ou limiter le rejet de polluants dans les eaux et prévenir la détérioration de leur état :

- pour les eaux superficielles :
 - en ne remettant pas en cause un bon ou très bon état écologique des masses d'eau (biologie, physico-chimie) ;
 - en ne remettant pas en cause un bon état chimique des masses d'eau (normes de qualité chimique européennes).
- pour les eaux souterraines :
 - en ne remettant pas en cause le bon état chimique des masses d'eau (biologie, physico-chimie) ;
 - en mettant en œuvre les mesures nécessaires pour inverser toute tendance à la hausse, significative et durable, de la concentration de tout polluant.

La DCE s'appuie sur les indicateurs hydrobiologiques (IBGN, IBD, ... en France) pour l'évaluation de l'état du milieu aquatique. Cette évaluation du milieu aquatique a posteriori permettra notamment de juger de la mise en œuvre de la DCE par les états membres. La DCE s'appuie donc sur l'approche écologique pour évaluer le respect du bon état des eaux, c'est-à-dire dans une démarche « a posteriori ».

Comme indiqué précédemment, l'approche écologique permet difficilement de réaliser une évaluation a priori : il est donc nécessaire, dans une démarche de projet, de disposer d'une méthode prédictive qui puisse indiquer si une pression est susceptible de dégrader les écosystèmes.

Dans la mesure où l'évaluation du risque écotoxicologique permet de conclure à une absence d'effets négatifs liés à l'introduction de substances dans les écosystèmes, l'ÉREcotox peut être l'un des outils utilisés dans le cadre d'un projet pour juger de l'adéquation de celui-ci avec l'objectif de bon état (ou de maintien en très bon état) des masses d'eau.

2.6.4 - Principes et limites des méthodologies d'évaluation et de réduction des impacts existants

De nombreuses méthodologies existantes ont pour but d'évaluer et de réduire les impacts issus des infrastructures linéaires (la plupart s'appliquant uniquement aux projets routiers). En reprenant les situations potentiellement génératrices d'impact, il est possible d'identifier des méthodologies d'études et de réduction des impacts environnementaux pour la plupart des cas rencontrés.

2.6.5 - Situations à risque non traitées par les méthodologies existantes

Lorsque les situations à risque sont traitées par des points de méthodologie déjà existants (cf. tableau 4), il n'est pas utile de recourir au déploiement d'une ÉREcotox. Cependant, dans certaines zones à très forts enjeux en matière d'environnement, l'utilisation d'une ÉREcotox peut venir appuyer les résultats fournis par ces méthodologies existantes.

Dans les cas où la situation à risque n'est pas couverte par la méthodologie générale, le choix de procéder à une ÉREcotox doit être guidée par :

- la sensibilité du milieu aquatique concerné (cours d'eau non anthropisé, et/ou en très bon état écologique) ;
- le retour d'expérience disponible sur ces situations à risque ;
- les capacités à mener l'ÉREcotox jusqu'à son terme (disponibilités de données suffisantes sur les substances en cause ou possibilité d'obtenir un échantillon de matrice).

Situation	Méthodologies existantes	Résumé des points de méthodologie intéressant l'évaluation et la réduction des impacts sur la ressource en eau	Limites
Terrassement et décapage du terrain (entraînement de fines particules et d'hydrocarbures dans le milieu)	Chantiers routiers et préservation du milieu aquatique [4] R	Protection de la ressource en eau via des dispositifs d'assainissement provisoires (filtres à paille) et un management environnemental de chantier	Les impacts en phase chantier sont évalués qualitativement et non quantitativement
Renversement par un camion de substances toxiques sur la chaussée	Pollution d'origine routière – Conception des ouvrages de traitement des eaux [5] R. Méthode de Hiérarchisation de la Vulnérabilité de la Ressource en eau [6]	Évaluation de la vulnérabilité de la ressource en eau et choix des dispositifs de protection de la ressource en eau (rétention, imperméabilisation) en fonction de cette vulnérabilité	--
Viabilité hivernale, épandage de produits phytosanitaires	--	--	--
Rejet et/ou infiltration des eaux de ruissellement des infrastructures	Prise en compte de la Directive Cadre sur l'Eau ainsi que des enjeux liés à l'eau et aux milieux aquatiques dans l'élaboration des projets routiers (projet Sétra) Pollution d'origine routière – Conception des ouvrages de traitement des eaux [5]	Évaluation de la compatibilité des rejets avec les objectifs d'atteinte du bon état écologique Conception et dimensionnement des ouvrages de traitement de la pollution	Évaluation des impacts en fonction des normes de qualité définissant le bon état chimique, et de la physico-chimie sous-tendant la biologie 2005/12 [7]
Rejet d'eaux issues d'un procédé de fabrication de l'infrastructure (eaux de ruptures d'émulsion) dans le milieu naturel	--	--	--
Utilisation de matériaux alternatifs issus de déchets dans les infrastructures de transport	Acceptabilité de matériaux alternatifs en techniques routières – Évaluation géotechnique et environnementale (projet MEEDDM)	Évaluation du potentiel de lixiviation des polluants présents dans les matériaux alternatifs Comparaison à des valeurs limites environnementales découlant de normes de qualité réglementaires (eau potable, bon état chimique)	Approche pertinente vis-à-vis du respect de la qualité chimique des masses d'eau. Certains matériaux peuvent nécessiter des études complémentaires lorsqu'ils dépassent les valeurs limites environnementales

Tableau 4 – Principales situations à risque liées aux infrastructures de transport et description des méthodologies d'évaluation et de réduction d'impact. R = méthodologie s'intéressant uniquement au cas des infrastructures routières

3 - Articulation de l'ÉREcotox avec les études de projets d'infrastructures de transport

Dans les cas où l'ÉREcotox est utilisée pour alimenter les dossiers d'études d'impact et/ou les dossiers d'études d'incidence, l'avancement de l'ÉREcotox doit être réalisé en fonction de la progression des études, et donc des données disponibles.

La méthodologie décrite dans le tableau 5 pourra donc être opportunément utilisée pour les deux dernières phases, sachant que c'est dans la phase de l'établissement du dossier Police de l'eau que les données seront les plus précises.

À nouveau, l'application de l'ÉREcotox est à moduler en fonction de la sensibilité de l'écosystème cible (zones très sensibles ou vulnérables, secteurs peu ou pas anthropisés, etc.). L'objectif est d'évaluer, a priori, les risques de dégradation de la qualité biologique liés à ces rejets routiers, dans un souci de respect de l'objectif de non-dégradation de l'existant visé par la DCE.

Stade des études	Nom des études	Données disponibles pour l'ÉREcotox	Apport de l'ÉREcotox
Niveau 1	Études préliminaires Études d'opportunité	À ce stade, la méthodologie ne doit pas être appliquée mais reste un outil de communication parmi tant d'autres (ex. : outils rétrospectifs tels que le retour d'expérience sur le suivi des IBGN sur les rejets routiers)	
Niveau 2	Études d'impact (obtention de la Déclaration d'Utilité Publique)	Délimitation des masses d'eau Topographie, réseau hydrographique, bassins versants et thalwegs Caractérisation de la qualité des masses d'eau affectée par le projet : - état écologique ; - état chimique Zones protégées (eaux, milieu naturel). Régime hydrologique : Q étiage, Q MNA5, Q10 et Q100 Niveau de pression anthropique (qualitatif) influant sur la qualité de la ressource en eau	L'ÉREcotox peut évaluer si les émissions de substances polluantes sont susceptibles de représenter un danger pour l'environnement aquatique. L'ÉREcotox peut permettre un premier prédimensionnement des ouvrages notamment sur les débits de fuite des ouvrages, les caractéristiques générales, etc
Niveau 3	Dossier Police de l'eau	Positionnement et dimensionnement des ouvrages de rejet et de traitement de la pollution des eaux de ruissellement. À ce stade, il est possible de dérouler complètement l'approche écotoxicologique	Dimensionnement des ouvrages de manière à éviter tout risque pour les écosystèmes

Tableau 5 - Articulation d'une ÉREcotox utilisée dans le cadre des études de projets d'infrastructures de transport

Chapitre 2

Les grandes étapes de l'ÉREcotox

1 - Les grandes étapes de l'ÉREcotox

Sur le plan international, de nombreuses méthodologies d'ÉRE ont été développées ces dernières années, dont la plus universellement connue est celle de l'US EPA (*United States Environmental Protection Agency*) qui a publié en 1998 un guide méthodologique intitulé « Guidelines for Ecological Risk Assessment (ERA) » [8]. Pour obtenir plus d'informations concernant l'histoire et les caractéristiques des principales méthodologies d'ÉRE sur le plan international, nous renvoyons à une étude financée par RECORD (Réseau COopératif de REcherche sur les Déchets), intitulée « Évaluation et acceptabilité des risques environnementaux » (A. Deram et al., 2006) [9], qui fait, entre autres, l'analyse comparative de neuf méthodologies d'ÉRE (<http://www.record-net.org>).

Sur le plan national, le Laboratoire des Sciences de l'Environnement de l'ENTPE a proposé en 2002 (Donguy et Perrodin, 2006) [10] de retenir les cinq étapes majeures suivantes pour la mise en œuvre d'une ÉRE, sur lesquelles le document se base, à savoir :

- étape initiale : formulation du problème ;
- étape 1 : caractérisation des dangers ;
- étape 2 : caractérisation des expositions ;
- étape 3 : caractérisation des effets ;
- étape 4 : évaluation finale des risques.

La figure 5 illustre l'articulation entre ces cinq étapes et les composantes Source, Transfert et Cible.

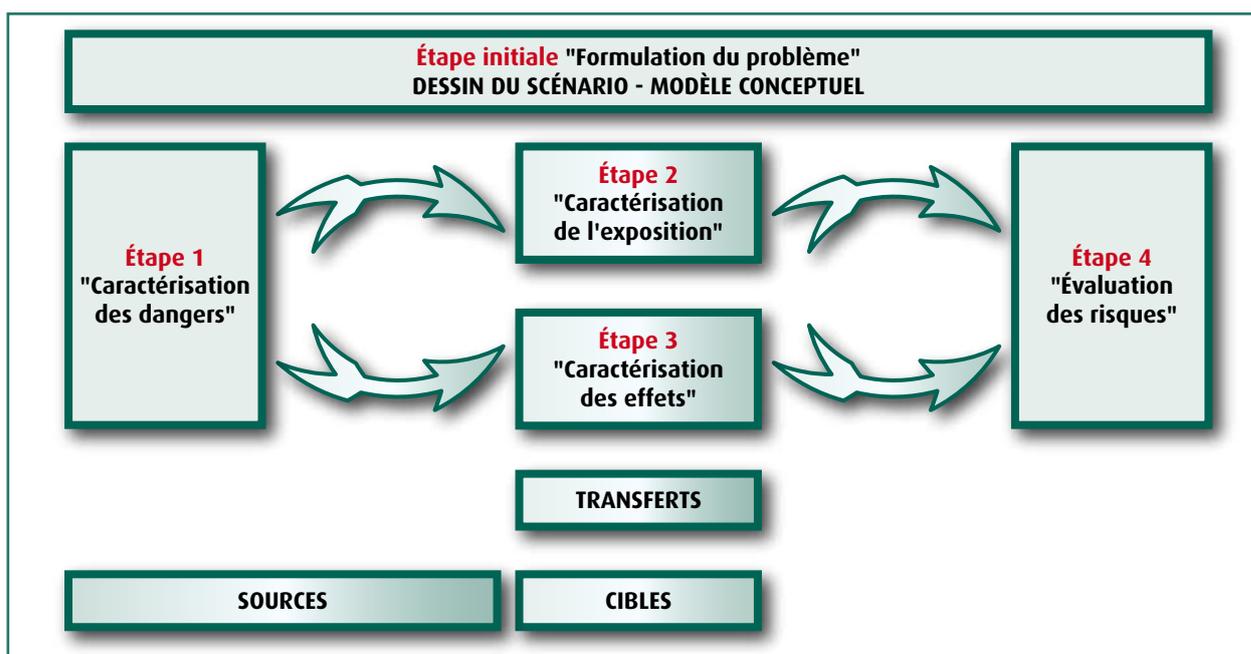


Figure 5 – Les cinq étapes d'une ÉRE (d'après Donguy et Perrodin, 2006) [10]

Conventions adoptées dans le document pour la présentation détaillée de chaque étape de l'ÉREcotox

Ce document étant avant tout une méthodologie, chaque étape est décrite sous un angle pratique de mise en œuvre à l'aide de « l'énoncé 3R », qui décrit trois axes interdépendants :

- « R » pour Résultats à obtenir : les données en sortie ;
- « R » pour Ressources disponibles : les données en entrée ;
- « R » pour Réalisation : les actions à mener.

2 - Étape initiale : formulation du problème

Cette étape est fondamentale, puisqu'elle aboutit à un certain nombre de choix qui seront ensuite effectivement mis en œuvre lors de l'ÉREcotox. Il s'agit en quelque sorte du cahier des charges de l'ÉREcotox.

Elle a pour but de clarifier le scénario étudié (Source, Transfert, Cible), et les moyens qui seront à mettre en œuvre pour mener à bien l'ÉREcotox. C'est donc une phase d'investigation et de choix techniques, à l'issue de laquelle un plan d'action doit être clairement établi pour la réalisation effective de l'ÉREcotox au cours des étapes suivantes.

2.1 - Énoncé 3R de la formulation du problème

2.1.1 - Résultats à obtenir

D'une façon générale, le but de cette phase est de définir un plan d'action de la conduite de l'ÉRE. Cette finalité passe par l'établissement d'un certain nombre de documents (dessins de scénarios, modèles conceptuels, tableaux des écosystèmes cibles, etc.) et le choix de certaines options (traceurs de risques, approche « substances » ou « matrice », etc.).

2.1.2 - Ressources et méthode

Les ressources sont :

- les données bibliographiques ;
- les données du site étudié : interviews de personnes concernées, documents administratifs, plans, etc.

Pour cela, la réalisation des neuf points suivants est nécessaire :

Ressources	Réalisations/Actions à mener	Résultats principaux
Bibliographie Données du site	<ol style="list-style-type: none">1. Inventaire des données initiales2. Dessin du scénario (schéma conceptuel)3. Formulation des exigences de préservation des écosystèmes4. Liste des voies d'exposition (transferts)5. Tableau des écosystèmes6. Choix des traceurs de risques7. Choix des méthodes de caractérisation de l'exposition et des effets8. Choix d'une batterie de bioessais9. Modèle conceptuel	Vision globale du scénario Plan d'action de l'ÉRE

Tableau 6 - Énoncé 3R de l'étape initiale, formulation du problème

2.2 - Actions à mener pour la formulation du problème

2.2.1 - Inventaire des données initiales

En toute logique, cette phase permettra d'alimenter les phases ultérieures, grâce aux éléments suivants :

- connaissance des substances ou matrices polluantes émises ;
- connaissance des aspects quantitatifs (volumes, débits, etc.) ;
- identification des sources d'émission de polluants, des voies de transferts et des écosystèmes cibles.

Les actions à réaliser consistent alors à :

- compiler les données bibliographiques ;
- faire des enquêtes sur le terrain : visite du site le cas échéant, interviews, etc. ;
- rassembler les documents techniques : plans, circulaires, guides, notices, etc ;
- recueillir les données relatives aux analyses les plus récentes réalisées sur la masse d'eau (auprès des agences de l'eau, ou de l'ONEMA).

2.2.2 - Dessin du scénario (schéma conceptuel)

Le dessin du scénario permet d'avoir une vision d'ensemble de celui-ci, en mettant concrètement en évidence la source d'émission, les voies de transfert des polluants et le(s) écosystème(s) cible(s).

Il s'agit donc de produire un dessin ou schéma manuel, scanné, inspiré d'un dessin existant ou réalisé à l'aide d'un logiciel. Il n'exige pas d'être précis du point de vue de l'échelle et peut osciller entre un dessin sophistiqué et un schéma stylisé.

Ce dessin doit cependant respecter les règles suivantes :

- traits pleins pour les transferts jugés significatifs ;
- traits en pointillés pour les transferts jugés d'importance secondaire ;
- mise en évidence des sources, des voies de transfert et des cibles ;
- commentaires des légendes le cas échéant.

2.2.3 - Formulation des exigences de préservation des écosystèmes cibles

Lors de cette étape, il s'agit de formuler ce qui paraît essentiel concernant la préservation des écosystèmes cibles, en concertation avec le gestionnaire et les acteurs locaux.

2.2.4 - Liste des voies d'exposition (transferts)

Cette liste vise à établir l'exhaustivité des voies de transfert. C'est un préalable indispensable à l'étape de caractérisation des expositions (peut se faire sous forme de tableau par exemple).

Identifier les voies de transfert, c'est identifier dans le scénario étudié, les voies de cheminements possibles des polluants vers les cibles.

2.2.5 - Tableau des écosystèmes

Le tableau des écosystèmes permet de préciser la nature des écosystèmes cibles et des organismes susceptibles d'être affectés. Il est, de ce fait, un préalable à l'étape de « caractérisation des effets ».

Pour réaliser un tableau des écosystèmes, quelques principes sont à respecter :

- une colonne pour les écosystèmes, une autre pour les organismes ;
- prendre en compte l'ensemble de la chaîne trophique pour les organismes ;
- dans certains cas, distinguer écosystèmes « artificiels » et « naturels ».

2.2.6 - Choix des substances traceurs de risques

Le but est ici de sélectionner les polluants pertinents pour l'ÉRE, à partir de la compilation des données collectées et d'un certain nombre de critères de choix. C'est un préalable à la caractérisation des dangers, phase au cours de laquelle des mesures physico-chimiques seront réalisées.

Il faut alors choisir des traceurs de risques à l'aide des critères suivants :

- en fonction du niveau de concentration des polluants dans les émissions ;
- en fonction du niveau de toxicité des polluants ;
- avec la volonté de couvrir au mieux la gamme de polluants spécifiques du scénario étudié, et en prenant en compte leur diversité (organiques ou minéraux, chimiques ou biologiques, etc.) ;
- en fonction de la nécessité de sélectionner des polluants agissant par le biais des différentes voies d'exposition présentes dans le scénario.

Il existe un certain nombre de bases de données accessibles depuis Internet qui synthétisent les connaissances disponibles sur les effets toxiques des polluants. À titre d'exemple, l'INERIS propose une base de données (BD) toxicologiques et une base de données environnementales sur son site www.chimie.ineris.fr.

L'annexe 2 fournit une liste non exhaustive des principales bases de données internationales sur la toxicité et/ou l'écotoxicité des substances accessibles via Internet.

Une fois le choix des traceurs de risques effectué, il convient de s'assurer que leur concentration initiale (avant mise en œuvre du projet) dans la masse d'eau du compartiment cible est connue (cf. inventaire des données initiales §2.2.1.).

Si tel n'est pas le cas, des analyses complémentaires doivent être envisagées afin de disposer de l'ensemble des données nécessaires à l'aboutissement de la démarche. En effet, par la suite, la concentration prévisionnelle en polluants (traceurs de risques) générée par le projet devra être ajoutée à la concentration initiale de ces mêmes traceurs de risques présente dans la masse d'eau.

2.2.7 - Choix des méthodes de caractérisation de l'exposition et des effets

Il s'agit de faire des choix méthodologiques pour la caractérisation des expositions et des effets.

L'exposition est caractérisée par l'expression de la PEC (*Previsible Environmental Concentration*). En ce qui concerne les effets, le choix de faire appel aux outils de l'écotoxicologie induit leur caractérisation par l'expression de la PNEC (*Predicted Non Effect Concentration*). Cette

dernière est estimée à partir de résultats de bioessais, qui aboutissent quant à eux à l'établissement des CSE (Concentration Sans Effet).

Le tableau 7 illustre les différentes options offertes à l'évaluateur pour caractériser d'une part l'exposition et d'autre part, les effets.

Théoriquement, toutes les combinaisons sont possibles entre le choix d'une démarche de caractérisation de l'exposition et le choix d'une méthode de caractérisation

EXPOSITION		EFFETS													
Approches théoriques															
<p>Niveau 1 Calcul simplifié de dilution/dispersion dans les compartiments cibles de l'environnement, sur la base de données relatives au scénario (débits, etc.)</p> <p>Niveau 2 Utilisation de modèles (informatisés le cas échéant) de transfert et de devenir des polluants (transferts dans les sols, biodégradation, évaporation, ...)</p> <p>Exemples : CANOE (logiciel d'hydrologie), MODFLOW (logiciel de modélisation des écoulements des polluants en milieu souterrain)</p>	<p>En mg/l, mg/kg, etc., pour chaque substance</p>	<p>Niveau 1 : approche « substances » Obtention de la CSE pour chaque organisme cible et pour chaque substance à partir d'une base de données internationales. Estimation des PNEC par substance : PNEC = CSE de l'organisme le plus sensible/Facteur d'extrapolation Nota : ce facteur est fonction du nombre de données disponibles.</p>	<table border="1"> <thead> <tr> <th>Données écotoxicologiques disponibles</th> <th>Facteur d'extrapolation</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Au moins une CL50 d'un essai court terme pour chacun des trois niveaux trophiques (poissons, invertébrés et algues)</td> <td>1000</td> </tr> <tr> <td>Une NOEC d'un essai long terme (poisson ou invertébrés)</td> <td>100</td> </tr> <tr> <td>Deux NOEC d'essais long terme avec deux espèces représentatives de deux niveaux trophiques (poissons et/ou invertébrés et/ou algues)</td> <td>50</td> </tr> <tr> <td>Trois NOEC d'essais long terme pour au moins trois espèces représentant trois niveaux trophiques (poissons, invertébrés, algues)</td> <td>10</td> </tr> <tr> <td>Données de terrain ou écosystème modèle</td> <td>Évalué au cas par cas</td> </tr> </tbody> </table>	Données écotoxicologiques disponibles	Facteur d'extrapolation	Au moins une CL50 d'un essai court terme pour chacun des trois niveaux trophiques (poissons, invertébrés et algues)	1000	Une NOEC d'un essai long terme (poisson ou invertébrés)	100	Deux NOEC d'essais long terme avec deux espèces représentatives de deux niveaux trophiques (poissons et/ou invertébrés et/ou algues)	50	Trois NOEC d'essais long terme pour au moins trois espèces représentant trois niveaux trophiques (poissons, invertébrés, algues)	10	Données de terrain ou écosystème modèle	Évalué au cas par cas
Données écotoxicologiques disponibles	Facteur d'extrapolation														
Au moins une CL50 d'un essai court terme pour chacun des trois niveaux trophiques (poissons, invertébrés et algues)	1000														
Une NOEC d'un essai long terme (poisson ou invertébrés)	100														
Deux NOEC d'essais long terme avec deux espèces représentatives de deux niveaux trophiques (poissons et/ou invertébrés et/ou algues)	50														
Trois NOEC d'essais long terme pour au moins trois espèces représentant trois niveaux trophiques (poissons, invertébrés, algues)	10														
Données de terrain ou écosystème modèle	Évalué au cas par cas														
Approches expérimentales (et théoriques)															
<p>Niveau 3 Simulation expérimentale du transfert et du devenir des polluants (production de percolats, etc.)</p> <p>Niveau 4 Mesures in situ (si le site existe déjà). Mise en place d'un suivi de la dispersion des polluants et prédiction de leur devenir sur la base de cette information et de celles des niveaux 1 à 3</p>	<p>En pourcentage d'une matrice complexe de substances</p>	<p>Niveau 2 : approche « matrice » avec essais mono-spécifiques Bioessais (daphnies, algues, ...) Obtention de la CSE (%) pour chaque organisme Estimation de la PNEC % : PNEC = CSE % de l'organisme le plus sensible/Facteur d'extrapolation</p> <p>Niveau 3 : approche « matrice » avec essais en microcosmes Microcosme Obtention de la CSE (%) pour chaque organisme Estimation de la PNEC % : PNEC = CSE % de l'organisme le plus sensible/Facteur d'extrapolation</p>													

Tableau 7 – Approches possibles pour l'évaluation de la PEC et la PNEC

des effets. Pour les cas les plus courants, les scénarios soumis à l'ÉRÉ pourront être traités dans le cadre d'une démarche théorique de niveau 1, tant pour la caractérisation de l'exposition que pour la caractérisation des effets (parties grisées du tableau 7). Néanmoins, pour des études à enjeux majeurs, un niveau plus approfondi pourra être choisi pour chacune des colonnes du tableau.

Pour la caractérisation de l'exposition, le choix du niveau d'évaluation sera fonction des possibilités d'étude, de l'ampleur du dossier, etc.

Les critères suivants sont à prendre en compte afin de choisir entre une démarche théorique et expérimentale :

- pour une démarche théorique : disponibilité ou non d'un modèle de calcul des expositions des substances concernées ;
- pour une démarche expérimentale : impossibilité d'évaluer correctement les expositions à l'aide d'une démarche théorique, et disponibilité d'outils expérimentaux permettant de caractériser le transfert (exemple : test de lixiviation sur sédiments contaminés).

Pour la caractérisation des effets, le choix entre une approche « substances » et une approche « matrice » peut s'opérer à l'aide du tableau 8 (voir notamment la rubrique « Applicabilité des approches ») :

2.2.8 Choix d'une batterie de bioessais

Que les données d'écotoxicologie soient obtenues à l'aide de Bases de Données Internationales (BDI), ou par la mise en œuvre effective de bioessais réalisés sur des organismes représentatifs des différents niveaux trophiques de l'écosystème, il est nécessaire de choisir la nature des tests écotoxicologiques sur lesquels s'appuiera l'ÉRÉcotox.

Les choix porteront alors sur :

- les bioessais aigus et/ou chroniques ;
- les organismes des modèles retenus ;
- les niveaux trophiques à prendre en compte.

Dans le choix des bioessais utilisés dans l'ÉRÉcotox, les éléments suivants sont à prendre en compte :

- exigences de préservation des écosystèmes cibles ;
- informations fournies par le tableau des écosystèmes ;
- utilisation préférentielle des bioessais normalisés ou à défaut standards (*cf.* annexes 3 et 4).

Pour plus d'exhaustivité, l'évaluateur peut également se référer au guide « Développement d'une méthode de sélection des tests biologiques de toxicité et de génotoxicité adaptée à différents scénarii » (ADÈME, 2005) [11].

Approche « substances »	Approche « matrice »
Caractéristiques	
Caractérisation des polluants : analyse des substances prises individuellement (ex. : plomb, cadmium, zinc, etc.) Les valeurs utilisées sont issues des bases de données écotoxicologiques généralement obtenues à partir des essais écotoxicologiques sur des gammes de concentration de la substance considérée	Caractérisation des matrices : analyse des matrices (ex. : déchet, effluent, sol, boue, ...) Les essais écotoxicologiques sont réalisés sur la matrice ou sur des gammes de dilutions de la matrice
Avantages	
Simplicité, faible coût Permet de fixer des objectifs de réhabilitation en termes de concentrations dans les milieux	Prise en compte des interactions possibles entre les substances présentes dans le milieu d'étude Meilleure prise en compte de la bio-disponibilité des polluants
Limites	
Interactions (antagonismes ou synergies) entre les substances non prises en compte Bio-disponibilité des substances peu ou mal appréciées	Complexité, coûts plus importants
Applicabilité des approches	
Dominance de quelques substances toxiques Modèles de calcul des expositions de substances robustes et éprouvés (transferts) Informations sur les « effets » disponibles pour les substances étudiées	Pas de dominance de toxiques, nature des substances présentes incertaines (identification des sources) Modélisation d'évaluation de l'exposition nécessitant un apport expérimental (ex. : test de percolation sur un déchet) Informations sur les « effets » non disponibles pour les substances étudiées

Tableau 8 - Liste des critères d'orientation pour le choix d'une approche « substances » ou « matrice » (ADÈME, 2006)

2.2.9 Établissement du modèle conceptuel

Le modèle conceptuel de fonctionnement du scénario se concrétise généralement par un schéma global où figurent l'ensemble de ses composants, leurs interactions, et toutes les autres informations utiles à la compréhension du mode de fonctionnement du système, comme les sources d'émission, les voies de transfert, les écosystèmes cibles (organismes et fonctions biologiques à préserver), les ratios massiques ou volumiques de dilution divers, etc.

Cette étape consistera alors à :

- rechercher et synthétiser des informations ;
 - représenter le modèle à l'aide d'un logiciel ou dessin manuel scanné ;
- en respectant les règles suivantes :
- hiérarchique (sources, transferts, cibles, effets) ;
 - légende ;
 - commentaires des légendes.

3 - Étape 1 : caractérisation des dangers

Au-delà de la caractérisation du danger⁽¹⁾ lui-même, l'enjeu de cette étape est de décider si l'ÉRÉ doit être poursuivie ou non, via la reconnaissance du caractère dangereux ou non des eaux de ruissellement, sur la base des traceurs de risques sélectionnés à l'étape initiale de formulation du problème.

L'évaluation de la dangerosité des eaux de ruissellement peut être basée sur le dépassement de concentrations « bruit de fond » de ces traceurs de risques (lorsque les concentrations sont connues), ou encore par comparaison avec des valeurs seuils, réglementaires ou de référence.

Pour ce faire, il est proposé ci-après (cf. chapitre 3.1.2) trois modalités possibles à choisir par l'évaluateur en fonction de critères locaux.

⁽¹⁾ La notion de danger exposée ici correspond à la toxicité intrinsèque de la source de polluant et ne fait donc pas référence à la notion de danger introduite dans les réglementations existantes, notamment en ce qui concerne le critère de substance ou déchet dangereux.

Nota : Écotoxicologie et paramètres physico-chimiques globaux

Les paramètres physico-chimiques globaux du milieu, tels que le taux de Matières En Suspension (MES) ou la Demande Chimique en Oxygène (DCO), ne sont jamais utilisés dans une évaluation des risques écotoxicologiques. En effet, dans les bases de données toxicologiques et environnementales, les informations sont fournies pour une molécule dont la toxicité est reconnue, ce qui explique pourquoi les MES et la DCO ne sont pas retenues comme traceurs de risques pertinents dans ce cas précis. Ces paramètres, bien que pouvant indiquer une pollution du milieu, ne donnent pas d'information quantitative sur la présence de substances toxiques dans le milieu, informations nécessaires à l'ÉRÉcotox. Il est cependant nécessaire, dans toute évaluation environnementale, d'évaluer les risques liés à ces paramètres, notamment afin d'identifier certains risques plus globaux (eutrophisation, turbidité), voire en ce qui concerne les MES d'évaluer les risques vis-à-vis des habitats (sédimentation importante, ...) et des organismes (colmatages des branchies, ...).

3.1 - Énoncé 3R de la caractérisation des dangers

Les résultats à obtenir sont les suivants :

- valeurs de concentration des traceurs de risques dans le compartiment « Source » ;
- établissement du caractère dangereux ou non de la source ;
- décision de poursuivre ou non l'ÉRÉ.

Les données nécessaires sont les données de l'étape initiale.

L'objectif final est alors :

- d'obtenir les concentrations des traceurs de risques dans le compartiment « Source » ;
- de caractériser le danger.

Ressources	Réalisations/ Actions à mener	Résultats principaux
Données de l'étape initiale	1. Obtention des valeurs de concentration des traceurs de risques. 2. Caractérisation du danger.	- Valeurs de concentration des traceurs de risques. - Établissement du caractère dangereux ou non de la source. - Décision de poursuivre ou non l'ÉRÉ.

Tableau 9 – Tableau de l'énoncé 3R de l'étape de caractérisation des dangers

3.2 - Actions à mener pour la caractérisation des dangers

3.2.1 - Obtention des valeurs de concentration des traceurs de risques

Les concentrations des substances « traceurs de risques » sont nécessaires afin de les comparer avec des valeurs seuils.

3.2.2 - Caractérisation du danger

L'un des enjeux majeurs de la caractérisation du danger est de décider ou non de la poursuite de l'ÉRÉ. En effet, il est inutile d'engager des études supplémentaires si la source polluante ne s'avère pas dangereuse.

Trois modalités, exclusives ou complémentaires, sont proposées pour juger de la dangerosité de la source :

- approche « substances » – Pour chaque traceur de risque, il est possible de comparer :
 - la concentration attendue avec la *Predicted No-Effect Concentration* (PNEC) de la substance ;
 - la concentration mesurée sur un Site Existant Équivalent (SEE) avec la PNEC de la substance ;
- approche « matrice » – Il est alors nécessaire de constater ou pas un effet écotoxicologique d'une matrice provenant d'un SEE.

La décision d'opter pour l'une ou l'autre de ces trois démarches peut s'appuyer sur les critères de choix suivants :

- les caractéristiques du projet : itinéraire total, type de voie, dimensionnement des ouvrages annexes, etc. ;
- la sensibilité des milieux récepteurs : secteurs à enjeux forts, etc. ;
- des critères économiques ;
- la disponibilité des données : existence d'un SEE compatible, etc.

Remarque : le recours à un SEE doit être réservé à des scénarios présentant des enjeux environnementaux importants pour lesquels il est nécessaire de préciser les différentes composantes.

Méthodologie de détermination des PNEC

La démarche proposée pour obtenir les valeurs de PNEC est illustrée par l'organigramme ci-dessous :

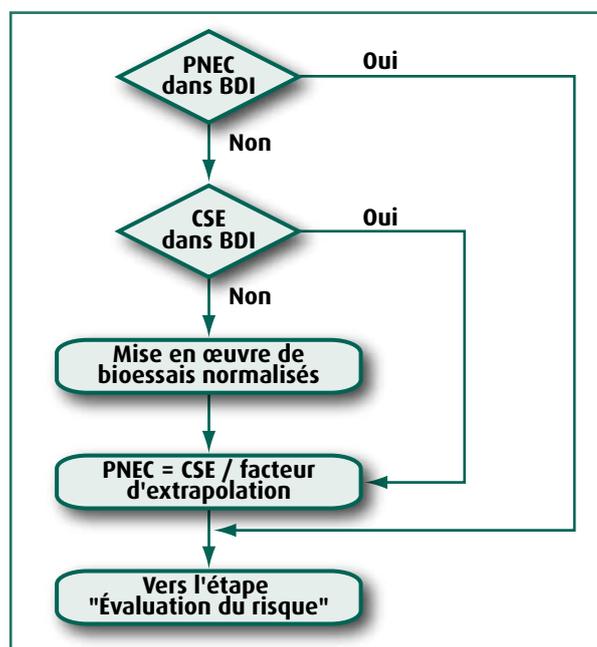


Figure 6 – Organigramme de la recherche des valeurs de PNEC substances⁽¹⁾ (d'après Donguy et Perrodin, 2006) [10]

Les principales banques de données internationales proposant des valeurs de PNEC sont celles de :

- l'INÉRIS (<http://chimie.ineris.fr>) ;
- l'US EPA (<http://www.epa.gov/ecotox>) ;
- l'OMS (<http://www.inchem.org>).

D'autres bases de données sont proposées dans l'annexe 3.

Lorsqu'il n'existe pas de valeur de PNEC pour une substance donnée dans les banques de données internationales, la PNEC peut être calculée selon les recommandations du Bureau Européen des substances Chimiques (ECB). Ces recommandations figurent dans le « Technical Guidance Document » (ECB, 2003) [12], manuel technique d'évaluation des risques chimiques pour les substances existantes ou nouvellement mises sur le marché (<http://ecb.jrc.it/>).

Pour une substance donnée, le principe est le suivant :

- prise en compte des résultats de bioessais de l'espèce la plus sensible ;
- application d'un Facteur d'Extrapolation (FE).

Ce qui se traduit par la formule :

$$\text{PNEC}_{\text{Substance}} = \text{CSE}_{\text{Substance}} / \text{Facteur d'Extrapolation.}$$

(1) La CSE (Concentration Sans Effet) est un terme générique faisant référence à la valeur du résultat d'un test écotoxicologique. Les modalités d'obtention de la PNEC via la formule $\text{PNEC} = \text{CSE} / \text{Facteur d'Extrapolation}$ seront précisées dans le chapitre consacré à la caractérisation des effets.

En pratique, et selon les données disponibles, la CSE est déduite de l'un des paramètres écotoxicologiques suivants :

- NOEC : *Non Observed Effect Concentration* ;
- LOEC : *Low Observed Effect Concentration* ;
- CE10 : Concentration d'Effet 10 % ;
- CE20 : Concentration d'Effet 20 % ;
- CE25 : Concentration d'Effet 25 % ;
- CE50 : Concentration d'Effet 50 %.

Le Facteur d'Extrapolation, qui reflète le degré d'incertitude entre des données de bioessais effectués en laboratoire et la réalité, est fonction de l'information disponible. Plus la richesse en informations est grande (nombre d'espèces, niveaux trophiques, etc.) plus le Facteur d'Extrapolation peut être faible.

Le tableau 11, adapté du « Technical Guidance Document » (ECB, 2003) [12], illustre ce principe :

Tests pris en compte	Facteur d'extrapolation
Un test aigu (CE50) pour chacun des trois niveaux trophiques (algues, daphnies, poissons).	1 000
Un test chronique (NOEC).	100
Deux tests chroniques (NOEC) et deux niveaux trophiques.	50
Trois tests chroniques (NOEC) et trois niveaux trophiques.	10

Tableau 10 – Critère d'établissement du Facteur d'Extrapolation pour le calcul de la PNEC, d'après le « Technical Guidance Document » [12]

Substances	PEC (mg/l)	Organismes	CSE	PNEC (mg/l)
Sb ₁	PEC ₁	Org 1	CSE ₁₁	$PNEC_1 = \frac{\text{Min}(CSE_{11}, CSE_{1i}, CSE_{1n})}{FE}$
		Org i	CSE _{1i}	
		Org n	CSE _{1n}	
...
Sb _i	PEC _i	Org 1	CSE _{i1}	$PNEC_i = \frac{\text{Min}(CSE_{i1}, CSE_{ii}, CSE_{in})}{FE}$
		Org i	CSE _{ii}	
		Org n	CSE _{in}	
...
Sb _n	PEC _n	Org 1	CSE _{n1}	$PNEC_n = \frac{\text{Min}(CSE_{n1}, CSE_{ni}, CSE_{nn})}{FE}$
		Org i	CSE _{ni}	
		Org n	CSE _{nn}	

(FE = Facteur d'Extrapolation, Min = Minimum, Max = Maximum)

Tableau 11 – Tableau modèle des étapes pour l'établissement d'une PNEC dans le cas de l'approche « substances »

Le but est de déterminer la PNEC pour chaque traceur de risque, en regard de l'organisme cible le plus sensible. La mise en œuvre de cette démarche est illustrée par le tableau 11.

Méthodologie de détermination des effets écotoxicologiques à partir d'un SEE

Pour ce faire, des bioessais couvrant plusieurs échelons de la chaîne trophique d'un cours d'eau seront réalisés sur des organismes modèles représentant les algues, les crustacés et les poissons. Les résultats des bioessais seront ensuite interprétés à l'aide d'un tableau de références sur les seuils de significativité biologique des critères d'effets mesurés lors des essais d'écotoxicité aquatique (cf. annexe 5).

L'examen de ce tableau montre que les seuils de significativité biologique varient de 20 à 30 % selon la nature des critères d'effets mesurés. Si au moins un bioessai présente un résultat supérieur au seuil, on conclura à la dangerosité de la source.

4 - Étape 2 : caractérisation de l'exposition

Les étapes précédentes permettent d'identifier des traceurs de risques et de conclure au caractère dangereux ou non de la source. Les substances dangereuses de la source d'émission vont se retrouver plus ou moins concentrées dans l'écosystème cible après leur cheminement selon les voies de transfert définies. Caractériser l'exposition, c'est estimer la teneur probable de ces substances au niveau de l'écosystème cible (PEC), en tenant compte des transformations subies lors de leur transfert (dilution, biodégradation, évaporation, changement de spéciation des substances, etc.).

4.1 - Énoncé 3R de la caractérisation de l'exposition

Les résultats à obtenir sont les suivants :

- évaluer les transformations subies par la source (expression du taux d'abattement de la substance considérée, calcul du ratio de dilution entre le rejet et le cours d'eau, etc.) ;
- calcul de la PEC.

Pour cela, les données nécessaires sont celles de :

- l'étude initiale ;
- la caractérisation des dangers.

Ressources	Réalisations/Actions à mener	Résultats Principaux
- Données de l'étape initiale - Données de la caractérisation des dangers	1. Évaluation des transformations subies par la source 2. Calcul de la PEC	PEC

Tableau 12 – Tableau de l'énoncé 3R de l'étape 2, caractérisation de l'exposition

4.2 - Actions à mener pour la caractérisation de l'exposition

Dans un premier temps, on cherchera à évaluer les transformations subies par la source. Il convient alors de définir les paramètres tels que le taux d'abattement de l'ouvrage, le ratio de dilution dans le cours d'eau, etc. On procédera ensuite au calcul de la PEC pour chaque substance.

5 - Étape 3 : caractérisation des effets

À ce stade de l'ÉRÉ, l'écosystème cible est caractérisé du point de vue de son exposition aux polluants. Les PEC sont définies pour chaque substance. Il s'agit maintenant d'apprécier les effets induits par ces substances sur les organismes exposés dans l'écosystème cible, grâce à l'établissement de la PNEC de chacune des substances.

Nous avons vu, dans le chapitre consacré à la caractérisation des dangers (cf. figure 7) que la PNEC d'une substance pouvait être obtenue directement à partir des banques de données internationales (par exemple avec les fiches de l'INÉRIS), calculées à partir de valeurs écotoxicologiques, elles-mêmes issues des banques de données et/ou de la mise en œuvre effective de bioessais.

5.1 - Énoncé 3R de la caractérisation des effets

On cherche ici à exprimer la PNEC pour chaque traceur de risque.

Pour cela, les données utilisées sont :

- les données de l'étude initiale ;
- les bases de données internationales (BDI) ;
- les bioessais normalisés ou standardisés.

Ressources	Réalisations/Actions À mener	Résultats principaux
- Données de l'étude initiale - BDI - Bioessais normalisés ou standardisés	Expression de la PNEC	PNEC

Tableau 13 – Tableau de l'énoncé 3R de l'étape 3, caractérisation des effets

5.2 - Actions à mener pour l'étape de caractérisation des effets

Pour chaque substance et pour un compartiment environnemental donné (aquatique, terrestre, etc.), il faut rechercher la PNEC dans les banques de données internationales. Lorsque la PNEC n'est pas disponible, il est alors indiqué de rechercher des valeurs de CSE dans les banques de données internationales et calculer la PNEC selon les règles du « Technical Guidance Document » (ECB, 2003) [12]. Si toutefois aucune valeur de CSE n'est disponible pour la substance considérée, il reste alors à envisager la mise en œuvre de bioessais, en faisant appel à un laboratoire qualifié.

6 - Étape 4 : évaluation des risques

Le risque peut être caractérisé par un « indice de risque » établissant le rapport entre une valeur de caractérisation de l'exposition et une valeur d'absence d'effet (ADÈME, 2006).

L'approche européenne, via le « Technical Guidance Document » (ECB, 2003) [12], exprime l'indice de risque par la méthode dite du quotient, se traduisant par le rapport PEC/PNEC. Ainsi, le risque est considéré comme acceptable si ce rapport est inférieur ou égal à 1, et inacceptable si ce rapport est supérieur à 1. La pertinence de cette valeur pivot de 1 sera bien entendu d'autant plus forte que les valeurs de PEC et de PNEC sont elles-mêmes pertinentes.

Le LSE (Donguy et Perrodin, 2006) [10] a par ailleurs proposé une interprétation plus nuancée de ce rapport, comme illustré dans le tableau ci-dessous :

Valeur de R	Interprétation
$R \gg 2$	Risque avéré
R proche de 1	Affiner l'évaluation
$R < 0,5$	Pas de risque

Tableau 14 – Interprétation des valeurs de « R » (Donguy et Perrodin, 2006)

6.1 - Énoncé 3R de l'évaluation des risques

Les résultats à obtenir sont les suivants :

- valeur du rapport $R = \text{PEC/PNEC}$ pour chaque substance ;
- interprétation de cette valeur.

Pour cela, on s'intéresse aux PEC et PNEC définies dans les étapes précédentes.

Ressources	Réalisations/ Actions À mener	Résultats principaux
- PEC - PNEC	Calcul de $R = \text{PEC/PNEC}$ Interprétation de R	Évaluation du risque

Tableau 15 – Tableau de l'énoncé 3R de l'étape 4, évaluation des risques

6.2 - Actions à mener pour l'étape d'évaluation des risques

Cette étape consiste à calculer le rapport PEC/PNEC pour chaque substance. Ce rapport « R » est ensuite interprété pour définir s'il y a un risque avéré ou non (en tenant compte des valeurs de « R », cf. tableau 14).

7 - Évaluation de l'incertitude dans l'évaluation des risques écotoxicologiques

L'incertitude de l'évaluation des risques résulte à la fois de l'incertitude sur l'évaluation de la PEC et de l'incertitude sur l'évaluation de la PNEC.

L'approche de l'incertitude sur la PEC nécessite l'évaluation de l'erreur liée à la mesure ou à l'évaluation de chacun des paramètres pris en compte pour son calcul, et dont la liste dépend du scénario étudié (pluviométrie, coefficient de ruissellement, perméabilité du sol, coefficient de diffusion et/ou de dispersion du sol, taux de lixiviation/percolation, débit du cours d'eau, taux de décantation des particules, analyse chimique de chacun des polluants, ...). Pour chacun de ces paramètres, l'évaluation de l'incertitude peut être effectuée soit par la méthode statistique, si les mesures peuvent être répétées, soit via la recherche par l'opérateur de l'ensemble des sources d'erreurs systématiques (ex : réglage du zéro, erreur de méthode, vieillissement des appareils, conditionnement et conservation des échantillons) et aléatoires (ex : lecture, température extérieure, ...).

Elle nécessite ensuite d'évaluer la propagation de l'incertitude liée à chacun de ces paramètres dans les différents calculs effectués pour l'évaluation de la PEC.

L'approche de l'incertitude sur la PNEC nécessite le même type de travail, en intégrant notamment les erreurs liées aux bioessais (les écarts-types des CE20 ou des CE50 sont toujours fournis avec les résultats suite à une analyse statistique des données expérimentales), ainsi que l'intégration des facteurs d'extrapolation retenus pour passer de la CSE de l'organisme le plus sensible à la PNEC de l'écosystème cible.

L'ensemble de ces calculs et de ces évaluations sont possibles. Pour ce faire, nous renvoyons le lecteur qui souhaite accompagner ses résultats des valeurs d'incertitudes (notamment lorsque les évaluations sont effectuées dans un contexte réglementaire) aux documents de référence sur le sujet (une liste non exhaustive de ces documents figure à la fin du paragraphe). Cela reste néanmoins, dans bien des cas, un travail lourd et compliqué au regard de l'intérêt du résultat. En effet, l'intérêt de l'évaluation des risques réside bien souvent davantage dans l'identification des maillons « critiques » de la chaîne de processus conduisant au risque sur les écosystèmes, que dans l'exactitude de la valeur absolue calculée pour le risque. En effet, ces maillons sont ceux sur lesquels on peut agir en priorité pour améliorer la situation.

Documents utiles (liste non exhaustive) :

- NF ENV 13005 d'août 1999 (guide pour l'expression des incertitudes de mesure).
- NF X07-001 de décembre 1994 (vocabulaire à employer pour l'expression des incertitudes de mesure).
- *Joint Propagation and Exploitation of Probabilistic and Possibilistic Information in Risk Assessment* de Cédric Baudrit, Didier Dubois et Dominique Guyonnet. *IEEE Transactions on Fuzzy Systems*, IEEE, Vol. 14 N. 5, p. 593-607, octobre 2006.
- *Hybrid Approach for Addressing Uncertainty in Risk Assessments* de D. Guyonnet, B. Bourguine., D. Dubois, H. Fargier, B. Côme et J.-P. Chilès. *Journal of Environmental Engineering* 129, p. 68-78, 2003.
- *Application of Uncertainty Analysis to Ecological Risks of Pesticides* de Andy Hart. CRC Press 1st edition, 2010. ISBN-10 : 1439807345. ISBN-13 : 978-1439807347.





Chapitre 3

Exemple d'application : « Rejet d'un ouvrage de traitement des eaux de plate-forme routière dans un cours d'eau – Risque chronique »

Le scénario traité concerne le rejet d'eaux de ruissellement dans un milieu naturel non anthropisé, le ruisseau La Béronnelle situé dans le nord de la France. Le rejet des eaux de ruissellement transite par un système de collecte des eaux et un dispositif de traitement des eaux de ruissellement.

L'objectif de la démarche est de vérifier l'innocuité *du rejet* sur les écosystèmes aquatiques du cours d'eau de la Béronnelle.

1 - Étape initiale : formulation du problème

La définition de l'événement pluvieux de type « chronique » ou « aigu » revient à considérer principalement le type de pluviométrie (régulière ou non) dans le secteur d'étude considéré.

Les déversements des ouvrages de traitement des eaux de plate-forme liés à des pluies « moyennes » (cas des secteurs géographiques où la pluviométrie est régulière sur une année) sont intermittents mais réguliers avec de faibles charges polluantes. Ceci conduit à considérer l'exposition des organismes de la colonne d'eau comme chronique. Ces eaux sont alors chargées en diverses substances minérales et organiques pouvant présenter, à terme, une toxicité pour les organismes de l'écosystème cible : on parle alors de risque écotoxicologique chronique.

Cependant, dans le cas de pluies de forte intensité (événement de pointe estival de débit Q1, orages estivaux ou automnaux sur le bassin méditerranéen) et/ou d'une pluviométrie irrégulière (sud de la France),

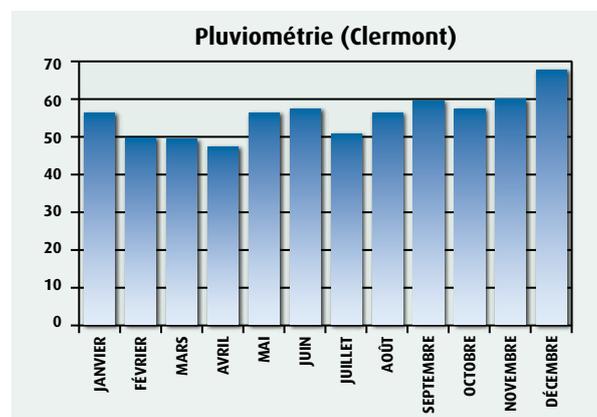
les caractéristiques du rejet peuvent correspondre à un risque aigu : apports dans le milieu naturel d'une charge de polluants ponctuelle et importante avec un traitement pouvant être moins efficace et des relargages éventuels par des phénomènes de remise en suspension de sédiments de fond de bassin.

Le chapitre 3 est donc basé sur l'exposition chronique, la prise en compte de phénomènes aigus sera présentée au paragraphe 6.

1.1 - Inventaire des données initiales

L'inventaire des données initiales a permis, entre autres, de dégager les éléments suivants :

- site d'étude dans le département de l'Oise ;
- pluviométrie annuelle : 670 mm ;
- présence de zinc, de cadmium, de cuivre, de plomb, d'hydrocarbures et d'HAP dans les eaux de ruissellement ;



- mise à disposition d'une notice de calcul des charges de pollution chronique des eaux de ruissellement issues de plates-formes routières (Sétra, 2006 [13]) ;
- plan de l'ouvrage de traitement (bassin de régulation-dépollution) ;
- surface de l'ouvrage : 450 m², hauteur 1,5 m dont 0,30 m de marnage ;
- identification de l'écosystème cible : cours d'eau La Béronnelle ;
- débit de fuite du rejet dans le cours d'eau La Béronnelle : 20 litres/s ;

- débit d'étiage du cours d'eau : 100 litres/s (débit d'étiage validé comme donnée d'entrée) ;
- retours d'expérience du Sétra : le coefficient d'abattement entre les concentrations à l'arrivée dans l'ouvrage de traitement et les concentrations rejetées dans le cours d'eau est d'environ 70 % (80 % pour les métaux, 65 % pour les hydrocarbures) ;
- tableau par défaut des ratios de répartition des principaux HAP dans les eaux pluviales des infrastructures routières : cf. annexe 1 (hypothèse de travail).

1.2 - Dessin du scénario (schéma conceptuel)

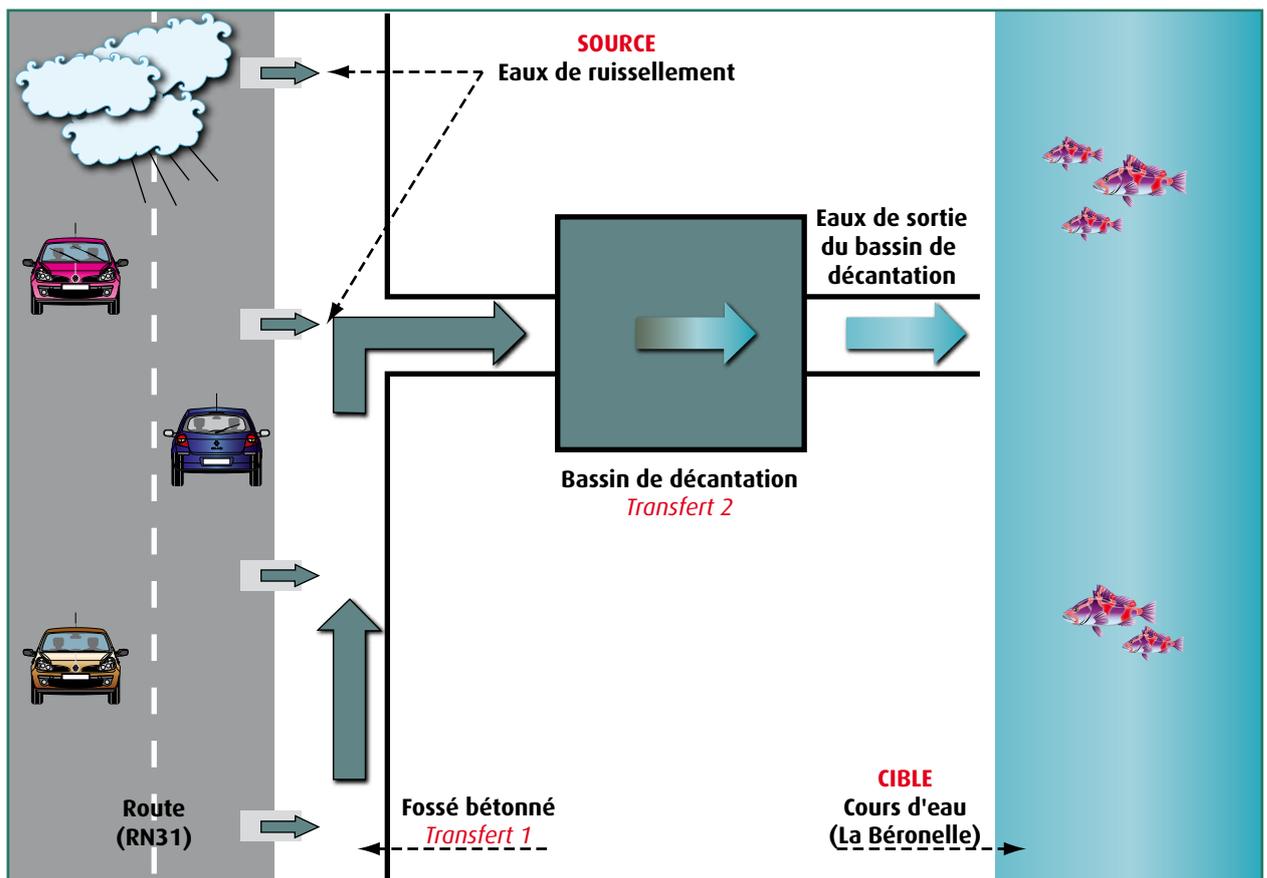


Figure 7 – Dessin du scénario d'écoulement des eaux pluviales de la RN 31 vers La Béronnelle (vue de dessus)

Dans la suite du guide, nous abrégons par commodité l'appellation « scénario d'écoulement des eaux pluviales de la RN 31 vers La Béronnelle » sous la forme « scénario de la RN 31 ».

1.3 - Formulation des exigences de préservation des écosystèmes cibles

Les exigences de préservation du cours d'eau La Béronnelle s'expriment à deux niveaux :

- d'un point de vue environnemental général, le rejet ne doit pas présenter de risques écotoxicologiques pour les organismes du cours d'eau ;
- du point de vue du respect des objectifs de la DCE, quel que soit l'état initial du cours d'eau, la mise en œuvre d'une infrastructure routière ne doit pas déclasser le cours d'eau, ni remettre en cause l'atteinte du bon état en 2015, dans le cas où l'objectif du bon état ne serait pas atteint dès à présent.

1.4 - Liste des voies d'exposition (transferts)

Dans ce scénario, les voies de transfert successives sont bien identifiées :

Source d'émission des polluants	Voies d'exposition : mécanismes de transferts	Écosystèmes ou ouvrages cibles
Eaux pluviales	Ruissellement	Fossés bétonnés
Eaux pluviales collectées dans les fossés	Écoulement	Bassins de décantation
Eaux décantées du bassin de décantation	Décantation, puis écoulement (rejet)	Cours d'eau La Béronnelle

Tableau 16 – Voies d'exposition du scénario de la RN 31

1.5 - Tableaux des écosystèmes

Écosystèmes		Organismes susceptibles d'être affectés
Naturels	Cours d'eau La Béronnelle	Les producteurs primaires, dont les algues vertes unicellulaires Les consommateurs primaires, en particulier les crustacés Les consommateurs secondaires, en particulier les poissons
Artificiels	Fossés bétonnés Ouvrages de traitement	Invertébrés des sédiments (non pris en compte dans le cadre de ce guide)

Tableau 17 – Tableau des écosystèmes du scénario de la RN 31

1.6 - Choix des substances traceurs de risques

Traceurs de risques sélectionnés	Famille de polluants
HAP	Molécules organiques
Cadmium Zinc Cuivre Plomb	Métaux

Tableau 18 – Traceurs de risques retenus pour le scénario de la RN 31

Bien que présent dans les eaux de ruissellement, le plomb pourrait ne pas être pris en compte dans la liste des traceurs de risques car les retours d'expériences montrent que sa présence dans les eaux de ruissellement est de plus en plus faible suite à l'interdiction de l'essence plombée. Les valeurs de concentration en plomb dans les eaux brutes restent cependant supérieures à la PNEC [13], ce paramètre sera donc pris en compte comme traceur de risque dans cet exemple par un souci d'exhaustivité.

Concernant les nouveaux additifs présents dans les essences, tels que le méthyl-tert-butyl-ester (MTBE) et l'éthyl-tert-butyl-ester (ETBE), on peut dans une première approche faire les remarques suivantes :

- les premiers retours d'expériences indiquent que le MTBE n'est pas présent dans les eaux des événements pluvieux, sauf lors de rares événements pour lesquels sa concentration dépasse à peine 2 µg/l, c'est-à-dire très en-deçà des valeurs de PNEC_{Eau} (2,6 mg/l pour la somme MTBE-ETBE). On peut donc éliminer cette substance de l'étude par la suite ;

- L'ETBE est présent dans les carburants au même niveau de concentration que le MTBE et a un comportement similaire. Sa présence dans les eaux de ruissellement ne sera donc pas prise en compte non plus dans la suite de l'étude.

En ce qui concerne les HAP, il conviendra de connaître le ratio de chacun des seize principaux HAP de la liste EPA (*Environmental Protection Agency*).

Remarques :

- dans les bases de données toxicologiques et environnementales, les informations sont fournies pour une molécule dont la toxicité est reconnue, ce qui explique pourquoi les MES, la DCO et les hydrocarbures totaux ne sont pas retenus comme traceurs de risques pertinents ;
- les paramètres DBO, DCO et MES fournissent en revanche des informations globales qui peuvent être utiles pour évaluer la qualité du milieu récepteur, notamment en cas de risques d'eutrophisation, etc.

1.7 - Choix des méthodes de caractérisation de l'exposition et des effets

Dans ce scénario, les substances polluantes sont bien identifiées (cf. tableau 8) et peu nombreuses, c'est donc l'approche « substances » qui est retenue.

1.8 - Choix d'une batterie de bioessais

Concernant les organismes à préserver, le tableau des écosystèmes du paragraphe 3.1.5 fournit la liste des groupes d'espèces susceptibles d'être affectées :

- producteurs primaires, dont algues unicellulaires ;
- consommateurs primaires, dont crustacés ;
- consommateurs secondaires, dont poissons.

Les exigences en vue de la préservation des écosystèmes sont l'absence de toxicité des substances du rejet pour les organismes du cours d'eau concerné, en vue de son non-déclassement au sens défini par la DCE. Pour cet exemple et dans le cas où l'approche « matrice » aurait été retenue, les bioessais présentés dans le tableau 19 forment la batterie de bioessais minimale pour les scénarii de rejets des effluents routiers dans les cours d'eau, figurant dans le tableau 13.

Cette batterie minimale est constituée de bioessais normalisés réalisés sur un représentant de chacun des groupes d'organismes à préserver listés précédemment :

Organismes modèles	Critères d'effets
Algues <i>Pseudokirneriella subcapitata</i>	Croissance de la population
Crustacés <i>Daphnia magna</i>	Reproduction
Poissons <i>Danio rerio</i>	Survie

Tableau 19 - Liste minimale des bioessais retenus pour les scénarios de rejets des effluents routiers dans les cours d'eau

Dans la suite de l'exemple, il a été choisi une alternative à la prise en compte de ces trois bioessais qui consiste à utiliser, quand elle existe, la valeur de la PNEC_{Eau} fournie par l'INÉRIS (www.ineris.fr).

La détermination des PNEC par l'INÉRIS est réalisée à partir de tests écotoxicologiques de laboratoire sur des substances dissoutes. Or, dans cet exemple, le rejet comporte des substances principalement dissoutes et colloïdales qui n'ont pas été décantées dans le bassin. Le recours aux PNEC_{Eau} de l'INÉRIS dans l'évaluation introduit donc un biais dans la comparaison de la PEC avec la PNEC. Toutefois, on notera que certains bioessais (poissons, daphniae) réagissent de manière similaire aux pollutions dissoutes ou particulaires. D'une manière générale, l'approche « matrice » permet de prendre en compte les interactions entre composés, la biodisponibilité, etc. Cette plus grande représentativité écologique présente néanmoins des inconvénients (complexité de mise en œuvre, coûts, ...) comme précisé dans le tableau 8. Enfin, la spéciation intervient également dans la toxicité d'une substance, mais la plupart des PNEC sont calculées pour un polluant et ses différentes spéciations, la spéciation des substances n'a donc pas été prise en compte dans l'exemple.

1.9 - Établissement du modèle conceptuel

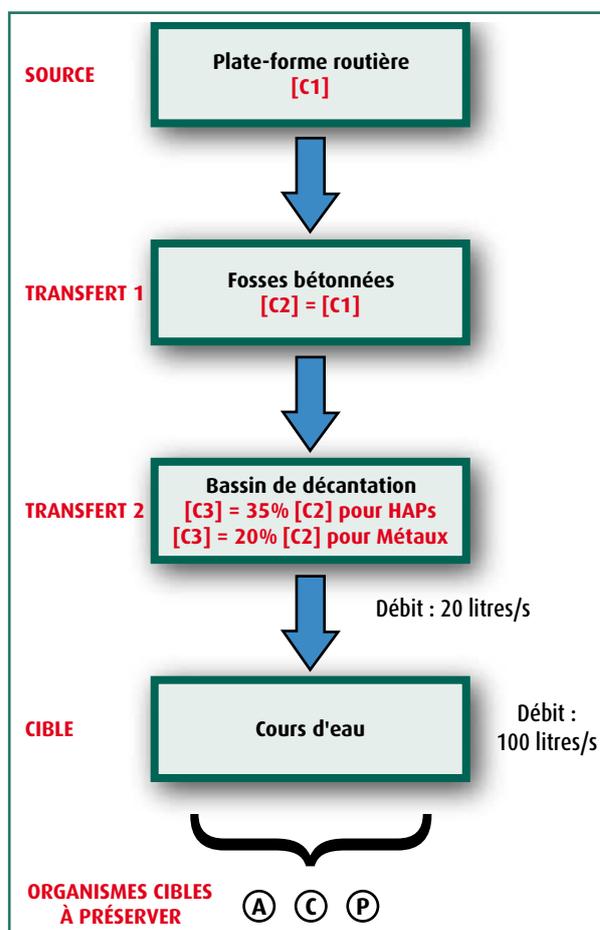


Figure 8 – Modèle conceptuel du scénario RN 31

[C1] = concentration des polluants dans les eaux de ruissellement.

[C2] = concentration des polluants dans les eaux du fossé bétonné.

[C3] = concentration des polluants dans les eaux à la sortie du bassin de décantation (rejet).

A = Algues : croissance de la population, C = Crustacés : reproduction, P = Poissons : reproduction.

2 - Étape 1 : caractérisation des dangers

2.1 - Obtention des valeurs de concentration des traceurs de risques

Les valeurs de concentration sont calculées à l'aide de la notice « Calcul des charges de pollution chronique des eaux de ruissellement issues des plates-formes routières » (Sétra, 2006) [13].

Le CETE Nord-Picardie a fourni à titre de référence un premier tableau de la charge polluante de chaque traceur de risque exprimée en kg/ha/an (cf. tableau 20).

Pour passer de ces valeurs exprimées en kg/ha/an à des valeurs de concentration moyenne annuelle exprimées en mg/l, on peut utiliser la formule suivante tirée de la notice Sétra (Sétra, 2006) [13] dans le paragraphe intitulé « Concentration moyenne des rejets d'eau pluviale » :

$$C_m = \frac{C_a (1 - t)}{9 S H}$$

Avec C_m = concentration moyenne annuelle en mg/l

C_a = charge annuelle en kg

t = taux d'abattement des ouvrages.

S = surface imperméabilisée en ha

H = hauteur de pluie moyenne annuelle en m.

Équation 1 – Formule de calcul de la concentration moyenne annuelle en mg/l

En prenant $t = 0$ (car on s'intéresse ici aux eaux de ruissellement, et non aux eaux de rejet) et $S = 1$ (puisque les charges sont déjà exprimées en kg/ha), et compte tenu d'une **pluviométrie annuelle H de 670 mm**, on obtient les concentrations moyennes pour chaque traceur de risque (cf. tableau 21).

Zinc (µg/l)	Cuivre (µg/l)	Cadmium (µg/l)	Plomb (µg/l)	HAP (µg/l)
337	38	3,3	40	0,26

Tableau 21 – Valeurs de concentration des traceurs de risques dans les eaux de ruissellement de la RN 31

Polluants	MES	DCO	Plomb	Zinc	Cuivre	Cadmium	Hydrocarbures	Hap
	kg.ha ⁻¹ .an ⁻¹							
Apport en masse théorique	627	610,8	-	2,03	0,229	0,02	10,08	0,0016

Tableau 20 – Charge de pollution chronique des eaux de ruissellement de la RN 31

2.2 - Caractérisation du danger

En l'absence de données issues d'un Site Équivalent Existant (SEE), nous optons pour une comparaison de la concentration attendue avec la PNEC de la substance. Des valeurs de la PNEC pour l'eau douce sont disponibles pour le zinc (INÉRIS, 2005)[14], le cuivre (INÉRIS, 2005)[15], le cadmium (INÉRIS, 2005)[16] et le plomb (INÉRIS, 2005) [17]. Pour les HAP, il conviendra de faire la comparaison avec la PNEC de chacun des seize HAP de la liste EPA.

Pour les métaux retenus, la comparaison entre les concentrations présentes dans les eaux de ruissellement et les valeurs de la PNEC_{Eau} sont traduites dans le tableau 22.

L'examen du tableau montre clairement que, pour chaque métal, les valeurs de concentration dans les eaux de ruissellement sont largement supérieures aux valeurs de la PNEC_{Eau} correspondantes.

Nous pouvons donc confirmer le caractère dangereux des eaux de ruissellement, ce qui implique la poursuite du déroulement de l'ÉRE.

La comparaison des concentrations des principaux HAP des eaux de ruissellement (obtenues sur la base des ratios de répartition des HAP des eaux pluviales des infrastructures fournis par le CETE Nord-Picardie (cf. annexe 2), et d'une teneur en HAP totaux de 260 ng/l pour la RN31) avec la PNEC_{Eau} de l'INÉRIS lorsqu'elle existe donne le tableau 23.

Selon les résultats de l'étude menée par le CETE Nord-Picardie sur des eaux de ruissellement de plate-forme d'une aire de repos autoroutière, les autres HAP ne figurant pas dans ce tableau présentent un ratio inférieur à 1 %. On peut donc leur attribuer une teneur moyenne de 2,60 ng/l dans les eaux de ruissellement.

Pour les HAP, les valeurs de concentration du Fluoranthène et du Pyrène étant supérieures à leurs PNEC_{Eau} respectives, nous pouvons conclure au caractère dangereux des eaux de ruissellement de la RN31.

Valeurs	Zinc (µg/l)	Cuivre (µg/l)	Cadmium (µg/l)	Plomb (µg/l)
Eaux de ruissellement	337	38	3,3	40
PNEC _{Eau} de l'INÉRIS	8,6	1,6	0,21 si dureté < 50 mg/l 0,75 si dureté > 50 mg/l	5

Tableau 22 - Comparatif des valeurs de concentration des traceurs de risques dans les eaux de ruissellement de la RN 31 avec les PNEC_{Eau} de l'INÉRIS

HAP totaux RN31 = 260 ng/l	Abréviation	Ratio en %	Teneur en ng/l	PNEC _{Eau} INÉRIS (ng/l)
Fluoranthène	Flu	45	117,00	100,0
Phénanthrène	Phe	17	44,20	1 340,0
Pyrène	Pyr	17	44,20	12,0
Acénaphène	Ace	5	13,00	3 700,0
Benzo(b)fluoranthène	Bbf	5	13,00	30
Benzo(g,h,i)pérylène	Bgp	5	13,00	1,6
Naphtalène	Nap	4	10,40	12 000,0
Indénol(1,2,3-c,d)pyrène	Ind	1	2,60	2,7
Benzo(k)fluoranthène	Bkf	1	2,60	36,0
Autres HAP	-	1	2,60	-

Tableau 23 - Tableau comparatif de la concentration en HAP des eaux pluviales de la RN31 avec les PNEC de l'INÉRIS

3 - Étape 2 : caractérisation de l'exposition

En ce qui concerne ce scénario, la démarche retenue pour calculer la PEC est basée sur la prise en compte des deux facteurs d'influence minimaux suivants :

- le taux d'abattement de la substance dans l'ouvrage de traitement ;
- le ratio de dilution entre le rejet et le cours d'eau.

Pour caractériser plus finement l'exposition, il serait nécessaire de tenir compte des transformations subies lors de leur transfert (dilution, biodégradation, évaporation, changement de spéciation des substances, etc.). Toutefois, ce premier scénario de base n'intègre pas l'ensemble des mécanismes.

3.1 - Expression du taux d'abattement

Les données de l'étape initiale indiquent que le taux d'abattement dans l'ouvrage de traitement est de 80 % pour les métaux et de 65 % pour les HAP.

3.2 - Calcul du ratio de dilution

Les données de l'étape initiale indiquent que le débit de fuite, soit le débit maximal de l'ouvrage, est de 20 litres/s, tandis que le débit d'étiage du cours d'eau La Béronnelle est de 100 litres/s. Ces deux débits correspondent à la situation la plus défavorable en termes de risque pour le cours d'eau.

Le ratio R de dilution est obtenu par le rapport du débit de fuite du rejet sur le débit total cumulé (débit d'étiage du cours d'eau et débit de fuite) soit : $R = 20/120 = 0,17$.

3.3 - Calcul de la PEC

L'expression des PEC* métaux de la Béronnelle est donnée dans le tableau 24 ci-dessous.

Sur la base d'un coefficient d'abattement de 65 % et d'un ratio de dilution de 0,17, les valeurs de PEC pour les principaux HAP, relatives au cours d'eau La Béronnelle, sont indiquées dans le tableau 25.

Valeurs	Zinc (µg/l)	Cuivre (µg/l)	Cadmium (µg/l)	Plomb (µg/l)
Eaux de ruissellement	337	38	3,3	40 l
Eaux du rejet Abattement 80 %	67,4	7,6	0,66	8
PEC cours d'eau La Béronnelle	$67,4 \times 0,17 =$ 11,46	$7,6 \times 0,17 =$ 1,29	$0,66 \times 0,17 =$ 0,11	1,36

Tableau 24 - Expression des PEC métaux de La Béronnelle

HAP	Concentrations en ng/l		
	Eaux de ruissellement [ER]	Ouvrage de traitement [OT] = [ER] × (1 - 0,65)	PEC* cours d'eau La Béronnelle PEC = [OT] × 0,17
Fluoranthène	117,00	40,95	6,9615
Phénanthrène	44,20	15,47	2,6299
Pyrène	44,20	14,47	2,4599
Acénaphène	13,00	4,55	0,7735
Benzo(b)fluoranthène	13,00	4,55	0,7735
Benzo(g,h,i)pérylène	13,00	4,55	0,7735
Naphtalène	10,40	3,64	0,6188
Indénol(1,2,3-c,d)pyrène	2,60	0,91	0,1547
Benzo(k)fluoranthène	2,60	0,91	0,1547
Autres HAP	2,60	0,91	0,1547

Tableau 25 - * Dans le cadre de cet exemple, la concentration initiale du milieu récepteur n'a pas été prise en compte alors que c'est normalement la somme de la concentration du rejet dilué et de la concentration initiale de la masse d'eau qui constitue la PEC :

$$PEC = (([OT] \times 20) + ([init] \times 120)) / 140$$

avec [init] = concentration initiale dans le cours d'eau.

[OT] = concentration à la sortie de l'ouvrage de traitement

Important :

La concentration en polluants à laquelle sont soumis les organismes aquatiques (cible) intègre les concentrations initialement présentes dans la masse d'eau réceptrice du rejet. C'est normalement la somme de ces concentrations (du rejet dilué et de la masse d'eau réceptrice) qui constitue la PEC, et qui doit être comparée à la PNEC pour caractériser les effets et le risque encouru par l'écosystème. Dans le présent exemple, du fait de l'absence de certaines données, les concentrations présentes initialement dans le cours d'eau n'ont pas été ajoutées.

4 - Étape 3 : caractérisation des effets

Dans l'étape de caractérisation des dangers, nous avons identifié les PNEC aquatiques du zinc, du cuivre, du plomb et du cadmium, ainsi que les PNEC aquatiques de sept HAP (d'après les fiches de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques de l'INÉRIS (<http://chimie.ineris.fr>) parmi les neuf principaux HAP présents dans les eaux de ruissellement. Ces informations étaient suffisantes pour conclure à la dangerosité des eaux de ruissellement et les investigations n'ont donc pas été poussées plus avant.

Il est ici nécessaire de prendre en compte les seize HAP référencés par l'EPA pour une évaluation exhaustive de

Métaux	PNEC en µg/l	Valeur seuil issue de la directive NQE [18] en µg/l	Valeur seuil issue de la circulaire du 7 mai 2007 [19] en µg/l
Zinc	8,6	Absence de valeur seuil	3,1 à 7,8
Cuivre	1,6	Absence de valeur seuil	1,4
Cadmium	PNEC = 0,34 (D/50) ^{0,7852} soit : 0,21 si dureté < 50 mg/l 0,75 si dureté > 50 mg/l	0,08 à 0,025 en fonction de la dureté de l'eau	5
Plomb	5	7,2	7,2

Tableau 26 – Valeurs des PNEC aquatiques fournies par l'INÉRIS pour trois métaux

HAP	PNEC en µg/l	Valeur seuil issue de la directive NQE [18] en µg/l	Valeur seuil issue de la circulaire du 7 mai 2007 [19] en µg/l
Acénaphène	3,7	Absence de valeur seuil	0,7
Naphtalène	12	2,4	
Fluorène	0,25	Absence de valeur seuil	0,3
Phénanthrène	1,34	Absence de valeur seuil	0,11
Anthracène	0,063	0,1	
Fluoranthène	0,1	0,1	
Pyrène	0,012	Absence de valeur seuil	0,024
Benzo(k)fluoranthène	0,036	0,03 ¹	
Benzo(a)pyrène	0,050	0,05	
Indénol(1,2,3-cd)pyrène	0,0027	0,002 ²	

Tableau 27 – Valeurs des PNEC aquatiques fournies par l'INÉRIS pour dix HAP

(1) La valeur seuil de la directive concerne la somme du Benzo(b)fluoranthène et du Benzo(k)fluoranthène.

(2) La valeur seuil définie dans la directive concerne la somme de l'Indéno(1,2,3-cd)pyrène et du Benzo(g,h,i)pérylène.

l'effet des HAP, indispensable à l'évaluation précise des risques liés au scénario. L'INÉRIS fournit la PNEC aquatique pour dix d'entre eux.

On dispose donc à ce stade de la PNEC des quatre métaux et de dix HAP, dont les valeurs sont précisées dans les tableaux ci-dessous. Les valeurs seuils de la directive NQE [18], ainsi que les valeurs seuils définies dans la circulaire du 7 mai 2007 [19] sont reprises pour comparaison. À titre informatif, lorsque la circulaire et la directive indiquent des valeurs contradictoires, une attention plus grande sera portée aux valeurs issues de la directive, qui ont une valeur réglementaire.

Au vu du manque de bibliographie, l'INÉRIS ne fournit pas de valeurs de PNEC pour six HAP. L'annexe 5 fournit

un exemple de calcul de PNEC pour cinq de ces HAP. Cet exemple a été réalisé sur la base des données bibliographiques et de la méthodologie présentée plus haut dans ce document. Les valeurs de PNEC calculées sont cependant à prendre avec précaution, au vu du peu de données bibliographiques disponibles sur ces HAP. Il est donc nécessaire de les compléter par d'autres valeurs, pour une meilleure robustesse de l'évaluation. Il faut également ajouter deux autres HAP dont la PNEC est assimilée à la valeur seuil provisoire de la DCE.

Par ailleurs, la base de données du logiciel Terrasys de la société canadienne SANEXEN (www.sanexen.com) fournit une « Concentration de référence pour les micro-organismes et invertébrés aquatiques », que nous assimilons à la PNEC aquatique, à défaut d'autres

HAP	PNEC calculée	Valeur seuil issue de la directive NQE (µg/l) [18]	Valeur seuil issue de la circulaire du 7 mai 2007 [19]	Valeur seuil issue du logiciel Terrasys
Benzo(b)fluoranthène	0,02 µg/l	0,03 ³		--
Benzo(g,h,i)pérylène	0,002 µg/l	0,002 ⁴		--
Benzo(a)anthracène	0,7 ng/l	Absence de valeur seuil	5 ng/l	0,65 µg/l
Acénaphthylène	--	Absence de valeur seuil	0,4 µg/l	--
Chrysène	5 ng/l	Absence de valeur seuil	6 ng/l	--
Dibenzo(a,h)anthracène	0,1 µg/l	Absence de valeur seuil	0,06 ng/l	--

Tableau 28 - Valeurs seuils disponibles pour évaluer la PNEC des HAP non couverte par l'INÉRIS

données disponibles pour le Benzo(a) anthracène.

L'examen des résultats montre qu'il y a donc six HAP (Benzo(b)fluoranthène, Benzo(g,h,i)pérylène, Benzo(a)anthracène, Acénaphthylène, Chrysène et Dibenzo(a,h)anthracène) pour lesquels nous ne disposons pas de PNEC validées par l'INÉRIS. Pour ces six HAP, la valeur seuil la plus basse (en gris dans le tableau 28) sera utilisée pour l'évaluation des effets des eaux de ruissellement sur l'environnement. Après examen des principales banques de données internationales, nous ne disposons cependant pas pour ces six HAP de données écotoxicologiques suffisantes en nombre pour établir des PNEC robustes.

Cela implique, a priori, la nécessité de réaliser des tests écotoxicologiques sur ces HAP pour caractériser

complètement les effets attendus, notamment pour les HAP suivants : Chrysène, Acénaphthylène, Dibenzo(a,h)anthracène. En effet, ces trois HAP ne sont l'objet d'aucune valeur seuil de bon état chimique par les autorités européennes. De plus, Terrasys ne fournit pas d'informations de qualité du milieu aquatique pour ces données. Cependant, compte tenu de la très faible présence de ces trois HAP dans les eaux de ruissellement, et du fait qu'ils ne font pas partie des substances prioritaires de la DCE, on pose comme hypothèse que leurs effets seront négligeables pour les organismes du cours d'eau La Béronnelle.

À titre d'illustration, on présente ci-dessous les modalités de calcul par l'INÉRIS de la PNEC de l'Acénaphthène.

CSE Niveau trophique 1	CSE Niveau trophique 2	CSE Niveau trophique 3	FE	PNEC calculée de l'Acénaphthène
NOEC 37 µg/l	NOEC 42 µg/l	NOEC 50 µg/l	10	37/10 = 3,7 µg/l
Trois tests chroniques sur trois niveaux trophiques impliquent un FE de 10				

Tableau 29 - Modalité d'estimation de la PNEC de l'Acénaphthène selon les règles du TGD [12]

(1) La valeur seuil concerne la somme du Benzo(b)fluoranthène et du Benzo(k)fluoranthène.

(4) La valeur seuil définie dans la directive concerne la somme de l'Indéno(1,2,3,-cd)pyrène et du Benzo(g,h,i)pérylène.

5 - Étape 4 : évaluation des risques

5.1 - Calcul du rapport PEC/PNEC

Le tableau 30 (page ci-contre) exprime les rapports PEC/PNEC pour les HAP et les métaux identifiés comme traceurs de risques pour La Béronnelle :

Métaux	PEC* en µg/l	PNEC fournie par l'INÉRIS	Rapport PEC/PNEC
Zinc	11,46	8,6	1,33
Cuivre	1,29	1,6	0,81
Cadmium	0,11	0,21 si dureté < 50 mg/l	0,53
		0,75 si dureté > 50 mg/l	0,15
Plomb	1,36	5	0,272
HAP	PEC* en µg/l	PNEC fournie par l'INÉRIS	Rapport PEC/PNEC
Acénaphène	0,0007735	3,7	0,00021
Naphtalène	0,0006188	12	0,00005
Fluorène	0,0001547	0,25	0,00061
Phénanthrène	0,0026299	1,34	0,00196
Anthracène	0,0001547	0,063	0,00246
Fluoranthène	0,0069615	0,1	0,06962
Pyrène	0,0024599	0,012	0,20499
Benzo(k)fluoranthène	0,0001547	0,036	0,0043
Benzo(a)pyrène	0,0001547	0,050	0,00309
Indénol(1,2,3-cd)pyrène	0,0001547	0,0027	0,05730
HAP	PEC* en µg/l	PNEC sur base des PNEC calculées par extrapolation des bases de données µg/l	Rapport PEC/PNEC
Benzo(b)fluoranthène	0,0001547	0,02	0,0078
Benzo(g,h,i)pérylène	0,0001547	0,002	0,078
Chrysène	0,0001547	0,005	0,031
Benzo(a)anthracène	0,0001547	0,0007	0,221
HAP	PEC* en µg/l	PNEC sur base des valeurs seuils provisoires de la circulaire du 7 mai 2007 en µg/l	Rapport PEC/PNEC
Acénaphthylène	0,0001547	0,4	0,0004
Dibenzo(a,h)anthracène	0,0001547	0,00006	2,6

Tableau 30 – Calcul des rapports « R » pour le scénario de la RN31 pour les métaux et les HAP

* Dans le cadre de cet exemple, la concentration initiale du milieu récepteur n'a pas été prise en compte alors que c'est normalement la somme de la concentration du rejet dilué et de la concentration initiale de la masse d'eau qui constitue la PEC.

5.2 - Interprétation du rapport PEC/PNEC

L'examen du tableau 30 montre clairement que pour la grande majorité des HAP, le risque est très faible pour la colonne d'eau. Seul le Pyrène conduit à un rapport plus fort, mais néanmoins inférieur à 1.

Le Dibenzo(a,h)anthracène conduit à un rapport de 2,6, qui indique normalement un risque écotoxicologique. Cependant, le Dibenzo(a,h)anthracène ne possède pas de réelle valeur PNEC : la valeur de PNEC utilisée provient de la circulaire du 7 mai 2007 dont il est impossible de connaître l'origine.

De plus, la PEC du Dibenzo(a,h)anthracène a été majorée : le Dibenzo(a,h)anthracène a été calculé comme représentant 1 % de la masse de HAP présente dans les eaux de ruissellement, alors qu'en réalité, il représente 1 % de cette masse combiné à six autres HAP. Il convient donc de nuancer ce facteur de risque, notamment en attendant la définition d'une PNEC par une analyse exhaustive de données bibliographiques.

En revanche, en ce qui concerne les métaux, les rapports « R » sont très proches de 1. Le zinc présente un rapport supérieur à 1 mais inférieur à 2, ce qui ne permet donc pas de conclure à un risque avéré au regard du tableau 14. Deux options s'offrent alors à l'évaluateur pour affiner l'évaluation :

- mettre en œuvre une approche « matrice » en réalisant des tests écotoxicologiques sur une gamme de dilutions du rejet d'un ouvrage de traitement d'un SEE (s'il existe) ;
- évaluer le débit de fuite maximal pour la pluie moyenne retenue puisque le calcul précédent a été réalisé en prenant comme hypothèse que le débit de fuite était de 20 l/s.

Or, en fonctionnement normal, le débit de fuite d'un ouvrage de traitement tel qu'un bassin de décantation-dépollution varie entre 0 et 20 l/s dans l'exemple présenté ici.

Pour la pluie moyenne retenue dans l'exemple, le volume d'eau correspondant est de 35 m³, soit une hauteur d'eau h de 8 cm à évacuer. En prenant comme hypothèse que le débit à pleine section est 20 l/s avec un diamètre de la canalisation de 300 mm (D), le rapport $h / D = 0,3$, ce qui donne un rapport Q_h / Q_0 de 0,2 d'où $Q_h = 4$ l/s (cf. abaque en annexe 6).

Le tableau 31 ci-après regroupe les résultats des calculs de PEC/PNEC pour un rapport de dilution $R_{dilution}$ variant selon le débit du rejet (de 0 à 20 l/s). Il apparaît que le débit minimal pour que le rapport R soit supérieur à 0,5 pour l'un des paramètres (le zinc en l'occurrence) est de 7 l/s ($> Q_h$).

En conclusion, pour la pluie moyenne représentative d'une exposition chronique et avec les hypothèses retenues dans cet exemple, le rapport R est inférieur ou égal à 0,5 quel que soit le paramètre considéré, ce qui signifie que le rejet ne présente pas de risque pour la colonne d'eau du milieu aquatique récepteur.

Cette conclusion a été établie à partir d'hypothèses simplifiées pour caractériser le fonctionnement hydraulique de l'ouvrage ainsi que les mécanismes de transfert, mais également en raison du modèle d'exposition retenu, basé uniquement sur les organismes de la colonne d'eau et n'intégrant pas ceux présents dans les sédiments.

Enfin, il est à noter que la pollution des sédiments des cours d'eau est particulièrement sensible pour les cours d'eau avec une faible vitesse d'écoulement (ce qui favorise la sédimentation). Il s'agit à nouveau d'une thématique complexe où la caractérisation des processus sédimentaires et du transfert des polluants entre la colonne d'eau et les sédiments n'est pas aisée. Il a donc été décidé d'axer en priorité la première version du document sur le risque pour les organismes qui vivent dans la colonne d'eau, le risque pour les sédiments fera l'objet d'un complément méthodologique ultérieur.

Dans sa version initiale, le présent document porte donc essentiellement sur les risques pour les organismes de la colonne d'eau des cours d'eau qui sont exposés aux composés dissous et aux particules fines en suspension. Ce document vise à poser les bases de la démarche d'ÉRÉ en s'appuyant sur un exemple concret simplifié. La poursuite des travaux sur les apports de l'écotoxicologie aux problématiques soulevées par les projets d'infrastructures doit permettre, à terme, de présenter des scénarios consolidés.

Débit (l/s)	ratio dilution + abattement	Zinc		Cuivre		Cadmium		Plomb	
		PEC	PEC/PNEC	PEC	PEC/PNEC	PEC	PEC/PNEC	PEC	PEC/PNEC
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00
1	0,0099	0,67	0,08	0,08	0,05	0,01	0,03	0,08	0,02
2	0,02	1,35	0,16	0,15	0,10	0,01	0,06	0,16	0,03
3	0,029	1,95	0,23	0,22	0,14	0,02	0,09	0,23	0,05
4	0,038	2,56	0,30	0,29	0,18	0,03	0,12	0,31	0,06
5	0,048	3,24	0,38	0,36	0,23	0,03	0,15	0,38	0,08
6	0,057	3,84	0,45	0,43	0,27	0,04	0,18	0,45	0,09
7	0,065	4,38	0,51	0,49	0,31	0,04	0,20	0,52	0,10
8	0,074	4,99	0,58	0,56	0,35	0,05	0,23	0,59	0,12
9	0,083	5,59	0,65	0,63	0,39	0,05	0,26	0,66	0,13
10	0,091	6,13	0,71	0,69	0,43	0,06	0,29	0,73	0,15
11	0,099	6,67	0,78	0,75	0,47	0,07	0,31	0,79	0,16
12	0,107	7,21	0,84	0,81	0,51	0,07	0,34	0,86	0,17
13	0,115	7,75	0,90	0,87	0,55	0,08	0,36	0,92	0,18
14	0,123	8,29	0,96	0,93	0,58	0,08	0,39	0,98	0,20
15	0,13	8,76	1,02	0,99	0,62	0,09	0,41	1,04	0,21
16	0,138	9,30	1,08	1,05	0,66	0,09	0,43	1,10	0,22
17	0,145	9,77	1,14	1,10	0,69	0,10	0,46	1,16	0,23
18	0,153	10,31	1,20	1,16	0,73	0,10	0,48	1,22	0,24
19	0,16	10,78	1,25	1,22	0,76	0,11	0,50	1,28	0,26
20	0,17	11,46	1,33	1,29	0,81	0,11	0,53	1,36	0,27

Tableau 31 – Calcul des rapports « R » pour le scénario de la RN31 pour les métaux en fonction du rapport de dilution dans le cours d'eau

6 - Scénario « exposition aiguë »

Ce scénario correspond à une exposition aiguë du milieu récepteur suite à un événement de pointe (orage estival, période d'étiage).

La démarche de travail suivie est la même que pour le scénario avec exposition chronique. Toutefois, en l'absence de valeurs de type « PNEC aiguë » disponibles dans les bases de données françaises, nous avons utilisé les critères de vie aquatique (effet aigu : CVAA) définis par le Ministère québécois du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.asp).

6.1 - Inventaire des données

L'inventaire des données initiales a permis, entre autres, de dégager les éléments suivants :

- site d'étude dans le département de l'Oise ;
- hauteur d'eau pour l'événement de pointe : 40 mm ;
- présence de zinc, de cadmium, de cuivre, de plomb, d'hydrocarbures et d'HAP dans les eaux de ruissellement ;
- mise à disposition d'une notice de calcul des charges de pollution chronique des eaux de ruissellement issues de plates-formes routières (Sétra, juillet 2006) ;
- plan de l'ouvrage de traitement (bassin de régulation-dépollution) ;
- surface de l'ouvrage : 450 m², hauteur 1,5 m dont 0,30 m de marnage ;
- identification de l'écosystème cible : cours d'eau La Béronnelle ;
- débit de fuite du rejet dans le cours d'eau La Béronnelle : 20 litres/s ;
- débit d'étiage du cours d'eau : 100 litres/s (débit d'étiage validé comme donnée d'entrée) ;
- retours d'expérience du Sétra : le coefficient d'abattement entre les concentrations à l'arrivée dans l'ouvrage de traitement et les concentrations rejetées dans le cours d'eau est d'environ 70 % (80 % pour les métaux, 65 % pour les hydrocarbures) ;
- tableau par défaut des ratios de répartition des principaux HAP dans les eaux pluviales des infrastructures routières : cf. annexe 1 (hypothèse de travail) ;
- les traceurs de risques retenus dans cet exemple sont le zinc, le cuivre, le cadmium ainsi que les dix HAP pour lesquels la PNEC_{Eau} chronique est disponible dans les bases de données INÉRIS.

6.2 - Caractérisation des dangers

On observe pour les traceurs de risques Zn et Cu présents dans la source que leur concentration C_e (concentration du composé dans les eaux de ruissellement de l'événement de pointe) est supérieure aux valeurs des CVAA correspondantes, ce qui signifie que nous pouvons conclure au caractère dangereux de la source et poursuivre l'ÉRÉ.

6.3 - Évaluation du risque

Les valeurs de R calculées montrent finalement que le rejet lié à un événement de pointe ne présente pas de risque pour les organismes de la colonne d'eau du milieu récepteur. Comme pour l'évaluation des risques chroniques, il sera nécessaire, dans une prochaine version du document, d'intégrer les risques liés au rejet de particules qui vont s'accumuler dans les sédiments du cours d'eau. À noter que le risque concerné sera d'ordre chronique malgré un rejet ponctuel.

	Ce (mg/l)	CVAA (mg/l)	PEC (mg/l)	R
Zn	0,467	0,35	0,016	0,044
Cu	0,05	0,046	0,002	0,038
Cd	0,002	0,0076	0,0001	0,011
Fluoranthène	0,0001656	0,0023	0,0000097	0,004
Fluorène	0,00000368	nc	0,0000002	nc
Benzo(a)pyrène	0,00000368	nc	0,0000002	nc
Indeno(1,2,3-cd)pyrène	0,00000368	nc	0,0000002	nc
Acenaphthène	0,0000184	0,067	0,0000011	0,0000160
Anthracène	0,00000368	nc	0,0000002	nc
Naphtalène	0,00001472	0,34	0,0000009	0,0000025
Phénanthrène	0,00006256	0,03	0,0000036	0,0001216
Pyrène	0,00006256	nc	0,0000036	nc
Benzo(k)fluoranthène	0,00000368	nc	0,0000002	nc

Tableau 32 – Synthèse des résultats obtenus pour chaque étape de l'ÉRE, scénario « exposition aiguë »

Annexe 1 – Répartition des HAP dans les eaux pluviales des infrastructures routières

Le CETE Nord-Picardie, suite à une étude sur l'aire d'autoroute du Jura, propose la répartition suivante des seize HAP de la liste EPA dans les eaux pluviales des infrastructures routières :

HAP	Abréviation	Ratio en %
Fluoranthène	Flu	45
Phénanthrène	Phe	17
Pyrène	Pyr	17
Acénaphène	Ace	5
Benzo(b)fluoranthène	Bbf	5
Benzo(g,h,i)pérylène	Bgp	5
Naphtalène	Nap	4
Indénol(1,2,3-c,d)pyrène	Ind	1
Benzo(k)fluoranthène	Bkf	1
Acénaphylène	Acyl	< 1
Fluorène	Fl	< 1
Anthracène	Ant	< 1
Benzo(a)anthracène	Baa	< 1
Chrysène	Chr	< 1
Benzo(a)pyrène	Bap	< 1
Dibenzo(a,h)anthracène	Dbah	< 1

Annexe 2 – Bases de données sur l'écotoxicité des substances chimiques disponibles sur Internet

D'après le « Guide d'évaluation des risques pour l'environnement liés au stockage mono déchets », (ADÈME, INÉRIS EEDEMS, 2005), les bases de données sont les suivantes :

Contenu dominant				Nom de la base de données	Informations complémentaires	Adresse Internet ou support
E				AGRITOX	Pesticides	http://www.inra.fr/agritox
T				ATSDR toxicological profiles	-	http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html
P				CERIJ	Centre d'évaluation des risques japonais (recherche par structure)	http://www.cerij.or.jp
P				Chemindex	-	http://ccinforeweb.ccohs.ca/chemindex/search.html
P	T	E		Chemfact	-	http://www.epa.gov/chemfact
P				Chemfinder	-	http://www.chemfinder.com/
Portail vers des bases de données				CHEMWEB		http://www.chemweb.com/
P	T	E		ECB (European Chemical Bureau)	Évaluation des risques sur les substances existantes/ Classification environnementale	http://ecb.jrc.it/
E				ÉCOTOX	Ecological modelling and ecotoxicology	Cd-Rom
Portail vers des bases de données				Environmental Fate Database		http://esc.syrres.com/efdb.htm
P				DATALOG	Devenir dans l'environnement	
P		E		BIOLOG	Toxicité microbienne et biodégradation	
P				CHEMFATE	Devenir dans l'environnement	
P				BIODEG	Biodégradation	
Portail vers des bases de données écotoxicologiques				ÉCOTOX	Ecotoxicology database (US EPA)	http://www.epa.gov/ecotox
				AQUIRE	Effets sur les organismes aquatiques	
				PHYTOTOX	Effets sur les plantes terrestres	
				TERRETOX	Effets sur les animaux	
P	T	E		EXTOXNET	Pesticides	http://ace.orst.edu/info/extoxnet/
T				IARC monographs	Cancérogénicité	http://monographs.iarc.fr/
T				INRS	-	http://www.inrs.fr/
P	T	E		IPCS INCHEM	Programme de l'OMS	http://www.inchem.org/
P	T	E		IUCLID	-	Cd-Rom Informations sur le site de l'ECB : http://ecb.jrc.it/

Contenu dominant			Nom de la base de données	Informations complémentaires	Adresse Internet ou support
T			MEDLINE	-	http://www.ncbi.nlm.nih.gov/entrez/query.fcgi
P		E	NSDB	Nordic Substance DataBase	http://www.norden.org/miljoe/sk/nsdp.asp
P	T	E	NICNAS	Évaluation et notification des substances chimiques industrielles (Australie)	http://www.nicnas.gov.au
T			NIOSH	Valeurs limites d'exposition au travail	http://www.cdc.gov/niosh/npg/pgdstart.htm
P	T	E	OCDE	Integrated HPV Database (recueil des SIDS)	http://cs3-hq.oecd.org/scripts/hpv/
P	T	E	OSPAR	Substances potentiellement préoccupantes	http://www.ospar.org/fr/html/welcome.html
P	T	E	Portail Substances Chimiques	Portail regroupant des bases de données toxicologiques et environnementales sur les substances chimiques	http://chimie.ineris.fr
P			PPD (Pesticides Properties Database)	Phytoprotecteurs (site américain)	http://www.arsusda.gov/ppdb.html
Portail vers des bases de données			TOXNET		http://www.toxnet.nlm.nih.gov/
P	T	E	HSDB	Hazardous Substances DataBank	
T			IRIS	Integrated Risk Information System	
T			CCRIS	Chemical Carcinogenesis Research Information System	
T			GENE-TOX	Mutagénicité	
T			TOXLINE	-	
P	T	E	TSCATS	Toxic Substance Control Act Test Submission	http://esc.syres.com/efdb/TSCATS.htm

Légende de la colonne « Contenu dominant »

E : Écotoxicologie

T : Toxicologie

P : Identification des substances, propriétés physico-chimiques.

Annexe 3 – Liste des bioessais mono-spécifiques normalisés

Bioessais mono spécifiques normalisés utilisant des organismes aquatiques

Organisme test	Critère d'effet mesuré	Domaine d'application					Références normatives
		Subst. chimique	Eau	Effluent	Lixiviât	Extrait aqueux	
Bactéries <i>Vibrio fischeri</i>	Luminescence	X	X	X	X	X	NF EN ISO 11348 (-1,-2,-3)
Bactéries <i>Pseudomonas putida</i>	Croissance de la population	X	X	X	X	X	EN ISO 10712
Bactéries <i>Salmonella typhimurium</i>	Induction du gène umuC	X	X	X	X	X	ISO 13829
Algues <i>Pseudokirneriella subcapitata</i> <i>Desmodesmus subspicatus</i>	Croissance de la population	X	X	X	X	X	NF T90-375 ; ISO/FDIS 8692
Algues <i>Skeletonema costatum</i> <i>Phaedactylum tricornutum</i>	Croissance de la population	X	X	X	X	X	EN ISO 10253
Plantes supérieures <i>Lemna minor</i>	Croissance de la population	X	X	X	X	X	ISO/FDIS 20079
Plantes supérieures <i>Vicia faba</i>	Fréquence d'apparition de micro-noyaux dans les racines	X	X	X	X	X	NF T90-327
Rotifères <i>Brachionus calyciflorus</i>	Croissance de la population (reproduction)	X	X	X	X	X	NF T90-378
Crustacés (cladocères) <i>Daphnia magna</i>	Mobilité	X	X	X	X	X	NF EN ISO 6341
Crustacés (cladocères) <i>Ceriodaphnia dubia</i>	Croissance de la population (reproduction)	X	X	X	X	X	NF T90-376
Crustacés <i>Acartia tonsa</i> , <i>Tisbe battagliai</i> , <i>Nitocra spinipes</i>	Survie	X	X	X	X	X	ISO 14669
Poissons	Mortalité	X	X	X	X	X	ISO 7346 ; OCDE 203

Bioessais normalisés utilisant des organismes terrestres ou des sédiments

Organisme test	Critère d'effet mesuré	Domaine d'application				Références normatives
		Subst. chimique	Sol	Déchet	Sédiment	
Bactéries (activité nitrifiante)	Taux d'oxydation de l'ammonium	X	X	X	-	ISO 15685
Micro-organismes	Taux de respiration	X	X	X	-	ISO 17155
Champignons <i>Glomus mosseae</i>	Germination des spores	X	X	X	-	NF X31-205
Plantes supérieures	Émergence et croissance	X	X	X	-	ISO 11269-2
Plantes supérieures <i>Hordeum vulgare</i>	Élongation racinaire	X	X	X	-	ISO 11269-1
Oligochètes <i>Eisenia fetida</i>	Mortalité	X	X	X	-	ISO 11268-1
Oligochètes <i>Eisenia fetida</i>	Reproduction	X	X	X	-	ISO 11268-2
Oligochètes <i>Enchytraeus albidus</i>	Reproduction	X	X	X	-	ISO 16387
Oligochètes <i>Enchytraeus albidus</i>	Reproduction	X	X	X	-	ISO 16387
Insectes (Collemboles) <i>Folsomia candida</i>	Reproduction	X	X	X	-	ISO 11267
Insectes (Coléoptères) <i>Oxythyrea funesta</i>	Mortalité	X	X	X	-	ISO 20963
Gastéropodes <i>Helixa aspersa</i>	Croissance pondérale et diamètre de coquille	X	X	X	-	NF X31-255 (-1,-2)
Crustacés (amphipodes) <i>Hyalella azteca</i>	Survie/croissance	-	-	-	X	XP T90-338-1
Insectes <i>Chironomus riparius</i>	Survie/croissance/ émergence	-	-	-	X	XP T90-339-1

Annexe 4 – Seuils de significativité biologique de bioessais

Catégories d'essais	Niveau trophique	Espèces d'essais	Référence	Paramètres mesurés	Seuils de significativité biologique de critères d'effets (comparés au contrôle)
Essais aigus	Décomposeur	Vibrio fischeri	ISO 11348	Émission de la lumière	20 % d'inhibition
	Consommateur primaire	Daphnia magna	ISO 6341	Immobilisation	20 % d'inhibition
Essai chronique	Producteur	Lemna minor	ISO 20079	Croissance	25 % d'inhibition
		Pseudokirchneriella subcapitata	ISO 8692	Croissance	25 % d'inhibition
	Consommateur primaire	Ceriodaphnia dubia	ISO/CD 20665	Mortalité et reproduction	30 % d'inhibition de la mortalité 30 % d'inhibition de la reproduction
		Brachionus calyciflorus	ISO/CD 20666	Mortalité et reproduction	25 % d'inhibition de la mortalité 30 % d'inhibition de la reproduction
Essais de génotoxicité	Décomposeur	Salmonella typhimurium	ISO 13829	Induction du gène UMC	Augmentation d'un facteur de 2 du taux d'induction
		Salmonella typhimurium	ISO 16240	Induction du taux de colonies mutantes	Augmentation d'un facteur de 2 du taux d'induction

Catégories d'essais	Niveau trophique	Espèces d'essais	Référence	Paramètres mesurés	Seuils de significativité biologique des critères d'effets (comparés au contrôle)
Essais aigus	Décomposeur	Microflore du sol	ISO 17155	Respiration	Inhibition du quotient d'activation respiratoire (Q_R) > 0,3. ou temps de latence > 20 h et $t_{picmax} > 50h$ pour un Q_R 0,2 à 0,3 ^a . <i>Si un matériau est ajouté (par exemple, des boues de STEP) au sol, il est recommandé d'utiliser un critère d'effet de 25 % d'inhibition de la respiration basale*</i>
			ISO 15685	Oxydation de l'ammonium	Les sols sont considérés comme affectant de manière positive le processus de nitrification si l'activité dans le mélange avec le sol témoin s'écarte de plus de 10 % des activités moyennes des deux sols : $A_m + ET < 0,9 \cdot A_{calc}$ où A_m est l'activité déterminée dans le mélange, A_{calc} est l'activité moyenne calculée du sol testé et du sol témoin ($A_{sol} + A_{control}$) $\cdot 2^{-1a}$. <i>Si un matériau est ajouté au sol (par exemple, des boues de STEP), il est recommandé d'utiliser un critère d'effet de 25 % d'inhibition de la respiration basale*</i>
	Consomma-teur primaire	<i>Eisenia fetida</i>	ISO 11268-1	Mortalité	> 20 % d'inhibition de la mortalité dans l'échantillon de sol non dilué
		<i>Oxythyrea funesta</i>	ISO 20963	Mortalité	> 20 % d'inhibition de la mortalité dans l'échantillon de sol non dilué
	Producteur primaire	Espèces végétales	ISO11269-2	Premiers stades de la croissance	réduction du taux de croissance >30 %, ou $G_m + ET < 0,9 \cdot G_{calc}$ où G_m est la croissance déterminée dans le mélange G_{calc} est la croissance moyenne calculée du sol testé et du sol témoin ($G_{sol} + G_{control}$) $\cdot 2^{-1c}$
Essai chronique	Producteur primaire	<i>Brassica rapa</i> <i>Avena sativa</i>	ISO 22030	Croissance et reproduction	À définir
	Consommateur primaire	<i>Eisenia fetida</i>	ISO 11268-2	Reproduction	Taux de reproduction réduit de > 50 % par rapport au contrôle ^b
		<i>Folsomia candida</i>	ISO 11267	Reproduction	Taux de reproduction réduit de > 50 % par rapport au contrôle ^b
		<i>Enchytraeus sp</i>	ISO 16387	Reproduction	Taux de reproduction réduit de > 50 % par rapport au contrôle ^b
		<i>Helix aspersa</i>	ISO 15952	Croissance	Taux de croissance réduit de > 40 % par rapport au contrôle ^b

a Critères de toxicité selon les lignes directives.

b Critères de toxicité établis sur la base d'essais d'une grande variété de sols contaminés et non contaminés, et d'un essai inter-laboratoire. Même si les propriétés physico-chimiques du sol de l'essai diffèrent de manière significative par rapport au sol témoin, il convient de garantir qu'aucune évaluation positive erronée ne soit obtenue ([5], [6]).

c Critères de toxicité établis sur la base d'essais d'une grande variété de sols contaminés et non contaminés, et d'un essai comparatif en laboratoire. Même si les propriétés physico-chimiques du sol de l'essai diffèrent de manière significative par rapport au sol témoin, il convient de garantir qu'aucune évaluation positive erronée ne soit obtenue ([5], [6]).

Seuils de significativité biologique des critères d'effets mesurés lors des essais d'écotoxicité aquatique et terrestre (Source ISO/DIS 17616).

Annexe 5 – Essais d'élaboration de PNEC pour les HAP non couverts par les fiches substances de l'INÉRIS

L'INÉRIS ne fournit pas de PNEC pour les six HAP suivants : Benzo(b)fluoranthène, Benzo(g,h,i)pérylène, Benzo(a)anthracène, Acénaphthylène, Chrysène, ainsi que Dibenz(a,h)anthracène. Les PNEC présentées ci-dessous ont été élaborées à partir des données de littérature grâce à la base de données Aquire de l'EPA. Les résultats des tests d'écotoxicité pratiqués ont permis l'élaboration de PNEC en utilisant la méthodologie présentée au paragraphe 3.2.2.

Pour chaque substance, il convient de remarquer :

- que les résultats exploitables sont peu nombreux. Ainsi, il a été impossible de calculer une PNEC pour l'Acénaphthylène ;
- que l'ancienneté de certains résultats utilisés indique que les tests n'ont certainement pas été réalisés selon un protocole standardisé ;
- qu'aucun des résultats pris en compte n'est issu de tests ayant respecté un protocole normalisé.

Les PNEC calculées ci-dessous sont donc à prendre avec précaution et ne sont pour le moment qu'un exercice d'application de méthodologie (*cf.* tableau 32).

Les valeurs des PNEC calculées sont, hormis pour le Dibenz(a,h)anthracène, inférieures aux normes de qualité issues de la législation française [19] et européenne [18]. Les PNEC sont cependant du même ordre de grandeur que les normes de qualité, à un facteur 10 près. Les valeurs obtenues semblent donc cohérentes, hormis pour le Dibenz(a,h)anthracène.

Substances	Organismes	CSE	Exposition	Type d'effet	Essais pris en compte dans le calcul de la p nec	PNEC (µg/l)	Référence (auteur, année)	Commentaires	Type d'organisme	NQE de la circulaire du 7 mai 2007	Données issues de Terrasys	Valeur seuil en moyenne annuelle de la directive substances prioritaires
Benzo(b) fluoranthène	<i>Daphnia magna</i>	536 µg/l	Aiguë	CL50	Les deux essais chroniques sont pris en compte dans le calcul de la PNEC	0,02 µg/l Min(1,1)/50	Vindimian et al., 2000	L'utilisation de la CL50 comme valeur de fin de test indique que le protocole ne respectait pas la norme de l'essai de toxicité aiguë <i>Daphnia magna</i>	Crustacé	0,3 µg/l	-	0,03 µg/l
	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	> 1 µg/l	Chronique	CE10			Vindimian et al., 2000	CSE inférieure au seuil de solubilité du Benzo(b) fluoranthène	Algues			
	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	> 1 µg/l	Chronique	CE10			Vindimian et al., 2000	CSE inférieure au seuil de solubilité du Benzo(b) fluoranthène	Crustacé			
Benzo(g,h,i) pérylène	<i>Lemna Gibba</i>	2 000 µg/l	Aiguë	CE50	Les deux essais sont pris en compte dans le calcul de la PNEC	0,2 ng/l Min(2 000 ; 0,2)/1 000	Krylov et al., 1997	-	Algue	2 ng/l	-	2 ng/l
	<i>Daphnia magna</i>	0,2 µg/l	Aiguë	CE50			Newsted et Giesy, 1987	-	Crustacé	-	-	

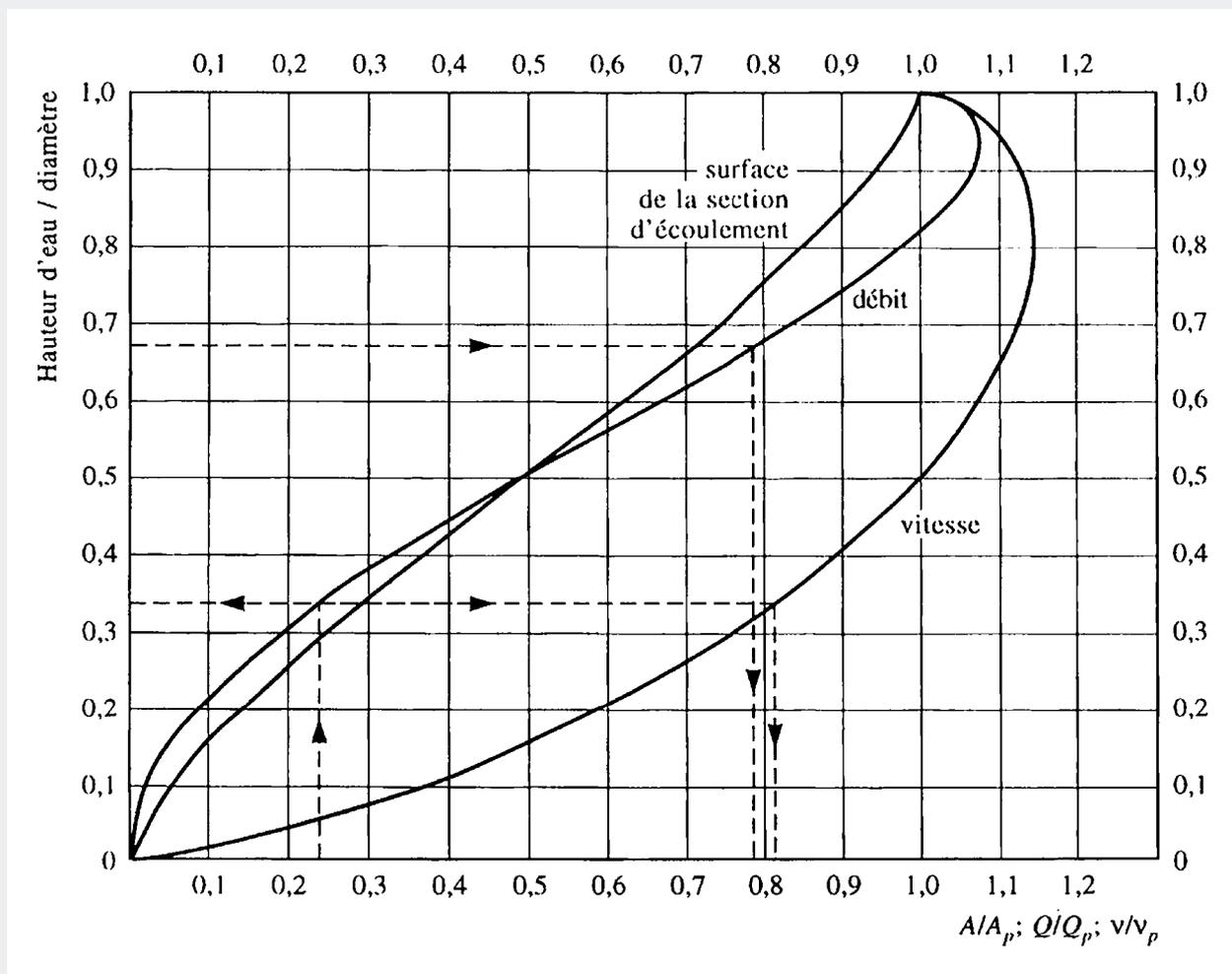
Substances	Organismes	CSE	Exposition	Type d'effet	Essais pris en compte dans le calcul de la p nec	PNEC (µg/l)	Référence (auteur, année)	Commentaires	Type d'organisme	NQE de la circulaire du 7 mai 2007	Données issues de Terrasys	Valeur seuil en moyenne annuelle de la directive substances prioritaires
Benzo(a)anthracène	<i>Daphnia magna</i>	705 ng/l	Aiguë	CE50	Seul l'essai <i>Daphnia magna</i> est pris en compte pour le calcul de la PNEC : les deux autres essais fournissent des résultats en LT90 et LT50 peu interprétables en matière de calcul de PNEC	0,7 ng/l Min(705)/1000	Lampi et al., 2005	-	Crustacé	5 ng/l	0,65 µg/l	NA
	<i>Pimephales promelas</i>	< 1,8 µg/L	Aiguë	LT50			Oris, 1987	-	Poisson			
	<i>Paramecium caudatum</i>	< 10 000 µg/l	Aiguë	LT90			Epsteint, 1963	-	Invertébré			
	<i>Cyprinus carpio</i>	132 000 µg/l	Aiguë	100 % mortalité	Le test n'est pas utilisable pour le calcul d'une PNEC	-	Loeb, 1963	Donnée d'écotoxicité non exploitable avec l'ETG	Poisson	0,4 µg/l	-	NA

Substances	Organismes	CSE	Exposition	Type d'effet	Essais pris en compte dans le calcul de la p nec	PNEC (µg/l)	Référence (auteur, année)	Commentaires	Type d'organisme	NQE de la circulaire du 7 mai 2007	Données issues de Terrasys	Valeur seuil en moyenne annuelle de la directive substances prioritaires	
Chrysène	<i>Anabaena flosaeca</i>	5 µg/l	Aiguë	CL50 2h	La réaction des tests de toxicité chronique est inférieure à celle des tests de toxicité aiguë. De plus, les réactions de <i>Dreissena polymorpha</i> au test n'ont pas permis de fixer une CSE pour ce test chronique. La valeur du test aigu est donc utilisée pour élaborer la PNEC lors des tests de toxicité chronique. Il est donc important de réaliser en priorité les tests concernant un décomposeur ou consommateur primaire	5 ng/l Min(5 ; 1 900 ; 1 700)/1 000	Bastien et Totz, 1985	-	Algue				
	<i>Daphnia magna</i>	1 900 µg/l	Aiguë	CL50 2h			Kagan et al., 1987	-	Crustacé	6 ng/l	-	NA	
	<i>Danio rerio</i>	5 000 µg/l	Chronique	LOEL (Lower Effect Observed Level) 4 jours NOEL 4 jours			Incardon et al., 2004, 2006	-	Poisson				
	<i>Zoares viviparus</i>	10 000 µg/l	Chronique	LOEL 70 jours			Noakson et al., 1998	Suivi de paramètres enzymatiques	Poisson				
	<i>Aedes aegyptie</i>	1 700 µg/l	Aiguë	CL50 1h			Kagan et al., 1987	-	Insecte				
	<i>Dreissena polymorpha</i>	< 10 µg/l	Chronique	LOEL 34 jours			-	Test d'accumulation dans les tissus	Mollusque				
	<i>Neanthes arenaeodentata</i>	< 1 000 µg/l	Aiguë	CL50 4 jours			Rossi et al., 1978	-	Ver				-

Substances	Organismes	CSE	Exposition	Type d'effet	Essais pris en compte dans le calcul de la p nec	PNEC (µg/l)	Référence (auteur, année)	Commentaires	Type d'organisme	NQE de la circulaire du 7 mai 2007	Données issues de Terrasys	Valeur seuil en moyenne annuelle de la directive substances prioritaires
Dibenzo(a,h)anthracène	<i>Daphnia magna</i>	360 µg/l	Aiguë	EC50 1 jour	Les résultats du test chronique sont utilisés	0,1 µg/l Min(10)/100	Wernerisson et al., 1997	-	Crustacé	0,05 ng/l	-	NA
	<i>Platichthys flesus</i>	10 µg/l	Chronique	LOEL 9 jours				Suivi de paramètres enzymatiques	Poisson			

Tableau 32 - Calcul des rapports « R » pour le scénario de la RN31 pour les métaux en fonction du rapport de dilution dans le cours d'eau

Annexe 6 – Abaque : conditions d'écoulement dans les conduites circulaires ne coulant pas à plein débit



Bibliographie

- [1] Circulaire DCE 2005/12 relative à la définition du bon état et à la constitution des référentiels pour les eaux douces de surface (cours d'eau, plans d'eau), en application de la directive européenne 2000/60/DCR du 23 octobre 2000, ainsi que la démarche à adopter pendant la phase transitoire (2005-2007). MEDD, BO n° 14 du 1^{er} juillet 2006.
- [2] Circulaire interministérielle Équipement/Santé/Écologie n° 2005-273 du 25 février 2005 relative à la prise en compte des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact routières.
- [3] Note méthodologique sur l'évaluation des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact routières, Sétra/Certu, février 2005.
- [4] Chantiers routiers et préservation des milieux aquatiques – Management environnemental et solutions techniques. Guide technique, Sétra, juillet 2007. 121 p.
- [5] Pollution d'origine routière – Conception des ouvrages de traitement des eaux. Guide technique, Sétra, août 2007.
- [6] Méthode de hiérarchisation de la vulnérabilité de la ressource en eau. Note d'information Économie Environnement Conception n° 80, Sétra, décembre 2007.
- [7] Circulaire du 7 mai 2007 définissant les « normes de qualité environnementale provisoires (NQEp) » des 41 substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que des substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau. Cette circulaire fixe également les objectifs nationaux de réduction des émissions de ces substances et modifie la circulaire DCE 2005/12 du 28 juillet 2005 relative à la définition du « bon état » NOR : DEV00700240C.
- [8] *Guidelines for Ecological Risk Assessment*, US EPA, EPA/630/R-95/002F, 1998.
- [9] Évaluation et acceptabilité des risques environnementaux. Volet 1 : méthodes d'évaluation, analyse comparative, RECORD, 2006. (<http://www.record-net.org>)
- [10] Guide méthodologique d'évaluation des risques écologiques liés aux aménagements urbains et aux infrastructures de transport. Laboratoire des Sciences de l'Environnement de l'ENTPE, G. Donguy et Y. Perrodin, document interne, 2006. 65 p.
- [11] Développement d'une méthode de sélection des tests biologiques de toxicité et de génotoxicité adaptée à différents scénarios, ADÈME, 2005.
- [12] *Technical Guidance Document (TGD) on Risk Assessment of Chemical Substances Following European Regulations and Directives*, UE, ECB (European Chemical Bureau), JRC-Ispra (VA), Italie, 2003.
- [13] Calcul des charges de pollution chronique des eaux de ruissellement issues des plates-formes routières. Note d'information Économie Environnement Conception n° 75, Sétra, 2006.
- [14] Zinc et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, INÉRIS, 2005.
- [15] Cuivre et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, INÉRIS, 2005.
- [16] Cadmium et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, INÉRIS, 2005.
- [17] Plomb et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, INÉRIS, 2005.
- [18] Directive du Parlement européen et du Conseil établissant des normes de qualité environnementale dans le domaine de l'eau, modifiant et abrogeant les directives 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE et 86/280/CEE et modifiant la directive 2000/60/CE.
- [19] Circulaire du 7 mai 2007 définissant les « normes de qualité environnementale provisoires (NQEp) » des 41 substances impliquées dans l'évaluation de l'état chimique des masses d'eau ainsi que des substances pertinentes du programme national de réduction des substances dangereuses dans l'eau.

Bibliographie complémentaire

- [20] Application des essais d'écotoxicité aux sols, déchets et autres matrices complexes. Guide technique, ADÈME, à paraître.
- [21] Caractérisation des déchets – Préparation des échantillons de déchets en vue d'essais écotoxicologiques, prEN14735, 2004.
- [22] Évaluation de l'écocompatibilité de scénarios de stockage et de valorisation des déchets. Guide technique, ADÈME, 2002.
- [23] Évaluation des risques écologiques dans le domaine des sites pollués. Définitions, concepts et usages des outils existants, ADÈME, ENTPE, INÉRIS, 2006.
- [24] Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.
- [25] Décret n° 77-1141 du 12 octobre 1977 du MEDD pour les projets de travaux et d'aménagements.
- [26] Loi n° 2006-1771 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques. JO du 31 décembre 2006.
- [27] Loi n° 2004-338 du 21 avril 2004 portant transposition de la directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. JO du 22 avril 2004.
- [28] Pollution et impacts d'eaux de ruissellement de chaussées, M. Legret, Collection études et recherches des LPC, Routes CR 27. LCPC, décembre 2001. 109 p.
- [29] *Improved Determination of Highway Runoff*, stage 3 report, Highway Agency, December 2007.

Glossaire

Bioessais

Tests biologiques ou biotests effectués en laboratoire. Ils ont pour objet de déterminer à l'aide d'expérimentations sur divers types d'êtres vivants la toxicité de substances chimiques. (www.rhone-alpes.ecologie.gouv.fr)

Chaîne trophique

Ensemble des relations qui s'établissent entre des organismes en fonction de la façon dont ceux-ci se nourrissent. Comprend des producteurs (algues, par exemple), des consommateurs primaires (herbivores, phytophages), des consommateurs secondaires (carnivores) et des décomposeurs (ou détritivores). Les polluants qui ne se dégradent pas ou peu (métaux lourds) vont se concentrer au sommet de la chaîne trophique, chez les prédateurs. Est également désignée par chaîne alimentaire. (www.dictionnaire-environnement.com)

Débit d'étiage

Débit moyen le plus bas d'un cours d'eau. Pour une année donnée, on parlera de débit d'étiage journalier, débit d'étiage de n jours consécutifs, débit d'étiage mensuel : moyenne des débits journaliers du mois d'étiage. (www.dictionnaire-environnement.com)

Diatomées

Désigne une algue microscopique unicellulaire avec des membranes siliceuses (deux coquilles externes ornées et rapportables). (www.dictionnaire-environnement.com)

Écosystème

Un écosystème est un système au sein duquel il existe des échanges cycliques de matières et d'énergie, dus aux interactions entre les différents organismes présents (biocénose) et leur environnement (biotope). Un écosystème est l'association d'une communauté d'espèces vivantes et d'un environnement physique qui fournit l'eau, l'air et les autres éléments dont elles ont besoin pour vivre. C'est l'ensemble des êtres vivants (faune et flore) et des éléments non vivants (eau, air, matières solides), aux nombreuses interactions d'un milieu naturel (forêt, champ). L'écosystème se caractérise essentiellement par des relations d'ordre bio-physico-chimique. (www.dictionnaire-environnement.com)

Écotoxicologie

L'écotoxicologie est une science qui étudie l'effet des substances toxiques et le devenir des polluants sur les écosystèmes. L'écotoxicologie est l'étude du devenir des polluants dans les milieux et de leurs effets aux différents niveaux d'organisation biologique des écosystèmes. Elle permet de prévenir les pollutions environnementales au travers des démarches d'évaluation du danger et du risque pour l'environnement. Le but de l'écotoxicologie est en effet d'évaluer les effets à long terme de certaines pollutions chroniques sur des organismes vivants. L'écotoxicologie a deux objectifs principaux : l'étude des mécanismes de contamination d'un milieu naturel et l'évaluation de l'impact (pouvant être perceptible au niveau du fonctionnement biologique du milieu) et des effets des polluants sur les différentes populations d'un écosystème. (www.dictionnaire-environnement.com)

Polluant bio-accumulatif

Produit toxique absorbé mais non éliminé par les organismes vivants.

Zone hyporhéique

La zone hyporhéique correspond aux interstices saturés en eau situés sous le lit du cours d'eau et dans les rives, qui contiennent une certaine proportion d'eau du chenal. (White, 1993)

Sigles et acronymes

AEP : Alimentation en Eau Potable

BCF : Bio Factor Concentration

BD : Base de Données

BDI : Base de Données Internationales

CBR : Critical Body Residue

CERTU : Centre d'Études sur les Réseaux, les Transports, l'Urbanisme et les constructions publiques

CETE : Centre d'Études Techniques de l'Équipement

CSE : Concentration Sans Effets

DCE : Directive Cadre sur l'Eau

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DJA : Dose Journalière Admissible

DLE : Dossier de Loi sur l'Eau

DUP : Déclaration d'Utilité Publique

ECD : Bureau européen des substances chimiques

EDRE AUIT : Évaluation Des Risques Écologiques liés aux Aménagements Urbains et aux Infrastructures de Transport

EI : Étude d'Impact

ENTPE : École Nationale des Travaux Publics de l'État

EPA : Environmental Protection Agency

ERA : Ecological Risk Assessment

ÉRÉ : Évaluation des Risques Écologiques

ÉRécotox : Évaluation des Risques Écotoxicologiques

ERS : Évaluation des Risques Sanitaires

FE : Facteur d'Extrapolation

HAP : Hydrocarbure Aromatique Polycyclique

IBD : Indice Biologique Diatomées

IBGN : Indice Biologique Global Normalisé

ICPE : Installation Classée pour la Protection de l'Environnement

IPR : Indice Poisson Rivière

LEMA : Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques

LSE : Laboratoire des Sciences de l'Environnement

MEDD : Ministère de l'Écologie et du Développement Durable

MEDDM : Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer

MES : Matières En Suspension

PEC : Previsible Environmental Concentration

PNEC : Predicted No-Effect Concentration

RECORD : REseau COopératif de Recherche sur les Déchets

Sétra : Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements

SEE : Site Existant Équivalent

SEQ : Système d'Évaluation de la Qualité

SDAGE : Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux

TGD : Technical Guidance Document

US EPA : United States Environmental Protection Agency



Page laissée blanche intentionnellement



Dans le cadre de la conception des projets d'infrastructure routière, l'appréciation des risques pour l'environnement liés à une pollution (pollution chronique entraînée par les eaux de ruissellement, viabilité hivernale) est le plus souvent réalisée par comparaison entre des valeurs prévues dans le milieu et des valeurs limites de concentrations (anciens objectifs de qualité des cours d'eau, bon état chimique). Cette logique de concentration est reprise dans la Directive Cadre sur l'Eau du 23 octobre 2000. Cependant, cette directive impose également le respect du bon état écologique du cours d'eau.

Plusieurs méthodes existent pour appréhender l'impact des émissions d'un ouvrage sur les écosystèmes. L'une d'elles est l'évaluation des risques écotoxicologiques. Elle ne présente pas de caractère obligatoire.

La méthodologie d'une étude des risques écotoxicologiques est décrite et proposée dans ce document « Éléments d'évaluation des risques écotoxicologiques des infrastructures routières ». Elle est complétée par un exemple d'application et des annexes.

Le document vise à fournir un cadre méthodologique évolutif répondant aux demandes de la Directive Cadre sur l'Eau. Pour cela, il propose une méthodologie amenée à évoluer dans le temps en fonction des avancées sur le sujet.



Document disponible au bureau de vente du Sétra

46 avenue Aristide Briand - BP 100 - 92225 Bagneux Cedex - France
téléphone : 33 (0)1 46 11 31 53 - télécopie : 33 (0)1 46 11 33 55
Référence : **1036** - Prix de vente : **16 €**

*Couverture, crédit photo : RST, MEEDOM
Mise en page : SCEI - 50/54 bd du Colonel Fabien - 94200 Ivry-sur-Seine ;
Impression : JOUVE - 1 rue du Docteur Sauvé - 53100 Mayenne ;
L'autorisation du Sétra est indispensable pour la reproduction, même partielle, de ce document
© 2010 Sétra - Dépôt légal : 4^e trimestre 2010 - ISBN : 978-2-11099171-3*

Ce document participe à la protection de l'environnement.
Il est imprimé avec des encres à base végétale sur du papier écolabélisé PEFC.



Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagement

46 avenue Aristide Briand
BP 100 - 92225 Bagneux
Cedex - France
tél : 33 (0)1 46 11 31 31
fax : 33 (0)1 46 11 31 69

Le Sétra appartient
au Réseau Scientifique
et Technique du MEEDDM

