

APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE DE L'ÉVALUATION DES RISQUES ÉCOTOXICOLOGIQUES LIÉS À LA MISE EN DÉPÔT SUR SOL DE SÉDIMENTS DE DRAGAGE

Perrodin Y.*, Babut M.***, Bedell J.P.*, Bray M.***, Clement B.*,
Delolme C.*, Devaux A.*, Durrieu C.*, Garric J.***, et Montuelle B.***

*ENTPE Laboratoire des sciences de l'environnement - Vaulx-en-Velin, **Cemagref, UR Biologie des écosystème aquatiques - Lyon,

***Cemagref, UR Qualité des eaux - Lyon

Une méthodologie d'évaluation des risques écotoxicologiques engendrés par un dépôt de sédiments de dragage sur un sol situé à proximité d'un canal et à la surface d'une nappe phréatique exploitée a été élaborée et testée avec des échantillons de sédiments d'un canal du Nord-Est de la France. La procédure générale comporte une étape d'évaluation simplifiée des risques, basée essentiellement sur la mesure des concentrations en polluants dans les sédiments, et une étape d'évaluation détaillée des risques où des essais d'écotoxicité et de percolation en colonnes sont mis en œuvre. Le scénario testé retient trois hypothèses, qui concernent (a) les effets sur les végétaux de la prairie péri-phérique du dépôt, représentés par *Lolium perenne L.*, (b) les effets sur les organismes aquatiques du canal, représentés par *Escherichia coli*, *Chlorella vulgaris*, *Ceriodaphnia dubia*, et *Xenopus laevis*, et (c) la pollution de la nappe alluviale associée. Différentes modalités d'exposition (essais normalisés ou standardisés) ont été testées. Dans le cas particulier des trois sédiments étudiés, ces hypothèses se sont avérées plus ou moins discriminantes, la pollution de la prairie et de la nappe étant les plus sensibles. Des améliorations de la méthodologie sont envisagées concernant à la fois la sélection des variables biologiques (intégration des effets liés à la bioaccumulation des polluants, par exemple), et les protocoles des bioessais et de percolation en colonne.

The implementation of an ecotoxicological risk assessment framework is presented for dredged material deposits on soil close to a canal and groundwater, and tested with sediment samples from a French North-Eastern canal. This framework includes two steps: a screening risk assessment, based on contaminant concentrations, and a detailed risk assessment based on toxicity bioassays and column leaching tests. The tested framework includes three assumptions, which are related to (a) effects on plants (*Lolium perenne L.*), (b) effects on aquatic organisms (*Escherichia coli*, *Chlorella vulgaris*, *Ceriodaphnia dubia*, and *Xenopus laevis*) and (c) to groundwater contamination. Several exposure conditions were tested, using standardised bioassays. According to the specific tested sediments,

the three assumptions were more or less discriminatory, soil and groundwater pollution being the most sensitive. The assessment procedure has to be improved on several aspects, particularly assessment endpoint design for risk to ecosystems (e.g.: integration of pollutants bioaccumulation), bioassays protocols and column leaching test design.

INTRODUCTION

Parmi les substances chimiques rejetées dans l'environnement, nombre d'entre elles s'accumulent dans les vases ou les boues constituant les sédiments, au fond des rivières et des lacs ainsi que dans les ports continentaux et maritimes. Les contaminants les plus fréquemment présents sont des métaux (cadmium, chrome, cuivre, mercure, nickel, plomb, zinc,...), l'arsenic, les polychlorobiphényles (PCB) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) [EPA, 1997; Babut *et al.*, 1999].

Ces sédiments font l'objet d'opérations de dragage lorsqu'ils augmentent le risque d'inondation, ou diminuent le tirant d'eau des parties navigables [Imbert *et al.*, 1998]. Les matériaux collectés sont le plus souvent mis en dépôts. Ceux-ci peuvent entraîner des effets sur les écosystèmes suite à la remobilisation et à la dispersion dans l'environnement des polluants contenus par les sédiments [EPA, 1997]. Actuellement en France, les principaux types de mise en dépôt sont la mise en décharge contrôlée, le comblement de gravières et la mise en dépôt sur sol.

Compte tenu de la forte exposition des écosystèmes environnants dans certains de ces modes de gestion, différentes procédures et méthodes d'évaluation des impacts écologiques des matériaux de dragage, permettant la prise de décisions, ont été élaborées en France et à l'étranger [Imbert *et al.*, 1998 ; US-EPA, 1994 et 1998]. Dans ce contexte, il est apparu souhaitable de définir pour le contexte français des scénarios correspondant à des modes répandus de gestion des sédiments. Ces scénarios doivent permettre de standardiser la démarche

d'évaluation des risques pour les écosystèmes à appliquer lors d'opérations de dragage.

Le présent article, après un bref rappel de la démarche générale de l'évaluation présentée par ailleurs [Babut et Perrodin, 2001], rend compte du développement de la méthodologie d'évaluation détaillée des risques écotoxicologiques pour le scénario « dépôt sur sol », ainsi que de son application pour des sédiments provenant d'un canal de l'Est de la France.

PRÉSENTATION DE LA PROCÉDURE GÉNÉRALE ET DU SCÉNARIO ÉTUDIÉ

La procédure générale élaborée en 2001 comporte trois étapes principales (figure 1). La première intitulée « évaluation simplifiée des risques » est basée sur la caractérisation chimique des sédiments [Babut et Perrodin, 2001]. Pour un site donné, et un contaminant particulier, le risque est représenté par le rapport entre la concentration brute de ce polluant et un « seuil d'effet probable » (PEC), tiré de la littérature [MacDonald et al., 2000]. Ces quotients individuels peuvent ensuite être agrégés pour représenter le risque global lié au sédiment considéré.

$$Q_{PECm} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{PEC_i}}{n} \quad (1)$$

Avec :

C_i , concentration mesurée pour le paramètre i ;
 PEC_i , concentration seuil d'effet probable (MacDonald et al., 2000) ;
 n , nombre de paramètres mesurés.

MacDonald et al [2000] ont montré qu'il y avait une corrélation entre la somme des quotients individuels normalisée par le nombre de contaminants mesurés (Q_{PECm}) et le pourcentage d'échantillons écotoxiques dans un jeu de données incluant plusieurs centaines de sédiments. Pour des valeurs de Q_{PECm} inférieures à 0.1, ils considèrent que la probabilité que des effets toxiques soient observés est réduite, et qu'elle est forte au-dessus de 0.5. De ce fait, dans le contexte de l'évaluation simplifiée, nous avons proposé de considérer la valeur de 0.1 comme un seuil au-dessous duquel les risques sont négligeables, les matériaux dragués pouvant alors être éliminés sans contrainte particulière. En revanche, pour $Q_{PECm} > 0.5$, il convient de passer à l'étape finale intitulée « évaluation détaillée des risques », correspondant à une évaluation des sédiments "en situation" et se faisant sur la base d'un scénario de gestion donné. Pour les valeurs de Q_{PECm} comprises entre 0.1 et 0.5, des essais d'écotoxicité complémentaires (*C. riparius* et *H. azteca*) sont réalisés sur la matrice sédiment. Lorsque ces essais révèlent une écotoxicité intrinsèque de la matrice, la procédure prévoit également le

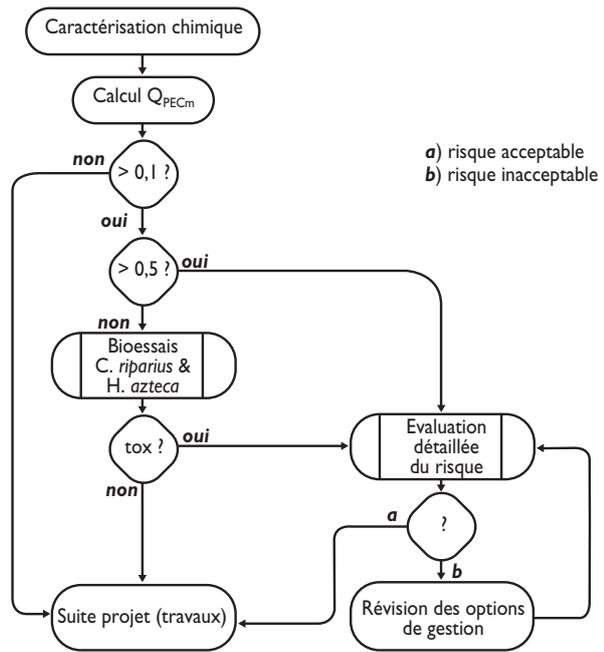


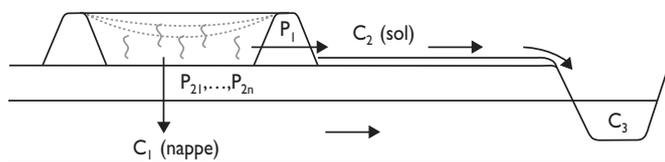
Figure 1 : Logigramme de la procédure générale d'évaluation des sédiments [Babut et Perrodin, 2001].

passage à l'étape finale d'évaluation détaillée des risques.

Scénario étudié dans le cadre de l'évaluation détaillée des risques

Contrairement aux centres de stockage des déchets, les prescriptions techniques et réglementaires qui s'appliquent aux stockages des sédiments réalisés dans l'emprise d'un canal, sont encore peu précises. Différentes techniques sont utilisées : épandage en andains le long du canal, dépôt en gravière, mise en dépôt sur sol selon différentes variantes techniques.

Une des principales techniques pratiquées consiste à réaliser un dépôt des sédiments de dragage sur le sol, en les maintenant par une digue périphérique constituée à base de matériaux perméables laissant filtrer les eaux d'égouttage des sédiments. La figure 2 correspond à une présentation schématique de ce type de dépôt.



Avec : P1 : eau d'égouttage des sédiments s'écoulant latéralement par rapport au dépôt ; P21 à P2n : eau de percolation des sédiments s'infiltrant vers la nappe,
 C1 : cible environnementale n°1 (nappe), C2 : cible environnementale n°2 (sol),
 C3 : cible environnementale n°3 (canal).

Figure 2 : Présentation schématique du scénario étudié (dépôt sur sol).

ÉLABORATION D'UNE MÉTHODOLOGIE D'ÉVALUATION DÉTAILLÉE DES RISQUES ÉCOTOXICOLOGIQUES ADAPTÉE AU DÉPÔT SUR SOL

Le schéma général communément admis pour l'évaluation des risques écologiques (dont les risques écotoxicologiques) d'un scénario donné a été élaboré par l'EPA en 1998 [EPA, 1998].

Il comporte trois parties principales (figure 3) : la formulation du problème, qui vise à élaborer un modèle conceptuel et un plan d'analyse ainsi qu'à définir les moyens à mettre en œuvre pour caractériser le risque, l'analyse proprement dite, où l'on collecte les données nécessaires à l'évaluation des effets et de l'exposition, et la caractérisation des risques, où l'on estime le(s) risque(s) et, autant que possible, les incertitudes associées.

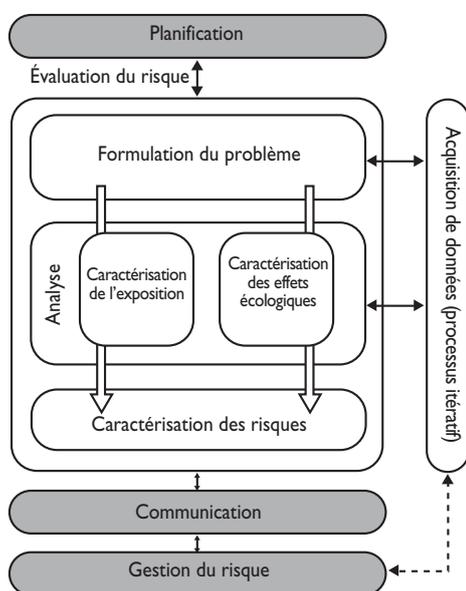


Figure 3 : Schéma général de l'évaluation des risques écologiques (EPA, 1998)

Étape 1 : Formulation du problème

La formulation du problème est une étape critique, dont l'objectif est de cadrer les phases d'analyse et de caractérisation des risques, en identifiant précisément les données à acquérir, les techniques de mesure ou d'évaluation et le cadre d'interprétation. Cette étape comprend deux éléments principaux : (a) la description détaillée du contexte et l'intégration des données disponibles, et (b) la sélection des « paramètres d'évaluation » et l'élaboration du modèle conceptuel.

Description du contexte et intégration des données disponibles

Pour le scénario "dépôt sur sol" étudié, les principales cibles environnementales concernées sont :

- la nappe phréatique située à la verticale du dépôt (cible C1) qui réceptionne une partie des percolats (P_2) issus

des sédiments. La concentration des polluants dans ceux-ci est potentiellement variable au cours du temps (P_{21} , P_{22} , ..., P_{2n}). La priorité pour cette cible concerne la protection de la ressource en eau. Il est donc proposé de se limiter ici à une comparaison des concentrations attendues dans les eaux de nappe avec les valeurs seuils réglementaires définies pour les eaux potabilisables (décret de janvier 1989 actualisé),

- le sol (cible C2) situé en surface à proximité du dépôt, siège d'écoulements provenant de la percolation des eaux d'égouttage des sédiments à travers les digues non étanches du dépôt (eaux P1). Les organismes cibles potentiels à envisager sont les végétaux de la prairie, la microflore du sol (microflore du sol lui-même et de la rhizosphère), et la faune du sol, dont les insectes et les vers de terre,

- et le milieu aquatique (cible C3) : canal situé à proximité du dépôt qui reçoit une partie des eaux d'écoulement du dépôt après ruissellement sur le sol. Les niveaux trophiques et les cibles potentielles à envisager sont les producteurs primaires (dont les algues vertes uni et pluri-cellulaires), les consommateurs primaires (micro et macroinvertébrés pélagiques et benthiques, en particulier des microcrustacés et des insectes aquatiques), et les consommateurs secondaires dont les batraciens et les poissons.

Dans ce scénario, les principales voies de transfert des polluants passent par la phase aqueuse. Compte tenu du mode de réalisation du dépôt, ce transfert sera soit latéral (par passage à travers les digues non étanches), soit orienté du dépôt vers la nappe (percolation verticale). Le transfert considéré concerne en première analyse les polluants identifiés lors des campagnes préliminaires de caractérisation effectuées (éléments traces, notamment cadmium, cuivre, mercure, nickel, plomb, et zinc ; et polluants organiques, notamment HAP et PCB). A noter, qu'au sein du dépôt les contaminants métalliques peuvent subir des modifications en terme de spéciation, et que les contaminants organiques peuvent être biodégradés. La biodégradation des HAP, principaux contaminants organiques dans le cas présent, sera *a priori* faible compte tenu du caractère anaérobie probable au sein du dépôt et du temps de séjour faible lors du ruissellement sur le sol. En tout état de cause, cette dégradation potentielle concernera essentiellement les composés à faible poids moléculaire.

Les effets toxiques vis à vis des organismes cibles dépendent des contaminants concernés ; il conviendra donc de rechercher les données bibliographiques existantes sur les contaminants détectés lors de la phase de caractérisation afin de faciliter l'interprétation finale des résultats des bioessais. Certains polluants sont susceptibles d'entraîner des effets génotoxiques [Devaux et al., 1998 ; Würigler et al., 1992 ; Theodorakis, 2001]. Si l'on ne sait pas encore bien quel risque additionnel ce type d'effet peut engendrer, ses conséquences potentielles

sont telles qu'on ne peut les négliger, et que leur prise en compte dans les procédures d'évaluation des risques pour les écosystèmes doit être envisagée.

Enfin, la caractérisation de l'exposition et des effets toxiques sur les organismes cibles nécessite la définition précise des principaux ratios massiques/volumiques mis en jeu dans le scénario:

- V_{EPMS} : ratio volume annuel d'eau de pluie traversant le dépôt/masse brute de sédiment traversé ; La connaissance de ce ratio permet de fixer les conditions opératoires des essais de percolation en colonne, en particulier de caler la gamme des volumes d'eau à faire percoler à travers le sédiment,

- V_{EEUS} : ratio volume annuel d'eau d'égouttage par unité de surface de sol périphérique affecté; ce ratio détermine le volume d'eau d'égouttage utilisé pour l'arrosage des plantes au cours des essais écotoxicologiques sur végétaux,

- P_{PR} : proportion de percolats issus du dépôt dans le canal; ce ratio permet de fixer la dilution des eaux d'égouttage à laquelle sont exposés les organismes aquatiques ;

- P_{PN} : proportion de percolats issus du dépôt dans le front de nappe en aval immédiat du dépôt ; ce ratio permet de calculer globalement les concentrations résiduelles dans la nappe sous le dépôt.

Sélection des paramètres d'évaluation et élaboration du modèle conceptuel

Pour l'étude du scénario testé, trois hypothèses de travail ont été formulées :

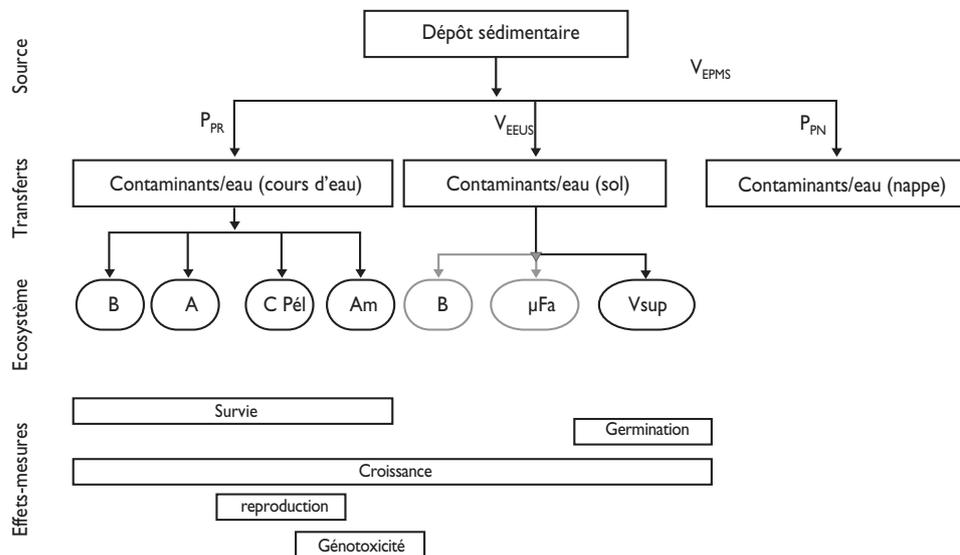
- H1 : le dépôt de sédiment ne devra pas perturber la germination et la croissance des végétaux de la prairie du site (la microfaune et les micro-organismes du sol n'ont donc pas été pris en compte dans cette première version de la méthodologie);

- H2 : il ne devra pas non plus entraîner d'effets à court ou long terme sur les espèces aquatiques du canal situé à proximité;

- H3 : il ne devra pas entraîner de pollution de la nappe alluviale, en particulier dans la perspective d'usages nobles de celle-ci^[1].

Pour l'évaluation des effets, nous avons privilégié des moyens de mesure normalisés ou standardisés.

La figure 4 résume les différents éléments du modèle conceptuel, tels qu'ils ressortent des formulations précédentes. Le végétal retenu pour une évaluation de l'impact sur la prairie est le ray-gras^[2] (*Lolium perenne* L.). Les invertébrés aquatiques du canal sont représentés par un crustacé pélagique (*Ceriodaphnia dubia*), les bactéries aquatiques par *Escherichia coli*, et le phytoplancton par des essais sur algues unicellulaires (*Chlorella vulgaris*). Les effets génotoxiques sont étudiés sur un amphibien



Avec :

B : Bactéries, A : Algues ; C Pél : crustacés pélagiques ; μ Fa : microfaune, Am : Amphibiens,

Vsup : Végétaux supérieurs (les bactéries et la faune du sol, représentées en caractères clairs, ont été jugées indispensables à l'évaluation des risques mais n'ont pas été étudiées dans un premier temps).

V_{EPMS} : ratio volume annuel d'eau de pluie traversant le dépôt/masse brute de sédiment traversé,

V_{EEUS} : ratio volume annuel d'eau d'égouttage par unité de surface de sol périphérique affecté,

P_{PR} : proportion de percolats issus du dépôt dans le canal;

P_{PN} : proportion de percolats issus du dépôt dans le front de nappe en aval immédiat du dépôt.

Figure 4 - Modèle conceptuel du scénario étudié

(*Xenopus laevis*). Les essais de percolation sur sédiments sont réalisés à l'aide de dispositif en colonnes alimentés par de l'eau de pluie reconstituée [CEN/TC92/WG6/N151, Plassard et al, 2000].

Étape 2 : Phase d'analyse (caractérisation de l'exposition et des effets écotoxicologiques)

Définition des ratios caractéristiques de l'exposition

Dans le cadre l'application future de la méthodologie à un site donné, les ratios massiques/volumiques V_{EUS} , V_{EPMS} , P_{PR} et P_{PN} seront définis sur la base d'un bilan hydrique du site, lui même effectué au moyen d'une étude hydrogéologique détaillée. Les sites susceptibles d'être utilisés pour déposer les matériaux n'étant pas encore identifiés et caractérisés au moment de cette étude, les ratios caractéristiques de l'exposition ont été fixés de manière arbitraire, en prenant toutefois en compte les données de terrain collectées au cours de la visite de plusieurs sites de dépôts existants, ainsi que des données disponibles pour des scénarios voisins [Perrodin et al., 2001].

Prélèvement, transport et conservation des échantillons

Les prélèvements sont effectués à la drague, jusqu'à obtention de 200 litres environ de sédiment frais par bief. Au laboratoire, l'eau d'égouttage est recueillie par siphonnage d'un bac de sédiments homogénéisé puis laissé à décanter pendant 48 h. Cette eau, qui simule les eaux d'égouttage du site, est ensuite homogénéisée et répartie en flacons de 1 à 2 litres pour les différents

essais. L'ensemble de ces manipulations est effectué le plus rapidement possibles après les prélèvements. Dans l'intervalle, les échantillons sont conservés en chambre froide à 4°C.

Essais de percolation en colonne

Le matériau, séché à 50°C pendant une durée de 96 h à 120 h, et tamisé à un centimètre, est introduit dans les colonnes ($\varnothing = 15$ cm, $h = 10$ cm). Le remplissage de la colonne s'effectue en cinq temps avec une louche et un compactage léger grâce à une dame, ceci jusqu'à obtention d'une densité sèche apparente de l'ordre de 1 à 1,2. La solution de percolation, dont la composition simule les eaux pluviales (eau distillée saturée en CO_2 : eau à pH acide et à faible teneur en minéraux), est introduite dans la colonne par une pompe péristaltique, à raison de 2 ml.min⁻¹. Ce débit représente une vitesse d'infiltration de 14,4 cm.jr⁻¹. La durée de la percolation est fixée par le ratio cumulé L/S (volume de liquide ayant traversé la colonne/poids sec de l'échantillon dans la colonne) et par le débit de la pompe. L'expérience est arrêtée une fois atteint un ratio cumulé L/S égal à 10 (Norme CEN/TC92/WG6/N151), en ayant vérifié au préalable que le ratio V_{EPMS} du terrain précédemment évoqué soit bien compris dans la gamme des L/S testés. Des échantillons de percolat sont récupérés en continu grâce à un collecteur de fractions chaque fois que le ratio L/S est incrémenté de 0,1, de façon à suivre l'évolution des paramètres (pH, conductivité, COT, teneur en métaux...) en fonction du ratio L/S cumulé.

Bioessais

Autant que possible, la méthodologie fait appel à des bioessais normalisés, ou qui pourront l'être prochainement. Ces bioessais sont listés dans le tableau I. Les protocoles des tests non encore normalisés sont présentés en détail dans un document rédigé en 2000 par le Cemagef et l'ENTPE pour le compte du Cetmef et de VNF [Garric et al., 2000].

Analyses chimiques

Les analyses chimiques des sédiments testés et des eaux d'égouttage ont été réalisées suivant les protocoles suivants :

- PCB et HAP : extraction selon méthode US-EPA 3545, puis dosage par CPG-ECD (NF ISO 6468) ou HPLC-fluorimétrie, confirmées par CPG-SM (NF ISO 13877),
- As : méthode NF EN ISO 11885,
- Hg : méthode NF EN 1483,
- Autres métaux : NF X31-151 (après minéralisation à l'acide fluorhydrique pour le dosage sur le sédiment brut).

Tableau I: Bioessais utilisés

Organismes	Durée	Effets	Paramètres	Protocole	Références
Organismes du cours d'eau					
<i>Escherichia coli</i>	1 h 30	inhibition de l'activité β -galactosidase	CE50	MetPlate™	Bitton et al, 1993
<i>Chlorella vulgaris</i>	72 heures	croissance	CI50, CI10, NOEC	normalisé	Afnor T90-304
<i>Ceriodaphnia dubia</i>	48 heures	survie	CE50		
	7 jours	reproduction	CEI0, NOEC	normalisé	Afnor T90 376
<i>Xenopus laevis</i>		survie	CE 50, NOEC		
		génétoxicité	Taux d'érythrocytes à micronoyaux	normalisé (test micronoyaux)	Afnor T90-325
Organismes du sol					
<i>Lolium perenne L.</i>	5 jours	germination	Nombre de graines germées par rapport au témoin	normalisé	Afnor X31-201 Une seule concentration testée (V_{EUS})
	21 jours	Croissance des parties aériennes et racinaires	Croissance des parties racinaires par rapport au témoin	normalisé	ISO 11269-2 Une seule concentration testée (V_{EUS})

Étape 3 : Caractérisation des risques

La méthode la plus répandue et la plus simple pour la caractérisation des risques à partir des données d'exposition et d'effets est la méthode dite du quotient. Celle-ci consiste à calculer le quotient Q , égal au rapport de la concentration probable d'exposition sur la concentration probable sans effet vis à vis de l'organisme concerné. Cette concentration probable sans effet peut être estimée à partir des données disponibles dans la littérature pour les substances pures, et à l'aide de mesures expérimentales (bioessais) pour les effluents contenant un mélange de polluants tels que les eaux d'égouttage. Lorsque la valeur de Q est supérieure à 1, on considère que le risque est significatif, et d'autant plus fort que le quotient est grand. Inversement plus le quotient est inférieur à 1, plus le risque est considéré comme faible. La concentration probable sans effet sur l'organisme est, dans la pratique, le plus souvent représentée par une CE 10 ou une CE 20 (concentration efficace pour respectivement 10 % ou 20 % des organismes), ou encore une NOEC (non observable effect concentration), divisée par un facteur de sécurité permettant de compenser les limites d'une évaluation effectuée à l'aide de quelques organismes tests seulement, et en utilisant des essais qui, même s'ils portent sur la toxicité chronique, ne sont jamais complètement représentatifs de ce qui se passe à long terme sur le terrain. A défaut d'une CE 10, d'une CE 20 ou d'une NOEC, la CE 50 est parfois utilisée avec un facteur de sécurité^[3] majoré.

Application à trois sédiments du canal de l'Est et résultats

La démarche décrite ci-dessus a été appliquée à trois lots de sédiments provenant de trois biefs, numérotés B3, B13 et B22, du canal de l'Est branche sud (CEBS) dans le département des Vosges (site récepteur virtuel).

Étape 1 : formulation du problème

Cette étape a été traitée pour l'essentiel dans le paragraphe précédent consacré aux aspects théoriques. Concernant le point particulier du dépôt fictif évoqué précédemment, il a été défini avec une surface de 2 500 m² (50 m x 50 m), une hauteur de sédiment de 2 m, une pluviométrie de 1000 mm/an et une pluie efficace de 40 %, une surface de sol affectée par l'écoulement des eaux d'égouttage de 15 000 m², et une teneur finale en eau d'égouttage dans le canal en aval du déversoir (P_{PR}) de 0,01% environ. Par ailleurs, la vitesse de la nappe qui s'écoule sous le dépôt a été fixée à 100 m/an et la hauteur de celle-ci affectée par la pollution a été considérée comme voisine de 2 m. Le débit du percolat qui traverse verticalement les sédiments et qui atteint la nappe située dessous a, quant à lui, été considéré comme voisin de 1 000 m³/an. Il résulte de ces hypothèses les ratios massiques/volumiques présentées au tableau 2

Tableau 2 : Ratios massiques/volumiques du scénario dépôt sur sol défini

Ratio	Valeurs définies
V_{EEUS}	0,025 m ³ /m ² /an
$V_{EPM}S$	0,2 m ³ /t
P_{PR}	0,01 %
P_{PN}	10 %

Étape 2 : Phase d'analyse

Analyses chimiques

Tableau 3: Analyses physico-chimiques des sédiments des trois biefs (en mg.kg-1)

Bief	B3	B13	B22
Teneur en eau (%)	50,1	64,6	61,9
Fraction < 50 µm (%)	70,4	65,1	42,9
Matière org. (% de MS)	9	16	12
Arsenic	22,9	31,9	21,2
Cadmium	0,5	7,8	4,8
Chrome	18,5	1,9	22,2
Cuivre	24,7	739,9	49,4
Mercurure	0,1	0,36	0,58
Nickel	52	73,2	33,2
Plomb	24	99,3	53,9
Zinc	145	1220	250
Σ HAP (série EPA)	5,86	9,58	10,25
Σ PCB (PCB 28, 44, 52, 101, 105, 118, 138, 153, 170, 180, 194 et 209)	<0,005	0,54	0,18

Tableau 4 : Analyses chimiques des eaux d'égouttage des 3 sédiments

Bief	B2	B13	B22
pH	6,6	6,6	6,1
Conductivité (µS/cm)	192	424	177
COT (mg/l)	5,9	3,8	7,8
Éléments en trace (µg.l-1)			
Arsenic	100	25	100
Cadmium	< 0,05	< 0,05	0,2
Chrome	0,6	0,7	1,5
Cuivre	3,0	4,3	5,1
Mercurure	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Nickel	1,3	0,5	2,0
Plomb	0,5	< 0,05	< 0,05
Zinc	0,04	<0,01	0,06
Σ HAP (série EPA)	0,14	0,37	1,36
Σ PCB (PCB 28, 44, 52, 101, 105, 118, 138, 153, 170, 180, 194 et 209)	< 0,005	0,060	0,09

Les résultats des analyses chimiques des sédiments prélevés dans les trois biefs ainsi que de leurs eaux d'égouttage sont présentés dans les tableaux 3 et 4 (page précédente).

Bioessais

Les résultats des bioessais sur les eaux d'égouttage sont résumés dans le tableau 5. Lors de l'essai Metplate, la toxicité est très faible, la CE 50 ne peut être calculée, et l'inhibition maximale (33 %) avec l'eau d'égouttage non diluée est obtenue dans le cas du bief 13. L'essai avec *Chlorella vulgaris* s'est révélé le plus sensible de la batterie utilisée avec une CE 50 à 20 % et une CE 10 comprise entre 1 et 3 % pour 2 sédiments (B13 et B22). Dans l'essai aigu avec *C. dubia* 48 h, aucun effet n'a été observé pour les trois sédiments. L'essai *C. dubia* en 7 jours est difficilement interprétable, dans la mesure où l'effet apparent est plus fort pour les concentrations 25 % et 50 % que pour la concentration 100 %. Ce type de résultats est parfois observé avec les effluents complexes. Le fait que les eaux des trois biefs aient provoqué le même phénomène laisse à penser qu'une cause commune est présente sur les trois biefs.

Les résultats obtenus sur *Xenopus laevis* montrent une absence de génotoxicité pour les trois échantillons étu-

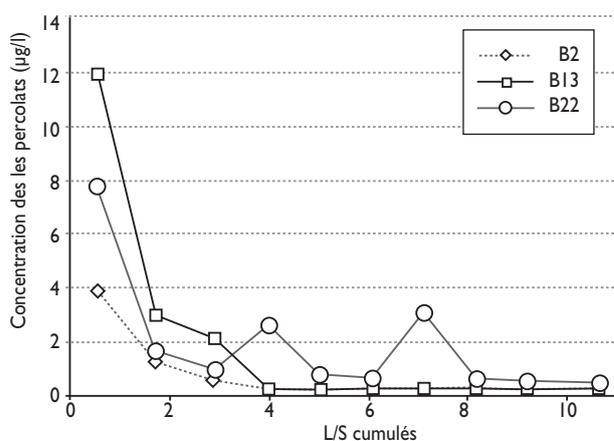


Figure 5 : Évolution des concentrations en Cd dans les percolats des sédiments des 3 biefs

Tableau 5 : Résultats des bioessais sur les eaux d'égouttage				
Organismes	Paramètres	B2	B13	B22
Escherichia coli	CE50	nc	nc	nc
	Inhibition croissance de la population avec eau d'égouttage non diluée	15%	33%	15%
Chlorella vulgaris	CE50 (5 jours)	ni	20%	20%
	CE10 (5 jours)	ni	3%	1%
	Inhibition croissance de la population avec eau d'égouttage non diluée (72h)	ni	85%	85%
Ceriodaphnia dubia	Survie avec eau d'égouttage non diluée (48 h)	100%	100%	100%
	CE 10 , NOEC (7 jours)	ni	ni	ni
	Inhibition croissance de la population avec 100 % eau d'égouttage (7 jours)	40%	24%	60%
	Inhibition croissance de la population avec 50 % eau d'égouttage (7 jours)	79%	85 %	98 %
	Inhibition croissance de la population avec 25% eau d'égouttage (7 jours)	72%	100 %	89 %
Xenopus laevis	NOEC	25%	12,5%	12,5%
	Taux d'érythrocytes à micronoyaux	Non génotoxique	Non génotoxique	Non génotoxique
Lolium perenne L.	Nombre de graines germées par rapport au témoin (5 jours)	Idem témoin +10%		+8%
	Croissance des parties aériennes par rapport au témoin	Stimulation	Idem témoin	Inhibition
	Croissance des parties racinaires par rapport au témoin	Idem témoin	Idem témoin	Idem témoin

(nc : non calculable ; ni : non interprétable)

diés. L'examen comparé des résultats en toxicité aiguë et génotoxicité confirme, par ailleurs, l'absence de correspondance entre les deux formes de toxicité. La toxicité observée n'a donc pas de conséquence sur la division cellulaire des érythrocytes.

Enfin, les essais sur végétaux indiquent une absence d'effet (voire une stimulation) sur la germination des graines, une absence d'effet sur la croissance des parties racinaires, et un effet variable sur la croissance des parties aériennes (stimulation pour B2, pas d'effet pour B13 et inhibition pour B22). A noter que ces tests sur végétaux n'ont pas fait l'objet d'essais avec une gamme de dilution des eaux d'égouttage mais uniquement avec la dilution correspondant au scénario étudié (ratio V_{EEUS}).

Essais de percolation en colonne

Pour les percolats issus des sédiments des biefs 2 et 22, le pH s'établit très rapidement autour de la valeur d'entrée ($7 \leq H \leq 8$), et la conductivité chute rapidement. Les mêmes phénomènes sont observables pour les percolats issus des sédiments du bief 13, mais selon une ciné-

Tableau 6 : Concentration maximum et quantité extraites de métaux lors des essais en colonnes

Bief	B2		B13		B22	
	C.max (mg/l)	Quantité extraite (%)	C.max (mg/l)	Quantité extraite (%)	C.max (mg/l)	Quantité extraite (%)
Cd	3.9	1.01	11.9	0.18	7.7	0.34
Cu	23.4	0.34	19.9	0.01	62.3	0.33
Cr	4.8	0.16	4.2	1.30	11.5	0.33
Ni	35.9	0.32	181.9	0.68	95.2	0.77
Pb	8.7	0.22	7.6	0.03	23.1	0.20
Zn	1090	0.30	54830	5.7	1950	0.54

tique plus lente, puisqu'il faut attendre un ratio L/S de 6 à 7 pour que l'équilibre soit atteint. La valeur de 10 affectée au ratio L/S cumulé final paraît donc suffisante pour atteindre un équilibre au niveau des échanges chimiques entre la solution de lixiviation et les sédiments. Pour les percolats des biefs B13 et B22 et, dans une moindre mesure B2, les premières fractions collectées présentent des concentrations élevées en métaux (tableau 6 page suivante), qui décroissent ensuite selon une courbe d'allure exponentielle (figure 5, exemple du cadmium). Les fractions lixiviées restent néanmoins faibles, le maximum étant d'environ 6 % de zinc extrait du sédiment du bief 13.

Étape 3 : Caractérisation des risques

Les trois hypothèses retenues dans l'état actuel de la démarche sont examinées successivement :

H1 : Le dépôt de sédiment ne devra pas perturber la germination et la croissance des plantes de la prairie du site

L'examen de cette hypothèse se fait à l'aide des essais végétaux réalisés avec les eaux d'égouttage. Les résultats disponibles permettent de conclure à un risque faible pour les sédiments des biefs B2 et B13 (absence d'effet, voire stimulation, obtenue lors de l'arrosage du ray-grass avec la même quantité d'eau d'égouttage par unité de surface que sur le terrain) et à un risque significatif pour les sédiments du bief B22 (inhibition de la croissance des parties aériennes). Dans ce dernier cas, il est malheureusement impossible de préciser le taux d'arrosage du ray-grass qui ne conduirait plus à un effet, compte tenu de la non réalisation de taux d'arrosage plus faibles lors des essais expérimentaux. L'acquisition de cette donnée aurait pu permettre au responsable d'opération de diminuer le risque en réduisant le volume du dépôt, ce qui aurait mécaniquement pour effet de diminuer le ratio V_{EEUS} .

Il est à noter que des essais réalisés en parallèle, et à titre exploratoire, sur des plantes maraîchères (haricot et navet) ou d'intérêt agricole (maïs) ont montré des résultats très différents, d'où l'importance du choix des plantes cibles lors de l'étape de formulation du problème.

H2 : le dépôt ne devra pas entraîner d'effets à court ou

long terme sur les espèces aquatiques du canal par ruissellement des eaux d'égouttage.

La caractérisation du risque peut être réalisée par la méthode du quotient, cad en comparant pour chaque bioessai, la concentration probable sans effet (en % d'eau d'égouttage) à la concentration probable dans l'environnement, égale à la proportion d'eau d'égouttage dans le canal en aval du déversoir (0,01 %). Pour obtenir la concentration probable sans effet, il est appliqué un facteur d'extrapolation (encore appelé facteur de sécurité) à partir des données expérimentales de laboratoire et dont la valeur dépend des données considérées [Chapman *et al.*, 1998 ; Rivière, 1998]. Dans le cas de résultats portant sur 3 essais d'écotoxicité chronique au moins, le facteur recommandé dans le Technical guidance document du Bureau européen chargé de la classification des substances chimiques est de 10 [ECB, 2003]. Si l'on excepte le test daphnie 7j, non interprétable, on obtient ainsi des valeurs de quotient largement inférieures à 1 pour tous les biefs, indiquant un risque faible pour le compartiment aquatique.

H3 : le dépôt ne devra pas entraîner de pollution de la nappe alluviale, en particulier dans la perspective d'usages nobles de celle-ci.

Dans ce cas les valeurs limites d'exposition sont représentées par les valeurs limites de potabilité d'origine réglementaire (décret 89/3 du 3 janvier 1989 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine). Ces valeurs limites sont comparées avec les concentrations, notamment leurs valeurs maximales, obtenues dans le front de nappe en aval du site (= concentrations dans le percolat divisées par 10 compte tenu de la dilution de celui-ci par l'eau de nappe avant la sortie du site) (tableau 7). Dans le cas du bief 13, les concentrations maximales en zinc dans la nappe en aval du site sont supérieures aux limites de potabilité. Le quotient de risque, pour cet élément est donc supérieur à 1 et il y a un risque significatif de pollution de la nappe. Cependant, l'allure des courbes de concentrations dans les percolats montre que le risque décroît rapidement au-delà des premières années d'exposition. Des mesures de gestion transitoire de ce risque seraient donc envisageables, d'autant plus que les normes de

Tableau 7 : Comparaison des concentrations maximum dans le front aval de la nappe avec les valeurs limites de potabilité (en $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$).

	Valeurs limites de potabilité	Bief 2	Bief 13	Bief 22
Cadmium	5	0,4	1,2	0,8
Cuivre	1000	2,3	2,0	6,2
Chrome	50	0,5	0,4	1,1
Nickel	50	3,6	18	9,5
Plomb	100	0,9	0,8	2,3
Zinc	5000	109	5480	195

potabilité ont été établies sur la base de durées d'exposition largement supérieures à quelques années. Les concentrations mesurées dans le front de nappe pour les sédiments des deux autres biefs restent inférieures aux limites de potabilité, avec toutefois une marge de sécurité moins importante pour le sédiment du bief 22. En résumé, parmi les trois sédiments, seul celui du bief 13 présente un risque faible pour les trois hypothèses testées. Les sédiments B22 et B13 présentent respectivement des risques écotoxicologiques significatifs pour les prairies environnantes et la nappe alluviale par rapport aux critères adoptés. Pour les trois sédiments, on a noté un risque faible pour l'hypothèse relative aux effets sur les organismes aquatiques du canal, ceci essentiellement en raison de la forte dilution des eaux d'égouttage à leur arrivée dans celui-ci.

DISCUSSION

Parmi les hypothèses examinées, celles concernant les plantes des sols périphériques et la nappe alluviale ont conduit aux risques les plus significatifs.

Les paramètres écotoxicologiques sélectionnés même s'ils incluent à la fois l'étude de la survie, de la croissance, de la reproduction et des effets génotoxiques, ne portent toutefois que sur quelques organismes. Il est clair que cette représentation de l'écosystème est très fortement simplifiée. Elle correspond à la mise en œuvre des essais écotoxicologiques normalisés ou standardisés disponibles ainsi qu'à un coût raisonnable. La vraie question serait plutôt de savoir si cette représentation permet de protéger convenablement les écosystèmes concernés.

La percolation des contaminants apparaît comme un phénomène durable dans le cas du bief 13 et la stabilité des concentrations n'est pas encore atteinte lorsque le ratio L/S atteint la valeur du ratio d'exposition annuelle. La fraction exportée pendant la durée de l'essai ne représente au maximum que 10 % environ de la charge totale. Néanmoins, le risque le plus élevé se situe dans les premiers mois du dépôt, puisque les concentrations les plus élevées dans les percolats correspondent aux premières fractions collectées. Un des principaux biais actuel de l'approche en colonne réside dans le préconditionnement (séchage) que l'on fait subir au sédiment avant l'expérience, qui modifie la matrice tant chimiquement que structurellement. Une adaptation de ce protocole est en cours. Celle-ci inclut notamment l'utilisation de matériaux humides et ayant subi des cycles d'humidification-séchage (comme sur le terrain) susceptibles d'influencer le taux de percolation des polluants. L'évaluation de l'exposition dépend beaucoup des ratios caractéristiques V_{EEUS} , V_{EPMS} , P_{PR} et P_{PN} . Les trois premiers sont relativement simples à évaluer, et permettent d'aboutir à une estimation robuste du risque. La détermination du quatrième ratio est plus délicate, et requiert des données moins facilement accessibles (étude hydrogéologique obligatoire). De plus, ce ratio

est le seul des quatre à prendre explicitement le temps en considération. S'agissant d'une valeur annuelle, il permet par comparaison avec les ratios L/S cumulés de procéder à une estimation des risques de pollution de la nappe pendant les premières années suivant le dépôt. Par ailleurs, l'intérêt d'étudier l'intégrité de l'ADN comme biomarqueur de génotoxicité dans le cadre de l'évaluation du risque, en particulier à long terme, réside dans la durabilité de la réponse génotoxique à la fois pour l'organisme et sa descendance [Anderson et Wild 1994 ; Depledge 1996 ; Devaux *et al.* 1998 ; Würgler et Kramers, 1992]. Le paramètre génotoxicité ouvre ainsi la perspective de l'analyse de l'impact des contaminants sur la structure génétique des populations d'organismes aquatiques [Bickham *et al.* 2000 ; Larno *et al.* 2001]. La non observation d'effets génotoxiques, dans le cas de présente étude, est ainsi plutôt rassurante vis à vis du devenir des populations concernées. En revanche, il reste à préciser les relations entre modifications de la structure génétique des populations et impacts écologiques, en termes notamment de croissance de ces populations ou de productivité [Theodorakis 2001], ce qu'on peut plus aisément envisager pour des paramètres comme la survie ou la reproduction [Calow *et al.* 1997 ; Calow 1998].

CONCLUSION

Cette étude a permis de montrer qu'il était possible d'évaluer des risques pour les écosystèmes terrestres et aquatiques engendrés par un dépôt sur sol de matériaux de dragage, à l'aide de moyens d'investigation écotoxicologiques relativement accessibles, et partiellement normalisés.

D'autres approches d'évaluation des matériaux de dragage ont été proposées, notamment par le corps des ingénieurs de l'armée américaine (USACE) en collaboration avec l'Agence fédérale de protection de l'environnement (USEPA) (US-EPA et USACE 1998 a, b). Le schéma développé est un protocole par étapes basé sur des moyens d'investigation similaires (analyse chimique, bioessais, essais de comportement), mais sans toutefois prendre en compte l'exposition dès la réalisation des essais expérimentaux. Notre démarche, qui prend mieux en compte les caractéristiques du milieu récepteur lors des essais expérimentaux, a pour but d'améliorer le réalisme de l'évaluation pour une optimisation des décisions de gestion.

Pour autant, la méthodologie présentée peut, et doit encore, être améliorée dans plusieurs directions avant d'être préconisée à titre réglementaire ou dans les schémas opérationnels des organismes en charge de la gestion des cours d'eau. Cette validation passera nécessairement par l'étude in situ de communautés végétales et aquatiques, réalisée simultanément et comparativement aux analyses chimiques et aux essais d'écotoxicité inclus dans le protocole [Porebski *et al.* 1999], ceci afin de

vérifier le caractère prédictif de l'évaluation effectuée. Il conviendra notamment de vérifier si la batterie d'essais retenus ne peut pas être allégée, ou si au contraire elle doit être complétée (ajout d'essais sur vers de terre et sur micro-organismes du sol, par exemple). Au moment de cette réflexion, il ne faudra toutefois pas perdre de vue que réduire le nombre de réponses biologiques par réduction du nombre d'essais réalisés aura pour effet d'accroître l'imprécision des résultats d'écotoxicité, et par conséquent d'augmenter, par le nécessaire accroissement des facteurs de sécurité applicables, l'incertitude sur la caractérisation du risque. Ainsi, ce que l'on gagne d'un côté peut être néfaste sur le plan de la prise de décision subséquente. Par ailleurs, on vérifiera si la méthodologie peut être améliorée sur le plan du choix des variables biologiques et des modalités d'étude de l'exposition. Les risques liés à la bioaccumulation des polluants dans les plantes et les organismes aquatiques devront notamment être inclus. Enfin, des travaux visant à améliorer la phase de caractérisation des risques, basée actuellement uniquement sur la méthode du quotient, ainsi qu'à accompagner le rendu des résultats de l'incertitude associée, devront être effectués pour une utilisation optimum de l'outil élaboré.

* **Perrodin Y., Bedell J.P., Clement B., Delolme C., Devaux A., Durrieu C.**

ENTPE, Laboratoire des sciences de l'environnement, rue Maurice Audin, 69518 Vaulx-en-Velin, France (tél. : 04 72 04 70 56 ; mail : perrodin@entpe.fr).

** **Babut M., Bray M., Garric J.**

Cemagref, UR Biologie des écosystèmes aquatiques, Laboratoire d'écotoxicologie, 3bis quai Chauveau, CP220, 69336 Lyon Cedex 09, France.

*** **Montuelle B.**

Cemagref, UR Qualité des eaux, Laboratoire écologie microbienne des hydrosystèmes anthropisés, 3bis quai Chauveau, CP220, 69336 Lyon Cedex 09, France.

Remerciements :

Ce travail, piloté par le Centre d'études techniques maritimes et fluviales (Cetmef), a reçu le soutien financier de la Direction de la recherche et des affaires scientifiques et techniques (Drast) du ministère de l'Équipement, des Transports, du Logement, du Tourisme et de la Mer ainsi que de Voies navigables de France (VNF).

Notes

1. En particulier la possibilité d'extraire de l'eau destinée à la consommation humaine ; au plan réglementaire, ce type d'usage est encadré par le décret 89/3 du 3 janvier 1989 ; pour les polluants non mentionnés par ce décret, on peut notamment utiliser les valeurs de référence contenues dans la base IRIS (<http://www.epa.gov/iris/>)
2. Des variantes du scénario, avec présence d'un sol agricole en périphérie du dépôt, ont également été étudiées en utilisant d'autres plantes tests (maïs, choux chinois et haricot) (résultats non présentés ici).
3. Pour ajuster la valeur de ces facteurs de sécurité en fonction de la nature et du nombre de résultats d'essais disponibles, on peut notamment se référer aux recommandations figurant dans le Technical Guidance Document (TGD) du Bureau Européen Chargé de la classification des substances chimiques (ECB, 2003).

Bibliographie

- Anderson S.L. and Wild G.C (1994). *Linking genotoxic responses and reproductive success in ecotoxicology*. Environ. Health Perspect., 102, 9-12.
- Babut M., Breuzin C., Lascombe C. and Pereira-Ramos L. (1999). *Sediment quality assessment of three rivers and streams in France: the Moselle, the Rhone and the Seine*. International Symposium, Sediment Quality Assessment Berlin, 20-22 avril 1999.
- Babut M. et Perrodin Y (2001). *Évaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage - Présentation et justification de la démarche*. Rapport final Cemagref-ENTPE pour Cetmef et VNF 22/12/2000.
- Babut M., Perrodin Y., Bray M., Clement B., Delolme C., Devaux A., Durrieu C., Garric J., Vولات B., Becard D. & Charrier C (2002). *Évaluation des risques écologiques causés par des matériaux de dragage : proposition d'une approche adaptée aux dépôts en gravière en eau*. La Revue des sciences de l'eau, Vol.15/N3(2002), 615-639.
- Bickham J.W., Sandhu S., Hebert P. D. N., Chiki L. and Athwal R. (2000). *Effects of chemical contaminants on genetic diversity in natural populations: implications for biomonitoring and ecotoxicology*. Mutat. Res., 463, 33-51.
- Biddinger G.R., Dillon T. and Ingersoll C.G. (1997). *Ecological risk assessment of contaminated sediments*; Setac Press USA.
- Bitton G., Jung K. and Koopman B., (1993) *Evaluation of a microplate assay specific for heavy metal toxicity*, Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 27, 25-28
- Calow P. (1998). *Ecological risk assessment : risk for what? How do we decide?* Ecotoxicol. Environ. Safety, 40, 15-18.
- Calow P., Sibly R.M. and Forbes V. (1997). *Risk assessment on the basis of simplified life-history scenarios*. Environ. Toxicol. Chem., 16, 1983-1989.
- Castany G. (1982). *Principes et méthodes de l'hydrogéologie*. Ed Dunod, Paris. 236 p.
- Chapman, P. M., Fairbrother A. and Brown D. (1998). *A critical evaluation of safety (uncertainty) factors for ecological risk assessment* Environ. Toxicol. Chem. 17(1): 99-108
- Depledge M.H. (1996). *Genetic ecotoxicology: an overview*. J. Exp. Mar. Biol. Ecol., 200, 57-66.
- Devaux A., Pesonen M. and Monod G. (1997). *Alkaline comet assay in rainbow trout hepatocytes*. Toxicol. Vitro, 11, 71-79.
- Devaux A., Flammarion P., Bernardon V., Garric J. and Monod G. (1998). *Monitoring of the chemical pollution of the river Rhône through measurement of DNA damage and cytochrome P450IA induction in chub (Leuciscus cephalus)*. Mar. Environ. Res., 46, 257-262.
- ECB, 2003. Technical Guidance Document (TGD) on Risk assessment of Chemical Substances following European Regulations and Directives, UE, European Chemical Bureau (ECB), JRC-Ispra (VA), Italy.
- EPA, 1994. *Methods for measuring the toxicity and bioaccumulation of sediment-associated contaminants with freshwater invertebrates*. Testing manual Report. U.S. Environment Protection Agency, Duluth, USA, EPA-600/R-94/024, 133.
- EPA, 1997a. *The incidence and severity of sediment contamination in surface waters of the United States*. Volume 1. National sediment quality survey. Report. EPA 823/R-97/006.
- EPA, 1997b. *The incidence and severity of sediment contamination in surface waters of the United States*. Volume 2. Data Summaries for areas of probable concern. Report. EPA-823/R-97/007.
- EPA, 1998. *Guidelines for Ecological Risk Assessment Report*. U. S. Environment Protection Agency, Washington D.C., USA, EPA-630/R-95/002F, 114.
- Garric J., Migeon B., Vindimian E (1990). *Lethal effects of draining on brown trout. A predictive model based on field and laboratory studies*. Wat. Res., 24, 59-65.
- Garric J., Clement B., Bray M., Devaux A., Delolme C., Vولات B., Durrieu C., Bedell J.P. (2000). *Evaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage - Présentation des méthodes d'essai*. Rapport final Cemagref-ENTPE pour Cetmef et VNF (22/12/2000).
- Imbert T., PY C., et Duchene M. (1998). *Enlèvement des sédiments - Guide méthodologique - Faut-il curer ? Pour une aide à la prise de décision*. Report. Pôle de compétence sur les sites & sols pollués Nord/Pas de Calais - Agence de l'Eau Artois-Picardie, Douai, FRA, 161.
- Larno V., Laroche J., Launey S., Flammarion P. and Devaux A. (2001). *Responses of chub (Leuciscus cephalus) populations to chemical stress, assessed by genetic markers, DNA damage and cytochrome P450IA induction*. Ecotoxicology, 10, 145-158.
- Macdonald D.D., Dipinto L.M., Field J., Ingersoll C.G., Long E.R., Swartz R.C. 2000a. *Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychloro-biphenyls (PCBs)*. Environ. Toxicol. Chem., 19, 1403-1413.
- Macdonald D.D., Ingersoll C.G., Berger T.A. 2000b. *Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems*. Arch. Environ. Contam.Toxicol., 39, 20-31.
- Mitchelmore C.L. and Chipman J.K. (1998). *DNA strand breakage in aquatic organisms and the potential value of the comet assay in environmental monitoring*. Mutat. Res., 399, 135-147.
- Plassard F., Winiarski T. and Petit Ramel M. (2000). *Retention and distribution of three heavy metals in a carbo-*

nated soil : comparison between batch and unsaturated columns studies. *Journal of Contaminant Hydrology*, 42, 99-111.

Perrodin, Y., Méhu, J., Grelier-Volatié, L., Charbonnier, P., Baranger, P. and Thoraval, L. *Methodological approach towards the definition of new storage conditions for inert wastes*. *Waste Management (International Journal of Industrial, Hazardous and Radioactive Waste Management, Science and Technology)*, N°22/2 (2001), 229-234.

Porebski L.M., Doe K.G., Zajdlík B.A., Lee D., Pocklington P. and Osborne J.M. 1999. *Evaluating the techniques for a tiered testing approach to dredged sediment assessment - a study over a metal concentration gradient*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18, 2600-2610.

Riviere J. L. (1998). *Évaluation des risques écologiques des sols pollués*. Association Record. Lavoisier, Tec & Doc, Paris, 230 p.

Singh N.P., McCoy M.T., Tice R.R. and Schneider E.L. (1988). *A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells*. *Experimental Cell Research* 175, 184-191.

Shugart L.R. and Theodorakis C. (1996). *Genetic ecotoxicology: the genotypic diversity approach*. *Comp. Biochem. Physiol.*, 113C, 273-276.

Theodorakis C.W. 2001. *Integration of genotoxic and population genetic endpoints in biomonitoring and risk assessment*. *Ecotoxicology*, 10, 245-256.

Tice R.R., Agurell E., Anderson D., Burlinson B., Hartmann A., Kobayashi H., Miyamae Y., Rojas E., Ryu J.-C. and Sasaki Y. F. (2000). *Single cell gel/comet assay: guidelines for in vitro and in vivo genetic toxicology testing*. *Environ. Molec. Mutagen.*, 35, 206-221.

US-EPA, USACE, 1994. *Evaluation of dredged material proposed for discharge in waters of the United States*. Testing Manual (Draft) Report. U.S. Environment Protection Agency, US Army Corps of Engineers., Duluth, USA, EPA-823/B-94/002, 172.

US-EPA, USACE, 1998a. *Evaluation of dredged material proposed for discharge in waters of the United States*. Testing manual Report. U.S. Environment Protection Agency - U.S. Army Corps of Engineers, Washington, D.C., USA, EPA-823/B-98/004.

US-EPA, USACE, 1998b. *Great Lakes dredged material testing and evaluation manual*. Report. U.S. Environmental Protection Agency / U.S. Army Corps of Engineers, 62.

Würgler F.E. and Kramers P.G.N. (1992). *Environmental effects of genotoxins (ecogenotoxicology)*. *Mutagenesis*, 7, 321-327.

CARACTÉRISATION DE LA MATIÈRE ORGANIQUE NATURELLE ET DE SON ÉVOLUTION DANS LES SOLS ET LES SÉDIMENTS À L'AIDE DU COUPLAGE US/UV

Junqua G., Touraud E., Thomas O.

Laboratoire Génie de l'environnement industriel, Ecole des Mines d'Alès

La matière organique naturelle présente dans les sols et les sédiments subit des transformations, essentiellement par voie biologique, qui sont susceptibles d'avoir un impact sur la qualité des eaux de surface ou souterraines. Une caractérisation globale de cette matière organique naturelle est proposée à l'aide du couplage US/UV consistant en une extraction sélective par solvant, assistée par ultrasons, suivie d'une détection par spectrophotométrie UV-Visible. Les échantillons étudiés sont des humus de résineux et de feuillus, une tourbe et des sédiments provenant d'un marais. Un indice d'oxydation et un indice d'humification, calculés à partir de l'exploitation de la longueur d'onde du spectre UV-Visible des différents extraits aqueux et alcalins, respectivement A_{220nm} / A_{280nm} et A_{465nm} / A_{665nm} , permettent d'estimer le degré d'évolution de la matière organique par minéralisation et/ou humification.

Natural organic matter in soils and sediments is transformed mainly by biological processes which may have an impact on surface and groundwater quality. A global characterization of this organic matter is proposed with the use of UV-Visible spectrophotometry after selective solvent extraction. Studied samples are pine and leafy humus, peat and sediments coming from a marsh. Oxidation index and humification index, calculated from UV-Visible spectra exploitation, respectively A_{220nm} / A_{280nm} and A_{465nm} / A_{665nm}

allow to estimate the evolution level of organic matter by mineralization and/or humification.

INTRODUCTION

La matière organique naturelle résulte de cycles biogéochimiques naturels, en particulier celui du carbone. Les végétaux transforment généralement le dioxyde de carbone de l'atmosphère en matériau organique par synthèse chlorophyllienne. Des organismes plus évolués élaborent ensuite d'autres molécules biologiques (carbohydrates, lipides, protéines, lignines, tanins, vitamines). À leur mort, ces molécules sont dégradées essentiellement par voie biologique (bactéries, champignons...), mais aussi chimique (oxydation) en molécules plus simples et en minéraux [Mustin, 1987, Sigg et al, 1992, Kögel Knabner, 2002]. Néanmoins, une partie échappe à ce recyclage et, selon les conditions du milieu, ces molécules se recombinaient pour créer des entités plus complexes connues sous le nom de substances humiques [Thurman, 1985, Stevenson, 1994, Duhaufour, 1997]. En terme d'impact environnemental, la minéralisation des molécules permet la production de nutriments (azote, phosphore) qui ont un rôle positif sur l'activité bactérienne des sols et sur la croissance des végétaux. Ceci peut ainsi favoriser la dégradation de certains polluants par des micro-organismes ou