



HAL
open science

Essais d'écotoxicité et préconisation de gestion de sédiments déposés à terre. OSR2 | Action 4

Yves Perrodin, Jean-Philippe Bedell, Brice Mourier, Florian Rognard,
Mathilde Inglot

► To cite this version:

Yves Perrodin, Jean-Philippe Bedell, Brice Mourier, Florian Rognard, Mathilde Inglot. Essais d'écotoxicité et préconisation de gestion de sédiments déposés à terre. OSR2 | Action 4. [Rapport de recherche] ENTPE. 2013. hal-03750099

HAL Id: hal-03750099

<https://hal.science/hal-03750099v1>

Submitted on 17 Aug 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

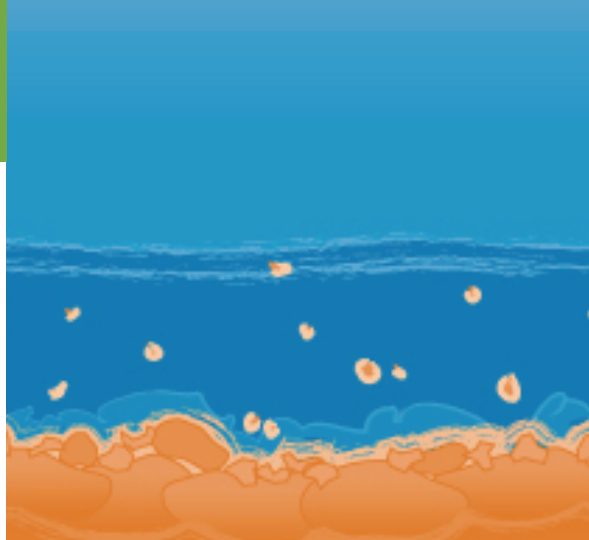
Essais d'écotoxicité et préconisation de gestion de sédiments déposés à terre



Version du 17 septembre 2013



2013 SEMESTRE 8



Equipe projet et collaborations mises en place pour l'action 4 de l'OSR (2010-2013)

<i>Coordination générale</i>	<i>Responsables scientifiques</i>	
<p>Yves Perrodin Directeur adjoint du LEHNA Responsable du site ENTPE du LEHNA Laboratoire LEHNA UMR 5023 CNRS/ Université de Lyon/ENTPE</p>	<p>Jean-Philippe Bedell Chargé de recherche, Laboratoire LEHNA UMR 5023 CNRS/ Université de Lyon/ENTPE</p>	<p>Brice Mourier Laboratoire LEHNA UMR 5023 CNRS/ Université de Lyon/ENTPE</p>
<i>Collaborations</i>		
<p>Florian Rognard TFE/Master SEIU Laboratoire LEHNA UMR 5023 CNRS/ Université de Lyon/ENTPE</p>	<p>Mathilde Ingot POLDEN Insavalor BP 2132, Villeurbanne, F-69622</p>	

Table des matières

INTRODUCTION.....	5
MATERIELS ET METHODES.....	6
1. ORIGINE DES SEDIMENTS.....	6
2. CARACTERISATION DES MATRICES SEDIMENTAIRES PRELEVEES.....	7
3. EVALUATION DE L'ECOTOXICITE DES SEDIMENTS ET DES EAUX DE DECANTATION.....	8
4. TRAITEMENT DES DONNEES	15
RESULTATS ET DISCUSSION.....	16
1. CARACTERISATION DES MATRICES TESTEES.....	16
1.1. LA GRANULOMETRIE	16
1.2. CARACTERISTIQUES CHIMIQUES DES SEDIMENTS ET DES EAUX DE DECANTATION.....	17
1.2.1. Analyses chimiques des sédiments	17
1.2.2. Analyse chimique des eaux de décantation	17
1.3. VALEURS AGRONOMIQUES DES SEDIMENTS.....	18
1.4. TENEURS EN ELEMENTS TRACES	21
1.4.1. Teneurs en éléments traces des sédiments et des terreaux.....	21
1.4.2. Teneurs en éléments traces des eaux de décantation	23
1.5. TENEURS EN PCBs DES MATRICES ETUDIEES.....	24
2. EVALUATION DE L'ECOTOXICITE DES SEDIMENTS.....	27
2.1. ESSAIS D'ECOTOXICITE AIGUË SUR LES EAUX DE DECANTATION	28
2.1.1. Test de germination et croissance précoce en microplaque	28
2.1.2. Inhibition de la mobilité de <i>Daphnia magna</i>	33
2.2. ESSAIS D'ECOTOXICITE AIGUË DES SEDIMENTS.....	34
2.2.1. Tests de germination et de croissance précoce en microplaque.....	34
2.2.2. Test évitement des vers de terre (<i>Eisenia fetida</i>)	39
2.3. TESTS D'ECOTOXICITE CHRONIQUE DES SEDIMENTS ET DE LEURS EAUX DE DECANTATION	41
2.3.1. Essais de l'écotoxicité chronique des eaux de décantation : Inhibition de la reproduction de <i>Brachionus calyciflorus</i>	41
2.3.2. Essais de l'écotoxicité chronique des sédiments : suivi de la mortalité et de l'inhibition de la croissance de <i>Heterocypris incongruens</i> (test ostracodes)	45
2.3.3. Tests chroniques de croissance, reproduction et de mortalité des vers de terre réalisés sur le sédiment TRS	47
CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS DE GESTION	48
1. CONCLUSION SUR LES ESSAIS D'ECOTOXICITE	48

2. RECOMMANDATIONS DE GESTION POUR LES SEDIMENTS POLLUES DEPOSES A TERRE.....	50
2.1. EVALUATION DES RISQUES ECOTOXICOLOGIQUES PREALABLEMENT A LA MISE EN DEPOT	50
2.2. CARACTERISATION DE L'ECOTOXICITE DES SEDIMENTS A METTRE EN DEPOT	51
2.3. CARACTERISATION DE L'ECOTOXICITE DES EAUX DE DECANTATION DES SEDIMENTS	51
2.4. SOLUTIONS TECHNIQUES DE LIMITATION DES TRANSFERTS	52
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	53
ANNEXES.....	58

Introduction

Ce travail s'inscrit dans le cadre de l' « action 4 » de l'OSR, dénommée « Stockage et déstockage des sédiments du Rhône ». Il vise à étudier le devenir à terre (ou hors d'eau) de sédiments potentiellement pollués et remaniés, notamment dans le cadre de chantiers de restauration de lônes du Rhône, ceci dans l'objectif d'évaluer les risques écotoxicologiques liés à ce type d'opération.

Ces travaux ont été réalisés sur cinq sédiments tests, provenant de cinq sites différents du Bassin du Rhône, et représentatifs de différents niveaux de pollution.

Sur la base des résultats obtenus, des recommandations sont effectuées concernant l'approche méthodologique de la caractérisation écotoxicologique des sédiments, dans le contexte concerné, mais aussi sur les modalités de gestion de ce type de dépôt.

1.

Matériels et méthodes

1. Origine des sédiments

Les sédiments utilisés pour les travaux évoqués ci-dessus proviennent des différents points du bassin versant du Rhône ci-dessous (voir aussi Figure 1):

- ✓ Lac du Bourget (LDB1 et LDB2). Ce lac est relié au Rhône par le canal de Savière. Deux sédiments provenant de la Marina du Port d'Aix-les-Bains ont été prélevés le 28/10/2009 dans le cadre du programme PCB-Axelera. Ils ont été tamisés à 20 mm et homogénéisés. Les coordonnées du prélèvement sont les suivantes : 45° 41' 38'' N ; 5° 53 ' 26 '' E.
- ✓ Ile du Beurre (BER). Ce sédiment provient de la lône de l'île du Beurre (4° 46' 827'' E ; 45° 28' 483'' N), située en aval du barrage de Vaugris, aménagé par la CNR en 1986. Cette lône n'était plus connectée au Rhône depuis les années 1970, suite à un dépôt de déchets. En 1984, elle fut reconnectée au Rhône en son amont suite à des travaux entrepris par la CNR. Le prélèvement a eu lieu en octobre 2012.
- ✓ Grange Ecrasée (GEC). Ce sédiment a été obtenu lors d'un carottage effectué le 09/02/2011 dans le cadre du programme OSR à l'aval d'une lône connectée au vieux Rhône (44°23'23,2'' N; 4°39'21.4'' E).
- ✓ Mas des Tours (TRS). Les échantillons étudiés proviennent de carottages entrepris, le 12/06/2012, dans le cadre du programme OSR, dans une lône du Rhône en amont de la ville d'Arles. Le prélèvement a été effectué le 12/06/2012 dans l'eau (43° 43' 30.6'' N / 4° 37' 07.2'' E) et à terre (43° 44' 22.2'' N ; 4° 37' 29.0'' E).

Les différents prélèvements ont donc été effectués tout au long du fleuve afin prendre en compte au mieux la diversité des caractéristiques sédimentaires du bassin, notamment concernant les concentrations en PCB. Des études entreprises dans les projets « PCB-Axelera » et « OSR », visant à caractériser les stocks de PCBs contenus dans les sédiments du Rhône grâce à des carottages, ont montré l'existence d'un gradient croissant de ces stocks de l'amont vers l'aval. Le but du prélèvement au niveau du rejet d'un affluent (« le Tilliet ») dans le Lac du Bourget était d'avoir une source ponctuelle très polluée en PCBs, un « hot spot » de ce type de polluants.

Les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'un carottier court de type UWITEC (avec liner en PVC transparent d'une longueur de 2 m et 90 mm de diamètre). Des prélèvements de sédiments « superficiels » (moins de 50 cm de profondeur d'enfoncement du carottier) ont été répétés plusieurs fois pour une même zone.

Ces sédiments ont été stockés en chambre froide à 4°C et dans l'obscurité à l'issue de leur prélèvement. Les eaux de décantation ont été séparées des sédiments en vue de les utiliser pour les tests écotoxicologiques sur organismes aquatiques. Elles ont également été conservées en chambre froide.

La matrice témoin pour les tests de croissance des végétaux correspond à du terreau potager biologique de type NUF 44551¹. Ce sol a été choisi comme témoin, du fait de ses caractéristiques physico-chimiques et agronomiques positives pour les plantes.

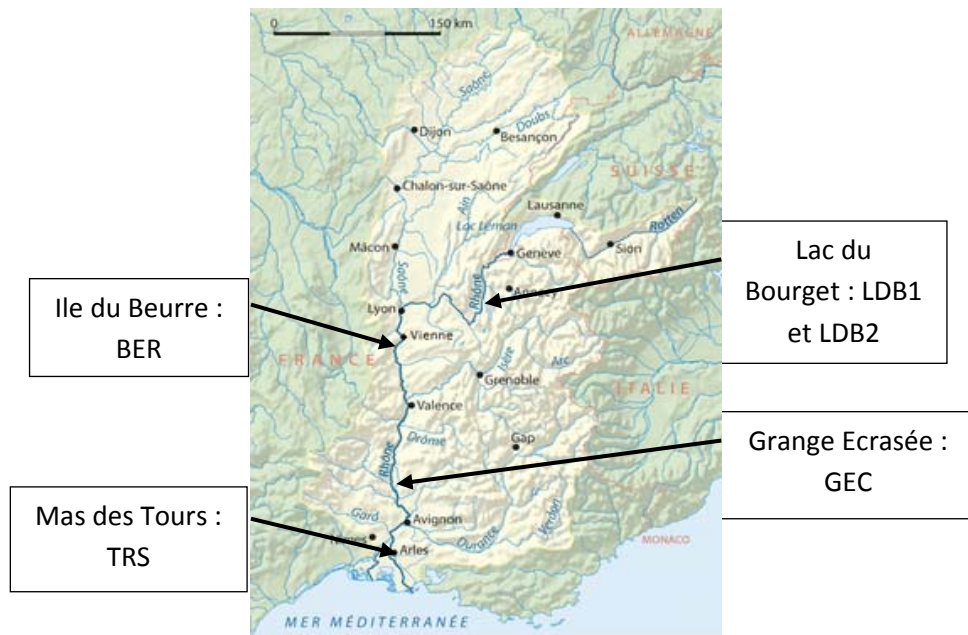


Figure 1 : Localisation des sites de prélèvement des sédiments étudiés du bassin versant du Rhône (source : GTOPO-30 Elevation Data by USGS, wikipedia)

2. Caractérisation des matrices sédimentaires prélevées

La caractérisation de la granulométrie et du pH des matrices sédimentaires est indispensable pour comprendre leur influence sur le comportement des métaux notamment. Les caractéristiques agronomiques jouent également un rôle important, via la capacité d'échange cationique (CEC), les teneurs en Mg^{2+} et en Ca^{2+} , sur la capacité de rétention de la matrice. Elles sont également importantes pour comprendre la dynamique de croissance des plantes.

Un certain nombre d'analyses, résumées dans le tableau suivant (*Tableau 1*), ont été réalisées sur l'ensemble des sédiments et des terreaux, afin d'obtenir un maximum d'informations sur leurs caractéristiques physico-chimiques et agronomiques ainsi que leurs teneurs totales en polluants (PCBs et métaux lourds).

¹ Réf. 83184 Terreau potager bio Gamm Vert 50L – Disponible sur <http://gammvert-nieulsurmer.com>

3. Evaluation de l'écotoxicité des sédiments et des eaux de décantation

L'évaluation de la l'écotoxicité aiguë et chronique des sédiments a été effectuée sur les sédiments et sur leurs eaux de décantation. Ceci permet d'évaluer respectivement la toxicité liée au sédiment déposé à terre et la toxicité des eaux de ruissellement/lessivage vers les milieux aquatiques/terrestres proches.

Le *Tableau 2* suivant récapitule l'ensemble des tests d'écotoxicité aiguë réalisés (Figure 2), et le *Tableau 3* résume l'ensemble des tests d'écotoxicité chronique, appliqués aux différentes matrices.

Précisions concernant le test « Rotifères »

Les eaux de décantation utilisées ont été préalablement filtrées à 1,2µm afin d'éliminer d'éventuels prédateurs des rotifères comme les protozoaires. La norme impose une filtration à 0,45µm mais celle-ci retient une grande partie des matières en suspension et donc des éventuels polluants toxiques associés.

Précisions sur les tests végétaux effectués

Les quatre espèces de plantes retenues (la courgette verte noire, le colza, le ray-grass et la moutarde noire) ont été choisies sur la base des critères suivants :

- existence d'études bibliographiques (Tableau 4) montrant leur fort potentiel de bioaccumulation de polluants,
- sélection en priorité d'espèces recommandées dans la norme ISO 11269,
- espèces ayant montré une réponse significative sur des sédiments de canaux (Bedell et al., 2003),
- diversité des espèces végétales testées (monocotylédone, dicotylédone).

Précisions concernant les analyses de métaux :

Les échantillons de sédiments ont d'abord été pesés précisément (précision à 100mg), placés dans des réacteurs et minéralisés à partir de 2 mL d'HNO₃ ultrapure à 65% et 6 mL d'HCL ultrapure. Ils ont ensuite été montés en température à 180°C à l'aide d'un four à micro-ondes CEM/Xpress. Les échantillons minéralisés ont alors été filtrés sur des filtres (Whatman n°541) et le volume a été ajusté à 25mL avec de l'eau ultrapure.

Analyses	Matériel/Technologie utilisé	Norme ou référence	Sous-traitant ou Laboratoire	Principe	Nombre de réplicats	Paramètres mesurés	Limite de détection ou de quantification
Taille des grains par granulométrie laser	Mastersizer 2000 - Malvern	NF 13320 (Pye et Blott, 2004)	LEHNA	L'intensité et l'angle du rayon laser diffraction sont fonction de la taille des particules (théories de Fraunhofer et de Mie)	3 mesures par sédiment	% volumique des particules f(x) classes granulométriques Le % d'argile, de limon et de sable	20 nm < d < 2 mm
pH Conductivité	pH mètre Conductimètre (HACH)	ISO 10390	LEHNA	Mise en solution, lixiviation ratio solide liquide 1/5, puis mesure dans le surnageant	3 par échantillon	pH Conductivité (μS/cm)	
Teneur en eau	Étuve à 105°C		LEHNA	Mise à l'étuve du sédiment/terreau Pesée avant et après 24h à 105 °C	3 par échantillon	% d'eau	
Perte au feu	Four	(Heiri <i>et al.</i> , 2001)	LEHNA	Perte de masse suite à l'échauffement des échantillons: à 550°C pendant 4 heures pour la matière organique et 950°C pendant 2 heures pour le carbone inorganique (carbonates).	3 mesures par échantillon	LOI ₅₅₀ = $((DW_{105} - DW_{550}) / DW_{105}) * 100$ DW: masse sèche LOI: % de perte en masse	De l'ordre du %

Analyses	Matériel/Technologie utilisé	Norme ou référence	Sous-traitant ou Laboratoire	Principe	Nombre de répliquats	Paramètres mesurés	Limite de détection ou de quantification
COT	COTmètre	NF ISO 10694	Eurofins ²	Mesure de la quantité de CO ₂ dégagé après attaque à l'HCl (carbone organique dissous) et chauffage à 680°C avec Pt (carbone organique)	3 mesures échantillon	COT (en g/kg MS)	10 %
Analyses agronomiques : Azote total C/N Phosphore Potassium Calcium Magnésium CEC		ISO 138 78 NFX 131 160 NFX 31-108 NFX 31-108 NFX 31-130	CESAR ³		1 à 3 mesures par échantillon	Concentration en éléments fertilisants (en g/kg MS) Mesure des équilibres chimiques : CEC (en meq/kg MS)	Erreur tolérée et Limite de quantification : La moitié de la plus petite décimale.

² Eurofins : Analyses pour l'environnement - Site de Saverne – Bas-Rhin

³ CESAR : Laboratoire d'analyses spécialisé dans les analyses agricoles - Ceyseriat (Ain)

Analyses	Matériel/Technologie utilisé	Norme ou référence	Sous-traitant ou Laboratoire	Principe	Nombre de répliquats	Paramètres mesurés	Limite de détection ou de quantification
Concentration en Métaux	Spectrophotomètre d'absorption atomique HITACHI Z-8 200)	NF T 90-112 (Zn) NF T 90-119 (Cu et Cd)	LEHNA	Étude de la variation d'énergie du passage d'un électron d'une orbite électronique à une autre = signature du métal	3 mesures par échantillon 3 échantillons par sédiments	Concentrations en Cu/Zn/Cr/Cd/ Pb/Ni en (µg/kgMS)	Limite de quantification Cd : 0.1ppb, Cu : 1 ppb et Zn : 0.1ppm, Cr : 0.08ppb, Pb : 0.22 ppb
Concentration en PCB	(GC– HRMS) Chromatographie en phase gazeuse	(Epe <i>et al.</i> , 2006)	Eurofins ⁴ Laberca ⁵		3 mesures par échantillon 3 échantillons par pot	7 PCB indicateurs ⁶ 12 PCB dits « dioxin-like » ⁷ 17 PCDD/F ou Dioxines/Furanes	D'après LABERCA Incertitude environ (20%)

Tableau 1 : Résumé des diverses analyses faites sur les terreaux, les sédiments et leurs eaux de décantation

⁴ Eurofins : GfA Lab Service- Site de Munster (Allemagne)

⁵ Laberca : Laboratoire d'Études des Résidus et Contaminants dans les aliments – Groupe ONIRIS - Nantes

⁶ 7 PCB indicateurs : PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153, PCB 180

⁷ 12 PCB « dioxin-like » : PCB 77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189)

Tests d'écotoxicité aigus								
Support minéral	Support biologique	Normes et références	Sédiment testé	Nombre de réplicats	Durée de l'essai	Paramètres mesurés	Sous traitant ou laboratoire	Condition de validité
Sédiment	<i>Eisenia Fetida</i> (Vers de Terre)	<u>Évitement</u> NF ISO 17512-1 (Maleri <i>et al.</i> , 2007) (Eijsackers, 2010)	TRS, LDB1, LDB2	10 vers/réplicat 4 réplicat/sédiment	7 jours	Pourcentage d'évitement	POLDEN	Clitellum du Vers de Terre développé
Eau de décantation + sédiment	Végétaux ⁸ (<i>cucurbita pepo</i> , <i>Brassica nigra</i> , <i>Brassica napus</i> , <i>Lolium perenne</i>)	<u>Test germination</u> ISO 11269-1 phytotoxkit® (Société R-Biopharm) (Bedell <i>et al.</i> , 2003) (Oleszczuk, 2008)	TRS BER GEC LDB1 LDB2	Pas de dilution : 100 % sédiment ; 100 % avec sol ISO ⁹ et 100% terreau	5 et 8 jours	Pourcentage de germination	LEHNA	> 90% pour le témoin
						Inhibition de la croissance racinaire (RI) Avec $RI = (Ct - S) / Ct * 100$ Ct : Longueur moyenne de la partie racinaire du témoin S : Longueur moyenne de la partie racinaire des échantillons	LEHNA POLDEN	Longueur racine témoin \pm 2S moyenne
Eau de décantation	<i>Daphnia magna</i> (Daphnie)	<u>Mobilité</u> NF ISO 6341 T90-301 (Keddy <i>et al.</i> , 1995)	TRS BER GEC LDB1 LDB2	4 dilutions /sédiment Dilution : 90 %, 80 %, 62 %, 48 %, 37 %, 29 % et 10 %	24 h	Effet inhibiteur (EI) $EI = 100 * (NO - Nt) / NO$ NO : nombre de daphnie mobiles au temps zéro et Nt : nombre de daphnies immobilisées en fin d'essai (24h et 48h).	POLDEN	EI témoin <10% [O ₂]=2mg/L

Tableau 2 : Protocoles des tests d'écotoxicité aiguë

⁸ Le choix des graines est détaillé et justifié dans le *Tableau 4*

Tests d'écotoxicité chroniques								
Support minéral	Support biologique	Normes et références	Sédiments testés	Nombre de réplicats	Durée de l'essai	Paramètres mesurés	Sous-traitant ou laboratoire	Condition de validité Incertitudes
Sédiment	<i>Eisenia Fetida</i> (Vers de Terre)	<u>Reproduction</u> ISO 11268 - 2	TRS	4 réplicats pour TRS (100 % sédiment) et 6 réplicats sol ISO	9 semaines	Inhibition de la reproduction (IR)	POLDEN	
Eau de décantation	<i>Brachionus Calyciflorus</i> Rotifères	<u>Reproduction</u> NF ISO 20666 (VNF, CNR, 2001) ROTOTOXKIT® F CHRONIC de la société MicroBioTest	TRS BER GEC LDB1 LDB2	8/dilution/ échantillon Dilution 100%	48h	Inhibition de la reproduction (IR)	POLDEN	Reproduction dans >85,7% des témoins Nb par puits témoin >3
	<i>Heterocypris incongruens</i> Ostracodes	<u>Mortalité et Croissance</u> « OSTRACODTOKKIT F » de la société MicroBioTest	TRS BER GEC LDB1 LDB2	10 ostracodes/ 6 réplicats/ échantillon	6 jrs	Pourcentage mortalité Effet inhibiteur de croissance (EI)	POLDEN	% mortalité témoin <20% Croissance moyenne des témoins <400µm

Tableau 3 : Protocoles des tests d'écotoxicité chronique



Figure 2 : A gauche : Photographie du test évitement de ver de terre (TRS à droite, sol ISO à gauche et au milieu les vers de terre) ; A droite : Photographie d'un test de germination (colza BER).

Le Tableau 4 ci-dessous résume les caractéristiques des plantes choisies pour les tests de germination.

Genre/ Espèce	Famille	Caractéristiques	Etude bibliographique	Intérêts
<i>Cucurbita pepo</i> (courgette verte noire maraîchère)	<i>Cucurbitaceae</i>	Dicotylédone Plante herbacée Sol meuble et profond riche en matière organique Besoin de 150/80/200 unités de NPK par hectare 5,5 < pH sol < 6,8	Famille fortement bioaccumulatrice en PCB [White, 2001 ; Whitfield Aslund <i>et al</i> , 2007, 2008]	Plante potagère
<i>Brassica napus</i> (Colza)	<i>Brassicaceae</i>	Dicotylédone Plante annuelle Milieu tempéré frais Besoin fort en azote 800 à 1200 kg/ha de NPK	Accumulateur de PCB [Javorska <i>et al</i> , 2009] et métaux lourds	Production d'huile alimentaire et agrocarburant Engrais vert
<i>Lolium perenne</i> (Rye-Grass, gazon)	<i>Poaceae</i>	Monocotylédone Plante vivace Milieu à pluviométrie régulière Terre riche en humus NPK 20.10.10	Accumulateur de PCB [Tato <i>et al</i> , 2011] et métaux lourds [Kubova, 2008]	Plante fourragère
<i>Brassica nigra</i> (moutarde noire)	<i>Brassicaceae</i>	Dicotylédone Plante vivace annuelle Sol riche	Accumulateur de métaux lourds (étude sur sédiments dragués)	Préparation de condiments Engrais vert

Tableau 4 : Caractéristiques des plantes étudiées pour la germination, la croissance précoce et la croissance prolongée

4. Traitement des données

Des tests des Fischer ont été appliqués aux valeurs de croissance racinaire des différents essais d'inhibition racinaires en microplaque types « eaux de décantation » (*Figures 11 à 14*) et « sur sédiment » (*Figures 18 et 19*). Sur l'ensemble des figures citées précédemment, les chiffres indiquent une différence significative ($p < 0.05$) de l'inhibition de la croissance racinaire, pour une même espèce (identifiée par une lettre).

NB : l'ensemble des données « brutes » relatives à la caractérisation des sédiments et de leurs eaux ainsi que l'ensemble des résultats des différents tests écotoxicologiques sont disponibles sur les fiches des métadonnées de l'OSR.

Résultats et discussion

1. Caractérisation des matrices testées

1.1. La granulométrie

La granulométrie des sédiments a été mesurée après un prétraitement aux ultrasons de manière à dissocier les agrégats.

Le graphique, de la *Figure 3*, présente la distribution granulométrique des cinq sédiments étudiés.

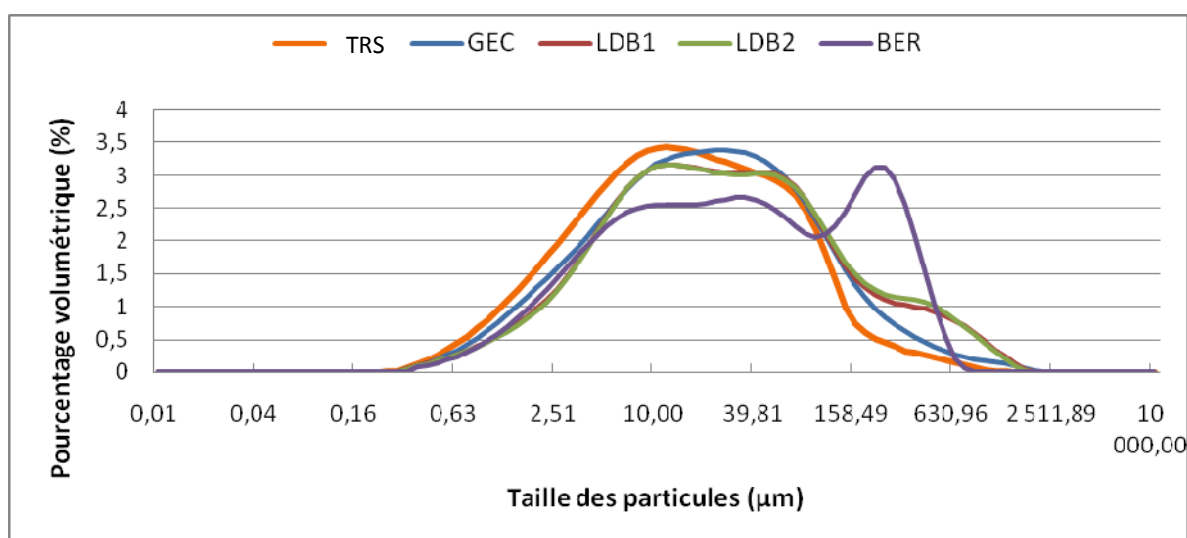


Figure 3 : Courbes granulométriques des sédiments étudiés (n = 3)

On note des courbes granulométriques qui se recoupent pour LDB1 et LDB2, ce qui confirme l'origine commune de ces sédiments. Deux modes principaux sont présents : l'un à 15 µm et l'autre, moins marqué, à 50 µm. Le mode principal de TRS est situé à 11 µm et celui de GEC à 25 µm. BER présente quant à lui un mode principal marqué à 296 µm et deux autres moins importants à 43 µm et 14 µm (*Figure 3*).

La comparaison du pourcentage de limon, sable et argile pour ces 5 sédiments figure dans le *Tableau 5* suivant.

	GEC	TRS	LDB1	LDB2	BER
Argile (%)	8	10	5	5	4
Limon (%)	44	50	40	39	40
Sable (%)	48	40	55	56	56

Tableau 5 : Proportion en limon, argile et sable dans les sédiments étudiés

Les sédiments ont des structures assez proches, même si on note que GEC, et surtout TRS, sont plus argileux que LDB1, LDB2 et BER. Cette caractéristique peut influencer certaines propriétés physiques de ces sédiments, comme la rétention de l'eau, et donc la croissance des plantes.

Les sédiments étudiés ont une structure granulométrique assez proche du type « limono-sableux » selon le triangle de texture de Hénin.

1.2 Caractéristiques chimiques des sédiments et des eaux de décantation

1.2.1. Analyses chimiques des sédiments

Les analyses chimiques des matrices sédimentaires étudiées sont résumées dans le *Tableau 6*.

	Terreau 2012	Terreau 2013	GEC	LDB1	LDB2	TRS	BER
pH	5.62 ± 0.04	5.49 ± 0.02	7,54 ± 0,20	7,34 ± 0,04	7,35 ± 0,06	7,83 ± 0,13	7.47 ± 0.08
Conductivité (µS/cm)	3 250 ± 26	1 123 ± 9	795 ± 85	644 ± 14	612 ± 5	347 ± 50	306.8 ± 27
Teneur en eau (%)	2.1 ± 0.3 ¹⁰	24.6 ± 2.6	39,2 ± 0,1	55,3 ± 0,3	54,9 ± 0,4	61,1 ± 4,3	50,5 ± 1,6
LOI ₅₅₀ (%)	41.49 ± 1.59	25.39 ± 5.93	4,54 ± 0,04	7,68 ± 1,84	8,64 ± 0,11	10,36 ± 2,6	5.74 ± 0,19
COT (g/kg MS)	300 ± 30	286 ± 16.1	12,8 ± 1,8	68,2 ± 6,8	40,2 ± 4,1	17,2 ± 0.3	17,9 ± 0,1

Tableau 6 : Analyses chimiques des sédiments étudiés (n=3)

Les deux terreaux sont acides et riches en matière organique par rapport aux sédiments du Rhône. Le pH bas est lié à la présence de tourbes et de sphaignes dans la composition du terreau. On remarque aussi que la conductivité du terreau 2013 est presque trois fois plus faible que celle du terreau 2012, qui a des teneurs plus élevées en potassium, calcium, magnésium (*Tableau 8*).

Pour les sédiments, le pH est basique (autour de pH 7,5), avec TRS comme le plus basique des cinq (*Tableau 6*). Les conductivités de TRS et de BER sont relativement plus faibles (environ deux fois moindre) que celles des sédiments LDB1, LDB2 et GEC (plus de deux fois moindres).

Le COT des sédiments LDB1 et LDB2 est deux à trois fois supérieur à celui des autres sédiments. Le LOI₅₅₀ (perte au feu à 550°C) corrobore les résultats de COT avec des valeurs très élevées pour les terreaux et un maximum de perte au feu obtenu pour TRS.

1.2.2. Analyse chimique des eaux de décantation

Pour les eaux de décantation, les résultats ont été classés par niveau de qualité selon un code couleur (*Tableau 7*). Ce classement est basé sur les seuils fournis par le SEQ-Eau¹¹, qui correspond à un système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau d'un point de vue biologique.

¹⁰ Mesure faite sur le terreau après une conservation à l'air libre d'un an.

	LDB 1	LDB 2	TRS	BER
pH moyen	7,27 ± 0,09	7,67 ± 0,05	7,62 ± 0,03	6,29
Teneur en O₂ (en mg/L)	3,03 ± 0,23	2,57 ± 0,40	5,62 ± 0,11	7,08
Conductivité moyenne (μS/cm)	804 ± 7	973 ± 17	1044 ± 47	706

Classes de qualité	Code couleur
Très bonne	
Bonne	
Passable	
Mauvaise	
Très Mauvaise	

Tableau 7 : analyse des eaux de décantation selon les seuils SEQ-Eau- aptitude à la biologie (n=3)

Au regard des seuils du SEQ-Eau (Annexe 1), on peut considérer que la conductivité et le pH des eaux de décantation sont de très bonne qualité et favorables au développement d'une biodiversité aquatique. Les teneurs en oxygène dissous ne sont pas idéales, voire mauvaises pour LDB1 et LDB2, mais plutôt attribuables au fait que les eaux ont été stockées dans des récipients fermés pendant quelques mois, conditions non optimales pour une bonne oxygénation de l'eau.

1.3. Valeurs agronomiques des sédiments

Les valeurs agronomiques des matrices ont été déterminées (*Tableau 8*). Elles faciliteront l'interprétation des résultats de croissance des plantes, ainsi que l'évaluation de la capacité des sédiments concernés pour le développement d'un couvert végétal. Un code couleur, permet de qualifier la qualité agronomique des matrices dans ce tableau.

¹¹ SEQ-Eau : Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau – Classes d'aptitude à la biologie – MEDD et Agences de l'Eau, 2003

Analyse agronomique - Laboratoire CESAR

Paramètres	Terreau 2012	Terreau 2013	GEC ¹²	LDB1	LDB2	BER	TRS	Niveau souhaitable ¹³
pH (eau)	6,43 ± 0,18	6.78 ± 0.04	7,81	7,76 ± 0,03	7,76 ± 0	8.18 ± 1.35	8.51 ± 0.05	[6,75 - 7,25]
pH (KCl)	6,07 ± 0,09	5.91 ± 0.04	7,69	7,29 ± 0,01	7,31 ± 0	7.58 ± 0.01	7.85 ± 0.02	
Calcaire total (en g/kg MS)	9,67 ± 0,58	7.00 ± 9.90	298,00	368,5 ± 6,36	373,5 ± 3,55	258.50 ± 4.95	327 ± 1.41	[50 - 250]
Matière organique (en g/kg MS)	498,3 ± 37,10	465.86 ± 91.73	26,80	77,85 ± 0,35	76,8 ± 2,83	31.74 ± 1.35	31.82 ± 1.30	[10 - 35]
Azote total (en g/kg MS)	10,73 ± 0,64	10.71 ± 1.79	1,20	3,50 ± 0,01	3,60 ± 0,14	1.48 ± 0.07	1.65 ± 0.02	
Rapport C/N	25 ± 1,73	25.5 ± 0.71	12,00	12,0 ± 0,0	12,0 ± 0	12.50 ± 0.71	9,67 ± 0,58	[8 - 14]
Phosphore (Joreth) (en g/kg MS)	2,12 ± 0,19	2.94 ± 2.76 (Dyer)	0,13	0,19 ± 0,01	0,18 ± 0,19	0.24 ± 0.01	0,16 ± 0,00	[0,124 - 0,186]
Potassium (en g/kg MS)	8,59 ± 0,26	6.6 ± 0.28	0,09	0,16 ± 0,01	0,16 ± 0,01	0.09 ± 0.00	0,09 ± 0,00	[0,146-0,21]
Calcium (en g/kg MS)	7,91 ± 0,04	7.98 ± 0.05	9,34	9,75 ± 0,43	9,52 ± 0,52	8.87 ± 0.21	9.22 ± 0.16	[2,45 - 3,68]
Magnésium (en g/kg MS)	2,28 ± 0,05	1.56 ± 0,04	0,17	0,28 ± 0,1	0,28 ± 0,01	0.136 ± 0.01	0.17 ± 0,01	[0,083 - 0,124]

¹² Il n'y a pas eu de réplicat pour ce sédiment

¹³ Les repères utilisés sont : Pour le pH : nomenclature des sols, Pour la MO : repères terres labourables ou prairies naturelles, Pour les éléments P, K, Ca, Mg : un niveau fonction de la CEC (D'après laboratoire CESAR)

Capacité d'échange cationique (CEC en méq/kg MS)	491,67 ± 20,11	423.1 ± 19.59	51,00	110 ± 1,41	110 ± 4,24	81.55 ± 0.93	76.5 ± 0.40	[100-200]
Potassium/CEC (en %)	37 ± 1,73	33.0 ± 2.8	4,00	3 ± 0,0	3 ± 0,0	2.0 ± 0.0	2.0 ± 0.0	[3 – 6]
Calcium/CEC (en %)	57,67 ± 2,52	67 ± 2.8	653,00	317 ± 18,4	310 ± 28	387.5 ± 5.0	430 ± 9.9	[70 – 80]
Magnésium/CEC (en %)	23 ± 1	18 ± 0.7	17,00	12,5 ± 0,71	13 ± 0	8.5 ± 0.7	11.0 ± 0.0	[2 – 10]

Légende

	: Valeur très élevée		: Valeur satisfaisante
	: Valeur élevée		: Valeur faible

Tableau 8 : Analyses agronomiques des matrices étudiées (n=3 pour TRS, terreau 2012, terreau 2013 et BER; n=2 pour LDB1 et LDB2 et n=1 pour GEC)

Les témoins (terreaux 2012 et 2013), ont des propriétés très proches : le rapport C/N est élevé et les teneurs en phosphore, azote et potassium sont fortes. Les pH sont convenables, malgré un pH légèrement plus acide pour le terreau 2012.

Les principales caractéristiques des sédiments à signaler sont les suivantes :

- Les pH sont assez élevés,
- les teneurs en calcium et magnésium sont fortes, pouvant diminuer la capacité de minéralisation de la matière organique [Zinn *et al.*, 2005],
- Les rapports de C/N sont satisfaisants. Ce ratio est important, car il est un indicateur du bon fonctionnement de la microflore d'un sol, en matière de dégradation de la matière organique. La matière organique est assez pauvre en azote pour les terreaux (C/N de 25) alors qu'elle est relativement bien « humifiée » dans les sédiments (C/N autour de 12).
- les teneurs en azote, phosphore et potassium sont satisfaisantes ou faibles, voire élevées pour le phosphore de BER. Mais ces teneurs sont globalement correctes au regard des grilles de qualité agronomique,
- La CEC (capacité d'échange cationique), qui renseigne sur la disponibilité en cations pour les plantes, est satisfaisante pour LDB1 et LDB2, mais faible pour BER, GEC et TRS. Ces résultats sont à mettre en rapport avec le fort potentiel d'adsorption de la matière organique.

Au vu de l'ensemble de ces résultats, on peut affirmer que les caractéristiques physico-chimiques et agronomiques des sédiments étudiés sont non limitantes pour la croissance des végétaux.

1.4. Teneurs en éléments traces

1.4.1. Teneurs en éléments traces des sédiments et des terreaux

Les teneurs totales en Zn, Cd, Cu, Cr, Ni et Pb dans les différentes matrices solides ont été déterminées (Tableau 9) et comparées au seuil « S1 » de l'arrêté du 9 août 2006 d'autorisation de rejet dans un milieu de sédiment (Annexe 2).

Métal (mg/kg MS)	Terreau 2012	Terreau 2013	GEC	LDB1	LDB2	BER	TRS	Seuil réglementaire S1 (mg/kg MS) ¹⁴
Zn	70.00 ± 10.00	124.51 ± 6.58	120.00 ± 10.00	260.00 ± 10.00	260.00 ± 10.00	123.74 ± 6.08	105.18 ± 1.40	300
Cu	17,44 ± 1,46	7.79 ± 0.73	32,55 ± 7,67	83,81 ± 4,43	79,81 ± 4,34	22.01 ± 1.26	20.21 ± 0.86	100
Cd	0,46 ± 0,03	0.83 ± 0.04	1,02 ± 0,08	1,19 ± 0,15	1,16 ± 0,07	0.90 ± 0.09	1.24 ± 0.48	2
Cr	11,92 ± 2,56	16.77 ± 0.47	54,25 ± 3,10	47,67 ± 4,03	48,76 ± 2,75	68.76 ± 1.93	70.17 ± 0.28	150
Pb	31,97 ± 13,44	22.14 ± 0.15	60,53 ± 6,49	108,54 ± 7,36	104,86 ± 9,39	29.27 ± 3.50	25.03 ± 0.89	100
Ni	12,20 ± 1,20	8.84 ± 1.96	27,47 ± 11,33	34,09 ± 3,47	26,73 ± 2,97	23.53 ± 0.47	29.47 ± 0.66	50

Tableau 9 : Teneurs en métaux lourds des matrices étudiées (n = 3)

Les différents résultats obtenus montrent:

- ✓ que les terreux (témoins) présentent des teneurs non négligeables en métaux, même s'il s'agit de terreux biologiques. Les teneurs restent cependant plus faibles que les seuils définis dans l'arrêté du 9 août 2006. Les teneurs sont mêmes relativement proches de celles des sédiments, et ce, surtout pour le Zn, et le Pb.
- ✓ que les sédiments testés sont globalement plus chargés en métaux que les terreux. Les teneurs d'un même métal sont proches dans chacun des sédiments. On note tout de même que les teneurs en Pb, des sédiments GEC, LDB1 et LDB2, sont plus élevées et que celles de BER et TRS. Elles dépassent légèrement le seuil réglementaire S1 pour LDB1 et LDB2. Les teneurs en Zn et Cu de LDB1 et LDB2 sont aussi plus élevées que dans les autres sédiments, mais elles restent inférieures au seuil réglementaire S1 (Tableau 9).

¹⁴ D'après l'arrêté du 9 Août 2006 relatif aux niveaux à prendre en compte lors d'une analyse de rejets dans les eaux de surface ou de sédiments marins, estuariens ou extraits de cours d'eau ou canaux.

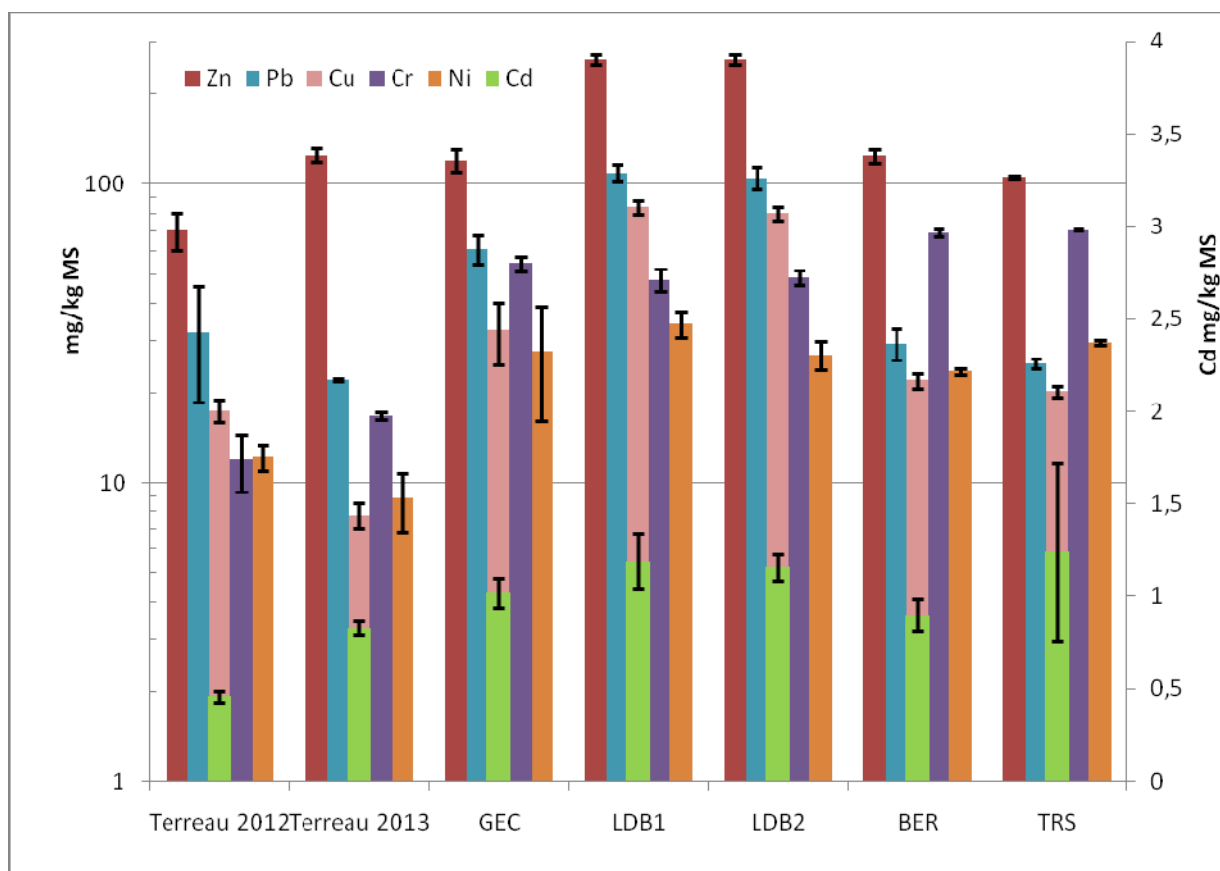


Figure 4 : Teneurs en métaux lourds des matrices étudiées¹⁵ (n = 3)

On peut constater dans la figure 4 que cinq métaux sur les six testés sont significativement présents dans les sédiments : Ni, Cu, Pb, Zn et Cr. Les mêmes polluants sont retrouvés majoritairement dans les deux terreaux. Le Zn est l'élément majoritaire dans tous les échantillons. Le Pb est le second métal majoritaire dans GEC, LDB1, LDB2 et les deux terreaux, alors que pour BER et TRS, il s'agit du Cr.

De manière relative, LDB1 et LDB2 sont les sédiments les plus chargés en métaux lourds. Viennent ensuite GEC, puis BER et TRS qui sont assez proches les uns des autres.

Les terreaux sont les moins contaminés, mais les teneurs en métaux lourds ne sont pas négligeables. On remarque, par exemple, que la teneur en Pb est plus élevée chez les terreaux que pour les sédiments BER et TRS, alors que pour le Cu les valeurs sont proches entre les terreaux et ces mêmes sédiments.

Les ordres de grandeur mesurés ici, pour ces éléments, sont proches de celles mesurées dans d'autres études, comme celle menée par Capilla [2005]. Cet auteur a obtenu, pour des sédiments de canaux, des teneurs en métaux lourds du même ordre de grandeur que les nôtres.

¹⁵ Ecarts-types trop faibles pour qu'ils puissent apparaître pour : Pb sur le terreau 2013 – Zn et Cr sur TRS

1.4.2. Teneurs en éléments traces des eaux de décantation

La mesure de métaux lourds a été réalisée sur les eaux de décantation de TRS, LDB1, LDB2, et BER (Tableau 10) et a été comparée aux valeurs SEQ-Eau- aptitude à l'irrigation (Annexe 2).

Métal (µg/l)	GEC	LDB1	LDB2	BER	TRS
Zn	ND	33.33 ± 11.55	586.67 ± 25.17	< LD	523.33 ± 25.17
Cu	ND	30.55 ± 1.53	217.89 ± 1.83	2.35 ± 0.25	150.03 ± 3.80
Cd	ND	0.23 ± 0.04	2.53 ± 0.138	0.03 ± 0.00	1.77 ± 0.41
Cr	ND	11.73 ± 0.55	112.51 ± 4.34	1.02 ± 0.08	247.56 ± 10.12
Pb	ND	14.72 ± 1.93	195.50 ± 6.08	0.35 ± 0.02	121.15 ± 5.24
Ni	ND	7.58 ± 0.61	60.36 ± 5.11	2.65 ± 0.79	117.36 ± 3.51

Classes de qualité	Code couleur
Très bonne	
Bonne	
Passable	
Mauvaise	
Très Mauvaise	

Tableau 10 : Teneurs en métaux lourds des eaux de décantation (n = 3) – Notation des eaux de décantation selon des classes d'aptitude à l'irrigation selon les seuils SEQ-Eau

On observe dans le tableau 10 que les facteurs déclassant la qualité de l'eau de décantation des sédiments TRS et LDB2, pour l'irrigation, sont les teneurs en Cr.

La représentation graphique de ces mêmes résultats (Figure 5) permet de faire les observations suivantes :

- Zn est l'élément majoritaire mesuré,
- Pb est le second polluant le plus présent dans LDB1 et LDB2, et le troisième dans TRS et BER,
- Cd est le polluant le moins présent.

Globalement, on note que les polluants majoritairement présents dans les eaux de décantations sont les mêmes que ceux des sédiments correspondants.

On note par ailleurs que les eaux de décantation de LDB2 sont beaucoup plus riches en métaux que celles de LDB1 : presque 18 fois plus pour le Zn, 13 fois plus pour le Pb, 11 fois plus pour le Cd, 10 fois plus pour le Cr, presque 8 fois plus pour Cu, presque 8 fois plus pour le Ni.

Les eaux de décantation de BER sont très peu polluées par rapport aux teneurs totales en métaux lourds présentes dans les sédiments. Ces éléments sont donc essentiellement présents sous des formes peu mobilisables à l'eau.

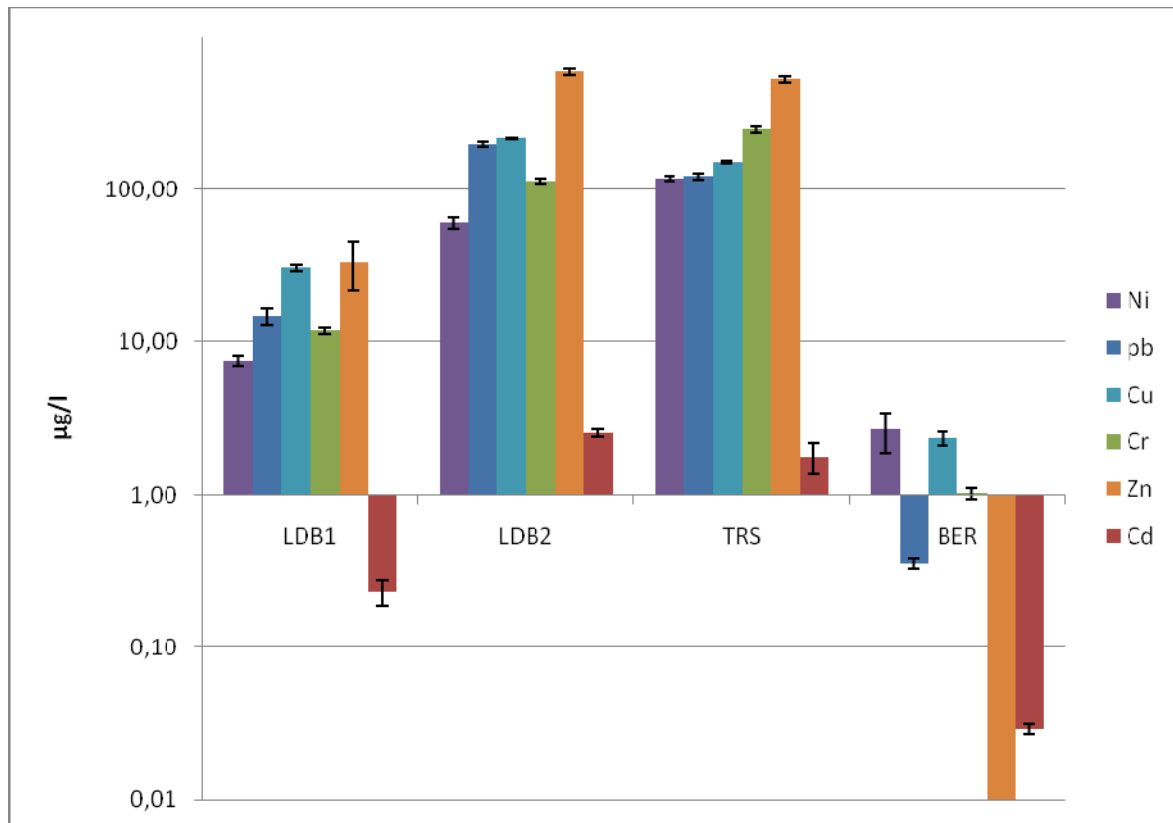


Figure 5 : Graphique des teneurs en métaux lourds dans les eaux de décantation¹⁶ (n= 3)

On note que les eaux de décantation de LDB2 sont beaucoup plus riches en métaux que LDB1 : presque 18 fois plus pour le Zn, 13 fois plus pour le Pb, 11 fois plus pour le Cd, 10 fois plus pour le Cr, presque 8 fois plus pour Cu, presque 8 fois plus pour le Ni (Figure 5).

Les eaux de décantation de BER sont très peu polluées par rapport aux teneurs totales de métaux lourds dans les sédiments. Peu de ces éléments sont donc passés dans la phase soluble et sont donc peut-être sous des formes « non solubles », ou difficilement solubilisables.

1.5. Teneurs en PCBs des matrices étudiées

Nous nous sommes restreints ici à la présentation des 7 PCBs indicateurs (Tableau 11) du fait qu'ils représentent à eux seuls plus de 80 % des PCBs et dioxines/furanes mesurés en proportion massique (d'après les calculs faits sur les résultats du laboratoire LABERCA). Ils ont également été comparés au seuil « S1 » de l'arrêté du 9 août 2006 d'autorisation de rejet dans un milieu de sédiment (Annexe 3).

¹⁶ Ecarts-types trop faibles pour qu'ils puissent apparaître pour le Cu sur LDB2

PCBs (µg/ kg MS)	Terreau 2012	Terreau 2013	GEC	LDB1	LDB2	BER	TRS	Seuil réglementaire S1 ¹⁷ (µg/ kg MS)
PCB 28	0,21 ± 0,08	0.15 ± 0.07	9,06 ±7,6	7,21 ± 5,51	13,19 ± 2,98	0.92 ± 0.04	1.41 ± 0.03	-
PCB 52	0,45 ± 0,16	0.21 ± 0.09	10,70 ± 2,54	67,32 ± 7,47	80,84 ± 6,87	2.03 ± 0.18	1.69 ± 0.13	-
PCB 101	0,88 ±0,19	0.58 ± 0.26	14,91 ± 2,81	156,75 ±62,58	166,76 ± 41,35	3.10 ± 0.13	2.81 ± 0.35	-
PCB 118	0,69 ± 0,21	0.37 ± 0.14	8,66 ± 0,53	66,17 ± 14,33	75,73 ± 6,60	1.99 ± 0.09	1.83 ± 0.30	-
PCB 138	1,26 ± 0,21	0.92 ± 0.35	16,74 ±0,90	245,78 ± 56,89	271,43 ± 43,23	5.33 ± 0.28	3.98 ± 0.47	-
PCB 153	1,48 ± 1,14	1.12 ± 0.45	34,05 ±1,62	379,57 ± 58,60	424,37 ± 0,53	7.44 ± 0.20	5.95 ± 0.70	-
PCB 180	0,97 ± 0,12	0.86 ± 0.31	24,97 ± 8,02	279,562 ± 33,15	339,56 ± 13,35	6.21 ± 0.27	4.51 ± 0.73	-
Total 7 PCBs indicateur	5,92 ± 1,05	4.22 ± 1.68	122,12 ± 1,58	1 204,84 ± 233,57	1 370,30 ± 112,72	27.02 ± 0.86	22.19 ± 2.42	680

Tableau 11 : Teneurs des matrices étudiées pour les 7 PCBs indicateurs (n=3)

On observe que les terreaux présentent des valeurs mesurables en PCBs. Les teneurs sont très faibles et inférieures aux seuils réglementaires évoqués ci-dessus.

Les sédiments sont contaminés de façon plus importante que les terreaux. Cependant, seuls LDB1 et LDB2 ont des teneurs en PCBs supérieures au seuil réglementaire S1. Pour ces derniers, les teneurs mesurées sont environ le double du seuil réglementaire S1. Ces deux sédiments représentent donc bien, en ce qui concerne les teneurs en PCBs, des « hot spots », sorte de « témoins positifs » pour la suite de notre étude.

¹⁷ D'après l'arrêté du 9 Août 2006 relatif aux niveaux à prendre en compte lors d'une analyse de rejets dans les eaux de surface ou de sédiments marins, estuariens ou extraits de cours d'eau ou canaux.

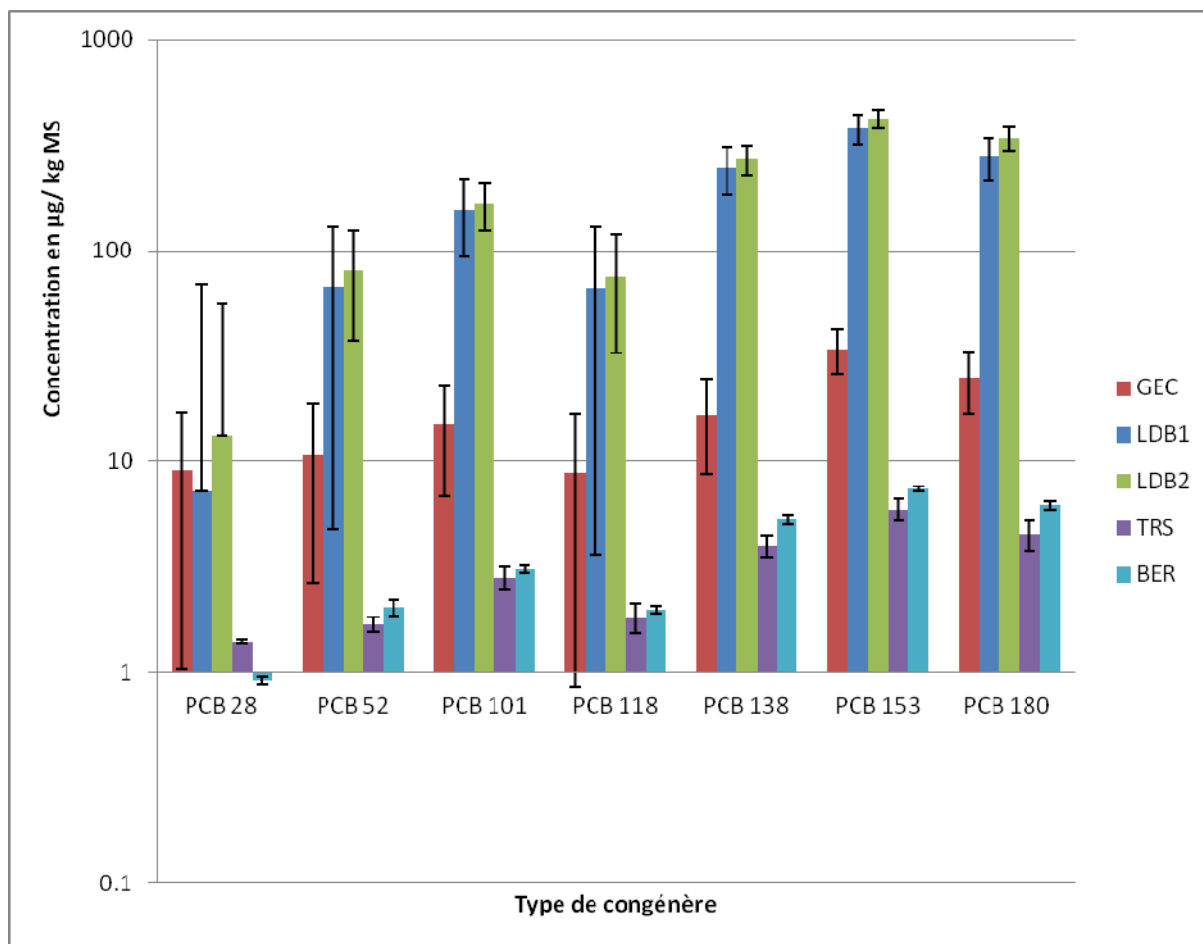


Figure 6 : Graphique des teneurs des PCBs indicateurs contenus dans les matrices étudiées (n = 3)

Pour les sept matrices sédimentaires étudiées, les PCBs les plus présents sont, par ordre décroissant : PCB 153 > PCB 180 > PCB 138 > PCB 101 (Figure 6). Cette abondance relative est retrouvée dans la bibliographie [Lasserre *et al.*, 2009]. Lasserre *et al.* [2009] ont montré que la présence de PCBs, et spécifiquement des congénères 101, 118, 138, 153, est considérée comme un marqueur du degré de contamination par l'industrie en PCBs.

D'autres travaux montrent la même prépondérance de ces quatre PCBs, comme ceux de Wang *et al.*, [2011] sur la caractérisation de la pollution aux PCBs des sols proches d'un site de recyclage de déchets électroniques en Chine et ceux de Tato *et al.* [2011] sur des se pâturage alpin en Italie. De plus, Desmet *et al.*, [2012] mettent en évidence le même ordre d'abondance et dans les mêmes proportions, de ces congénères sur trois échantillons de sédiments du Rhône à l'amont du lieu de prélèvement du sédiment GEC, ce qui nous conforte dans la cohérence de nos résultats.

NB : dans le cas particulier des PCB, on dispose, dans le Bassin Rhône Méditerranée, d'un projet de « *recommandations relatives aux travaux et opérations impliquant des sédiments aquatiques potentiellement contaminés* » (Version V2 du texte, éditée par la DREAL en juillet 2013).

Ces recommandations reposent sur deux seuils relatifs à la teneur en PCB des sédiments, exprimés en $\mu\text{g}/\text{kg}$ de poids sec pour les 7 PCB indicateurs : un seuil à 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$, en dessous duquel il n'est pas prévu de précaution particulière relative à la gestion des sédiments, et un seuil à 60 $\mu\text{g}/\text{kg}$, au dessus duquel il n'est pas possible de restituer le sédiment en l'état au fleuve. Entre les deux seuils, il doit être restitué un fond de qualité équivalente à celui échantillonné avant l'intervention.

On notera là aussi la diversité des échantillons testés dans notre étude avec 2 terreaux situés en dessous du seuil de 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$, deux sédiments (BER et TRS) situés entre les deux seuils, et 3 sédiments situés au dessus du seuil de 60 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (GEC, LDB1 et LDB2).

Conclusion sur les teneurs en métaux lourds et PCBS des sédiments et en métaux lourds des eaux de décantation

Les sédiments étudiés ont tous des teneurs significatives en éléments métalliques et en PCBs, mais seuls LDB1 et LDB2 ont des teneurs supérieures au seuil S1 fixé par l'Arrêté du 9 août 2006 (Annexe 3). Les eaux de décantations ont des teneurs moins importantes que les sédiments, ce qui est concordant avec Viers et collaborateurs (2009) qui ont montré que la majeure partie des polluants transite dans les fleuves via la fraction particulaire. Cependant, selon les classes d'aptitude à l'irrigation du SEQ-Eau, les eaux de décantation des sédiments TRS et de LDB2 auraient des teneurs en Cr trop élevées, rendant ces eaux « passable » pour l'irrigation. Il existe donc un risque potentiel modéré lié au ruissellement de ces eaux provenant du dépôt. En effet, des plantes poussant sur le dépôt pourraient alors capter et accumuler certains polluants contenus dans les eaux du sol. Des organismes aquatiques vivants dans les eaux périphériques du dépôt pourraient également être touchés.

2. Evaluation de l'écotoxicité des sédiments

Le tableau 12 ci-dessous récapitule l'ensemble des essais d'écotoxicité effectués sur les sédiments et sur leurs eaux de décantation.

		Sédiment					EAU			
		TRS	GEC	LDB1	LDB2	BER	TRS	LDB1	LDB2	BER
CHRONIQUES										
Vers de terre	Reproduction	X								
OSTRACODE	Mortalité	X		X	X	X	X	X	X	X
	Croissance	X		X	X	X	X	X	X	X
Rotifère	Reproduction						X	X	X	X
AIGUS										
Vers de Terre	évitement	X		X	X					
Daphnie	mobilité						X	X	X	X
Plantes	germination	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	inhibition racinaire	X	X	X	X	X	X	X	X	X

Tableau 12: Synthèse des différents essais d'écotoxicité réalisés sur les sédiments étudiés et sur leurs eaux de décantation

NB : Concernant les essais sur GEC, nous n'avons pas pu conserver d'eaux de décantation d'où l'absence d'essais sur ces eaux.

2.1. Essais d'écotoxicité aiguë sur les eaux de décantation

2.1.1. Test de germination et croissance précoce en microplaque

- **Test de germination en microplaque**

Pour le test de germination en microplaque sur « eaux de décantation », les microplaques comportent seulement du sol témoin ISO et non du sédiment. Par contre, les graines ne sont pas mises en contact direct avec le sol. Un papier absorbant est placé entre les graines et le sol ISO. On cherche donc à caractériser l'effet des eaux et de ses composés sur la germination. Par la suite, on utilisera aussi la croissance précoce des parties racinaires de ces graines germées en microplaques et arrosées avec les eaux de décantation. En effet, les pourcentages de germination et d'élongation racinaire sont des indicateurs souvent utilisés comme critères de phytotoxicité. Des études ont montré que ces paramètres étaient souvent impactés par des métaux contenus dans des sols ou des sédiments pollués [Bedell *et al.*, 2003 ; Mamindy-Pajany *et al.*, 2011].

Les graphiques suivants (*Figures 7 à 10*) illustrent l'effet des eaux de décantation sur la germination, les résultats sont présentés en pourcentage d'inhibition (RI) selon la formule suivante :

$$RI = \frac{Ct - S}{Ct} * 100$$

Ct : nombre de graines ayant germé sur l'échantillon témoin

S : nombre de graines ayant germé sur l'échantillon étudié

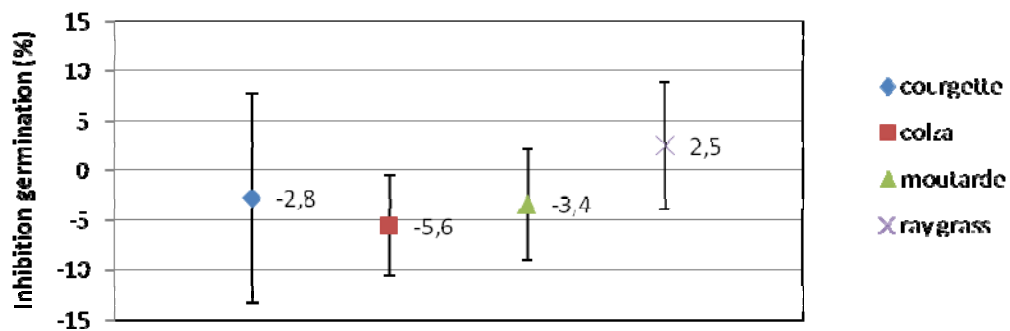


Figure 7 : Pourcentage d'inhibition de la germination avec les eaux de décantation de BER (n = 4)

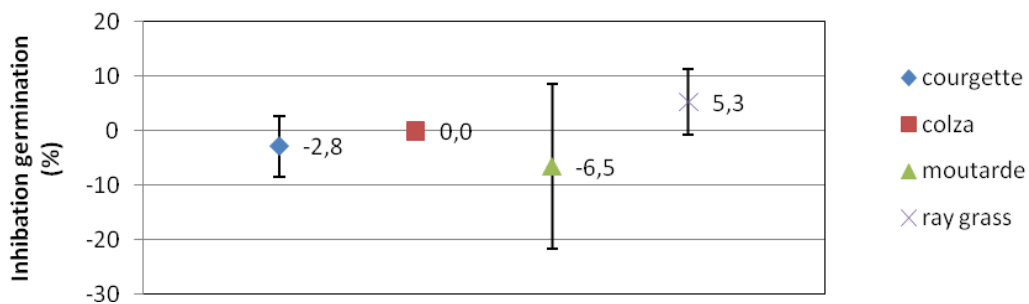


Figure 8 : Pourcentage d'inhibition de la germination avec les eaux de décantation de TRS (n = 4)

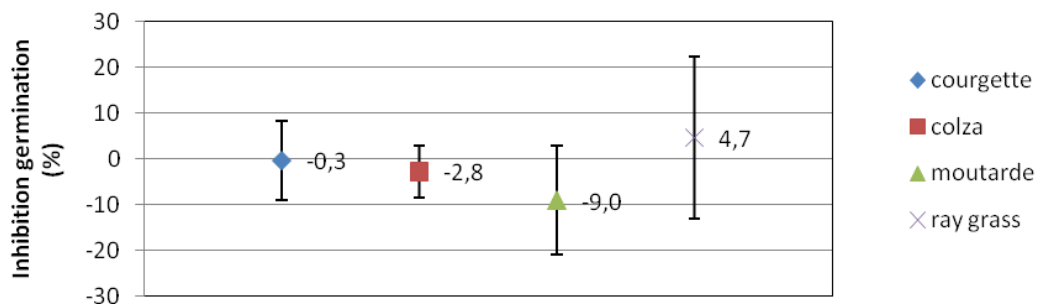


Figure 9 : Pourcentage d'inhibition de la germination avec les eaux de décantation de LDB2 (n = 4)

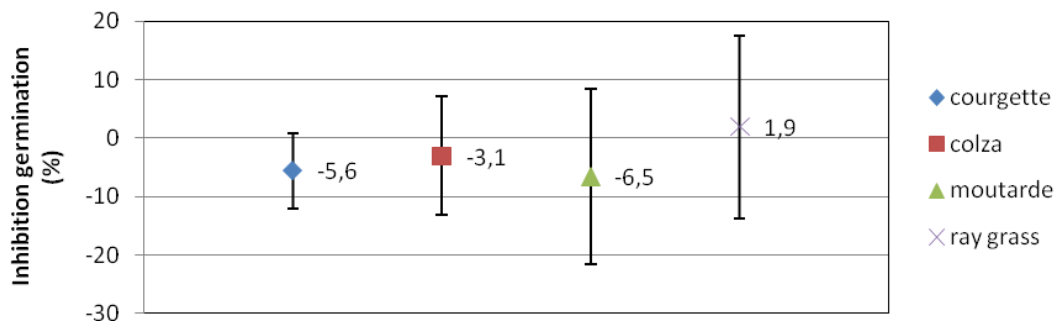


Figure 10 : Pourcentage d'inhibition de la germination avec les eaux de décantation de LDB1 (n = 4)

Les résultats obtenus montrent que l'on a des différences d'effet selon l'espèce testée.

Ainsi, pour la courgette, l'ensemble des eaux de décantations a tendance à augmenter la germination des graines (Figures 7 à 10). Cependant, la grande variabilité de réponse observée des courgettes ne peut nous permettre de conclure sur un quelconque effet inhibiteur des eaux sur la germination des graines.

Pour chacune des eaux de décantation testées sur les graines de Colza, les écarts types sont les plus faibles par rapport aux autres espèces (Figures 7 à 10). Les eaux semblent, là aussi, avoir plutôt un effet stimulateur sur la germination des graines. C'est surtout visible pour les eaux de décantation de BER, même en tenant compte des écarts type.

Quant aux graines de moutarde, la réponse obtenue pour une même eau de décantation est très variable comme le montrent les écarts-types (Figures 7 à 10). L'inhibition moyenne est négative pour chacune des eaux, mais l'écart type étant relativement importants, il est difficile de conclure que les eaux ont, ou non, un effet inhibiteur significatif sur la germination des graines de moutarde.

Enfin, pour le ray-grass, quelle que soit l'eau testée, on observe une inhibition de la germination des graines (Figures 7 à 10). Mais la variabilité observée ne permet pas d'affirmer qu'il y a un effet significatif de ces eaux sur cette germination. Des travaux antérieurs sur des eaux de décantation de sédiments de canaux fluviaux avaient eux aussi montré la sensibilité de la germination des graines de ray-grass vis-à-vis d'autres espèces [Bedell *et al.*, 2003 ; 2013].

Au final, au vu des écarts types, on ne voit pas d'effet nocif significatif des eaux de décantation sur le taux de germination des graines et donc des éléments en solution.

Conclusion sur les tests de germination avec les eaux de décantation des sédiments étudiés

Au regard de ces résultats, et des écarts-types observés, on ne peut pas conclure à un effet inhibiteur des eaux de décantation des sédiments étudiés sur la germination des graines testées. Pour le ray-grass, un effet stimulant sur la germination est observé.

- **Test de croissance précoce en microplaque (croissance racinaire)**

Ce test permet de mesurer le pourcentage d'inhibition (RI) de l'élongation racinaire:

$$RI = \frac{Ct - S}{Ct} * 100$$

Ct : Longueur moyenne de la partie racinaire sur le témoin

S : longueur moyenne de la partie racinaire des échantillons étudiés

Pour mémoire, des tests des Fischer ont été appliqués aux valeurs de croissance racinaire des différents essais d'inhibition racinaires en microplaque types « eaux de décantation » (Figures 11 à 14). Sur l'ensemble des figures citées précédemment, les chiffres indiquent une différence significative (p<0.05) de l'inhibition de la croissance racinaire, pour une même espèce (identifiée par la même lettre ; exemple a=courgette et b=colza...).

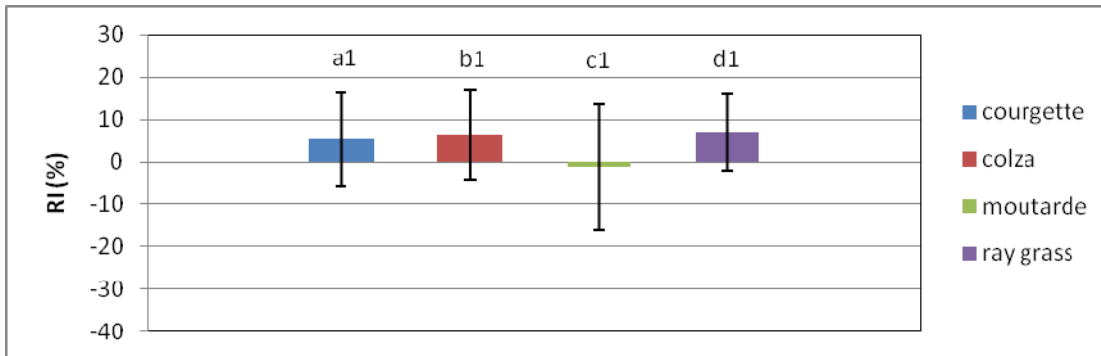


Figure11 : Inhibition racinaire avec les eaux de décantation de BER (n = 4)

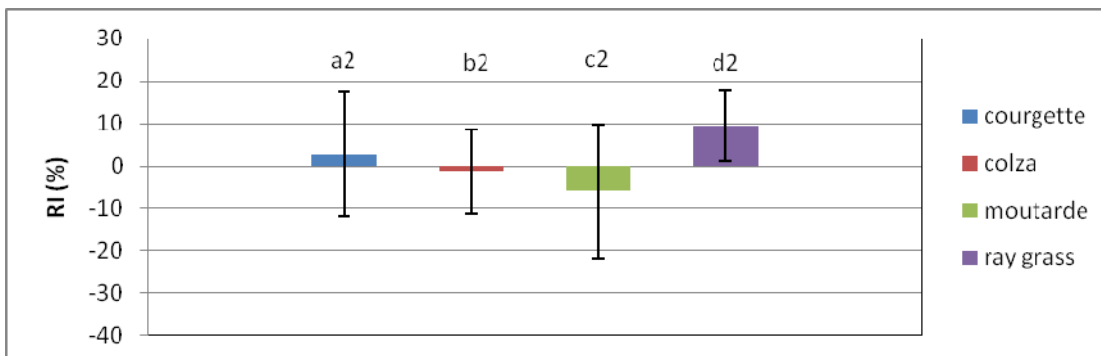


Figure 12 : Inhibition racinaire avec les eaux de décantation de TRS (n = 4)

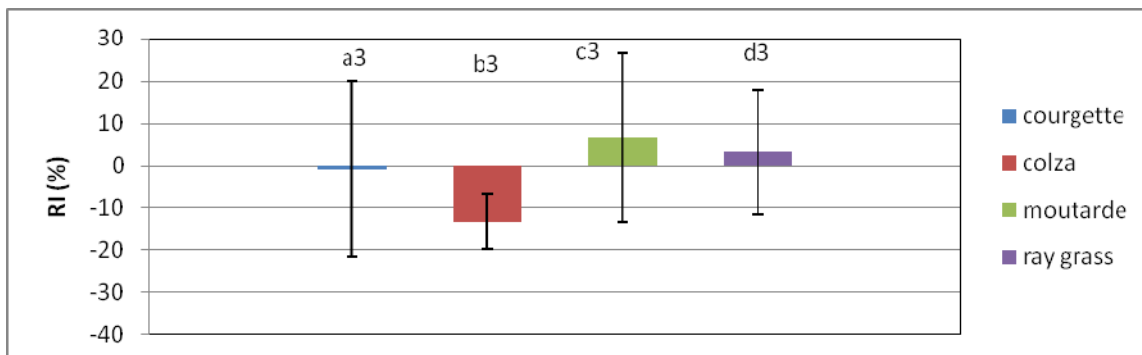


Figure 13 : Inhibition racinaire avec les eaux de décantation de LDB2 (n = 4)

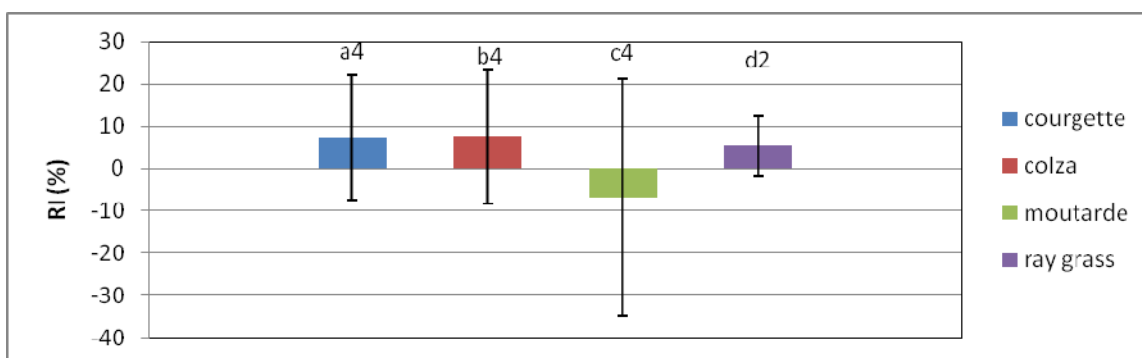


Figure 14 : Inhibition racinaire avec les eaux de décantation de LDB1 (n = 4)

En comparant les RI obtenues avec les eaux de décantation (Figures 11 à 14), on remarque qu'il existe une grande variabilité des croissances racinaires que l'on perçoit au travers des écarts types importants pour toutes les plantes. On note ainsi que pour la moutarde on a une variabilité entre 15 et 30 % pour les quatre sédiments. On retrouve aussi cette grande variabilité pour l'inhibition de la germination de la moutarde.

Pour le ray-grass, le développement de la racine a tendance à être inhibé par toutes les eaux de décantations vu les écarts-types, mais pas de façon significative pour les eaux de décantations de TRS. Seules les graines de ray-grass sur LDB1 et TRS ont eu une inhibition de la croissance racinaire similaire d'après le test de Fisher ($p < 0.05$) (Figures 11 et 14). Les tests d'inhibition de la germination du ray-grass sur LDB1 et TRS sont aussi positifs en moyenne. Cependant, les écarts-types laissent penser à une plus grande variabilité de l'influence de composés en solution, qui ont pu influencer la germination que ce soit en l'inhibant ou non, du fait qu'ils sont mobilisables par les graines.

Pour la courgette, il semble y avoir une faible inhibition racinaire pour la courgette, sauf sur LDB2 (Figures 11 à 14). Ce phénomène est cependant moins marqué que pour le ray-grass, car les écarts types sont beaucoup plus importants. Là aussi, on ne peut pas conclure que ces résultats sont significatifs. Quant au colza, on remarque qu'il semble clairement trouver, dans les eaux de décantation de LDB2, des éléments en solution qui lui conviennent, ou que les polluants lui génèrent un stress qui a pour conséquence la croissance racinaire accélérée et/ou disproportionnée par rapport à la partie foliaire.

Enfin, pour la moutarde, on ne peut conclure sur un quelconque effet inhibiteur des eaux de décantation sur la moutarde, du fait de la grande variabilité des réponses (Figures 11 à 14).

Conclusion sur l'inhibition racinaire par les eaux de décantation

Ces résultats montrent une grande variabilité des croissances racinaires et des écarts types importants pour toutes les plantes. Ils ne permettent pas de conclure à un effet inhibiteur des eaux de décantation des quatre sédiments testés sur la croissance de la racine. D'un point de vue relatif, les eaux de décantations de BER et LDB1 semblent plus avoir un effet sur la croissance racinaire précoce que celles de LDB2 et TRS.

✓ **Comparaison germination et RI pour les eaux de décantation :**

De manière générale, il ne semble pas y avoir de relations entre l'inhibition de la germination et l'inhibition des parties racinaires, car les résultats peuvent être opposés. Sauf pour le ray-grass, pour qui la germination et la croissance racinaires sont inhibées pour toutes les eaux.

✓ **Comparaison des effets avec les teneurs en polluants métalliques des eaux de décantation**

Si l'on compare les teneurs en polluants dans les eaux de décantation à l'inhibition de la croissance racinaire, on s'aperçoit que c'est pour les eaux les plus polluées que l'inhibition racinaire est la moins marquée : les eaux de BER et LDB1 sont les moins polluées alors que les RI sont les plus significatifs. L'inverse se produit pour les eaux des sédiments LDB2 et TRS, puisqu'elles correspondent aux eaux les plus polluées alors que les RI sont les plus variables.

Il est donc difficile de conclure quant à de réels effets inhibiteurs des eaux de décantations. Il faudrait mesurer les valeurs agronomiques des eaux pour savoir si ce sont des éléments nutritifs, ou leur carence, qui influent sur la croissance racinaire précoce, plutôt que certains polluants. L'arsenic ou le mercure, par exemple, peuvent inhiber la respiration des graines et donc la germination. On peut aussi noter que les eaux sont beaucoup moins chargées en polluants que les sédiments.

2.1.2. Inhibition de la mobilité de *Daphnia magna*

Des tests d'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna* ont été effectués sur quatre réplicats de cinq daphnies à plusieurs taux de dilution (*Tableau 13*). L'inhibition de la mobilité a été mesurée après 24h d'exposition. Ce test est représentatif d'organismes aquatiques cibles dans notre scénario de dépôt à terre de sédiments de lône du Rhône. De plus, il est un bio-essai très utilisé dans différents scénarios d'EDR dont celui de sédiment déposés à terre (Perrodin et al., 2006 ; Babut et Perrodin, 2001).

Effet inhibiteur (EI) en 24 h (en %)							
Pourcentage des eaux de décantation de l'échantillon	0	29	37	48	62	80	90
LDB1	0	0	0	0	0	0	0
LDB2	0	0	0	0	0	0	0
TRS	0	5	0	0	0	0	0
BER	0	0	0	0	0	0	0

Tableau 13 : Résultats des tests d'inhibition de la mobilité de *Daphnia Magna* (n = 4)

Seul un léger effet inhibiteur a été observé (à la dilution 29%) avec le sédiment TRS. Nous ne pouvons pas conclure sur un réel effet, surtout que le seul effet s'est produit pour une eau de décantation fortement diluée. Ce test ne semble pas permettre de mettre un quelconque effet, ou d'exprimer une sensibilité de ces organismes, vis-à-vis des eaux testées.

Conclusion sur le test d'inhibition de la mobilité de *Daphnia magna*

Au cours de ce test, aucune toxicité des eaux de décantation n'a été mise en évidence sur la mobilité de *Daphnia magna*.

2.2. Essais d'écotoxicité aiguë des sédiments

2.2.1. Tests de germination et de croissance précoce en microplaque

- Tests de germination en microplaque**

Contrairement au test de germination décrit précédemment, les graines poussent sur le sédiment et sur le sol ISO (témoin), mais pas directement. Pour ce test sur microplaque, là encore, les graines ne sont pas en contact direct avec le sédiment, mais elles sont déposées sur un papier absorbant qui est en contact avec la matrice. L'effet mesuré sur la germination est donc bien celui de l'eau liée à ce sédiment et de ses composants dissous et non pas du sédiment directement. Les sédiments peuvent peut-être intervenir en diminuant la disponibilité l'eau et les composés solubles disponibles par succion racinaire.

Des tests de germination sur microplaques « sur sédiment » ont déjà été faits par Delolme [2012], sur des sédiments (LDB1, LDB2 et TRS). Les gammes de dilution des sédiments n'avaient pas influencé l'inhibition de la germination et la croissance rapide des graines. C'est pourquoi nous avons fait pour ces tests seulement des mesures à 100 % de sédiment, que l'on a comparé aux témoins (sol ISO). Les

témoins correspondent aux dilutions « 0 % ». Les quantités de sédiments à notre disposition nous ont permis de faire trois réplicats sur BER et quatre sur TRS, LDB1 et LDB2 (Figures 15 à 17). Pour le ray-grass sur TRS et GEC, seulement deux réplicats ont pu être réalisés au lieu de quatre. De même que pour les essais « courgette » sur GEC, deux réplicats ont pu être réalisés.

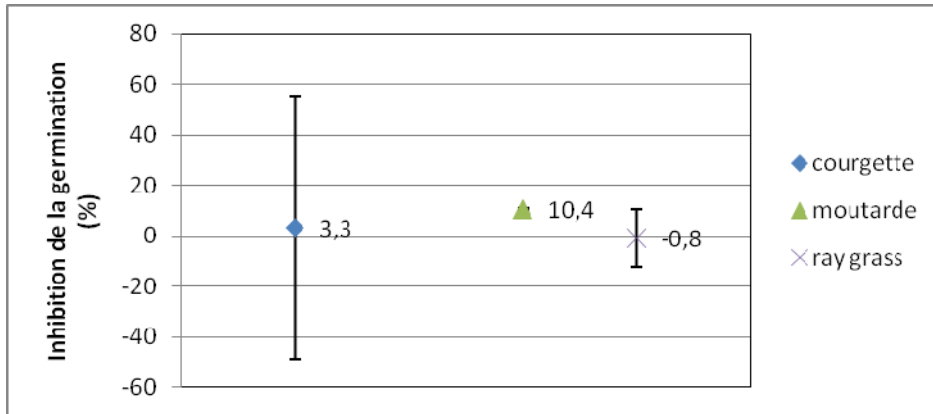


Figure15 : Inhibition de la germination sur le sédiment BER¹⁸ (n=3)

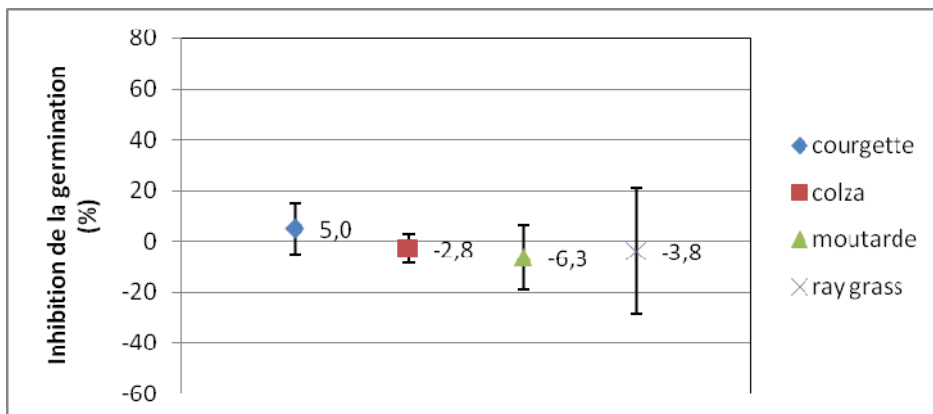


Figure 316 : Inhibition de la germination sur le sédiment TRS (n=4, sauf pour le ray-grass n=2)

¹⁸ L'écart type pour le colza est trop faible pour qu'il puisse apparaître (écart type = 0.64) – Les valeurs de germination du colza sur BER n'ont pu être acquises.

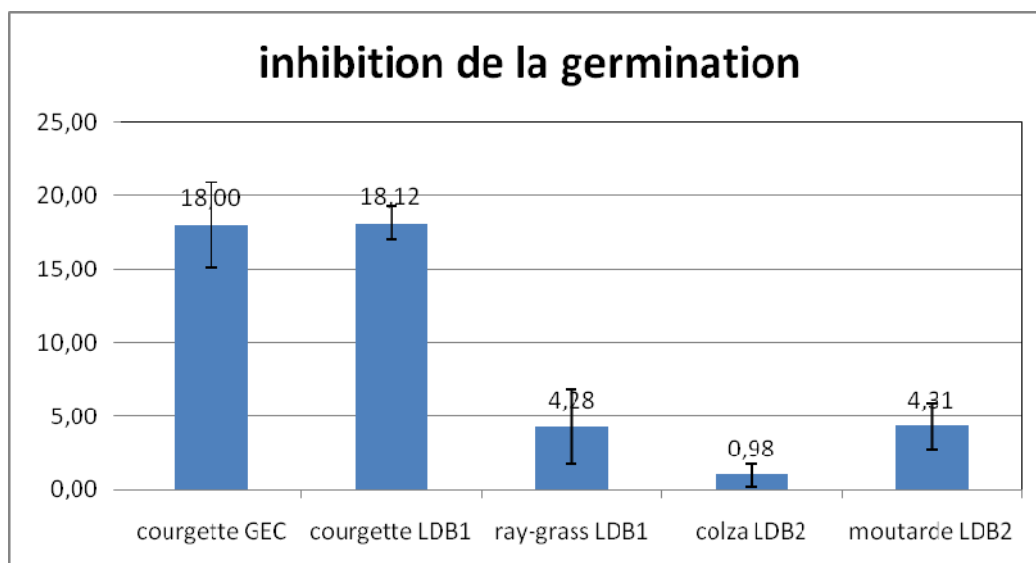


Figure17: Inhibition de la germination sur GEC (n=2), LDB1 et LDB2 (n=4)

Pour la courgette, il y a une faible inhibition sur BER et TRS, mais les écarts types sont importants surtout sur BER ($\pm 52\%$). Pour la moutarde, il y a de très faibles écarts types traduisant une réponse constante de l'ensemble des graines pour les tests : les graines ont tendance à être plutôt stimulées sur le sédiment TRS, alors que la germination est clairement inhibée sur le sédiment BER. Enfin pour le ray-grass et la moutarde, il n'y a pas d'effet significatif des sédiments sur la germination de ces graines.

Les quelques essais qui ont pu être entrepris avec les sédiments GEC, LDB1 et LDB2 mettent en évidence un effet inhibiteur sur la germination des graines de courgette pour les sédiments GEC et LDB1. Aucun effet significatif sur les germinations des graines de colza sur LDB2 n'a été observé.

Conclusion des tests de germination sur sédiment

Une inhibition de la germination en microplaque, essentiellement pour la courgette et les échantillons GEC et LDB1 a été observée. De manière générale, les sédiments TRS et BER ne présentent pas d'effets inhibiteurs sur la germination. Il semble même que TRS stimule légèrement la germination des graines alors que BER les inhibe. Néanmoins, on ne peut pas parler d'effets significatifs, car les écarts-types mesurés restent importants.

- **Tests de croissance racinaire précoce**

On calcule les RI (*Figures 18 à 20*) avec la même formule décrite précédemment pour les tests de croissance précoce avec les eaux de décantation (*Chapitre 2.1.1*).

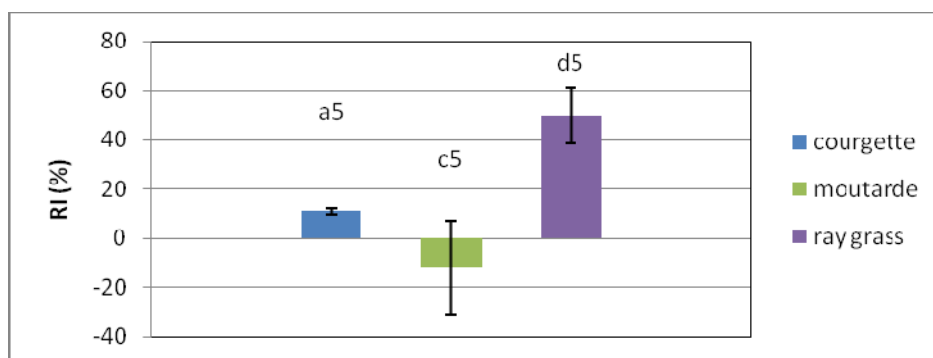


Figure 18 : Inhibition racinaire sur le sédiment BER (n = 3)

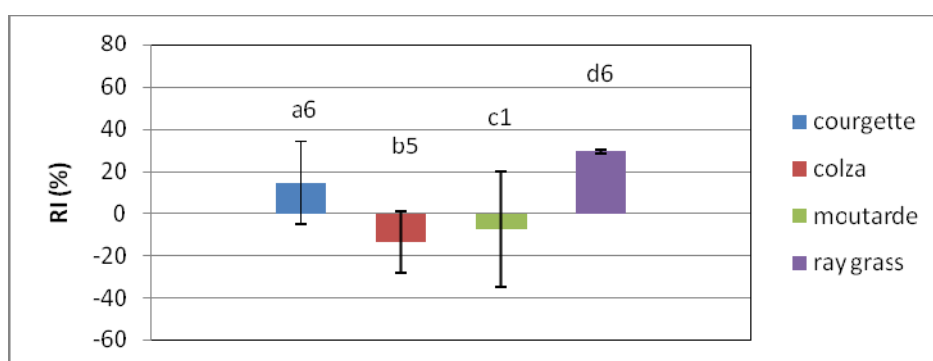


Figure 19 : Inhibition racinaire sur le sédiment TRS (n=4, sauf pour le ray-grass n=2)

Pour mémoire, des tests des Fischer ont été appliqués aux valeurs de croissance racinaire des différents essais d'inhibition racinaires en microplaque types « sur sédiment » (Figures 18 à 20). De plus, nous avons confronté ces valeurs à celles obtenues pour l'inhibition de la croissance racinaire sur les eaux de décantation (Figures 11 à 14). Sur l'ensemble des figures citées précédemment, les chiffres indiquent une différence significative ($p < 0.05$) de l'inhibition de la croissance racinaire, pour une même espèce (identifiée par la même lettre ; exemple a=courgette et b=colza...).

On remarque que les tendances des effets sont similaires pour chacune des espèces sur les sédiments BER et TRS (Figures 18 et 19). Ces derniers semblent avoir des effets inhibiteurs sur la courgette et le ray-grass, mais de façon très significative sur le ray-grass. Pour la moutarde, il semble que les sédiments aient un effet plutôt stimulateur sur la croissance racinaire, mais de façon non significative.

Si on compare les RI pour les eaux de décantation et les sédiments correspondants, il n'y a pas de corrélation entre les effets des deux sédiments sur la même espèce de plante d'après le test de Fisher ($p < 0.05$).

On remarque cependant une corrélation entre la croissance racinaire de la moutarde sur le sédiment BER et avec son eau de décantation (Fisher = 0.0103 < 0.05) (Figures 11 et 18). On peut donc conclure que ce sont des éléments en solution (peut être des nutriments ?) qui sont responsables de ces effets, car ils sont les seuls à intervenir dans les deux expériences.

Lorsque l'on compare l'inhibition de la germination et de la croissance racinaire « sur sédiment », on remarque que lorsqu'on a une inhibition positive de la germination « sur sédiment », pour un type de sédiment et une espèce de plante donnée, il y a aussi une inhibition positive de la croissance racinaire « sur sédiment », et inversement (Figures 15-17 et 18-20). Le ray-grass a des effets opposés : inhibition de la germination et augmentation de la croissance racinaire (Figures 15-17 et 18-20).

Les sédiments BER et TRS ont des teneurs similaires en PCBs (7 PCBs indicateurs), mais BER est beaucoup moins pollué en ce qui concerne les métaux par rapport à TRS. Pourtant, c'est sur BER qu'il semble y avoir une inhibition racinaire plus prononcée, qui se perçoit essentiellement au travers du ray-grass, car l'inhibition sur BER est alors presque alors le double que celle observée sur TRS.

On peut donc penser que d'autres caractéristiques des sédiments interviennent dans ces résultats d'inhibition de la croissance racinaire. En effet, si l'on se réfère au tableau de valeurs agronomiques du Laboratoire CESAR (Tableau 8), on s'aperçoit que les différences entre BER et TRS se font sur le paramètre C/N qui est légèrement plus important pour TRS (12.50 ± 0.71 pour TRS et 9.67 ± 0.58 pour BER), et que le phosphore est en plus grande quantité (0.24 ± 0.01 pour TRS et 0.16 ± 0.00 , teneurs qui sont respectivement « élevées » et « satisfaisantes » d'après la grille agronomique) ce qui pourrait expliquer le sédiment TRS inhibe moins la croissance racinaire que BER.

Il ne semble pas que la texture des sédiments ait d'impact. Si c'était le cas, on pourrait s'attendre à ce que le sédiment TRS ait une plus grande inhibition de la croissance racinaire que BER, du fait de son taux d'argile plus élevée de 10 % contre 4 % pour BER.

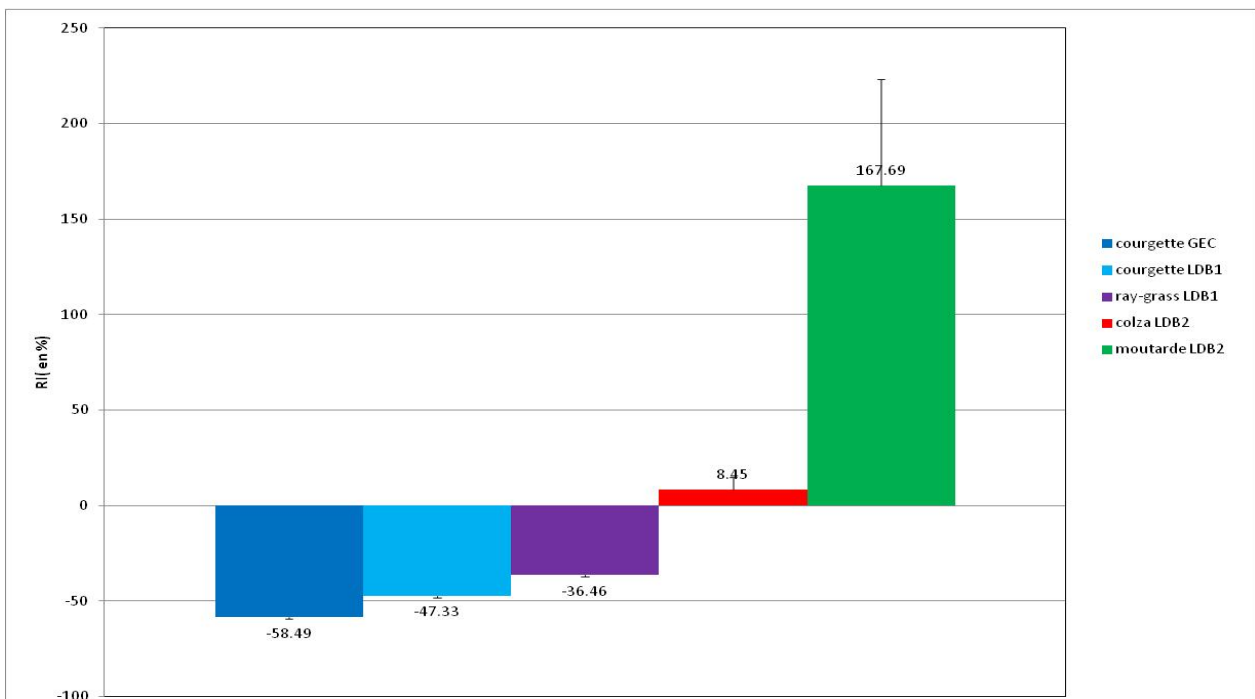


Figure20 : Inhibition racinaire de GEC, LDB1 LDB2 (n=4)

Les quelques essais entrepris sur les sédiments GEC, LDB1 et LDB2 (Figure 20) mettent en évidence une forte inhibition racinaire pour la moutarde sur LDB2, et une forte stimulation racinaires de la courgette et du ray-grass sur les sédiments GEC et LDB1.

Conclusion sur les tests de germination et de croissance racinaire précoce

Les tests de germination avec les eaux de décantation et sur les sédiments n'ont pas mis en évidence un caractère potentiellement toxique par des inhibitions significatives de la germination de graines. Par contre, les tests de croissance précoce avec les eaux ont montré quelques effets toxiques potentiels pour la moutarde sur BER et TRS. La croissance précoce sur sédiment a été faiblement inhibée pour le ray-grass sur BER et TRS, mais stimulé sur LDB1. Une autre stimulation de la croissance racinaire a été notée pour la courgette sur le sédiment GEC et une forte inhibition pour la moutarde sur LDB2.

Nous n'avons pas observé de réelle corrélation entre les résultats obtenus pour l'inhibition de la germination et l'inhibition de la croissance racinaire précoce. Pourtant, des expériences d'inhibition de la germination et des croissances des racines de *Lolium perenne* menées par Bedell *et al.* [2003] étaient significatives pour des sédiments pollués, dont les teneurs en polluants étaient proches de celles de LDB1 et LDB2. Une corrélation, entre les inhibitions de la germination et de la croissance racinaire précoce, a été mise en évidence. Néanmoins, les effets des sédiments sur les graines n'étaient pas clairement corrélés avec les contaminants des sédiments et les espèces utilisées. Des conclusions similaires ont été faites par Mamindy-Pajany *et al.* [2001].

2.2.2. Test évitement des vers de terre (*Eisenia fetida*)

Les tests d'évitement des « vers de terre » requièrent beaucoup de sédiment pour leur réalisation. Ils n'ont pu être réalisés que sur les sédiments LDB1, LDB2 et TRS, disponibles en quantité suffisante (*Tableau 14*).

Ce test permet d'observer les préférences des vers de terre entre un sol ISO, pauvre et neutre d'un point de vue de ses propriétés (agronomiques, physico-chimiques), et un sédiment. Il est important, car dans le scénario d'un dépôt à terre des sédiments le développement d'une faune et d'une flore est lié, en partie, à la colonisation des vers de terre [Stockdill, 1982]. Amorim *et al.* (2008), en testant différentes substances chimiques (métaux, pesticides, TBT), concluent que la sensibilité de *Eisenia fetida* ou *Eisenia andrei* est plus grande avec le test d'évitement que celle d'*Enchytraeus albidus*. *Eisenia fetida* a montré des comportements d'évitement dans des sols standardisés en présence de NaCl, de cadmium et de TBT (Owojori *et Reinecke*, 2009 ; Hund-Rinke *et al.*, 2005). D'autres travaux ont souligné la nécessité de combiner des test d'écotoxicité avec le test d'évitement pour une bonne évaluation de la toxicité des sols (Heupel, 2002 ; Greenslade *et Vaughan*, 2003 ; Da Luz *et al.*, 2004).

Les résultats obtenus sont présentés dans le *Tableau 14* suivant.

Sédiment	Siccité (en %)	Pourcentage de vers dans le témoin (Sol ISO)	Pourcentage de vers entre les deux parties	Pourcentage de vers dans l'échantillon à tester	Note de la qualité agronomique pour la quantité de matière organique
LDB1	56	27,5 ± 15	12,5 ± 9,6	60 ± 8,2	Elevée
LDB2	55	27,5 ± 17,1	3,25 ± 4,7	62,5 ± 20,6	Elevée
TRS	65	66,0 ± 11.4	8.0 ± 8.4	26.0 ± 11.4	Satisfaisante

Tableau 14 : Test d'évitement des vers de terre – Répartition des vers de terre entre le sédiment et le sol ISO (n=4)

On remarque que les vers de terre préfèrent les sédiments LDB1 et LDB2 au sol ISO, et plus nettement pour LDB1, d'après le faible écart type (*Tableau 14*). L'inverse s'est produit pour TRS : les vers se retrouvent nettement plus dans le sol ISO. On notera aussi que l'on a des vers qui restent entre le sol ISO et les trois sédiments, donc sans préférence, et ceci surtout concernant LDB1 (*Tableau 14*).

Le seul paramètre qui différencie les sédiments LDB1, LDB2 et les sédiments TRS est leur teneur en matière organique. Au regard de la grille de qualité agronomique fournie par CESAR (*Tableau 8*), LDB1 et LDB2 ont des teneurs en matière organique plus élevées que TRS. Ceci pourrait expliquer que les vers préfèrent les sédiments LDB1 et LDB2 au sol ISO, même s'ils sont pollués (dépassement du seuil réglementaire S1 pour Pb et PCBs) (*Tableaux 9 et 11*). Ainsi, la cause de la présence plus importante des vers de terre dans les sédiments serait lié à la teneur en matière organique. Donc un effet « nourriture » plus qu'un effet « polluants ». Pour des herbicides, Edwards et Bohlen (1992) ont trouvé que la plupart des organophosphorés (OP) n'étaient pas toxique pour *E. fetida* parce qu'ils n'étaient pas capable de convertir ces insecticides OP en leur métabolites plus toxiques. Enfin, des substances telles que les sels de cadmium peuvent ne pas être perçues comme repoussantes par l'organisme bien qu'elles soient toxiques quand l'animal est obligé de rester à leur contact (Greenslade et Vaughan, 2003). Cela sous-entend que ce toxique ne va pas être évité dans l'environnement mais qu'il peut potentiellement nuire à des populations entières au contraire d'autres polluants que l'animal va fuir. De plus, Hund-Rinke et al. (2005) ont trouvé des valeurs d'évitement (EC50) différentes selon le type de sol en présence de pentachlorophénol (PCP): 8 et 24 mg/kg respectivement dans un sol sableux et dans un sol limoneux. Ces valeurs différentes illustrent bien le rôle lié aux caractéristiques de la matrice testée, concernant les conditions réelles d'exposition des vers de terre aux contaminants comme par exemple l'adsorption du PCP qui est corrélée positivement avec la matière organique.

Cependant, les teneurs en matière organique du sédiment TRS sont tout de même bonnes. Les contaminants mesurés sont quant à eux moins concentrés que LDB1 et LDB2 (*Tableaux 9 et 11*). Les vers ne devraient donc pas fuir TRS pour le sol ISO (*Figure 21*). Néanmoins la teneur en matière organique est une valeur globale et ne différencie pas les apports en matières organiques naturels des apports anthropiques, qui peuvent comprendre des polluants organiques. Il est aussi possible que d'autres caractéristiques que celle se trouvant dans le *Tableau 8* empêchent la colonisation du sédiment TRS, comme sa texture par exemple (*Tableau 5*). On sait par exemple que TRS est deux fois plus argileux que LDB1 et LDB2 en pourcentage volumique. L'argile jouant un rôle sur la texture en la rendant plus

compacte et sur la capacité de rétention d'eau. Il est possible que la texture soit un facteur ayant influencé le déplacement des vers de terre en direction de ce sédiment.

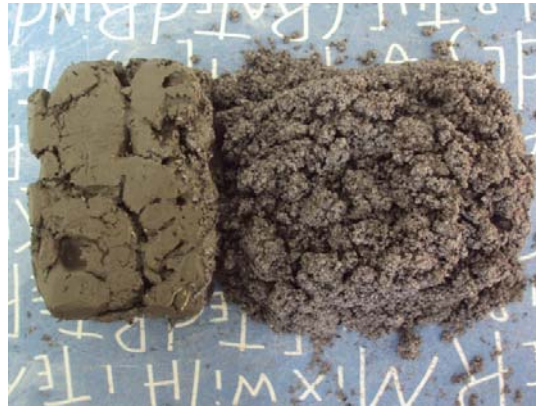


Figure 21 : Galeries de vers de terre dans le sédiment TRS (à gauche) et sol iso (à droite) après 7 jours

Ceci montre aussi que le type de matrice, ici des sédiments, joue un rôle important dans la réponse observée. Bien que les résultats aient montré que la sensibilité de ce test était limitée, le test d'évitement reste un bon compromis entre la nécessité d'obtenir une évaluation rapide et facile de la toxicité du sédiment, et le besoin de trouver une méthode d'évaluation réaliste à long terme et écologique.

Conclusion du test d'évitement des vers de terre

Les résultats ne permettent pas de conclure quant à l'existence d'une toxicité certaine des sédiments LDB1 et LDB2. Toutefois, on observe une toxicité potentielle de TRS pour les vers de terre. Dans le cas de notre scénario de dépôt à terre de ces sédiments étudiés, seul TRS pourrait donc être potentiellement toxique.

2.3. Tests d'écotoxicité chronique des sédiments et de leurs eaux de décantation

2.3.1. Essais de l'écotoxicité chronique des eaux de décantation : Inhibition de la reproduction de *Brachionus calyciflorus*

Cet essai consiste à calculer le pourcentage d'inhibition de la reproduction des rotifères en fonction du taux de dilution des différentes eaux de décantation, c'est-à-dire du ratio « eau de décantation/volume total » (Figures 22 à 25). Les essais sont effectués sur huit réplicats dans lesquels est introduit un seul rotifère.

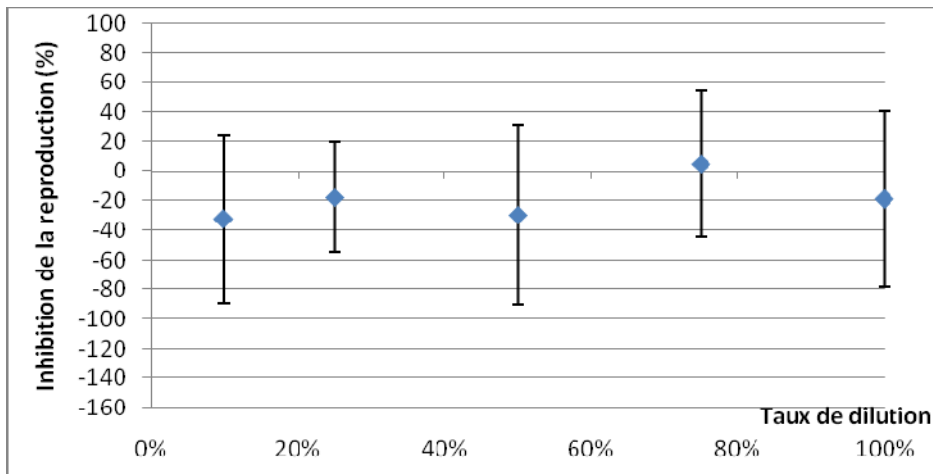


Figure 22 : Evolution de l'inhibition de la reproduction de *Brachionus calyciflorus* en fonction du taux de dilution des eaux de décantation de LDB1 (n = 8)

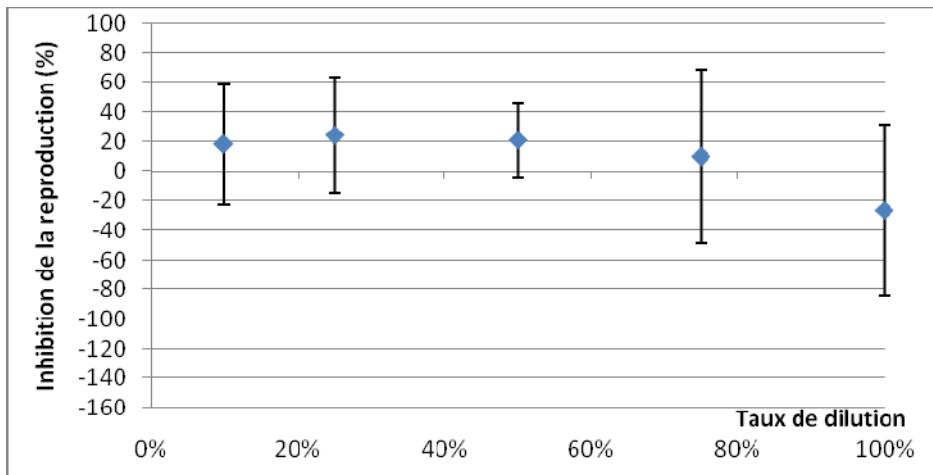


Figure 23 : Evolution de l'inhibition de la reproduction de *Brachionus calyciflorus* en fonction du taux de dilution des eaux de décantation de LDB2 (n = 8)

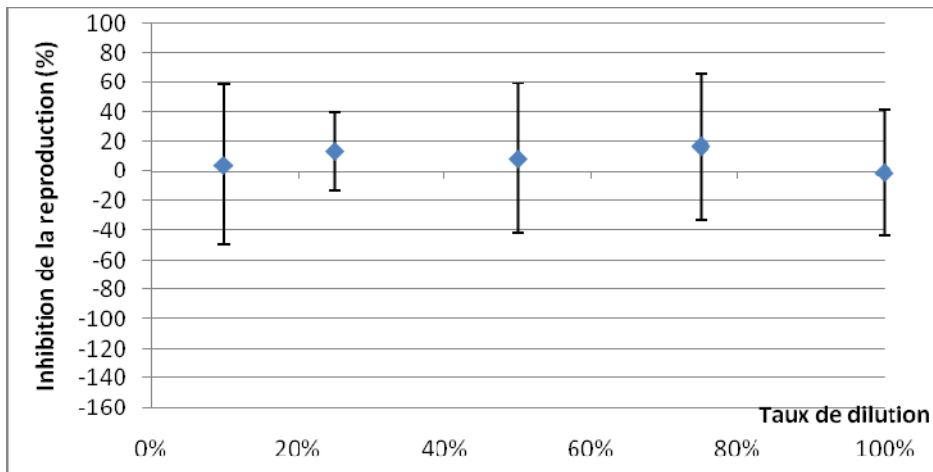


Figure 24 : Evolution de l'inhibition de la reproduction de *Brachionus calyciflorus* en fonction du taux de dilution des eaux de décantation de BER (n = 8)

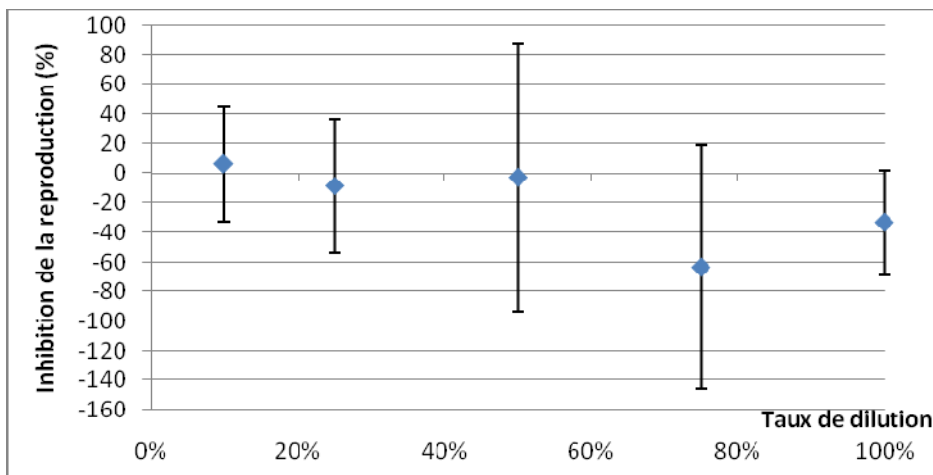


Figure 25 : Evolution de l'inhibition de la reproduction de *Brachionus calyciflorus* en fonction du taux de dilution des eaux de décantation de TRS (n = 8)

De manière générale, on voit que les effets sur les rotifères sont très variables en fonction de l'eau de décantation utilisée et de la dilution appliquée.

On s'aperçoit que l'eau de décantation de LDB2 (Figure 23) a pour effet d'inhiber la reproduction de *Brachionus calyciflorus* pour les plus faibles dilutions (10 %, 25 %, 50%). Cependant, cette inhibition s'atténue ensuite, et au final pour le test à 100 % d'eau de décantation de LDB2, la reproduction est augmentée par rapport au témoin. Pourtant, l'eau de décantation de LDB2 présente les plus grandes teneurs en contaminants avec celle de TRS (Tableau 10). On pourrait donc plutôt s'attendre à ce que l'inhibition s'intensifie avec l'augmentation du taux d'eau dans les dilutions. On peut donc penser que l'apport en nutriment permet de masquer l'effet toxique de l'eau.

Pour les eaux de décantation de TRS, on s'aperçoit que les résultats de l'inhibition ont la même allure que pour LDB2, mais que cette inhibition est moins marquée que pour LDB2 (Figures 23 et 25).

Cependant, à une dilution de 75 % on remarque que les eaux ont stimulé la reproduction, malgré que l'eau présente des teneurs élevées pour certains polluants. Les apports en éléments nutritifs pourraient là aussi masquer l'effet de la toxicité de l'eau. La stimulation de la reproduction diminue entre les dilutions à 75 % et 100 %, mais reste encore significative. On peut donc penser que soit un élément toxique présent dans l'eau est plus limitant que la possibilité d'accéder à des éléments nutritifs contenus, soit que l'une des valeurs d'inhibition à 75 % ou 100 % est non représentative. Il conviendrait par exemple d'affiner la dilution entre 50 % et 100% pour infirmer ou confirmer une de ces hypothèses.

Quant aux eaux de décantation de BER (Figure 24), elles présentent des taux d'inhibition de la reproduction des rotifères en moyenne positifs, mais ils ne sont pas significatifs. De plus, ils sont très variables, comme le montrent les écarts types allant de $\pm 26\%$ à $\pm 54\%$.

Enfin, les eaux de décantation de LDB1 (Figure 22) ont pour effet de stimuler la reproduction de 20 à 30 % environ, sauf pour la dilution à 75 % qui l'inhibe un peu (5 %). On ne peut pas conclure sur un effet toxique de l'eau, ce qui va dans le sens des mesures de polluants métalliques (Tableau 10), car les eaux de LDB1 sont, avec celles de BER, les deux eaux les moins contaminées. Mais on peut penser qu'elles contiennent d'autres éléments, comme des éléments nutritifs stimulant ainsi la reproduction.

Cependant, on remarque qu'il y a une différence de réponse *Brachionus calyciflorus* pour les eaux de décantation de LDB1 et LDB2, alors que les sédiments proviennent d'un même endroit. On peut penser que les eaux ont évolué différemment lors de leur stockage, malgré qu'elles aient été placées dans la même chambre froide. La photographie qui suit (Figure 26), nous conforte dans cette hypothèse, car déjà à l'œil nu on perçoit un dépôt rougeâtre de type « rouille » sur les bords du seau contenant les eaux de décantation de LDB2, ce qui n'apparaît pas sur le seau des eaux de LDB1.



Figure 26 : Eaux de décantation de LDB1 (à gauche) et LDB2 (à droite)

Il convient de noter que les valeurs en Fe trouvées dans les eaux de décantation de LDB1 et LDB2 confirmeraient cette hypothèse. En effet, les eaux de LDB1 présentent des valeurs en fer « total » de 4 ± 0.17 mg/L contre 26.8 ± 1.29 mg/L pour les eaux de LDB2, soit près de 7 fois plus de fer dans ces eaux.

2.3.2. Essais de l'écotoxicité chronique des sédiments : suivi de la mortalité et de l'inhibition de la croissance de *Heterocypris incongruens* (test ostracodes)

Ces tests « ostracodes » ont été réalisés avec des échantillons composés soit de 100 % d'eau de décantation issu des sédiments étudiés, ou soit avec 100 % de sédiments. Ces deux lots de tests ont été comparés au témoin (C=0%), afin de déterminer le pourcentage de mortalité de *Heterocypris incongruens* dans les eaux de décantation et dans les sédiments (Tableau 15).

	Témoin C=0%	LDB1 C=100%	LDB2 C=100%	BER C=100%	TRS C=100%
Pourcentage de mortalité pour les eaux de décantation	8.33 ± 11.69	8.33 ± 9.83	5.00 ± 8.37	3.33 ± 5.16	1.70 ± 4.08
Pourcentage de mortalité sur les sédiments		91.67 ± 7.07	38.33 ± 23.17	10.00 ± 8.94	13.33 ± 8.17

Tableau 15 : Pourcentage de mortalité de *Heterocypris incongruens* obtenus avec les sédiments ou leurs eaux de décantation (n = 6)

Il ressort de ces essais, une différence importante entre le pourcentage de mortalité de *Heterocypris incongruens* sur les sédiments et sur leurs eaux de décantation respectives (taux de mortalité entre 3 fois et 11 supérieur sur sédiment).

Ainsi, le taux de mortalité est au minimum trois fois supérieur sur sédiment qu'avec les eaux de décantation (pour LDB2), et les écarts-types le sont aussi (Tableau 15). Le taux de mortalité maximum de *Heterocypris incongruens* a eu lieu sur le sédiment LDB1 avec 11 fois plus de mortalité sur le sédiment que dans son eau de décantation.

✓ Comparaison du taux de mortalité pour les différentes eaux de décantation

Il y a une légère diminution du taux de mortalité pour LDB2, BER et TRS et un taux similaire pour LDB1 par rapport au témoin : les résultats ne permettent donc pas de conclure sur l'existence d'un effet significatif des eaux de décantation sur le taux de mortalité de *Heterocypris incongruens*.

On peut cependant penser que les eaux de décantations des sédiments sont plus acceptables pour *Heterocypris incongruens* que le sédiment et l'eau du témoin. Des teneurs en éléments nutritifs plus importantes que dans les eaux du témoin et une quantité moins importante en polluants que dans les sédiments expliqueraient les pourcentages de mortalité moins élevés observés dans les eaux de décantation.

✓ **Comparaison du taux de mortalité pour les différents sédiments**

Les taux de mortalité sont, contrairement à ceux des eaux de décantation, plus élevés que celui du témoin. On ne peut pas conclure à un réel effet des sédiments BER et TRS sur le taux de mortalité, puisqu'ils sont très proches du résultat obtenu pour le témoin (Tableau 15).

Cependant, pour le sédiment LDB2, le taux de mortalité est sensiblement plus élevé que celui du témoin. Néanmoins, ce sédiment LDB2 n'a pas d'effet toxique significatif sur *Heterocypris incongruens* du fait de l'écart type beaucoup trop important (± 23.17)

Par contre, le taux de mortalité pour le sédiment LDB1 expose un tout autre résultat : il est significativement différent du témoin. De plus, l'écart type reste faible, ce qui nous conforte dans l'idée que LDB1 a un effet potentiel sur la mortalité de *Heterocypris incongruens*.

On remarque qu'il y a une grande différence entre les résultats obtenus avec les sédiments LDB1 et LDB2, alors qu'ils sont supposés provenir du même lieu, et leurs caractéristiques physico-chimiques, agronomiques, ainsi que leurs teneurs en polluants métalliques et en PCBs indicateurs, qui sont assez semblables (Tableaux 9 et 11).

Nous disposons également des teneurs en PCBs Dioxin-like (DL), en polychloro-dibenzo-p-dioxins (PCDDs) et en polychloro-dibenzofuranes (PCDFs) sur ces sédiments. Elles sont résumées dans le *Tableau 16* suivant pour les sédiments LDB1 et LDB2.

	PCDD et PCDF (ng/g MS)	PCBs DL (ng/g MS)	total PCDD, PCDF et PCB DL (ng/g MS)
LDB1	5,43 ± 4,48	24,06 ± 19,15	29,49 ± 24,74
LDB2	7,01 ± 5,79	31,09 ± 24,74	38,11 ± 30,54

Tableau 16 : Teneurs en PCBs DL, PCDDs et PCDF des sédiments LDB1 et LDB2 (n=3)

Les teneurs en PCB, PCBs DL, PCDDs et PCDFs plus élevées pour LDB2 que pour LDB1 ne permettent donc pas d'expliquer la différence de toxicité entre les sédiments LDB1 et LDB2 sur *Heterocypris incongruens* (*Tableau 16*).

Conclusion sur le test de mortalité de *Heterocypris incongruens* : test « ostracodes »

Les sédiments LDB1 et LDB2 présentent un risque de toxicité significatif pour *Heterocypris incongruens*.

Les eaux de décantation ne semblent pas être toxiques pour *Heterocypris incongruens*, au regard des résultats des essais réalisés.

2.3.3. Tests chroniques de croissance, reproduction et de mortalité des vers de terre réalisés sur le sédiment TRS

Ces tests ont été réalisés à partir du sédiment TRS sur lequel 10 vers de terre adultes ont été déposés à T0 (6 réplicats pour le témoin et 4 pour le sédiment). Après 4 semaines d'exposition au sédiment, la croissance des vers de terre est affectée à 20% environ. Mais cette inhibition ne donne lieu à aucun effet léthal (Tableau 17). Toutefois, lors du dénombrement des juvéniles obtenus au bout des 8 semaines, on note une inhibition de la reproduction. On a donc un effet significatif du sédiment TRS sur la reproduction de vers de terre.

	T+ 4 semaines			T + 8 semaines	
	Croissance % perte de biomasse	Croissance % inhibition/témoin	Mortalité % inhibition/témoin	Reproduction Nombre de jeunes	Reproduction % inhibition /témoin
Témoin	0.79 ± 2.83	21.91	0	89.67 ± 11.83	50.65
TRS	0.62 ± 4.26			44.25 ± 14.34	

Tableau 17 : Synthèse des essais de reproduction des vers de terre sur le sédiment TRS

1. Conclusion sur les essais d'écotoxicité

Dans la perspective d'une évaluation des risques écotoxicologiques liés à un scénario de dépôt à terre de sédiments remaniés d'une lône du Rhône, différents essais ont été mis en œuvre au cours de cette étude.

A l'aide de ces différentes mesures, nous avons pu caractériser :

- les paramètres agronomiques des sédiments testés,
- les teneurs en contaminants associés,
- les dangers écotoxicologiques associés.

Les sédiments sont pour la plupart pollués par les éléments métalliques et PCBs, mais seuls LDB1 et LDB2 ont des teneurs supérieures au seuil S1 fixé par l'Arrêté du 9 août 2006 (Annexe 3).

Les eaux de décantation sont généralement moins polluées que les sédiments. Les classes d'aptitude à l'irrigation selon le SEQ-Eau sont globalement bonnes, à l'exception des eaux de décantation des sédiments TRS et de LDB2 ayant des teneurs en Cr un peu élevées, rendant ces eaux « passables » pour l'irrigation. Sur cette base, il existerait donc un risque modéré lié au transfert des polluants dans les différents compartiments cibles concernés, eux mêmes fonction de la configuration du dépôt envisagé. Si les cibles uniques du scénario étudié sont les plantes poussant sur le dépôt, ces dernières pourraient alors assimiler les polluants contenus dans les eaux du sol. Si les cibles sont également des organismes aquatiques, ces derniers pourraient également être atteints. Mais, les tests d'écotoxicité aigus et chroniques utilisant les eaux de décantation des sédiments n'ont pas montré d'effets nocifs sur les organismes terrestres et aquatiques testés, à l'exception des essais sur la germination et la croissance racinaire précoce (Tableau 18). On note dans ce tableau récapitulatif, que trois espèces de plantes sont les plus sensibles aux sédiments et à leurs eaux de décantation : le ray-grass, la courgette et la moutarde.

Les résultats obtenus par les différents tests d'écotoxicité aiguë sont résumés dans le *Tableau 18*.

		Tests d'écotoxicité aiguë					
Support	Support biologique	Paramètre mesuré	Toxicité GEC	Toxicité TRS	Toxicité LDB1	Toxicité LDB2	Toxicité BER
Sédiment	Ver de Terre	% évitement	<i>Non réalisé</i>	Eventuelle	Non	Non	Non
	Végétaux	% germination	Pour la courgette	Non	Pour la courgette	Pour la courgette	Faible pour la moutarde
		Croissance racinaire précoce	Non	Faible pour le ray-grass	Non	Pour la moutarde	Faible pour le ray-grass
Eau de décantation	Végétaux	% germination	<i>Non réalisé</i>	Eventuelle pour le ray-grass	Eventuelle pour le ray-grass	Eventuelle pour le ray-grass	Eventuelle pour le ray-grass
		Croissance racinaire précoce	<i>Non réalisé</i>	Eventuelle pour la moutarde	Non	Non	Eventuelle pour la moutarde
	Daphnie	Mortalité	<i>Non réalisé</i>	Non	Non	Non	Non

Tableau 18 : Résultats des différents tests d'écotoxicité aiguë

Les tests aigus montrent que les sédiments, potentiellement les plus toxiques, sont TRS et BER, alors que ce sont clairement les moins riches en contaminants (*Tableaux 8 et 9*). Cependant, les caractéristiques agronomiques des sédiments LDB1 et LDB2 interfèrent probablement sur les résultats des tests, car leur teneur en matière organique est deux fois plus élevée que pour les sédiments TRS et BER. Il en est de même de leur CEC. Ces caractéristiques particulières pourraient expliquer que, bien que LDB1 et LDB2 soient les sédiments les plus contaminés, les plantes aient plus de facilité à pousser sur ces derniers, plutôt que sur les sédiments BER et TRS.

Tests d'écotoxicité chronique						
Support	Support biologique	Paramètre mesuré	Toxicité TRS	Toxicité LDB1	Toxicité LDB2	Toxicité BER
Eau de décantation	Rotifères	Inhibition de la reproduction	Non	Non	Eventuelle	Non
	Ostracodes	Mortalité	Non	Non	Non	Non
Sédiment	Ostracode	Mortalité	Non	Significative	Significative	Non
	Vers de terre	Reproduction	Significative	<i>Non réalisé</i>	<i>Non réalisé</i>	<i>Non réalisé</i>

Tableau 19 : Résultats des différents tests d'écotoxicité chronique

Les tests d'écotoxicité chronique ne révèlent pas de toxicité significative pour les eaux de décantation de BER, LDB1, TRS (*Tableau 19*). Le sédiment LDB2 est toxique pour des organismes par contact prolongé, mais la variabilité observée nécessite la confirmation de ces premiers résultats (notamment pour le test ostracode sur sédiment). Par contre, une toxicité significative du sédiment LDB1 a été mise en évidence par le test ostracode (*Tableau 19*). Enfin le test chronique de reproduction des vers de terre sur TRS a démontré un effet significatif sur la reproduction (*Tableau 19*).

Le tableau 18 montre que le « test de germination sur la courgette » pourrait être un bon outil de caractérisation préliminaire de l'écotoxicité de sédiments du Rhône. Cela reste à confirmer par la

réalisation de mesures sur d'autres échantillons pour consolider ce résultat, en reflétant encore mieux la diversité des pollutions susceptibles d'être rencontrées dans les sédiments en différents points du fleuve.

Le tableau 19 confirme que le « test d'écotoxicité chronique sur ostracodes » est un bon outil pour la caractérisation de l'écotoxicité de matrices sédimentaires prélevées dans le milieu naturel. Ces matrices nécessitent des outils plus sensibles que les tests d'écotoxicité utilisés en routine pour la caractérisation de matrices beaucoup contaminées, telles que les matrices « déchets », « sols pollués » ou « effluents industriels et urbains ». Cette observation va dans le même sens que les conclusions de travaux que nous avons récemment effectués dans le cadre de la caractérisation écotoxicologique de sédiments issus de cours d'eau péri-urbains (Angerville, 2009).

2. Recommandations de gestion pour les sédiments pollués déposés à terre

2.1. Evaluation des risques écotoxicologiques préalablement à la mise en dépôt

La gestion à terre de sédiments pollués nécessite d'évaluer au préalable les risques écotoxicologiques associés à une telle opération.

Dans le cadre de ce travail, nous avons, après échange avec la CNR, décidé de privilégier l'évaluation des risques écotoxicologiques liés à la gestion hors d'eau de sédiments d'une île du Rhône ayant été remaniés, à l'occasion d'une opération de restauration écologique.

Le scénario étudié comprend donc deux cibles biologiques principales à protéger :

- Les organismes terrestres vivant à la surface du futur dépôt, dont les végétaux,
- Les organismes aquatiques vivant dans l'eau de la île, et qui réceptionneront les eaux de décantation des sédiments du dépôt.

Pour évaluer les risques écotoxicologiques liés à ce scénario, il est donc nécessaire :

- de caractériser l'écotoxicité des sédiments qui vont être mis en dépôt, vis-à-vis des organismes qui vont coloniser sa surface (végétaux, faune du sol,...),
- de caractériser l'écotoxicité des eaux de décantation du dépôt, vis-à-vis des organismes aquatiques, tout en prenant en compte leur dilution une fois introduit dans le milieu aquatique.

2.2. Caractérisation de l'écotoxicité des sédiments à mettre en dépôt

Les travaux effectués ont montré la nécessité de la mise en place de quatre séries d'analyses et essais en vue de cette évaluation :

- La réalisation d'analyses physico-chimiques visant à vérifier si les conditions sont réunies pour la végétalisation du dépôt,
- L'analyse des polluants potentiellement présents dans les sédiments en vue de l'interprétation des tests d'écotoxicité : métaux lourds, PCB,
- La réalisation d'essais d'écotoxicité représentatifs des organismes qui vont coloniser sa surface, et ayant démontré leur sensibilité lors du programme : en particulier essais sur végétaux et essais de croissance sur ostracodes,
- La réalisation d'essais de bioaccumulation en vue d'apprécier les risques indirects liés à ce phénomène (transfert trophique, extraction des métaux par les plantes et dissémination dans la lône suite aux envols de feuilles mortes).[voir délivrable OSR « Approche de la mobilité et de la bioaccumulation dans des plantes de polluants : PCBs et métaux lourds »]

2.3. Caractérisation de l'écotoxicité des eaux de décantation des sédiments

Les travaux effectués ont montré la nécessité de la mise en place de deux séries d'analyses en vue de cette évaluation :

- L'analyse des polluants potentiellement présents dans les eaux de ressuyage des sédiments en vue de l'interprétation des tests d'écotoxicité : métaux lourds,
- La réalisation d'essais d'écotoxicité représentatifs des organismes qui vivent dans l'eau de la lône, et ayant démontré leur sensibilité lors du programme, en particulier essais sur rotifères.

En complément de ces analyses et essais d'écotoxicité, il sera nécessaire d'établir un scénario réaliste de dilution des eaux de ressuyage des sédiments dans la lône, notamment au moment de la période critique, c'est-à-dire à la période du chantier (et/ou post-chantier), période au cours de laquelle les eaux de ressuyage seront les plus importantes et souvent les plus chargées.

2.4. Solutions techniques de limitation des transferts

Comme on l'a observé au cours de nos travaux, les risques écotoxicologiques sont étroitement liés aux possibilités de transfert des polluants présents dans les sédiments remaniés vers les milieux environnants.

La recherche de solutions techniques de limitation de ces transferts correspond donc à une piste d'abattement du risque, si celui-ci est constaté au regard des analyses et des essais d'écotoxicité précédemment établis. Parmi les solutions techniques envisageables, on peut évoquer :

- L'ajout d'une couche de sol ou de sédiment propre à la surface du dépôt pour éviter l'extraction et la dispersion des polluants par les végétaux, pour permettre le développement de la faune terrestre, mais aussi pour éviter les envols de particules contaminées après séchage des sédiments,
- L'optimisation du « design » du dépôt, en vue d'éviter le déversement des eaux de ressuyage directement dans les eaux de la lône.

Références bibliographiques

Angerville R. (2009) Evaluation des risques écotoxicologiques liés au déversement de Rejets urbains par Temps de Pluie (RUTP) dans les cours d'eau : Application à une ville française et à une ville haïtienne. Thèse INSA Lyon, 485 p.

Amorin M.J.B., Novais S., Römbke J., Soares A.M.V.M. (2008). *Enchytraeus albidus* (Enchytraeidae) : a test organism in a standardized avoidance test? Effects of different chemical substances. *Environ. Int.* 34, 363-371.

Babut M., Perrodin Y. (2001) Evaluation écotoxicologique de sédiments contaminés ou de matériaux de dragage. Lyon : CETMEF, VNF, 47p.

Bedell J.P., Briant A., Delolme C., Perrodin Y. (2003) Evaluation of the phytotoxicity of contaminated sediment deposited "on soil". I. Impact of water draining from the deposit on the germination of neighbouring plants. *Chemosphere*, **50**, 393-402.

Bedell J.-P., Briant A., Delolme C., Lassabatere L. & Perrodin Y. (2006). Evaluation of the phytotoxicity of contaminated sediments deposited "on soil": II. Impact of water draining from the deposit on the growth of neighbouring plants. *Chemosphere*, **62 (8)**, 1311-1323.

Bedell J.-P., Y. Ferro, C. Bazin, and Y. Perrodin (2013). Selection of a halophytic plant for assessing the phytotoxicity of dredged seaport sediment stored on land. *Environmental Monitoring and Assessment*. DOI : 10.1007/s10661-013-3365-2

Capilla X. (2005) Dynamique de transfert du cadmium et du zinc au sein des dépôts de sédiments de curage végétalisés. Institut National Polytechnique de Lorraine. 181 p.

Cairns J. (1983) Are single species toxicity tests alone adequate for estimating environmental? *Hydrobiologia*, **100**, pp. 47-57.

Da Luz T.N., Ribeiro R., Sousa J.P. (2004). Avoidance tests with Collembola and earthworms as early screening tools for site-specific assessment of polluted soils. *Environ. Tox. Chem.* 23, 2188-2193.

Delolme M. (2012) Evaluation des risques écotoxicologiques des sédiments de dragage du Rhône déposés à terre-Etude de la toxicité potentielle de quatre sédiments. Travail de Fin d'Etudes. ENTPE, 69 p.

Desmet M., Mourier B., Mahler B. J., Van Metre P.C, Roux G., Persat H., Lefèvre I., Peretti A., Chapron E., Simonneau A., Miège C., Babut M. (2012) Spatial and temporal trends in PCBs in sediment along lower Rhône River, France. *The Science of the Total Environment*, **433**, 189-197.

Edwards C.A., Bohlen P.J. (1996). Biology of earthworms. 3rd ed. London: Chapman and hall, p. 276.

Eijsackers H. (2010). Earthworms as colonizers: primary colonization of contaminated land, and sediment and soil waste deposits. *The Science of the total environment* 408, 1759-1769.

Eppe G., Focant J.F., Pirard C., Xhrouet C., Maguin-Rogister G., De Pauw E. (2006). Analyse des dioxines par Chromatographie Gazeuse couplée à la Spectrométrie de Masse (GC-HRMS, GC/MS/MS et GCxGC-TOMS) Principes, applications et perspectives. *Chimie Nouvelle* 93, 72-83

Greenslade P., Vaughan G.T. (2003). A comparison of collembola species for toxicity testing of Australian soils. *Pedobiologia* 47, 171-179.

Heupel K. (2002). Avoidance response of different Collembolan species to Betanal. *European Journal of Soil Biology* 38, 273-276.

Hund-Rinke K., Wiechering H. (2001). Earthworm avoidance test for soil assessment. *Journal of Soils and sediments* 1, 15-20.

Hund-Rinke K., Lindermann M., Simon M. (2005). Experiences with novel approaches in earthworms testing alternatives. *Journal of Soils and sediments* 5, 233-239.

Heiri O., Lotter A. F., & Lemcke G. (2001). Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology*. 2001, (25) pp. 101-110.

Imbert T., Py C., Duchene M. (1998). *Enlèvements des sédiments -Guide méthodologique-Faut-il curer? Pour une aide à la prise de décision*. Douai : Agence de l'Eau Artois Picardie.

Javorska H., Tlustos P., Kaliszova R. [2009]. Degradation of Polychlorinated Biphenyls in the Rhizosphere of Rape, *Brassica napus L.* *Bull Environ Contam Toxicol*, 82:727–731.

Keddy C. J., Greene J. C. & Bonnell M.A. (1995) Review of whole-organism bioassays : Soil freshwater sediment, and freshwater assessment in Canada. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 30(3) 221-251.

Kubova J. [2008]. Utilization of optimized BCR three-step sequential and dilute HCL single extraction procedures for soil-plant metal transfer predictions in contaminated lands. *Talanta*, 75: 1110-1122.

- Lasserre J.-P., Fack F., Revets, D. Planchon, S. Renaut J., Hoffmann L. Gutleb A. C., *et al.* (2009). Effects of the endocrine disruptors atrazine and PCB 153 on the protein expression of MCF-7 human cells. *Journal of proteome research*, 8(12), 5485–96.
- Maleri R., Reinecke A. J., & Reinecke S. A. (2007). A comparison of nickel toxicity to pre-exposed earthworms (*Eisenia fetida*, oligochaeta) in two different test substrates. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(11), 2849–2853.
- Mamindy-Pajany Y., Hamer B., Roméo M., G ret F. , Galgani F., Durmiši E., Hurel C., Marmier N. (2010). The toxicity of composted sediments from Mediterranean ports evaluated by several bioassays. *Chemosphere*, 82(3), 362-369
- Oleszczuck P. (2008). Phytotoxicity of municipal sewage sludge compost related to physico-chemical properties, PAHs and heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 69, 496-505.
- Perrodin Y., Babut M., Bedell J-P. Bray M., Clement B., Delolme C., Devaux A., Durrieu C., Garric J. & Montuelle B. (2006) Assessment of ecological risks related to depositing dredged materials from canals in northern France on soil. *Environment International*, **32**, 804-814.
- Pye K., Blott S.J. Particle size analysis of sediments, soils and related particulate materials for forensic purposes using laser granulometry. *Forensic Science International* 144 (2004) 19–27.
- Ramade F. (1997) *Ecotoxicologie*. Paris : Masson 1 re édition.
- Ramade F. (2007) Introduction à l’écotoxicologie-fondements et applications. Paris : Lavoisier.
- Saulais M. (2007) La gestion des sédiments de l’assainissement pluvial – Bilan des pratiques et enjeux de la végétalisation. Travail de Fin d’Etudes. *ENTPE*, 79 p.
- SEQ-EAU : Système d’évaluation de la qualité de l’eau des cours d’eau – Classe d’aptitude à la biologie- MEDD et Agences de l’Eau, 2003
- Stockdill SMJ.(1982) Effects of introduced earthworms on the productivity of New Zealand pastures *Pedobiologia* 24, 29-35
- Tato L., Tremolada P., Ballabio C., Guazzoni N., Parolini M., Caccianiga M. & Binelli A. (2011). Seasonal and spatial variability of polychlorinated biphenyls (PCBs) in vegetation and cow milk from a high altitude pasture in the Italian Alps. *Environmental pollution (Barking, Essex)*: 1987), **159(10)**, 2656–64.
- US-EPA (1998) *Guidelines for Ecological Risk Assessment.*, Federal Register, (93) pp.268468-26924.

Viers, J, Dupré, B, Gaillardet, J. Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: New insights from a new database. *Sci Total Environ* 2009; 407, 853- 868.

Wang S., Shuzhen Z., Honglin H., Moming Z & Jitao L. (2011) Uptake, translocation and metabolism of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in maize (*Zea mays* L.). *Chemosphere*, **85**, 379-385.

White J. C., (2001). Plant-facilitated mobilization and translocation of weathered 2,2-bis(p-chlorophenyl)-1,1-dichloroethylene (p,p'-DDE) from an agricultural soil. *Environment Toxicology Chemistry*, **20**, 2047-2052.

Whitfield Aslund M. L., Zeeb B., Rutter A. & Reimer K. J. (2007). *In situ* phytoextraction of polychlorinated biphenyl – (PCB) contaminated soil. *The Science of the Total Environment*, 374(1), 1-12.

Whitfield Aslund M. L., Rutter A., Reimer K. J. & Zeeb B. (2008) The effects of repeated planting, planting density, and specific transfer pathways on PCB uptake by *Cucurbita pepo* grown in field conditions. *The Science of the Total Environment*, **405 (1-3)**, 14-25.

White J. C., Parrish Z. D., Isleyen M., Gent M. P. N., Iannucci-Berger W., Eitzer B. D., Kelsey J. W. & Mattina M. M. (2005) Influence of acid amendments on the availability of weathered PCBs to plants and earthworm species. *International Journal of Phytoremediation*, 79, 8-63.

Zinn Y. L., Lal R. & Resk DVS (2005) Texture and organic carbon relations described by a profile pedotransfer function for Brazilian Cerrado soils. *Geoderma*, **127**, 168-173.

Normes :

AFNOR X31-201, 1982. Qualité des sols : essai d'inhibition de germination de semences par une substance. 5 p.

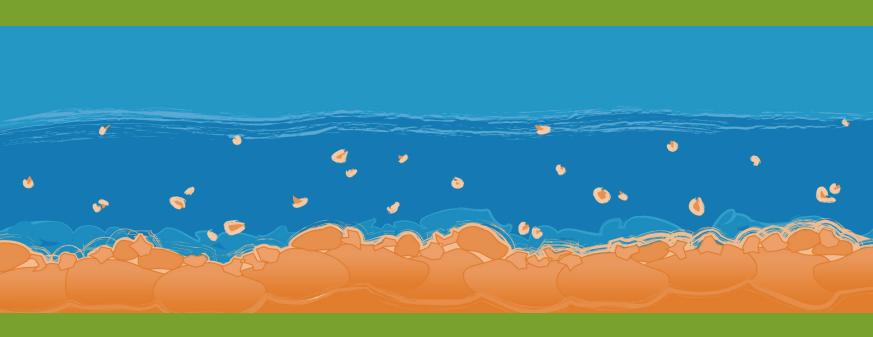
AFNOR X31-202, 1986. Qualité de sols : essai d'inhibition de la croissance des végétaux par une substance, 7p.

OECD (2010), Test No. 317: Bioaccumulation in Terrestrial Oligochaetes, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 3, OECD Publishing. doi: 10.1787/9789264090934-en.

ISO 11269-2, 1995. Qualité du sol – Détermination des effets des polluants sur la flore du sol partie 2 : effets des substances chimiques sur l'émergence et la croissance des végétaux supérieurs. 10 p.

ISO 17512 , 2008. Qualité du sol -- Essai d'évitement pour contrôler la qualité des sols et les effets des produits chimiques sur le comportement -- Partie 1: Essai avec des vers de terre (*Eisenia fetida* et *Eisenia andrei*).

ISO 11268-2:2012. Qualité du sol -- Effets des polluants vis-à-vis des vers de terre --Partie 2:
Détermination des effets sur la reproduction *de Eisenia fetida/Eisenia andrei*



Observatoire des Sédiments du Rhône

École normale supérieure de Lyon
Sites Descartes – 15, parvis René Descartes
BP 7000 – 69342 Lyon Cedex 07
www.osr-rhone.org

Contact : guillaume.fantino@ens-lyon.fr