

Evaluation des risques environnementaux des éléments potentiellement toxiques des sédiments de la rivière Massili au Burkina Faso

Souleymane PELEDE*¹, Aboubakar SAKO²,
Mariette Y. W. MININGOU¹, Prosper N. ZOMBRE¹

Résumé

Une étude d'évaluation, du niveau de contamination par des éléments potentiellement toxiques (As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) pouvant causer des effets néfastes sur la faune benthique et la qualité environnementale des sédiments de la rivière Massili, a été effectuée au Burkina Faso. Le dispositif d'étude a été conçu comme un carré Latin de trois (3) traitements (Source 1, Source 2, Source 3) en trois répétitions. Trois échantillons de chaque paramètre ont été collectés par station. Les analyses ont concerné les paramètres suivants : pH_{eau}, conductivité électrique, matière organique, granulométrie, Al, Fe, Ti, Zr, As, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn. Le facteur d'enrichissement (FE) et l'indice de géoaccumulation (I_{geo}) ont servi à évaluer le niveau de contamination par des éléments potentiellement toxiques (EPT). Quant à l'estimation de la qualité environnementale des sédiments, elle a été réalisée sur la base des critères d'écotoxicité mono-élémentaire : consensus-Seuil d'effets toxiques et consensus-concentrations produisant un effet probable et pluri élémentaires Q_{PECm} (quotient PEC moyen). Il ressort de cette étude que les indices FE et I_{geo} calculés présentent un enrichissement inexistant ou faible et une contamination nulle. L'évaluation de la qualité environnementale des sédiments indique que le Cr, le Ni dans toutes les stations et le Cu dans les stations S2 et S3 ont franchi le seuil de toxicité, ils peuvent produire occasionnellement des effets biologiques néfastes sur la faune benthique. Cependant le Q_{PECm} signale que les EPT étudiés ne sont pas toxiques pour les organismes benthiques.

Mots clés : Rivière Massili, éléments potentiellement toxiques, contamination sédimentaire

Environmental risk assessment of potentially toxic elements of sediments from Massili river, Burkina Faso

Abstract

A study of selected potentially toxic elements (PTE) contamination levels (As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) which can produce harmful effects to the benthic organisms and sediments environmental quality from Massili River, has been done in Burkina Faso. The study design has been use as Latin square of three (03) treatments (Station 1, Station 2, Station 3) in three (03) replications. Some samples (three per station for each parameter) have been collected. The r physico-chemical parameters (pH, electrical conductivity, organic matter and grain size) and a series of metals and As including Al, Fe, Ti, Zr, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn have been determined. The magnitude of target PTE (As, Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn) contamination was investigated by applying the enrichment factor (FE) and the geoaccumulation index (I_{geo}), whereas the environmental quality of the sediments was assessed by comparing the PTE concentrations of the samples to those of mono-elemental ecotoxicity criteria: consensus toxic effects threshold and consensus of probable effects and the average multi-elementary PEC quotient. Both EF and I_{geo} suggested non-existent or low enrichment and zero contamination of the sediments. In contrast, the assessment of the environmental quality of the sediments indicated that Cr and Ni concentrations in all the stations and those of Cu in the samples collected from S2 and S3 were greater than the toxicity threshold, and thus these elements may occasionally produce harmful biological effects on the benthic organisms. However, the average PEC suggested that the target PTE were unlikely to pose serious threats to the benthic organisms.

Key Words : Massili River, potentially toxic elements, sediment contamination

¹ Université Joseph KI-ZERBO, Département des Sciences de la Terre, Ouagadougou Burkina Faso,

² Université de Dédougou, UFR/Sciences Appliquées et Technologie, Dédougou, Burkina Faso.

*Auteur correspondant : Email : pelede11@yahoo.fr

Introduction

Les éléments potentiellement toxiques (EPT), tels que le As, le Cr, le Ni et le Cu, une fois libérés par l'altération chimique ou par l'activité anthropique dans la nature, peuvent être immobilisés par l'adsorption sur les sols, libre sous forme ionique dans les colonnes d'eau ou être stockés dans les sédiments des fonds des cours d'eau (ADAIKPOH *et al.*, 2005 ; AKOTO *et al.*, 2008). Par conséquent, les sédiments constituent à la fois des sites privilégiés pour l'accumulation de ces EPT (ARNASON and FLETCHER, 2003) et un habitat essentiel pour les organismes benthiques (SINGH *et al.*, 1997 ; DURAND, 2012). Selon les conditions physico-chimiques, tels que le pH, l'oxygène dissout, la teneur en matière organique (MO) et la granulométrie, les sédiments peuvent servir de source non ponctuelle des EPT qui pourraient contaminer des eaux sus-jacentes et, à leur tour, nuire aux organismes aquatiques (FILGUEIRAS *et al.*, 2004 ; LE PAPE, 2012 ; TESSIER, 2012). Les résidus de EPT dans les habitats contaminés peuvent être absorbés par les microorganismes, la flore et la faune aquatiques, qui, à leur tour, peuvent les transférer dans la chaîne alimentaire posant ainsi des sérieux problèmes de santé publique (LORING *et al.*, 1992 ; LONG, 2000). Les EPT rejetés dans un système lotique par des sources naturelles ou anthropiques sont répartis entre la phase ionique et la phase particulaire (FÖRSTNER, 1982).

La connaissance des niveaux des EPT dans les sédiments est importante pour comprendre le degré de pollution de ces polluants dans les systèmes aquatiques, et jeter la lumière sur les sources potentielles de pollution. Tous les EPT sont présents naturellement à l'état de traces dans les compartiments de l'environnement. Certains EPT (e.g., Cu, Cr, Mo et Zn), à faibles concentrations, sont des micronutriments indispensables aux processus biochimiques des plantes et des animaux. Par contre le Cd, Hg, Pb, Sn ne jouent aucun rôle biochimique connu et sont toxiques même à faibles concentrations. La forte poussée démographique enregistrée dans le bassin versant du Massili ces dernières années a entraîné une intensification des activités anthropiques qui pourrait contribuer à la dispersion et à l'accumulation de ces EPT dans les sédiments. La présente étude a pour objectif d'évaluer d'une part le niveau de contamination des sédiments de la rivière Massili en As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn et d'estimer, d'autre part, le degré d'écotoxicité de ces sédiments.

1- Matériel et méthodes

1.1- Présentation de la zone d'étude

Le bassin versant de Massili couvre une superficie de 4596 km². Il est drainé par une rivière, le Massili et ses affluents. Son climat est de type Nord soudanien caractérisé principalement par deux saisons qui sont la saison sèche et la saison des pluies avec une pluviométrie qui varie entre 600 et 900 mm. Son substratum géologique est composé essentiellement de granite, gabbro, grano-diorite, tonalite, leptynite, orthogneiss, andésite, basalte, schiste et micaschiste (CASTING *et al.*, 2003). Dans la zone, cinq classes de sols ont été recensés selon la Commission de Pédologie et Cartographie des Sols (CPCS, 1967), il s'agit des sols à sesquioxydes de fer et de manganèse, les sols minéraux bruts, des vertisols, des sols sodiques, des sols hydromorphes et des sols peu évolués.

Le couvert végétal en place à l'allure de la savane arbustive claire, dense et boisée à arborée, associée à la forêt galerie à *Mitragyna inermis* et *Anogeissus leiocarpa*, bordant le long des cours d'eau (FONTÈS et GUINKO, 1995). Selon les études de l'Institut National de la Statistique et de la Démographie (INSD, 2006) la population de ce sous bassin versant est estimée à 1738192 habitants soit une densité de 318 habitants/km². Cette zone se caractérise par l'existence et le développement de plusieurs activités anthropiques telles que les activités

agropastorales, industrielles et l'urbanisation. Les activités agropastorales occupent 3265 km² soit 71% de la superficie totale de la zone d'étude. Les industries sont essentiellement composées d'industries chimiques, de produits minéraux de métaux, de textile, du papier, du bois, et divers. A cela s'ajoute trois sites d'exploitation artisanale de l'or. Toutes ces activités socio-économiques sont susceptibles de contaminer les compartiments de l'environnement y compris les cours d'eau.

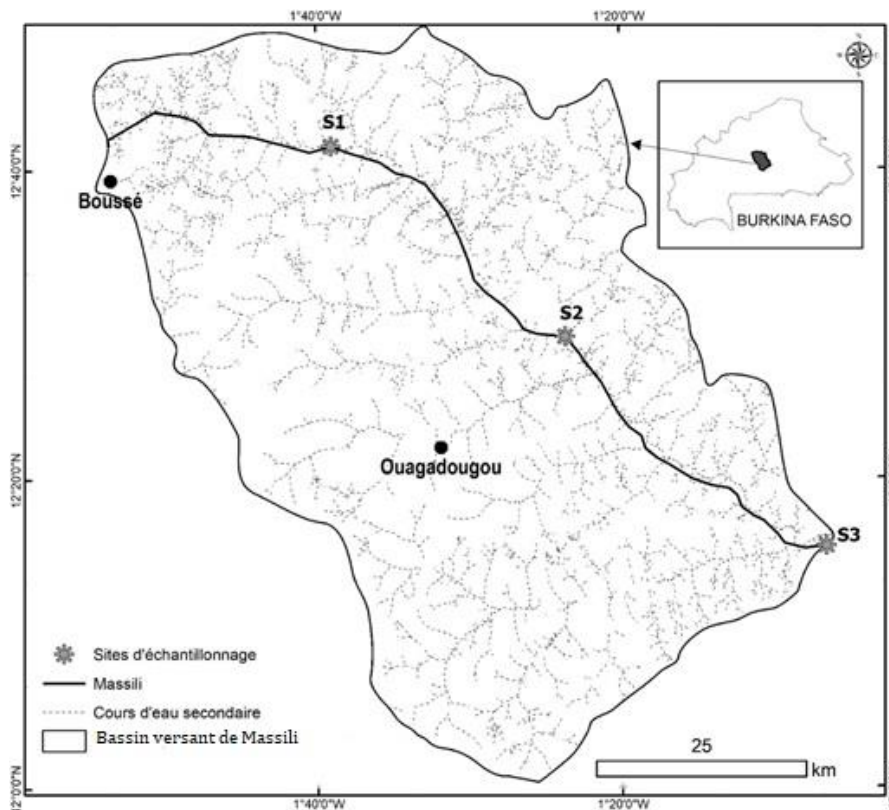


Figure 1 : Zone d'étude et localisation des stations de prélèvement

1.2- Echantillonnage et méthodes analytiques

L'échantillonnage des sédiments a été fait dans trois stations (S1, S2 et S3) à raison de trois répétitions par station dont la répartition le long du cours d'eau est comme suit : (i) S1 en amont du sous bassin versant, (ii) S2 dans la partie médiane du sous bassin versant et (iii) S3 en aval, ce qui correspond à l'exutoire du sous bassin versant. Ainsi, neuf échantillons de sédiments ont été récoltés, conditionnés dans des sachets en plastique et acheminés au laboratoire. Les échantillons ont été séchés à l'air libre et tamisés à travers un tamis en acier inoxydable de 2 mm de diamètre pour réaliser les analyses au laboratoire.

Le pH a été mesuré dans un rapport sédiment/eau distillée de 1/2,5 gml⁻¹, et la conductivité électrique (CE) a été mesurée dans un rapport de sédiment/eau distillée de 1/5 gml⁻¹

L'analyse granulométrique est réalisée par tamisage à sec à l'aide d'un tamis vibrant de la série AFNOR. Elle a consisté à séparer la fraction fine (FF) du sable.

Le dosage de la matière organique (MO) a été fait selon la méthode de DEAN (1974). Une prise d'essai de 10 g par échantillon est déposée dans un creuset en porcelaine et placé au four à 105°C pendant 2 heures pour éliminer l'eau emprisonnée dans les sédiments. Ensuite l'échantillon est incinéré à 560°C pendant 4 heures pour détruire la matière organique. La

différence de poids des sédiments entre 105°C et 560°C équivaut au poids de matière organique contenu dans 10 g de sédiments

Les teneurs en As, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn des sédiments ont été déterminés dans la fraction argilo-limoneuse (<63µm) au laboratoire du Bureau des Mines et de la Géologie du Burkina (BUMIGEB) par la spectrométrie XRF.

1.3-Analyses statistiques

Les résultats obtenus ont été analysés au logiciel SPSS 17.0. Les comparaisons entre moyennes des paramètres physico-chimiques ont été faites par des analyses de variance (ANOVA) au seuil de 5% selon le test de Tukey.

1.4- Evaluation du niveau de contamination par le facteur d'enrichissement

Le facteur d'enrichissement (FE) est une mesure qui permet de quantifier l'intensité d'une contamination dans l'environnement et de discriminer les apports anthropiques des sources naturelles. Le principe consiste à comparer la concentration de l'élément dans le sédiment ou sol par rapport à sa concentration naturelle dans le fond géochimique de la zone étudiée. Et pour ne pas surestimer ou sous-estimer ce FE, la normalisation des concentrations des EPT par la concentration d'un élément conservatif et représentatif de sa phase porteuse est généralement utilisé. Le but de cette normalisation est de corriger les changements dans la nature du sédiment qui pourraient influencer la distribution des EPT (TESSIER *et al.*, 2011). Plusieurs éléments «conservateurs» tels que Al, Sc, Fe, Nb, Ti et Zr ont été utilisés comme normalisateurs géochimiques (BRULAND *et al.* 1974; HILTON *et al.*, 1985 SCHIFF et WEISBERG 1999; REIMANN et DE CARITAT 2000 LARROSE *et al.*, 2010). Cependant, le choix d'un élément normalisateur repose sur trois considérations: (1) l'élément est associé à des particules fins (porteurs de la plupart des éléments traces dans les sédiments); (2) sa géochimie est similaire à celle de nombreux éléments traces et (3) sa concentration naturelle a tendance à être homogène. Dans cette étude la normalisation a été fait avec Al pour les raisons suivantes : (i) c'est un constituant majeur des minéraux argileux, et qui s'avère être un bon traceur de la fraction fine. Cet élément se trouve en fortes concentration dans les sédiments de sorte qu'un enrichissement artificiel lié à un apport anthropique est peu probable et étant donné qu'il est un élément réfractaire et sa diffusion massive vers l'eau ne se produit pas (DIOP *et al.*, 2012). Par ailleurs, Al est un élément qui est influencé par la sédimentation naturelle et les effets de l'érosion mais pas par la pollution (LUOMA et RAINBOW, 2008). (ii) selon nos données il existe une forte corrélation positive d'une part entre Al et MO, CE et d'autre part entre Al et les EPT, (iii) et enfin les coefficients de variation (CV) de Al dans les différentes stations de prélèvement sont inférieur à 50%, ce qui signifie que les concentrations de Al sont homogènes dans toutes les stations.

FE est calculé en utilisant la relation ci-dessous (Eq. 1) :

$$FE = \frac{([Me] / [Cx])_{Ech}}{([Me] / [Cx])_{ref}} \quad (1)$$

D'où [Me] est la concentration du métal étudié et [Cx] est la concentration de l'élément relativement immobile dans l'échantillon divisées par leurs concentrations dans les matériaux de référence. Le FE est défini par rapport à un fond géochimique naturel correspondant aux teneurs métalliques pré-anthropique. Il a été évalué par rapport aux teneurs relatives des concentrations moyennes mondiales des roches de surface proposées par MARTIN et MEYBECK (1979).

Selon TESSIER *et al.* (2011) les valeurs de FE peuvent être regroupées en cinq classes :

FE < 2 indique un enrichissement inexistant ou faible; 2<FE<5 signifie un enrichissement modéré; 5<FE<20 indique un enrichissement significatif; 20<FE<40 représente un enrichissement très fort et FE > 40 indique un enrichissement extrêmement fort.

L'outil de quantification utilisé pour évaluer le niveau de contamination des sédiments en métaux lourds est l'indice de géoaccumulation (I_{geo}). Cet indicateur de contamination mono-élémentaire permet de quantifier une accumulation de métal dans des sédiments et de les classer en fonction des concentrations des contaminants métalliques (MÜLLER, 1981). Les indices de géoaccumulation des sédiments sont calculés selon l'équation suivante (Eq. 2) :

$$I_{geo} = \text{Log}_2 \left(\frac{C_m}{1,5 C_n} \right) \quad (2)$$

D'où C_m est la concentration du métal mesurée dans les échantillons de sédiments et l'élément C_n est la concentration du fond géochimique du métal (n). Le facteur 1,5 est le facteur de correction de la matrice de fond due aux effets lithosphériques (CHAKRAVARTY and PATGIRI, 2009). Les indices de géoaccumulation permettent de grouper les sédiments en sept classes (MÜLLER, 1981).

Classe 1 (Pas de contamination) : $I_{geo} \leq 0$; classe 2 (non contaminé à modérément contaminé) : $0 < I_{geo} < 1$; classe 3 (modérément contaminé) : $1 < I_{geo} < 2$; classe 4 (modérément contaminé à fortement contaminé) : $2 < I_{geo} < 3$; classe 5 (fortement contaminé) : $3 < I_{geo} < 4$; classe 6 (fortement contaminé à extrêmement contaminé) : $4 < I_{geo} < 5$; classe 7 (extrêmement contaminé) : $I_{geo} > 5$.

Comme le FE, l' I_{geo} est défini par rapport à un fond géochimique naturel correspondant aux teneurs métalliques pré-anthropique. Il a été évalué par rapport aux teneurs relatives des concentrations moyennes mondiales des roches de surface proposées par MARTIN et MEYBECK (1979).

1.5- Critères d'évaluation de la qualité environnementale des sédiments

L'estimation de la qualité environnementale des sédiments repose sur des critères d'écotoxicité mono-élémentaire : consensus-Seuil d'effets toxiques (TEC) et consensus - concentrations produisant un effet probable (PEC) et pluri élémentaires Q_{PECm} (quotient PEC moyen). Ces critères sont basés sur les effets toxiques d'ordre biologiques des métaux lourds sur la survie des organismes benthiques, leur croissance et leur reproduction (MACDONALD *et al.*, 2000). Le TEC identifie les concentrations des éléments chimiques en dessous desquels les organismes dans les sédiments ne sont pas négativement affectés. Le PEC correspond à des concentrations d'EPT au-dessus desquelles les effets néfastes sur les organismes dans les sédiments sont observés. Les concentrations des EPT dans les sédiments ont été comparées aux seuils TEC et PEC. Les valeurs TEC et PEC ont été prouvées et définies de manière consensuelle pour As, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn. En fonction de leurs concentrations dans les sédiments, trois classes ont été définies :

Classe 1 : les concentrations sont inférieures au TEC. Dans cette classe les effets biologiques néfastes sont rarement observés et se produisent dans moins de 25% des cas. Le risque de toxicité est peu probable et les sédiments sont de bonne qualité.

Classe 2 : les concentrations sont comprises entre le TEC et le PEC et produisent occasionnellement des effets biologiques néfastes. Le seuil de toxicité est franchi et les sédiments sont de qualité moyenne.

Classe 3 : ce sont des concentrations supérieures au PEC produisant fréquemment des effets biologiques néfastes dans plus de 50% des cas. Les sédiments sont de mauvaise qualité car le risque de toxicité est probable.

Le quotient PEC moyen (Q_{PECm} ; eq. 3) évalue la toxicité des sédiments pluri-contaminés en EPT. Le seuil de toxicité proposé prend en compte les effets dus au mélange des métaux lourds (MACDONALD *et al.*, 2000). Les sédiments non toxiques sont caractérisés par un $Q_{PECm} < 0,50$ et ceux toxiques par un $Q_{PECm} > 0,50$.

$$Q_{PECm} = \frac{\sum (C_i / PEC_i)}{n} \quad (3)$$

Q_{PECm} : quotient PEC moyen ; C_i : concentration mesurée pour un élément i ; PEC_i : Probable Effet Concentration pour un élément i ; n : nombre de quotients calculés.

2- Résultats

Les paramètres physico-chimiques, les concentrations des éléments potentiellement toxiques des sédiments (EPT) et les données statistiques sont résumés dans les tableaux I et II. Les concentrations de Cr, Cu et Pb dans les stations S1 et S2 sont supérieures aux valeurs de référence de MARTIN et MEYBECK (1979). Les différentes stations présentent des pH légèrement acides qui oscillent entre $5,36 \pm 0,10$ et $6,26 \pm 0,10$. Les CE des sédiments évoluent de $28,97 \pm 5,46$ mS/cm à $95,07 \pm 9,50$ mS/cm. L'analyse granulométrique indique que la fraction fine (argile + limon) est dominante dans toutes les stations avec des valeurs variant entre 66,59% et 83,14%. Les sédiments présentent donc un caractère argileux à limono argileux.

L'analyse de la matrice de corrélation (tableau III) permet de noter une bonne corrélation positive d'une part entre MO et Cr ($r = 1$), MO et Cu ($r = 0,97$), MO et Ni ($r = 0,96$), MO et Pb ($r = 0,89$), MO et Zn ($r = 0,98$) et d'autre part entre FF et Cr ($r = 1$), FF et Cu ($r = 0,97$), FF et Ni ($r = 0,96$), FF et Pb ($r = 0,89$), FF et Zn ($r = 0,98$).

Les résultats de calcul des facteurs d'enrichissement (FE) et des indices de géoaccumulation (I_{géo}) sont reportés aux tableaux IV et V. Globalement toutes les valeurs sont faibles et sont logées dans la classe 1 selon les échelles de TESSIER *et al.*, (2011) et MÜLLER, (1981)

Les concentrations des EPT comparées aux valeurs TEC et PEC sont présentées au tableau VI. La figure 2 donne les valeurs de Q_{PECm} pour chaque station. Les valeurs Q_{PECm} ont été confrontées à la valeur seuil de risque toxique (0,5) proposée par MACDONALD *et al.*, (2000).

Tableau I : Paramètres physico-chimiques et concentrations des EPT dans neuf échantillons de sédiments prélevés dans la rivière Massili

Paramètres	Unités	S1			S2			S3		
		A	B	C	A	B	C	A	B	C
pH		5,78	5,89	6,14	6,24	6,18	6,37	5,40	5,43	5,25
CE	mS/cm	22,80	33,20	30,90	35,80	32,00	32,40	100,90	84,10	100,20
MO	%	7,87	7,19	7,67	2,99	3,10	3,79	7,88	7,49	7,29
FF	%		66,59			83,14			68,05	
Sable	%		33,41			16,86			31,95	
Al	mg/kg	93550,00	76300,00	82850,00	79750,00	47150,00	66400,00	89300,00	75750,00	84150,00
Fe	mg/kg	47355,00	50834,00	48911,00	23309,00	25306,50	27143,00	44764,50	43597,50	41270,00
Ti	mg/kg	7244,00	6547,00	6837,50	5373,50	4909,00	5531,00	5661,00	5755,50	5415,00
Zr	mg/kg	376,50	455,50	429,50	719,50	643,50	703,00	439,00	456,00	446,00
As	mg/kg	5,70	5,87	5,68	4,87	4,76	5,28	4,60	5,07	4,60
Cr	mg/kg	89,50	71,50	77,00	57,00	53,00	54,00	75,50	77,50	90,50
Cu	mg/kg	39,50	37,00	39,00	25,00	20,50	27,50	44,00	45,00	40,00
Ni	mg/kg	45,00	30,00	36,50	27,00	21,50	30,50	49,00	37,50	38,50
Pb	mg/kg	21,00	21,00	22,00	13,00	14,50	15,00	18,00	18,00	18,00
Zn	mg/kg	72,50	65,50	69,50	36,00	41,00	46,00	77,50	76,50	73,00

MO=matiere organique; FF=fraction fine
MO=matiere organique; FF=fraction fine

Tableau II: Paramètres physico-chimiques et concentrations moyennes des EPT dans les trois stations de prélèvement

Paramètres	Unités	Stations			FGM
		S1	S2	S3	
pHeau		5,94 ± 0,18a	6,26 ± 0,10a	5,36 ± 0,10b	-
CE	mS/cm	28,97 ± 5,46a	33,40 ± 2,02a	95,07 ± 9,50b	-
MO	%	7,57 ± 0,35a	3,29 ± 0,43b	7,55 ± 0,30a	-
FF	%	66,59	83,14	68,05	-
Sable	%	33,41	16,86	31,95	-
Al	mg/kg	84233,33±8707,80a	64433,33±16338,74a	83066,67±6839,65a	69300
As	mg/kg	5,75 ± 0,11b	4,97 ± 0,27a	4,76 ± 0,27a	7,9
Cr	mg/kg	79,33 ± 9,22a	54,67 ± 2,08b	81,17 ± 8,14a	71
Cu	mg/kg	38,50 ± 1,32a	24,33 ± 3,55b	43,00 ± 2,65a	32
Ni	mg/kg	37,17 ± 7,52a	26,33 ± 4,54a	41,67 ± 6,37a	49
Pb	mg/kg	21,33 ± 0,58a	14,17 ± 1,04b	18,00 ± 0,00c	16
Zn	mg/kg	69,17 ± 3,51a	41,00 ± 5,00b	75,67 ± 2,36a	127

FGM est la concentration moyenne du fond géochimique mondial (MARTIN ET MEYBECK, 1979)
Pour chaque paramètre, les valeurs sur la même ligne portant la même lettre ne sont pas significativement différentes au seuil de 5% selon le test de Tukey

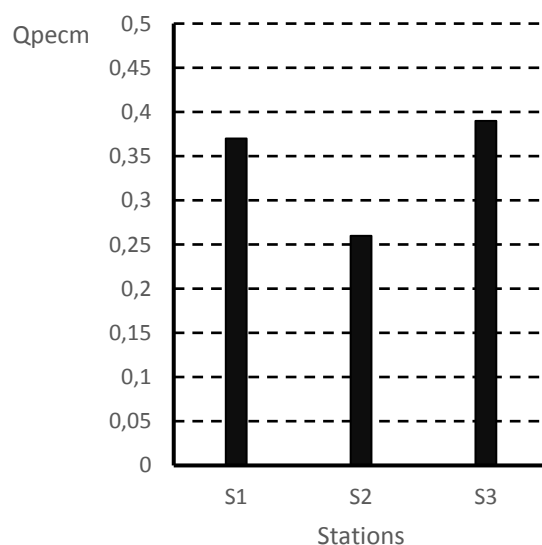
Tableau III: Matrice de corrélation entre les variables.

Variables	pH	CE	MO	FF	Al	Fe	Ti	Zr	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
pH	1													
CE	-0,91	1,00												
MO	-0,77	0,44	1,00											
FF	-0,77	0,44	1,00	1,00										
Al	0,55	0,16	0,99	0,99	1,00									
Fe	0,34	0,05	0,95	0,98	0,63	1,00								
Ti	0,00	0,14	0,44	0,52	0,83	0,76	1,00							
Zr	0,51	0,13	0,99	0,99	-0,65	-0,95	-0,68	1,00						
As	0,36	-0,71	0,32	0,32	0,19	0,50	0,85	-0,31	1,00					
Cr	-0,81	0,50	1,00	1,00	0,77	0,80	0,57	-0,91	0,26	1,00				
Cu	-0,90	0,64	0,97	0,97	0,74	0,86	0,51	-0,88	0,09	0,99	1,00			
Ni	-0,92	0,68	0,96	0,96	0,83	0,66	0,47	-0,75	0,03	0,97	1,00	1,00		
Pb	-0,39	-0,02	0,89	0,89	0,56	0,96	0,86	-0,89	0,72	0,85	0,75	0,72	1,00	
Zn	-0,87	0,60	0,98	0,98	0,66	0,90	0,52	-0,94	0,14	0,99	1,00	0,99	0,79	1,00

Les coefficients de corrélation en gras sont significatifs à $p < 0,05$

Tableau IV: Facteurs d'enrichissement (FE) des EPT dans les sédiments de la rivière Massili.

Stations	FE (As)	FE (Cr)	FE (Cu)	FE (Ni)	FE (Pb)	FE (Zn)
S1	0,60	0,92	0,99	0,62	1,10	0,45
S2	0,68	0,83	0,82	0,58	0,95	0,35
S3	0,50	0,95	1,12	0,71	0,94	0,50

**Figure 2:** Quotients PEC moyens des différentes stations.

3- Discussion

3.1. Paramètres physico-chimiques

Selon l'échelle d'interprétation du pH_{eau} de GAGNARD *et al.* (1988) « les valeurs du pH des sédiments de la rivière Masili sont considérées comme acide. Alors que dans la plupart des eaux de surface le pH est compris entre 6,5 et 8,5 (SIGG *et al.*, 2001). Il est établi que dans les sédiments des cours d'eau le pH est contrôlé par les activités biologiques et dépend de la capacité tampon du système carbonate (équilibre $\text{CO}_3^{2-}/\text{HCO}_3^-$), des ions échangeables, des argiles et des hydroxydes d'aluminium (TACK, 1996 ; BONNET 2000). Il est possible d'avoir des pH inférieurs à 6,5 dans les milieux où on observe : (i) une oxydation des sulfures en sulfates (TACK, 1997), (ii) une dénitrification (BONNET, 2000), ou (iii) dans les sédiments issus des grès, des granites ou des gneiss (MEYBECK, 1984), comme dans notre étude où le substratum géologique est majoritairement constitué de formations granitiques. Le pH a une influence sur la rétention et la mobilité des EPT dans les sédiments et une diminution du pH entraîne une mise en solution des métaux lourds et (DZOMBAK et MOREL, 1990; BLANCHARD, 2000). Les particules de MO possèdent de grandes capacités de sorption pour des valeurs de pH faibles (3-4) à élevés (9-10) (AUDRY, 2003). Par ailleurs les EPT peuvent se complexer avec la MO et rester piégés dans la phase solide à pH acide (LIONS, 2004). Les valeurs de CE obtenues ne sont pas typiques de celles observées dans les sédiments d'eaux douces qui sont comprises entre 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (HEBERT et LEGARE, 2000). Ces résultats traduisent une faible concentration des sels solubles présents dans les sédiments étudiés. Les teneurs de MO enregistrés indiquent que les sédiments sont faiblement chargés en MO selon le classement proposé par MEYBECK *et al.* (1998) qui caractérise de très fort la proportion de 10% de MO dans les sédiments. Ces faibles taux de MO enregistrés dans les sédiments peuvent être liés à l'hydrodynamisme qui favorise la biodégradation d'une partie de MO mais aussi son transport vers d'autres secteurs plus calmes (SAHLI, 2012). L'analyse granulométrique montre que les sédiments sont argileux à limono argileux avec des taux de fraction fine (FF) supérieurs à 66%. Ces taux jouent un rôle important dans le processus d'adsorption des EPT.

L'analyse de la matrice de corrélation montre que de fortes corrélations positives sont observées entre MO et Cr, Cu, Ni, Pb, Zn ; entre FF et Cr, Cu, Ni, Pb, Zn. Ces résultats sont en conformité avec ceux obtenus par ALLOWAY, 1995 ; CARPENTIER *et al.*, 2002 ; CITEAU, 2004 ; LIONS, 2004. Pour ces auteurs, il existe une grande affinité entre la matière organique et ces EPT. La matière organique interagit avec les ions métalliques selon plusieurs mécanismes et peuvent former des complexes de grandes stabilités. La mobilité de certains EPT est liée à celle de la fraction fine et à leur capacité de rétention. La fraction fine est négativement chargée et présente une grande surface spécifique, ce qui leur confère une grande réactivité vis-à-vis des EPT. Ces corrélations renseignent sur la capacité du système à capturer les EPT par la matière organique ou sur les sites récepteurs de la fraction fine (SAHLI, 2012). Les corrélations négatives entre le pH et les EPT montrent le rôle joué par le pH dans l'augmentation des concentrations des EPT et leur accumulation dans les sédiments. Entre les différents EPT ils existent des corrélations positives significatives, ce qui signifie que ces éléments sont interdépendants et qu'ils sont régis par des facteurs naturels notamment la même origine, les mêmes comportements physico chimiques et géochimiques.

Il ressort de l'analyse de ces résultats que les EPT présents dans la rivière Massili se trouvent dans une phase de rétention par les sédiments.

3.2. Degré de contamination des sédiments

L'examen des valeurs de FE dans les différentes stations (tableau IV) révèle un enrichissement inexistant ou faible pour tous les EPT étudiés. Selon l'échelle de contamination de MÜLLER (1981), tous les Igeo des EPT calculés dans toutes les stations sont négatifs (tableau V) ; ce qui signifie que les sédiments de la rivière ne sont pas contaminés par les EPT étudiés. Ces résultats confirment globalement que les EPT présents dans ces sédiments sont d'origine naturelle. Ils proviennent de l'altération naturelle des formations géologiques.

Tableau V : Indices de géoaccumulation (I_{geo}) des EPT dans les sédiments de la rivière Massili.

Stations	Igeo (As)	Igeo (Cr)	Igeo (Cu)	Igeo (Ni)	Igeo (Pb)	Igeo (Zn)
S1	-1,04	-0,42	-0,32	-0,98	-0,17	-1,46
S2	-1,25	-0,96	-0,98	-1,48	-0,76	-2,22
S3	-1,32	-0,39	-0,16	-0,82	-0,42	-1,33

3.3. Qualité des sédiments

L'analyse du tableau VI permet de faire les observations suivantes : (i) les concentrations mesurées en As, Pb et Zn dans toutes les stations et la concentration mesurée de Cu à S2 sont inférieures aux valeurs guides du TEC de MACDONALD *et al.* (2000). Ces EPT ne présentent pas de risque toxique pour les organismes benthiques et les sédiments sont de bonne qualité, (ii) les concentrations de Cr, Ni dans toutes les stations et la concentration de Cu dans les stations S2 et S3 sont comprises entre le TEC et le PEC. Dans ces conditions le seuil de toxicité est franchi, les organismes les plus sensibles sont possiblement affectés et les sédiments sont de qualité moyenne.

Les valeurs Q_{PECm} obtenues ont été confrontées à la valeur seuil de risque toxique (0,5) proposée par MACDONALD *et al.* (2000). Ces résultats révèlent que les sédiments dans toutes les stations de prélèvement ne sont pas toxiques car leurs Q_{PECm} sont inférieurs à 0,5 (figure 2).

Tableau VI: Concentrations des sédiments en As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn comparées aux valeurs TEC et PEC.

Métaux Lourds	TEC (mg/kg)	PEC (mg/kg)	Stations \leq TEC	TEC < Stations \leq PEC	PEC < Stations
As	9,79	33	S1, S2, S3	0	0
Cr	43,4	111	0	S1, S2, S3	0
Cu	31,6	149	S2	S2, S3	0
Ni	22,7	48,6	0	S1, S2, S3	0
Pb	35,8	128	S1, S2, S3	0	0
Zn	121	459	S1, S2, S3	0	0

Conclusion

Cette étude a mis en évidence la présence de EPT dans les sédiments de la rivière Massili avec des teneurs d'importance variable d'une station à une autre. Les facteurs d'enrichissement obtenus traduisent un niveau d'enrichissement nul à faible pour l'ensemble EPT dans toutes les

stations. Il en est de même pour les indices de géoaccumulation qui révèlent que les sédiments ne sont pas contaminés. L'estimation de la qualité environnementale des sédiments sur la base des critères d'écotoxicités mono élémentaires (TEC-PEC) montre dans l'ensemble que les EPT étudiés qui peuvent produire occasionnellement des effets biologiques néfastes sur la faune benthique sont le Cr, Cu et Ni. L'appréciation de la qualité environnementale sur la base des critères d'écotoxicité pluri élémentaires (Q_{PECm}) indique que les EPT (As, Cr, Cu Ni et Pb et Zn) présents dans les sédiments étudiés ne sont pas toxiques pour les organismes benthiques.

Références bibliographiques

- ADAIKPOH E. O., NWAJEI G. E. and OGALA J. E., 2005. Heavy metals concentrations in coal and sediments from River Ekulu in Enugu, Coal City of Nigeria. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management* 9, 5–8.
- AKOTO O., BRUCE T. N. and DARKO G., 2008. Heavy metals pollution profiles in streams serving the Owabi reservoir. *African Journal of Environmental Science and Technology* 2, 354–359.
- ALLOWAY B. J., 1995. Heavy metals in soils. Second edition, London, 368pp.
- ARNASON J. G. and FLETCHER B. A., 2003 A 40+ year record of Cd, Hg, Pb, and U deposition in sediments of Patroon Reservoir, Albany County, NY, USA. *Environmental Pollution*; 123: 383-91.
- AUDRY S., 2003. Bilan géochimique du transport des éléments métalliques dans le système fluvial anthropisé Lot-Garonne-Gironde, Université de Bordeaux I, 415pp.
- BONNET C., 2000. Développement de bioessais sur sédiments et applications de l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Thèse de doctorat. Metz : Université de Metz, 326 p
- BLANCHARD C., 2000. Caractérisation de la mobilité potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 241pp.
- BRULAND, K. W., KATHE B., MINORU K., EDWARD D. G., 1947. History of Metal Pollution in Southern California Coastal Zone. *Environmental Science & Technology*.8.5 : 425-32.
- CARPENTIER S., MOILLERON R., BELTRAN C., HERVÉ D., THEVENOT D., 2002. Quality of dredge material in the river Seine basin (France). *Micropolluants. Science of Total Environment*, 299, 57-72.
- CASTAING C., LE METOUR J., BILLA M., DONZEAU M., CHEVREMONT P., EGALE E., ZIDA B., *et al.*, 2003. Notice explicative de la carte géologique et minière du Burkina Faso à 1/1 000 000. Ed BRGM, Orléans, France, p.147
- CHAKRAVARTY M. and PATGIRI, A. D., 2009. Metal pollution assessment in sediments of the Dikrong River, N.E. India. *J. Hum. Ecol.* 27 (1), 63–67.
- CITEAU L., 2004. Etude des colloïdes naturels présents dans les eaux gravitaires de sols contaminés : relation entre nature des colloïdes et réactivité vis-à-vis des métaux (Zn, Cd, Pb, Cu). Thèse de l'Institut National d'Agronomie Paris-Grignon, 236p.

CPCS, 1967. Classification des sols, édition 1967, 96 pages.

DEAN W. E., 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology* 44: 242-248.

DIOP C., DEWAELE D., TOURE A., CABRAL M., CAZIER F., FALL M., *et al.*, 2012. Étude de la contamination par les éléments traces métalliques des sédiments côtiers au niveau des points d'évacuation des eaux usées à Dakar (Sénégal). *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 25, n° 3, p. 277-285.

DURAND C. L., 2012. Développement d'une batterie de mesures biologiques pour l'évaluation du risque associé aux sédiments contaminés : Thèse, Université de Lorraine.

DZOMBAK D. A. and MOREL F. M. M., 1990. *Surface Complexation Modeling-Hydrous Ferric Oxide*. John Wiley and Sons (A Wiley-Interscience Publication), 393pp.

FÖRSTNER U., 1982. Accumulative phases for heavy metals in limnic sediments. *Hydrobiologie* 91, 269-284.

FILGUEIRAS A. V., LAVILLA I., BENDICHO C., 2004. Evaluation of distribution, mobility and binding behaviour of heavy metals in surficial sediments of Louro River (Galicia, Spain) using chemometric analysis: a case study. *Science of Total Environment* 330, 115-129.

FONTES J. et GUINKO S., 1995. Carte de la végétation et de l'occupation du sol au Burkina Faso, 1/1000000, notice explicative. Ouagadougou, Burkina Faso: Ministère de la coopération française. Projet campus. Institut du développement Rural. Faculté des sciences et techniques, Université de Ouagadougou. 67p.

GAGNARD G., HUGUET C. et RYSER J.P., 1988. L'analyse du sol et du végétal dans la conduite de la fertilisation et le contrôle de la qualité des fruits. OILB. SROP, 83 p

INSD, 2006. Résultats définitifs du 4^{ème} Recensement Général de la Population et de l'Habitation (RGPH).

HEBERT S. et LEGARE S., 2000. Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau. Direction de suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'environnement, n°ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, Québec.

HILTON J., DAVISON W., OCHSENBEIN U., 1985. A mathematical model for analysis of sediment core data: implications for enrichment factor calculations and trace metal transport mechanisms. *Chem. Geol.* 48, 281-291.

LARROSE A., COYNEL A., SCHÄFER J., BLANC G., MASSE L., MANEUX E., 2010. Assessing the current state of the Gironde Estuary by mapping priority contaminant distribution and risk potential in surface sediment. *Appl. Geochem.* 25, 1912-1923

LE PAPE P., 2012. Etude de la dynamique des sources et de la spéciation des éléments traces dans le bassin versant de l'Orge (Essonne, France). Thèse de doctorat de l'Université Paris Sud 11, 184pp.

LIONS J., 2004. Etude hydrogéochimique de la mobilité de polluants inorganiques dans des sédiments de curage mis en dépôt : expérimentations, étude in situ et modélisation. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 260pp.

LONG E. R., 2000. Degraded sediment quality in US estuaries: A review magnitude and ecological implications. *Ecological Applications* 10, 338-350.

LORING D. H. and RANTALA R. T. T., 1992. Manuel for geochemical analysis of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth -Science Reviews*. 32, 235-283.

LUOMA S.N. and RAINBOW P.S., 2008. Metals contamination in aquatic environments. Cambridge, pp. 91–103.

MACDONALD D. D., INGERSOLL C. G., and BERGERT A., 2000. Development and evaluation of consensus based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39, 20-31.

MARTIN J. M. and MEYBECK M., 1979. Elemental mass balance of materials carried by major world rivers. *Marine Chemistry*, 7, 173-206.

MEYBECK M., 1984. Les fleuves et le cycle géochimique des éléments. Thèse d'état en science de géologie, Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 588p.

MEYBECK M., 1998. Man and river interface: multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated by the river Seine basin. *Hydrobiologia*, 373-374, 1-20.

MÜLLER G., 1981. The heavy metal contamination of the sediments of Neckars and its tributary: a stocktaking. *Chemical Zeitung*, 105,157-164.

REIMANN C. and DE CARITAT P., 2005. Distinguishing between natural and anthropogenic sources for elements in the environment: regional geochemical surveys versus enrichment factors. *Sci. Total Environ*. 337, 91–107.

SAHLI L., 2012. Etude du comportement de quelques espèces floristiques et faunistiques des écosystèmes aquatiques vis-à-vis des éléments traces métalliques par des bioessais. Thèse de doctorat. Université Mentouri de Constantine, 262 p.

SCHIFF, K.C. and WEISBERG, S.B., 1999. Iron as a Reference Element for Determining Trace metal Enrichment in Southern California Coast Shelf Sediments. *Marine Environmental Research*, 48, 161-176

SIGG L., BEHRA P. ET STUMM W., 2001. Chimie des milieux aquatiques: chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Dunod, Paris, 567 p.

SINEX S. A. and HELZ G. R., 1981. Regional geochemistry of trace elements in Chesapeake Bay sediments. *Environ. Geol.* 3, 315–323.

SINGH M., ANSARI A. A., MÜLLER G. and SINGH I. B., 1997. Heavy metals in freshly deposited sediments of Gomti River (a tributary of Ganga river): effets of human activities. *Environmental Geology*, 29, 246–252.

TACK F. M., CALLEWAERT O. W. J. J. and VERLOO M.G., 1996. Metal solubility as a function of pH in a contaminated dredged sediment affected by oxidation. *Environmental Pollution*, vol. 91, n°. 2, pp. 199-208

TACK F. M., LAPAUW F. and VELOO M. G., 1997. Determination and fractionation of sulphur in a contaminated dredged sediment. *Talante*, vol. 44, pp. 2185-2192.

TESSIER E., GARNIER C., MULLOT J., LENOBLE V., ARNAUD M., RAYNAUD M., MOUNIER S., 2011. Study of the spatial and historical distribution of sediment inorganic contamination in the Toulon bay (France) *Marine Pollution Bulletin*, 62, pp.2075-2086.

TESSIER E., 2012. Diagnostic de la contamination sédimentaire par les métaux/metalloïdes dans la rade de Toulon et mécanismes contrôlant leur mobilité. Thèse de doctorat d'état, Univ. Du Sud Toulon Var, France, 272 p