Les déchets miniers phosphatés source de la pollution marine au Togo

Par K. GNANDI
Dpt. De Géologie
Université de Lomé
BP 1515 Lomé
kgnandi@yahoo.fr

Mots clés : pollution marine, exploitation minière, phosphate, Hahotoé-Kpogamé,
métaux lourds, Togo

Résumé : L'impact environnemental du rejet dans la mer des déchets miniers issus du traitement des phosphates de Hahotoé-Kpogamé (Togo) a été étudié dans ce manuscrit. Les résultats des analyses chimiques montrent de fortes concentrations des éléments Cd (2-44 mg/kg), Cr (115-753 mg/kg), Cu (22-184 mg/kg), Ni (19-281 mg/kg), V (38-329 mg/kg), Sr (179-643 mg/kg), Pb (22-176 mg/kg), Zn (60-632 mg/kg) et du Zr (18-8928 mg/kg) dans la fraction < 63 µm des sédiments marins côtiers. Les concentrations du Cd diminuent du grain grossier (sille) au grain fin (argile), alors que celles du Cr, Cu, Ni, V, Sr, Zn et Pb augmentent lorsque la granulométrie évolue vers le grain fin. Les phénomènes de transport par les courants littoraux, de tri par densité et de sédimentation des particules phosphatées chargées en métaux lourds sont les principaux facteurs de la distribution spatiale des polluants dans les sédiments côtiers. Les concentrations du Cd et du Zr diminuent de la côte vers le large et au fur et à mesure que l'on s'éloigne de l'exutoire des déchets à Gomou Kopé. Celles du Cr, Cu, Ni, V, Zn, Sr et Pb par contre montrent une distribution spatiale contraire, c.a.d qu'elles augmentent de la côte vers le large et au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la source. A cause des processus de dispersion des sédiments par les courants littoraux, un vaste halo géochimique de sédiments hautement pollués s'est constitué autour du point de déversement des déchets miniers. Des essais d'agitation et de percolation du phosphate brut avec de l'eau salée (rapport 1/10) menés en laboratoire montrent qu'une fois le contact eau de mer/phosphate établi il se produit une forte solubilisation des éléments Cd, Ni, Zn, Al et Fe par des processus de désorption causés surtout par la forte salinité de l'eau de mer.

Abstract: The environmental impact of the dumping into the sea of mining tailings from the treatment of the phosphorites of Hahotoé-Kpogamé have been studied in this manuscript. The chemical analysis show high contents of Cd (2-44 mg/kg), Cr (115-753 mg/kg), Cu (22-184 mg/kg), Ni (19-281 mg/kg), V (38-329 mg/kg), Sr (179-643 mg/kg), Pb (22-176 mg/kg), Zn (60-632 mg/kg) and Zr (18-8928 mg/kg) in the fraction < 63 µm of the analysed coastal sediments. The concentrations of Cd decrease by decreasing grain size, whereas those of Cr, Cu, Ni, V, Zn and Pb increase by decreasing grain size. The main factors which control the spatial distributions of the contaminants in those sediments are transport, selection and sedimentation by density of heavy metals charged phosphate particles. Thus, the spatial distribution indicates that from the point of the tailings discharge, the concentrations of Cd and Zr decrease seawards, whereas the concentrations of Cr, Cu, Ni, V, Zn, Sr and Pb behave oppositely, that means the increase seawards in studied coastal area. Because of the transport phenomena by littoral currents a vast geochemical halo of polluted coastal sediments is formed around the point source which shows high degree of contamination. Shaking and percolation experiences performed in laboratory using raw phosphates and saline water (ratio 1/10) indicate that high amounts of Cd, Ni, Zn, Al and Fe are mobilised into seawater by desorption processes caused mainly by the high salinity of seawater.

1 Introduction

Les dégâts causés par l'exploitation minière sur l'environnement sont connus depuis fort longtemps. Les problèmes classiques sont entre autres, ceux de la dégradation des paysages naturels et de l'occupation des terres réservées à l'agriculture et à l'habitat. De nos jours, d'autres aspects néfastes de l'exploitation minière qui méritent une attention particulière sont ceux de la pollution des sols, des eaux et des sédiments par les métaux lourds toxiques contenus dans les minerais. Les phosphates sédimentaires sont généralement fortement concentrés en métaux lourds tels que le Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V, Sr, Zn, Zr, U et en terres rares (Slansky 1980, Altschuler 1980, Piper 1991). Ces fortes concentrations sont surtout dues aux nombreuses substitutions ioniques isomorphiques dans la structure du minéral principal des phosphates qu'est la francolite, une carbonate fluorapatite (Nathan 1984). La source des éléments traces dans les phosphates est la matière organique du plancton (Piper 1991, Nathan et al. 1997). Des études précédentes ont révélé que les phosphates de Hahotoé-Kpogamé contiennent de fortes teneurs en Cd (Johnson 1987 1987, Kunkel 1990). L'exploitation des phosphates a lieu à ciel ouvert dans le bassin sédimentaire côtier du Togo, dans les régions de Hahotoé et de Kpogamé (Fig.2). Le traitement du minerai se fait dans l'usine de Kpémé située à 30 km environ des sites d'exploitation près de la plage. Il en résulte de ce traitement deux types de déchets miniers faisant à peu près 40 % du minerai brut: (1) des déchets solides riches en particules grossières et (2) des déchets liquides boueux riches en particules fines (Fig.1). Les déchets phosphatés liquides sont déversés directement dans les eaux côtières sans aucun traitement préliminaire. L'objectif du présent travail est d'étudier l'impact du déversement des déchets phosphatés sur la pollution du milieu marin côtier.

Fig.1 : Déversement des déchets phosphatés liquides (A) et solides (B) au niveau de Goumou Kopé (exutoire) et d'Agbodrafo

2 Méthodologie

Le prélèvement des échantillons des sédiments du fond marin s'est effectué à bord d'un zodiaque muni d'un moteur et à l'aide d'une dragueuse de sédiment (type Eckman-Birken). Les points d'échantillonnage sont alignés suivant des profils perpendiculaires à la ligne de la côte (Fig.1). Pour pouvoir définir la position approximative des échantillons prélevés, les mesures topographiques ont été effectuées à l'aide de théodolites. Deux théodolites posés sur la plage mesurent les angles qu'ils font entre eux avec le point d'échantillonnage. A partir de

ces angles, on détermine la distance du point de l'échantillon par rapport à la ligne de côte. La distance qui sépare deux profils contigus est mesurée à l'aide du tableau de kilométrage du véhicule de terrain. La corde reliant la dragueuse a été graduée en mètre en vue de pouvoir déterminer la profondeur de l'eau au niveau de l'échantillon. De la côte vers le large, la distance maximale atteinte est de 3 km environ (Fig.2). La profondeur de l'eau au niveau de la zone couvrant les recherches varie entre 6 m à la côte et 20 m au large. La zone d'étude s'étend depuis le pont de la ville d'Aného jusqu'au port de Lomé. En plus des sédiments du fond marin propre, deux échantillons de sédiments ont été pris directement à l'exutoire des déchets boueux de phosphate et quatre des déchets solides largués sur la plage. Pour définir le background (valeurs de référence), deux échantillons de sédiments marins ont été prélevés très loin de la zone influencée par le déversement des déchets miniers phosphatés dans la mer, à savoir vers la frontière avec le Ghana. En tout, 61 échantillons concernant le domaine côtier ont été analysés.

Fig.2 : Les points d'échantillonnage des sédiments marins côtiers (A) et la carte géologique des gisements de Hahotoé-Kpogamé (B)

Après les avoir été séché à une température d'environ 40° C pendant plusieurs jours, les échantillons ont été tamisés à l'aide de tamis en plastique et de l'eau distillée et les fractions < 63 µm, 63-20 µm, 20-6,3 µm, 6,3-2 µm et < 2 µm récupérées pour les analyses chimiques. La fluidification des sédiments a été faite dans un four à micro-ondes (MDS-2100 de la Firme CEM), par attaque aux acides de 100 mg de sédiment préalablement séché et broyé (< 20 µm), en combinant les acides HF-HNO₃-HCl (Merck®). Les éléments majeurs, tels que le Ca, le K, le Na, le Ti, l'Al, le Fe, le Mg et le Mn, et les éléments traces, tels que le Cd, le Pb, le Cr, le Cu, le Ni, le V, le Sr, le Zn et le Zr ont été analysés par Spectrométrie avec l'ICP-AES (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry) au laboratoire de l'Institut de Géologie et Minéralogie de l'Université d'Erlangen (Allemagne). Le phosphore a été déterminé par la méthode du bleu-antimoine de Gaudette et al. (1974). La teneur en carbone organique du sédiment a été mise en évidence par la méthode de titration de Morphy & Riley (1962). Les précisions des méthodes d'analyse ont été déterminées en utilisant le matériau de référence standard SARM 51 (South African Bureau of Standards, échantillon de sédiment fluvial). Pour tous les éléments analysés par les méthodes citées, les valeurs de précision des dosages se situent entre 1 et 10 %.

Dans le but d'étudier la solubilité des métaux lourds dans le milieu marin, des expériences de percolation et d'agitation du phosphate brut avec de l'eau salée (rapport 1/10) on été menées au laboratoire selon les normes industrielles allemandes (DIN-.38414).

3 Résultats et Discussions

Afin d'avoir une idée sur la composition chimique des phosphates en exploitation (cause de la pollution environnementale), des échantillons de phosphates bruts ont été prélevés dans les carrières de Hahotoé et de Kpogamé et analysés. Les résultats de ces analyses montrent que les phosphates du Sud Togo sont fortement concentrés en métaux lourds (Tab.1)

La distribution des éléments majeurs dans les sédiments marins

Les valeurs statistiques (minimum, maximum, moyenne et médiane) des teneurs en éléments majeurs des sédiments marins analysés sont reproduites dans le tableau 2. Le calcul des coefficients ou facteur d'enrichissement de ces éléments dans les sédiments a été fait par rapport aux valeurs médianes du background. Les coefficients forts des oxydes P₂O₅ et CaO nous permettent d'identifier les déchets phosphatés comme source de la pollution marine (Tab.2). On note en général une distribution spatiale des teneurs en éléments majeurs entre la zone naturelle et la zone polluée. La zone polluée montre de fortes teneurs en oxydes de Fe, Al, Ca et P similaires aux teneurs rencontrées dans les phosphates mêmes. Les sédiments marins naturels par contre, montrent de fortes teneurs en oxydes de Ti, de Na, de K et en carbone organique C_{org}. On note d'autre part des différences de teneurs entre les sédiments proches de la côte et ceux du large.

La distribution des éléments traces dans les sédiments marins

Les valeurs statistiques (minimum, maximum, moyenne et médiane) des teneurs en éléments traces des sédiments marins analysés sont reproduites sur le tableau 2. Le calcul des coefficients d'enrichissement de ces éléments dans les sédiments a été fait par rapport aux valeurs des shales (Wedephol1991). A l'exception du Zr, qui est aussi appauvri dans les phosphates, les coefficients d'enrichissement des autres éléments traces sont assez forts, ce qui témoignent de l'impact important du déversement des déchets phosphatés sur la pollution

chimique des sédiments marins côtiers. Tout comme dans le cas des éléments majeurs, la distribution des éléments traces dans les sédiments marins est très variée et spatiale.

n = 17	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MnO	MgO	CaO	P ₂ O ₅	Corg
Minimum	3.74	0.05	0.90	0.56	0.002	0.09	6.89	4.96	0.02
Maximum	22.86	0.42	30.86	16.04	0.085	0.57	48.32	40.90	0.22
Moyenne	10.92	0.19	5.27	3.87	0.019	0.23	34.12	28.37	0.10
Médiane	10.24	0.18	3.36	2.12	0.015	0.18	36.04	29.90	0.07

n = 17	U	Cd	Cr	Cu	Ni	V	Zn	Zr	Ba	Sr	F
Minimum	59	2	126	38	55	92	116	19	20	207	70
Maximum	222	109	707	363	511	339	1869	93	3963	18004	3120
Moyenne	114	44	356	110	158	173	465	46	405	1429	1960
Médiane	109	43	314	85	113	147	276	44	122	364	2120

Tab.1 : Composition chimique des phosphates de Hahotoé-Kpogamé (éléments majeurs en % , éléments traces en mg/kg ou ppm, n = 17)

n = 59	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃ *	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	Corg
Minimum	0,05	0,83	0,42	0,002	0,10	1,52	0,12	0,02	0,48	0,03
Maximum	9,36	17,35	11,93	0,34	5,52	35,87	21,85	1,37	24,24	3,09
Moyenne	1,20	8,98	5,30	0,07	1,61	15,16	4,48	0,54	10,71	0,90
Médiane	0,59	9,11	5,04	0,04	1,34	14,88	1,69	0,49	12,24	0,58
BG	2,26	3,12	3,66	0,11	1,01	1,86	4,35	0,41	0,87	1,72
F	0,26	2,92	1,38	0,35	1,33	8,00	0,39	1,19	14,10	0,34

* Fe₂O₃ fer total BG = background ou valeurs de référence

N = 59	Cr	Cu	Ni	V	Zn	Zr	Sr	Cd	Y	Pb
Minimum	115	22	19	38	60	18	179	2	19	22
Maximum	753	184	281	329	632	8928	643	44	225	176
Moyenne	408	75	148	178	249	686	427	14	114	69
Médiane	398	78	160	181	253	107	443	13	129	62
Shales	90	45	68	130	95	160	300	0,13	26	22
F	4,4	1,7	2,4	1,4	2,7	0,7	1,5	100	4,9	2,8

Tab.2: Composition chimique des sédiments marins analysés (fraction < 63 µm, éléments majeurs en % , éléments traces en mg/kg ou ppm); shales = valeurs des shales (Wedephol 1991), F = facteur d'enrichissement

Les éléments traces contenus dans les phosphates sont associés aux particules sédimentaires du gisement. Ainsi le modèle de distribution spatiale de ces particules sédimentaires dans la mer détermine celui des teneurs en éléments traces. L'analyse granulométrique des sédiments marins montre que ceux du domaine littoral sont plus riches en particules grossières (taille du sable) jusqu'à 50 %, alors que ceux du large sont plus riches en particules fines (silt et argiles) jusqu'à 45 % (Fig.3). Cette distribution spatiale est une conséquence directe du

transport et du tri des particules phosphatées par les courants marins. La distribution spatiale des teneurs en oxydes de phosphore reflète celle des minéraux d'apatite, et celle du fer et de l'aluminium celle des minéraux d'argile car ces éléments appartiennent à la structure de ces minéraux. Les concentrations de Al_2O_3 et Fe_2O_3 augmentent de la côte vers le large, alors que celles du P_2O_5 diminuent dans le même sens. Les lignes d'isoconcentrations des oxydes des éléments majeurs Al, P, Fe, Ti, Mn et du carbone organique C_{org} , ainsi que celles des éléments traces Cd, Cr, Zn, Pb, Ni, V, Cu, Sr et Zr sont reproduites sur les figures 4a à 4e. On peut lire de ces isolignes qu'à partir du point de déversement des déchets phosphatés dans la mer à Goumou Kopé (exutoire des déchets), les concentrations en Cd diminuent de la côte vers le large et aussi au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la source de pollution. Les plus fortes concentrations en Cd ont été mesurées juste près de la source de pollution. Des concentrations de Cd entre 10 et 44 ppm ont été mesurées dans un rayon de 10 km autour du point de déversement des déchets phosphatés. Dans un rayon plus grand > 10 km les concentrations en Cd varient entre 2 et 10 ppm. Le Zr montre une distribution spatiale identique à celle du Cd, mais contrairement à ce dernier, il est appauvri dans les phosphates. Son enrichissement dans les sédiments marins aurait alors une origine naturelle (exp. enrichissement dans les minéraux lourds).

Contrairement au Cd, les concentrations des éléments Cr, Cu, Ni, Pb, Sr, V et Zn augmentent de la côte vers le large et au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la source de pollution (exutoire). En se basant sur la distribution spatiale des éléments traces et celles des éléments majeurs on peut distinguer deux domaines de contamination; l'un fortement pollué dans un rayon de 10 autour de l'exutoire et l'autre moins pollué dans un rayon plus supérieur à 10 km.

Fig.3 : Courbes granulométriques cumulatives des sédiments marins côtiers montrant dominance de la fraction fine silteuse et argileuse

Le transport des particules chargées en métaux lourds et le tri selon la densité sont les principaux facteurs des distributions spatiales observées dans les sédiments marins côtiers. Une fois que les déchets sont déversés dans la mer, les courants littoraux s'en chargent de leur transport. Lors de ce transport, les particules plus lourdes, par exemple l'apatite, vont se déposer très tôt après un transport court à cause de leur forte densité. Par contre, les particules légères comme les argiles sont transportées très loin de la source de pollution et se déposent

une fois que l'intensité du courant diminue. La distribution spatiale des particules détermine ainsi celle des divers éléments qui leur sont associés. Comme dans les phosphates le Cd est associé à l'apatite, un minéral dense, les concentrations en Cd dans les sédiments, tout comme celles du P_2O_5 , diminuent quand on s'éloigne de la source (comparaison entre les isolignes des teneurs en P_2O_5 celles du Cd). Les concentrations des autres éléments Cr, Cu, Ni, V, Zn, Pb et Sr augmentent lorsqu'on s'éloigne de la source de pollution, tout comme celles du Al_2O_3 et du carbone organique ou du Fe_2O_3 , car ces éléments sont associés aux minéraux argileux légers qui vont être transportés loin (comparaison entre les isolignes des concentrations en Al_2O_3 et en Fe_2O_3 à celles du Cr, Cu, Ni, Zn, Pb, Sr). Les sédiments marins proches de la côte sont ainsi plus pollués en Cd que ceux du large, qui sont à leur tour plus pollués en Cr, Cu, Ni, V, Zn, Pb, Sr. La représentation des concentrations en isolignes nous permet aussi de définir les mécanismes de transport des déchets phosphatés dans le milieu marin. En effet, ces représentations dessinent clairement les courants principaux de transport à savoir ceux de la dérive littorale longeant la côte et ceux orientés vers le large.

Des modèles de distribution similaires des métaux lourds dans des sédiments marins côtiers ont été reportés par de nombreux auteurs, exemple du Golfe de Delaware (Bopp & Biggs 1981), dans les estuaires de Lawrence (Brulands et al. 1974) et dans la côte de Texas (Holmes 1986). De la même manière que dans le cas présent, les plus fortes concentrations en métaux lourds ont été retrouvées dans les zones où la granulométrie du sédiment est dominée par la fraction fine (excepté dans notre cas le Cd). Bien que les causes des pollutions sont anthropogéniques (causées par l'homme), ce sont des facteurs naturels physiques (transport par les courants marins) qui déterminent les distributions spatiales des métaux lourds dans les sédiments marins côtiers.

La dépendance des teneurs de la granulométrie des sédiments marins

La taille des particules est un des facteurs importants qui détermine la capacité des sédiments à accumuler et de transporter de grandes quantités de métaux toxiques (Förstner & Wittman 1981; Salomons & Förstner 1984). Souvent, on observe une augmentation des concentrations en métaux lourds dans les sédiments lorsque la taille des particules diminue. A cause de leur surface spécifique plus large et leur charge de surface négative les minéraux argileux, les oxydes de fer et d'aluminium ainsi que la matière organique sont de bons accumulateurs de métaux lourds. Ainsi dans les sédiments marins analysés les concentrations des éléments Cr, Cu, Ni, Pb, V, Sr et Zn augmentent lorsque la taille du grain du sédiment diminue, alors que celles des éléments Cd et Zr augment lorsque la taille du grain augmente. Les plus fortes teneurs en Cr, Cu, Ni, V, Pb et Zn ont été mesurées dans la fraction argileuse alors que celles des éléments Cd et Zr se retrouvent dans les fractions 6,3-20 et 20-6,3 μm (Fig.5). Cette dépendance des concentrations de la granulométrie est un des principaux facteur qui détermine la distribution spatiale des polluants observée dans les sédiments marins analysés.

Les corrélations entre les teneurs en éléments des sédiments marins

Les teneurs en Cd présentent de fortes corrélations positives avec celles P_2O_5 et CaO ($r = 0,89$ et $r = 0,82$). Les concentrations des éléments Cu, Ni, Sr et Zn ont de corrélations moyennes positives avec celles du P_2O_5 . Les corrélations des éléments traces avec la matière organique sont négatives. Les teneurs en Zr ont de fortes corrélations positives avec celles du manganèse ($r = 0,88$), du fer ($r = 0,64$) et du titane ($r = 0,98$). Les teneurs des éléments traces corrèlent positivement entre elles, ce qui indique leur cohérence géochimique et origine commune.

Fig.4a: Distribution spatiale des teneurs en P_2O_5 , Al_2O_3 et Fe_2O_3 (en %) dans les sédiments marins analysés (fraction $< 63 \mu m$).

Fig.4b: Distribution spatiale des teneurs en TiO₂, MnO et en carbone organique C_{org} (en %) dans les sédiments marins analysés (fraction < 63 µm).

Fig.4c: Distribution spatiale des teneurs en Cd, Cr et Zn (en ppm) dans les sédiments marins analysés (fraction $< 63 \mu\text{m}$).

Fig.4d: Distribution spatiale des teneurs en Pb, Ni et V (en ppm) dans les sédiments marins analysés (fraction < 63 μ m).

Fig .4e: Distribution spatiale des teneurs en Cu, Sr et Zr (en ppm) dans les sédiments marins analysés (fraction < 63 μ m).

Fig.5: Distribution des éléments traces et majeurs dans les diverses classes granulométriques des sédiments marins côtiers

Solubilité des métaux lourds dans l'eau marine

Les résultats des essais d'agitation montrent la solubilisation de fortes teneurs de Cd entre 17 et 256 µg/l dans l'eau de mer (Fig. 6). Les concentrations des autres éléments lessivés dans l'eau salée varient de 16,7 à 193,3 µg/l pour le Ni, 14,4 à 201 µg/l pour le Zn, 19,5 à 1915 µg/l pour l'Al ainsi que de 30 à 1428 µg/l pour le Fe. En général, les concentrations en métaux dans le phosphate n'influent pas sur la quantité de métal solubilisée lors de l'essai. Les échantillons de phosphates altérés riches en oxydes de fer et d'aluminium libèrent de fortes quantités de métaux lourds. Les éléments très solubles sont ceux associés aux phases du sédiment par adsorption, une liaison faible qui permet de les solubiliser facilement en présence de l'eau de mer. Les essais de percolation indiquent que les maximums de solubilisation des métaux lourds en présence de l'eau salée sont atteints dans les toutes premières quatre heures de l'expérience et ceci est valable aussi bien pour le Cd que pour les autres éléments Ni, Zn, Al et Fe (Fig. 7). Les courbes de solubilisation montrent une élévation progressive des concentrations au cours des toutes premières quatre heures, ensuite on a une diminution progressive entre 4 et 8 heures suivie d'une stabilisation vers les concentrations les plus faibles le temps restant. Ainsi, la toute première phase de percolation s'est révélée suffisante pour l'extraction d'une quantité maximale de métaux lourds contenus dans les sédiments. Le facteur qui est à la base de l'action de l'eau salée sur la solubilisation des métaux lourds est sa grande force ionique due à la forte concentration des ions dans l'eau saline. Lorsque la salinité augmente certains cations (exemple Ca^{2+} et Mg^{2+}) agissent en compétition avec les métaux lourds en les délogant de leurs sites sur les particules, les rendant ainsi solubles.

Fig. 6 (à gauche) : Les concentrations (µg/l) des éléments solubilisés par agitation de 10 mg de phosphate avec 100 ml d'eau de mer artificielle pendant 24 heures.

Fig.7 (à droite): Solubilisation dans le temps (4, 8, 16 et 24 h) des métaux lourds ($\mu\text{g/l}$) par percolation de 10 mg de phosphates avec 100 ml d'eau de mer artificielle

Les métaux lourds ainsi délogés se lient à certains ligands présents dans l'eau de mer comme le chlore ou la matière organique. Les liaisons avec le chlore rendent certains éléments, surtout le Cd, plus mobiles et plus toxiques (Förstner et Kersten 1987, Förstner 1989). Ces phénomènes de désorption causés par la salinité sont surtout fréquents dans les zones estuariennes où les eaux douces viennent à la rencontre de l'eau de mer (Bopp et Biggs, 1981, Bourg 1983). Les mêmes expériences réalisées sur les phosphates avec de l'eau douce donnent des concentrations très faibles voire négligeables, ce qui confirme le rôle de la salinité sur la solubilité des métaux lourds et remet en cause le déversement des déchets miniers dans la mer.

4 Conclusions

Les résultats des études environnementales révèlent que l'exploitation et le traitement des phosphates représente la cause principale de la pollution marine par les métaux lourds au Togo. Les indices de la pollution causée par l'exploitation minière sont entre autres ; 1) des concentrations anormales en P_2O_5 dans les sédiments dans les zones étudiées; 2) une diminution dans tous les sédiments analysés des concentrations en cadmium lorsque la granulométrie diminue, ce qui est caractéristique des phosphates de Hahotoé-Kpogamé ; 3) dans les zones fortement polluées, les teneurs en cadmium montrent de fortes corrélations positives avec celles du P_2O_5 ; 4) de fortes corrélations positives existent aussi entre les teneurs en éléments traces eux-mêmes, ce qui témoigne d'une source de contamination commune pour tous ces éléments. Au niveau du domaine côtier marin les courants marins tels que la dérive littorale (longeant la côte) et les courants de réfraction des vagues (dirigés vers le large) sont responsables du transport, du tri et de la sédimentation des particules chargées en métaux lourds et par là de la distribution spatiale des polluants qui leur sont associés. La conséquence de ce mode de distribution est la formation d'un vaste halo géochimique fortement pollué en métaux lourds Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V et Sr autour de l'exutoire à Goumou Kopé. La pollution des eaux marines se fait d'une façon spontanée au cours du traitement des phosphates avec l'eau de mer par désorption de grandes quantités de métaux lourds (Cd, Ni, Zn, Al et Fe) une fois que le contact phosphate/eau de mer est établi. Les résultats des essais d'agitation et de percolation le confirment. La forte salinité de l'eau de mer est le facteur principal de ces processus de solubilisation.

Eu égard aux fortes concentrations des métaux lourds toxiques dans les phosphates, ce mode d'élimination des déchets représente un grand danger pour l'écosystème marin et à travers la chaîne alimentaire aussi pour l'homme. Ces déchets doivent être évacués dans un espace approprié sur la terre ferme où l'on pourra mieux les contrôler. Vu l'influence qu'exercent les courants marins côtiers (surtout la dérive littorale) sur la dispersion des polluants, une autre solution serait de prolonger l'exutoire des déchets miniers loin vers le large en un endroit plus calme et peu influencé par les vagues.

Remerciements

Ce manuscrit est un extrait des travaux de recherche de thèse (Ph.D) de K. Gnanidi sur l'exploitation des phosphates et la pollution environnementale dans la région côtière du Togo. Nous remercions le DAAD (Office Allemand des Echanges Universitaires) pour son soutien financier. Nos remerciements vont également au Département de Géologie de l'Université de Lomé (Lomé, Togo) pour son assistance technique et ses conseils.

Bibliographie

- Altschuler, Z. S. (1980): The geochemistry of trace elements in marine phosphorites; Part I. Characteristic abundance and enrichment.- SEPM Special Publication 29, 19-30.
- Bopp, F. and Biggs, R. B. (1981): Metals in estuarine sediments: factor analysis and its environmental significance. *Science*, 214: 441.
- Bourg, A. C. M. (1983): Role of fresh water/sea water mixing on trace metals adsorption phenomena. In : Wong, C. S. , Burton, J. D., Boyle, E., Bruland, K., Goldberg, E. D. (eds.), *Trace Metals in Sea Water*. Plenum, New York, pp 195-208.
- DIN 38414 - Teil 4 (1984): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser und Schlammuntersuchung, Schlamm und Sediment (Gruppe S). Beuth Verlag, Berlin
- Förstner, U. & Kersten, M. (1987): Cd associations in freshwater and marine sediments: In Nriagu, J. O. (editor). *Cd in the aquatic environment*. John Wiley, New York, 51-88.
- Förstner, U. & Wittmann, G. (1981): *Metal pollution in the aquatic environment*. Springer Verlag, 486 P, Berlin-Heidelberg-New York-Tokio.
- Förstner, U. (1989): Contaminated sediments. In *Lecture Notes in Earth Sciences* 21, Springer Verlag, 157 S. Berlin- Heidelberg-New York-Tokio.
- Gaudette K., EW Flight, L Toner and D Folger (1974): An inexpensive titration method for the determination of total organic
- Johnson, A.K.C., 1987. Le bassin sédimentaire côtier à phosphate du Togo. Thèse Doctorat. Université de Dijon, France.
- Kunkel, H., 1990. Über die Cadmiumverteilung in den Phosphoritlagerstätten von Hahotoé and Kpogamé: Ph.D Thesis, University of Erlangen, Germany: pp 149, unpublished.
- Morphy, J. and Riley, J. P. (1962): A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica. Chimica. Acta* 27, 31-36.

- Nathan, Y., Soudry, Y., Levy, D., Shitrit, D. & Dorfman, E. (1997): Geochemistry of cadmium in the Negev phosphorites. *Chem. Geol.* 142, 87-107.
- Nathan, Y. (1984): The mineralogy and geochemistry of phosphorite. In Nriagu, J.O. and Moore, P.B. (eds), *Phosphate minerals* (chapter 8), Berlin, 275-291.
- Piper, D. Z. (1991): Geochemistry of a Tertiary sedimentary phosphate deposits: Baja California Sur, Mexico; *Chemical Geology*, 92: 283-316. Elsevier, Amsterdam.
- Salomons, W. and Förstner, U. (1984): *Metals in hydrocycle*, Springer, Berlin 349 pp
- Slansky, M. (1980): *Geologie des Phosphates Sédimentaires* . Mémoire du BRGM n° 114.