

## Bioaccumulation des métaux lourds par les cultures maraîchères au niveau du Bassin de Sebou (Maroc)

Ouafae BOUCHOUATA<sup>1</sup>, Hanae OUADARRI<sup>2</sup>, Abdallah EL ABIDI<sup>3</sup>  
Mohamed EL MORHIT<sup>4</sup>, Benaïssa ATTARASSI<sup>5</sup>

1. Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement, Araar, Ryad, Rabat.  
e-mail : ouafae\_enviro@yahoo.fr

2. Centre National de la Recherche Scientifique et Technique, Angle Allal Fassi, Riad, Rabat.

3. Institut National Hygiène, Laboratoire de Toxicologie et d'Hydrobiologie, Agdal, Rabat.

4. Université Mohammed V – Agdal, Institut Scientifique, Département de Zoologie et Ecologie animale,  
Av. Ibn Batouta, B.P. 703 Agdal, Rabat.

5. Université Ibn Tofail, Faculté des Sciences, Laboratoire de Microbiologie Appliquée. Laboratoire de Biologie et Santé, Kénitra.

**Résumé.** La présente étude a été conduite pour évaluer la charge métallique au niveau du Bassin du Sebou, qui revêt une importance socio-économique pour le Maroc puisqu'il est sujet à diverses utilisations ; eau potable, eau d'irrigation et eau industrielle. Considérant le risque de bioaccumulation des métaux par les cultures, base de la chaîne alimentaire, l'étude a porté sur trois supports : eaux d'irrigation, sols agricoles et cultures maraîchères dont les graines (blé, maïs), les fruits (courgette), les feuilles (laitue) et les racines (navet). Sept éléments métalliques (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn) ont été analysés par spectrométrie d'émission à source plasma (ICP), durant la période 2006-2010. Les résultats obtenus ont révélé des concentrations faibles à moyennes dépassant parfois les normes requises notamment pour Cr et Cd dans les eaux d'irrigation et Cu et Cd dans les sols agricoles. Les cultures maraîchères montrent également une contamination métallique élevée pour le blé, le maïs et le navet. L'origine possible de cette charge métallique peut être les rejets urbains (industriels, activités artisanales) et l'activité agricole.

**Mots clés :** Maroc, Bassin de Sebou, métaux lourds, cultures maraîchères, eaux d'irrigation, sols agricoles, ICP.

### Bioaccumulation of Heavy metals by crops in Sebou basin (Morocco).

**Abstract.** This study was conducted to evaluate the metal charge in Sebou basin, which is of a social and economical importance for Morocco, as its waters are used for water supply, irrigation. It also covers other needs and many industries use the river as a sewer for dumping untreated waste. Thus, this basin is undergoing pollution, especially metallic pollution. Considering the risk of bioaccumulation of metals by crops, the basis of the food chain, the analyses were conducted on irrigation water, soil and crops including fruit (zucchini), leaves (lettuce), grains (wheat and corn), and roots (turnips). Samples were collected from July 2006 to July 2010. The analysis was performed by Inductively Coupled Plasma (ICP) and concerned seven metallic elements Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb and Zn. Measured heavy metal contents appeared to be below the critical levels in general, but showed some concentrations exceeding the required standards, especially for Cd and Cr in irrigation water, Cu and Cd in soils and some crops (wheat, corn and turnip) showed exceeded concentrations that reveal a metallic contamination. This metallic pollution might be due to the industrial activities, especially craft activities in addition to high farming and inappropriate agriculture practices.

**Key words :** Morocco, Sebou watershed, Heavy metals, crops, irrigation water, soils, ICP.

## INTRODUCTION

Le développement humain a toujours été à l'origine du progrès accompli, mais il n'en va pas sans impacts. Certes, l'Homme a toujours été au contact des métaux de son environnement naturel, avant d'en faire la matière première de ses outils. Toutefois, au XX<sup>ème</sup> siècle sont apparues des pollutions d'origine industrielle, domestique et agricole, liées à l'augmentation massive de la production des métaux (Boivin & Cournot 2001). A titre indicatif, l'industrie de tannage utilise 6 000 tonnes de peau de bovins annuellement, dont 90 % à base de chrome dans le processus, provoquant la contamination de  $11.10^6$  m<sup>3</sup>/an d'eau. Dans les meilleurs cas de pratiques, cette eau contiendrait environ 0,22 Mt de sel de chrome (Morera *et al.* 2007). On estime par ailleurs l'apport des métaux aux sols dans le monde à 22 000 tonnes de cadmium, 939 000 tonnes de cuivre, 783 000 tonnes de plomb, et 1 350 000 tonnes de zinc (Singh *et al.* 2003).

Le déversement direct des eaux usées dans le milieu récepteur a des conséquences graves sur la qualité de l'eau et les impacts se font ressentir au-delà de la zone de contamination (Tremel-Schaub & Feix 2005). En effet, la contamination de l'eau finit dans le sol et multiplie ainsi les risques potentiels d'intoxication au niveau de tous les maillons de la chaîne alimentaire, notamment les cultures (Annabi *et al.* 2007, Bouchouata *et al.* 2011). Elle a un impact sur la santé des êtres humains et des animaux (Wang *et al.* 2003) et réduit la croissance des plantes (Singh *et al.* 2003, Shah & Nongkynrih 2007 et Salt *et al.* 1998). La situation est plus critique pour le Maroc, d'autant plus que c'est un pays dont les ressources en eaux se font de plus en plus rares et sont soumises à la dégradation de leur qualité.

Parmi les ressources en eau menacées se trouve le Bassin de Sebou. C'est le premier bassin versant au Maroc du point de vue apports d'eau, évalués à  $6,6.10^9$  m<sup>3</sup>/an. Il constitue une source d'alimentation en eau d'irrigation

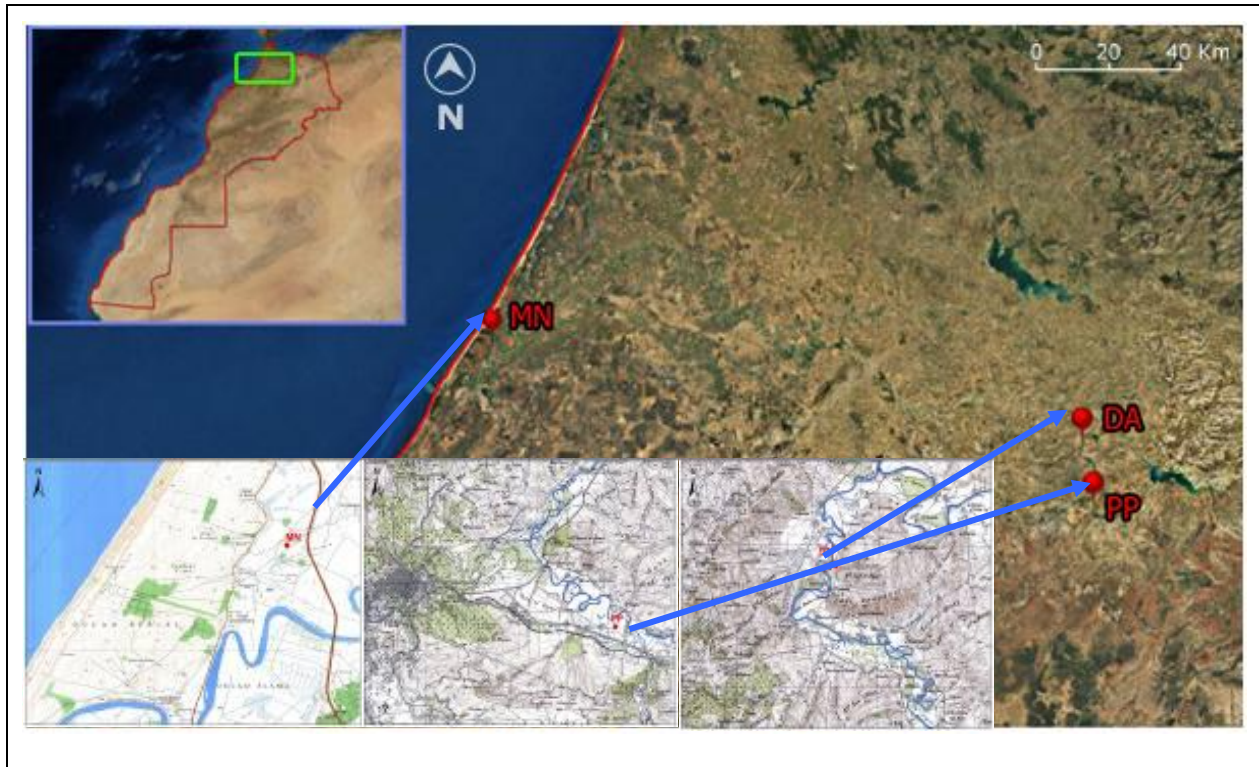


Figure 1. Localisation des sites d'études sur le bassin de Sebou.

d'une zone agricole nationale de près de 267 600 ha (A.B.H.S. 2004) et recèle 30 % des ressources globales nationales qui se trouvent actuellement très menacées (A.B.H.S. 2006).

Le bassin reçoit une charge en éléments métalliques dépassant 140 t/an provenant essentiellement des industries artisanales estimées à pas moins de 2000 unités (A.B.H.S. 2010) ; par conséquent, toute la pollution drainée le long de ce cours d'eau est transférée dans les sols à travers les eaux d'irrigation et par la suite dans les cultures et enfin à l'homme. Le danger réside dans la concentration et la bioaccumulation dans la chaîne alimentaire et la contribution à la toxicité chronique (Ahmad *et al.* 2010).

Par ailleurs, l'étude du coût de dégradation de la qualité de l'eau du bassin de Sebou a révélé que la pollution occasionne une perte économique évaluée à environ  $2.10^9$  dhs/an, et a estimé à près de 6 000 les personnes exposées à la pollution industrielle au sein des unités concernées (A.B.H.S. 2010).

Le présent article expose les résultats de l'évaluation des concentrations métalliques au niveau des eaux d'irrigation, des sols agricoles et des cultures maraîchères (blé, maïs, courgette, laitue et navet) du bassin de Sebou. Sept éléments : Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn ont été analysés par ICP durant la période 2006-2010.

## MATERIEL ET METHODES

### Sites d'étude

Situé dans le Nord-Ouest du Maroc, le bassin versant de l'Oued Sebou s'étend sur une superficie de 40.000 km<sup>2</sup>. Il draine les versants sud de la chaîne montagneuse du Rif, et ceux du Nord-Ouest du Moyen Atlas. L'Oued Sebou, qui représente le 1/3 des ressources en eau de surface du Maroc, prend naissance dans le Moyen Atlas et parcourt environ 500 km avant de rejoindre l'océan atlantique à Kenitra, 40 km au nord de Rabat.

Le bassin du Sebou abrite des centres urbains répartis sur 6 régions et 18 provinces. Son réseau hydrographique est bien développé, et comprend le cours d'eau principal et ses affluents majeurs : Ouergha, Inaouène, Beht et Mikkès, ce qui fait de la région un pôle de développement industriel et agricole important (A.B.H.S. 2010).

Tenant compte des diverses activités recensées dans la zone (industries agro-alimentaire, tanneries, papeteries, pêcheries, eaux usées domestiques et agricoles), trois sites, répartis le long du bassin, ont été retenus et définis comme suit (Fig. 1 et Tab. I) :

**Pont Portugais (PP)** : localisé en amont de la confluence de l'oued Fès avec le Sebou, sur la Route Nationale 6, à 12 km de la ville, en empruntant la route vers Sidi Hrazem.

Tableau I. Coordonnées géographiques des sites étudiés.

Sites	Longitude	Latitude	Altitude (m)
(PP)	34,05241° N	4,89 419° W	200±5
(DA)	34.19453° N	4,92 804° W	141±5
(MN)	34.37110° N	6,52 990° W	2±4

**Dar Arsa (DA)** : représenté par les eaux du Sebou juste après les rejets de la ville de Fès à environ 40 km sur la Route Nationale 12 vers Tissa - Taounate.

**Mnasra (MN)** : situé au niveau du Gharb sous la forme d'une bande vers l'embouchure du Sebou au niveau de l'océan Atlantique.

#### Prélèvement des échantillons (eaux d'irrigation, sols agricoles et cultures)

Cinq campagnes de prélèvement ont été effectuées entre juillet 2006 et juillet 2010 à raison d'une campagne par an et ont concerné trois supports : eau d'irrigation, sol agricole et cultures maraîchères au niveau des trois sites précités.

*Echantillons d'eau d'irrigation* : l'eau d'irrigation est prélevée dans des flacons en polyéthylène préalablement rincés avec l'échantillon. Elle est fixée par la suite à l'acide nitrique (65%).

*Echantillons des sols agricoles* : 500 g de l'échantillon du sol agricole est prélevée le long d'une diagonale en trois à quatre prises, mélangée et mise dans un sachet stérile.

*Echantillons des cultures* : le choix des échantillons des cultures a porté principalement sur les celles disponibles et très consommées par la population : les graines (blé, maïs), les fruits (courgette), les feuilles (laitue) et les racines (navet). Les échantillons de cultures sont prélevés délicatement à la main, et également mis dans des sachets stériles à 4°C.

#### Traitement des échantillons et méthode d'analyse

##### Minéralisation des sols et cultures

Le sol et les cultures ont fait l'objet d'une préparation préalable ; 1 g de l'échantillon est mis au four (Thermo) pendant 20 h à 100°C. Par la suite l'échantillon est broyé (Retch PM 200) et tamisé (maille inférieure à 100 µm).

Un poids de 150 mg de l'échantillon du sol est traité suivant le mode opératoire du Centre National de la Recherche Scientifique et Technique (CNRST) par HNO<sub>3</sub> (67 %), HF (44 %) et HCl (37 %).

En ce qui concerne les cultures, 2 mg du matériel végétal séché est traité selon un procédé par 15 ml d'acide nitrique (65%), 5 ml de Fluorure d'hydrogène (40 %) et 1 ml de peroxyde d'hydrogène et additionné, après chauffage pendant 4 h à 120°C, de 10 ml d'acide nitrique (65%).

#### Dosage des éléments traces métalliques

Le dosage des métaux dans les trois supports a été effectué sur les échantillons minéralisés après dilution. Les éléments métalliques Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb et Zn ont été dosés par spectrométrie d'émission à source plasma ICP (Jobin Yvon : ultima 2). Avant chaque analyse, l'appareil est calibré par des solutions étalons certifiées pour tracer la courbe d'étalonnage (étalons précis de 1000 ppm). Pour les cultures, nous avons utilisé des matériaux de référence MRC.

#### Analyse statistique

Les résultats des teneurs moyennes en métaux lourds des eaux d'irrigation, des sols agricoles et des cultures maraîchères a été effectué par analyse en composantes principales (ACP) selon la procédure publiée par plusieurs auteurs (El Blidi *et al.* 2006, El Morhit *et al.* 2008). Elle est réalisée par l'utilisation du logiciel XL STAT (Foucart 1982).

## RESULTATS

#### Typologie de la contamination métallique au niveau du bassin

L'analyse multifactorielle (ACP) des valeurs moyennes en métaux lourds nous a permis de classer et de traiter les informations relatives aux éléments métalliques au niveau des trois supports, eaux, sols et cultures par l'établissement des corrélations entre l'ensemble des variables.

#### Analyse du graphe de l'ACP dans l'eau d'irrigation

Les résultats des différents échantillons analysés : les moyennes (M), les axes (F1 et F2 et les normes) de l'eau d'irrigation des différents sites sont présentés dans le tableau II.

Pour l'eau, l'analyse a été réalisée sur la matrice de données formée de 15 relevés (5 campagnes pour chacun des trois sites PP, DA et MN) pour lesquels 7 variables (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Ni et Fe) ont été analysées.

#### Analyse du graphe de l'ACP de l'eau d'irrigation au niveau du PP

Les valeurs propres des deux axes factoriels F<sub>1</sub> et F<sub>2</sub> et leur contribution à l'inertie totale déterminent 81,29 % de l'information totale à raison d'une inertie de 53,51 % et 37,67 % respectivement pour lesdits axes (Fig. 2A). Une première approche typologique des différentes variables selon leurs affinités et regroupements sur les deux premières composantes principales est aussi présentée au niveau de la même figure.

La décomposition de la variabilité montre que l'axe F<sub>1</sub> prend en compte les variables Fe, Cu et Cd du côté positif et Ni du côté négatif. Alors que l'axe F<sub>2</sub> prend en compte

Tableau II. Teneurs moyennes (M) exprimées en µg/l et corrélations des variables avec les axes dans les eaux d'irrigation au niveau des sites PP, DA et MN.

	PP			DA			MN			WHO (2006)	N.N.E.I
	F1	F2	M	F1	F2	M	F1	F2	M		
<b>Cd</b>	0,92*	-0,35	1,95	0,78*	0,35	3,22	0,99*	0,06	11,12	3	10
<b>Cr</b>	0,60	0,73*	11,90	0,95*	-0,18	47,74	0,99*	0,06	119,5	50	100
<b>Cu</b>	0,96*	0,24	15,75	0,99*	0,09	27,95	0,96*	0,12	14,15	1000	200
<b>Fe</b>	0,95*	0,29	298,6	0,76*	-0,61	485,57	-0,29	-0,6*	172,65	300	5000
<b>Ni</b>	-0,7*	0,44	4,07	0,86*	0,39	11,6	-0,24	0,93*	8,12	-	200
<b>Pb</b>	-0,01	0,99*	4,23	0,43	0,87*	5	0,97*	0,20	19,22	10	5000
<b>Zn</b>	-0,36	0,78*	10	0,84*	-0,52	35,02	-0,47	0,85*	14,7	3000	2000

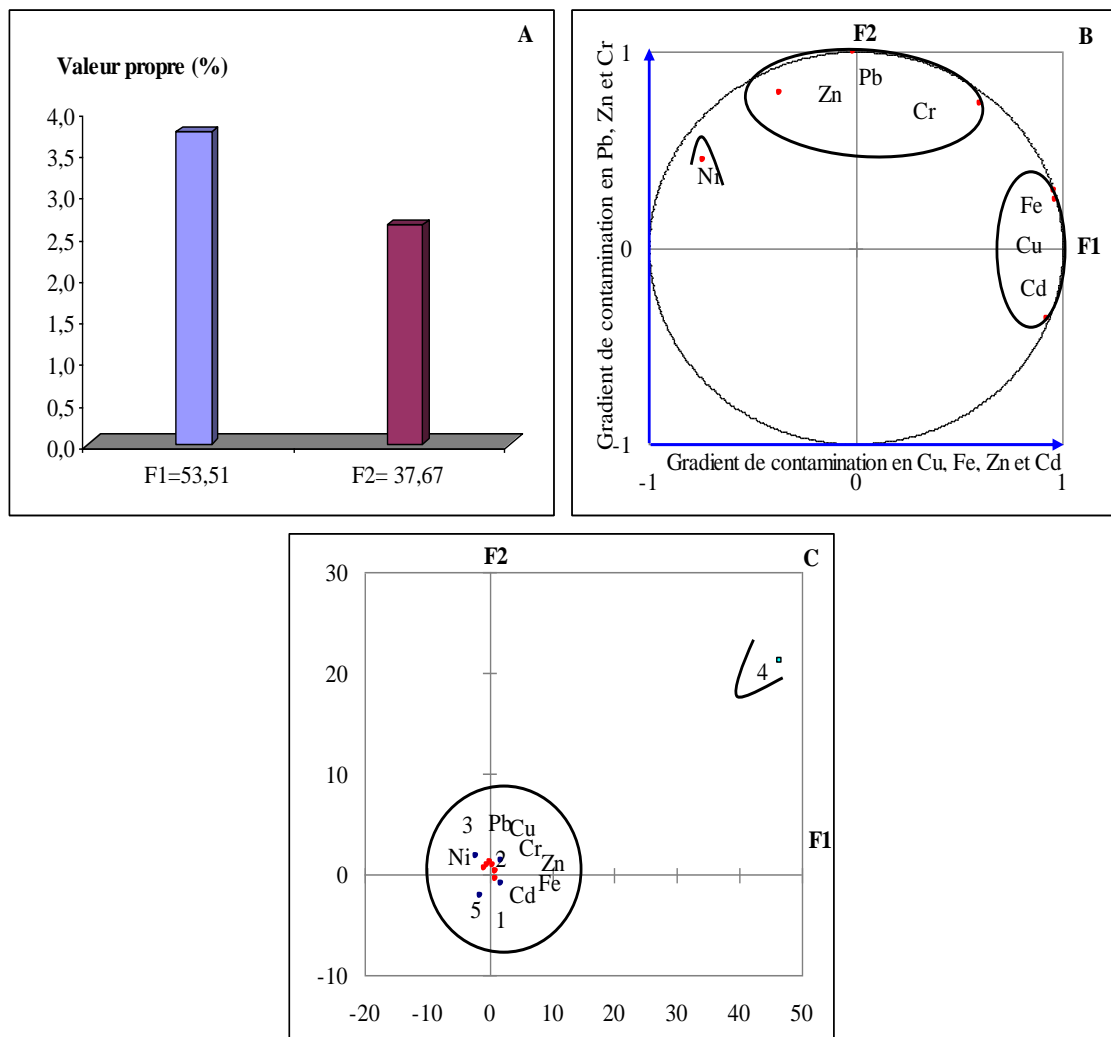


Figure 2. Approche graphique selon le plan F1×F2 de l'ACP des métaux dans les eaux du PP.

Pb, Zn et Cr. Sur le cercle de corrélation (Fig. 2B) apparaît le même comportement avec une bonne corrélation Cu-Fe ( $r^2 = 0,99$ ), Cu-Cd ( $r^2 = 0,79$ ) et Pb-Zn ( $r^2 = 0,78$ ).

La projection des coordonnées de ces variables sur les plans des deux premières composantes principales ( $F_1 \times F_2$ ), illustrées par le cercle de corrélation fait apparaître les

affinités des variables vis-à-vis de chacun des deux axes. A cette typologie de variables correspond une typologie de relevés. Ainsi, la carte factorielle (Fig. 2C) montre l'individualisation d'un seul groupe représenté par les relevés de toutes les campagnes excepté celle de 2009 témoignant d'une situation intermédiaire.

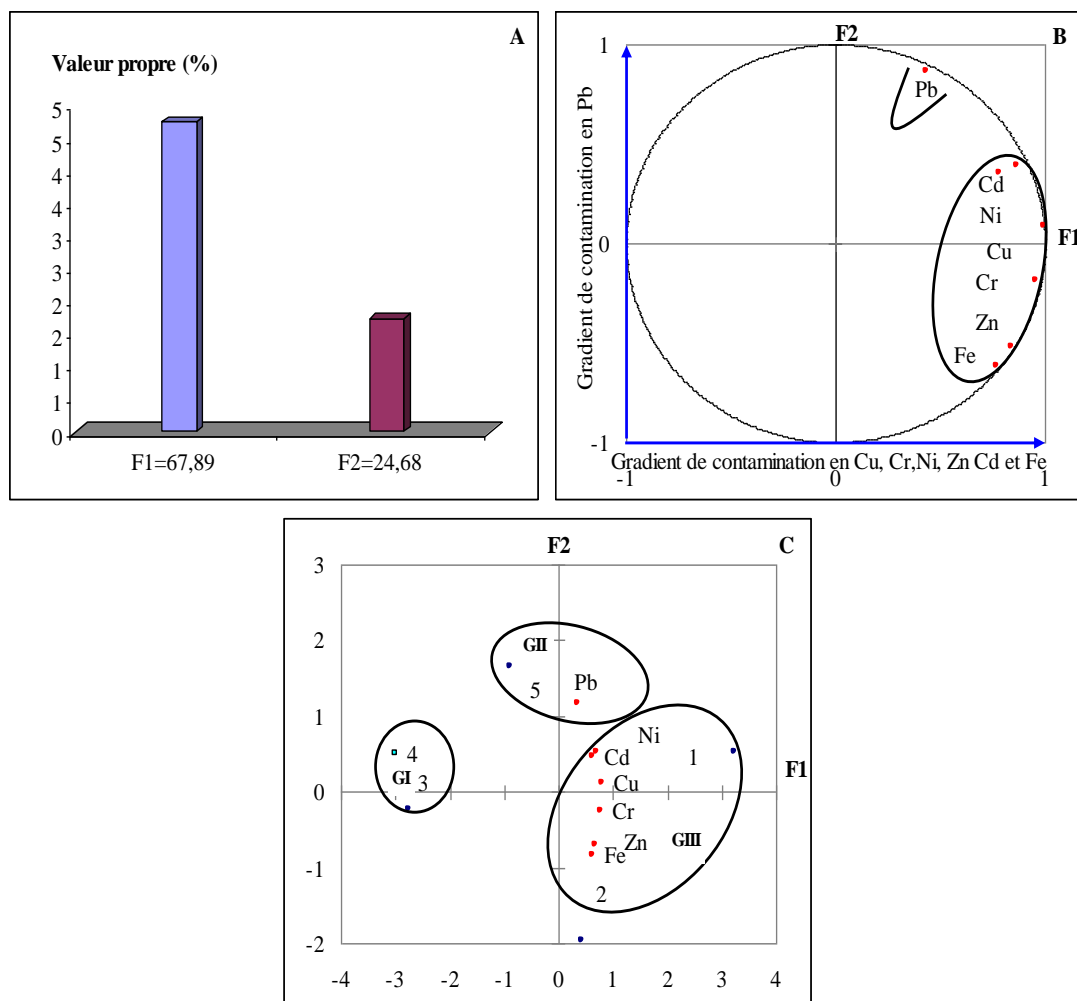


Figure 3. Approche graphique selon le plan F1×F2 de l'ACP des métaux lourds des Eaux DA.

**Analyse du graphe de l'ACP de l'eau d'irrigation au niveau de DA**

Les valeurs propres des deux axes factoriels F<sub>1</sub> et F<sub>2</sub> et leur contribution à l'inertie totale sont représentées au niveau du tableau II. Celles-ci déterminent 92,58 % de l'information totale à raison d'une inertie de 67,89 % et 24,68 % respectivement pour F<sub>1</sub> et F<sub>2</sub>. Une approche typologique des différentes variables (F<sub>1</sub> et F<sub>2</sub>) selon leurs affinités et regroupements sur les deux premières composantes principales est présentée dans la figure 3A.

La décomposition de la variabilité montre que l'axe F<sub>1</sub> prend en compte les variables Cd, Ni, Cu, Cr, Zn et Fe et définit un gradient de contamination croissant de gauche à droite. Alors que l'axe F<sub>2</sub> prend en compte Pb du côté positif (Fig. 3B). Sur le même cercle de corrélation apparaît clairement le même comportement avec une très bonne corrélation Cr-Cu ( $r^2=0,94$ ) et Fe-Zn ( $r^2=0,99$ ), suivie d'une bonne corrélation Cr-Fe, Cu-Cd et Cd-Cr avec respectivement  $r^2=0,81$ ,  $0,81$  et  $0,9$ .

A cette typologie de variables correspond une typologie de relevés et l'analyse de la carte factorielle (Fig. 3C) montrant l'individualisation des trois groupes suivants :

le groupe I représenté par les campagnes 3 et 4 relatives aux années 2008 et 2009, dont les eaux ne présentent pas de richesse particulière ; le groupe II représenté par les relevés de la campagne 5 relative à l'année 2010, dont les eaux se caractérisent par une richesse en Pb ; et le groupe III représenté par les relevés des campagnes 1 et 2 relatives aux années 2006 et 2007 montrant une concentration prononcée en Cd, Cr, Cu, Fe, Ni et Zn.

**Analyse du graphe de l'ACP de l'eau d'irrigation au niveau de MN**

Les valeurs propres des deux axes factoriels F<sub>1</sub> et F<sub>2</sub> et leur contribution à l'inertie totale sont représentées dans le tableau II. Celles-ci déterminent 90,42 % de l'information totale à raison d'une inertie de 60,65 % et 29,76 % (Fig. 4A) respectivement pour lesdits axes.

La décomposition de la variabilité montre que l'axe F<sub>1</sub> prend en compte Cd, Cr, Cu et Pb alors que l'axe F<sub>2</sub> prend en compte Ni et Zn du côté positif et Fe du côté négatif (Fig.4B). Sur le cercle de corrélation apparaît clairement le même comportement avec une très bonne corrélation Cd-Cr ( $r^2=0,999$ ), Cd-Cu ( $r^2=0,98$ ), Pb-Cr ( $r^2=0,98$ ), Pb-Cd ( $r^2=0,98$ ) et Ni-Zn.

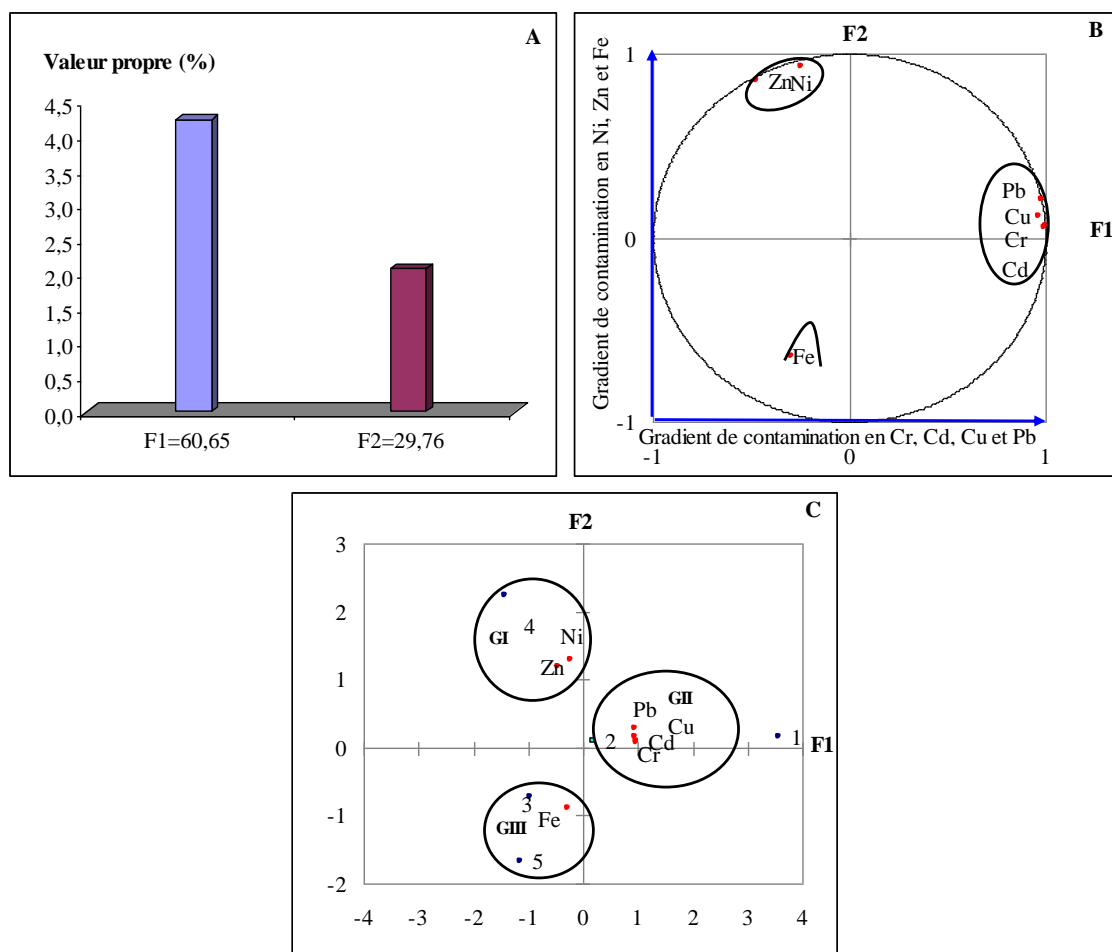


Figure 4. Approche graphique selon le plan F1 x F2 de l'ACP des métaux lourds des eaux MN.

A cette typologie de variables, correspond une typologie de relevés. L'analyse de la carte factorielle (Fig. 4C) montre l'individualisation des trois groupes de prélèvement suivants : le groupe I représenté par les relevés de la campagne 4<sup>ème</sup> campagne relative à l'année 2009 et dont les eaux se caractérisent par une richesse en Ni et Zn ; le groupe II représenté par les relevés de la campagne 2 relative à l'année 2007, dont les eaux se caractérisent par une contamination prononcée en Cd, Cr, Cu et Pb ; et le groupe III représenté par les relevés des campagnes 3 et 5 relatives aux années 2008 et 2010, dont les eaux se caractérisent par une richesse en Fe.

Une analyse globale des eaux d'irrigation au niveau de la zone d'étude de l'oued Sebou montre que DA et MN présentent des teneurs assez importantes en éléments métalliques, notamment en Cr, Pb et Cd. Ces concentrations et plus particulièrement en Cd et Cr au présentent une forte corrélation dont le coefficient est de 0,99, ce qui laisse supposer les même sources de contamination et avec comme origine possible les rejets des eaux usées industrielles. Cr peut être aussi d'origine agricole vu sa présence à l'état d'impureté dans les engrais et compte tenu des activités agricoles intenses particulièrement au niveau de MN.

### Typologie de la contamination métallique des sols

Les résultats des différents échantillons analysés des sols dans les différents sites sont présentés dans le tableau III.

L'analyse a été réalisée sur la matrice de données formée de 45 relevés ; 5 campagnes ont été effectuées entre 2006 et 2010 au niveau des trois sites (PP, DA et MN) à raison de trois prélèvements par site et par campagne.

### Analyse du graphe de l'ACP du Sol au niveau du PP

Les valeurs propres des deux axes factoriels F<sub>1</sub> et F<sub>2</sub> et leur contribution à l'inertie totale sont reportées dans la figure 5A. L'axe F<sub>1</sub> prend en compte les variables Cr, Ni, et Pb du coté positif et Zn et Cd du coté négatif et définit un gradient de contamination croissant de gauche à droite alors que l'axe F<sub>2</sub> prend en compte Fe et Cu. Sur le même cercle de corrélation (Fig. 5B) apparaît clairement le même comportement avec une bonne corrélation entre Cr-Ni ( $r^2=0,92$ ), des corrélations moyennes Cr-Pb ( $r^2=0,52$ ), Pb-Ni et Fe-Cu ( $r^2=0,53$ ).



Tableau III. Teneurs moyennes (M) exprimées en µg/g du poids sec et corrélations des variables avec les axes dans les sols agricoles au niveau des sites PP, DA et MN.

	PP			DA			MN			INRA (2000)
	F1	F2	M	F1	F2	M	F1	F2	M	
<b>Cd</b>	-0,24	-0,23	0,31	0,55*	-0,1	0,45	0,10	0,90*	0,44	0,41
<b>Cr</b>	0,88*	-0,18	22,57	0,55	0,59	29,87	0,85*	-0,10	26,12	58,2
<b>Cu</b>	0,41	0,74*	56,6	-0,5	0,21	34,70	0,71*	-0,35	38,56	19,1
<b>Fe</b>	0,28	0,82*	7895,9	0,27	0,70	11966,3	0,74*	-0,05	12964,6	-
<b>Ni</b>	0,88*	-0,30	14,56	0,82	0,23	26,89	0,93*	0,22	14,62	30,4
<b>Pb</b>	0,73*	-0,20	8,50	-0,3	0,83	10,41	0,81*	0,44	7,81	41,3
<b>Zn</b>	-0,6*	0,03	78,91	-0,7	0,49	48,26	0,86*	-0,32	25,36	103

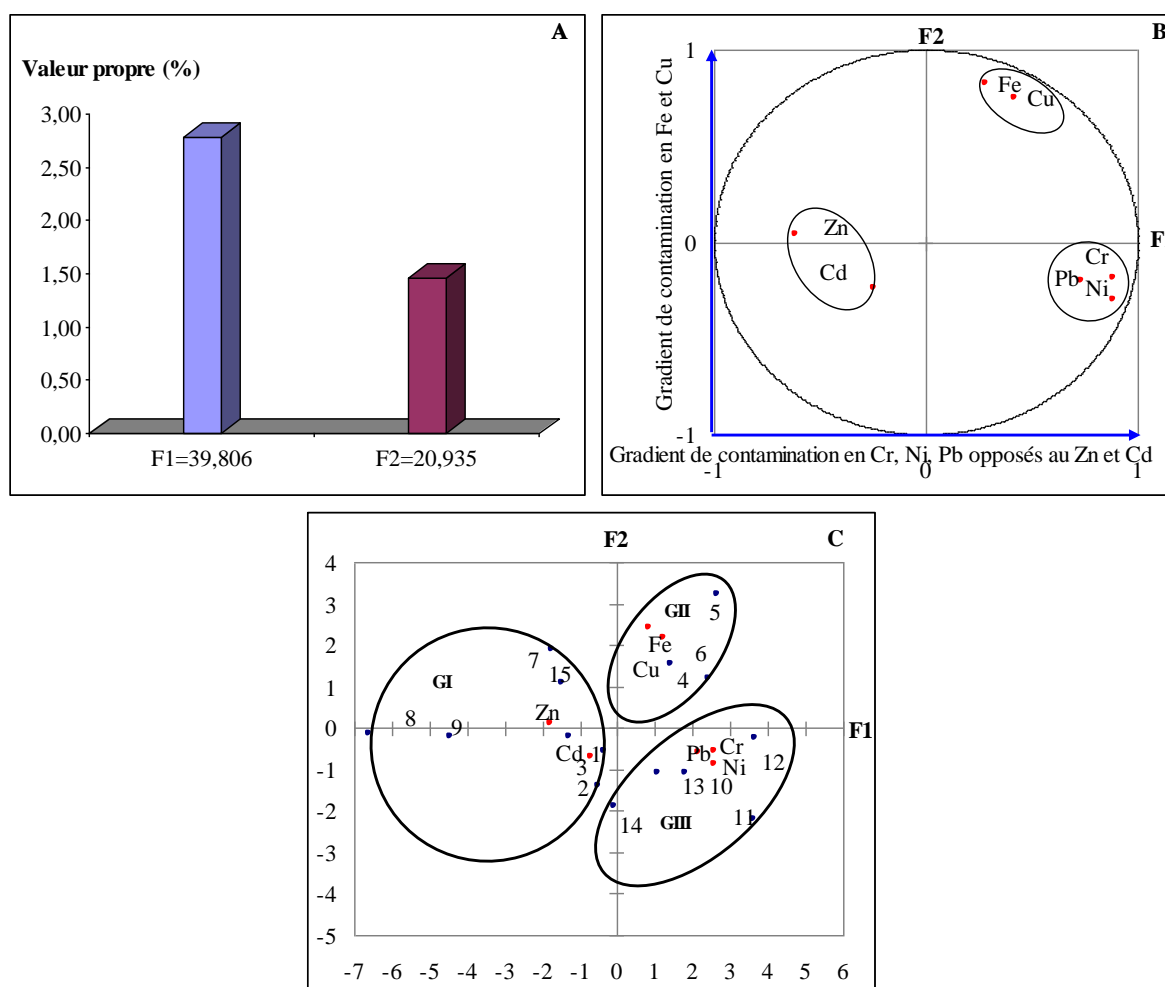


Figure 5. Approche graphique (F1 x F2) de l'ACP des métaux lourds dans les sols du PP.

L'analyse de la carte factorielle (Fig. 5C) montre l'individualisation de 3 groupes : le groupe I dont les sols se caractérisent par une richesse en Cd et Zn (relevés de 2006 et 2008) ; le groupe II dont les sols se caractérisent par une richesse en Cu et Fe (relevés de 2007) ; et le groupe III montrant une richesse en Cr, Pb et Ni (relevés 2009 et 2010).

**Analyse du graphe de l'ACP au niveau du Sol au niveau de DA**

Les valeurs propres des deux axes factoriels F1 et F2 et leur contribution à l'inertie totale sont représentées dans le tableau III et la figure 6A. L'axe F1 prend en compte les variables Ni du côté positif et le Zn, Cu et Cd du côté

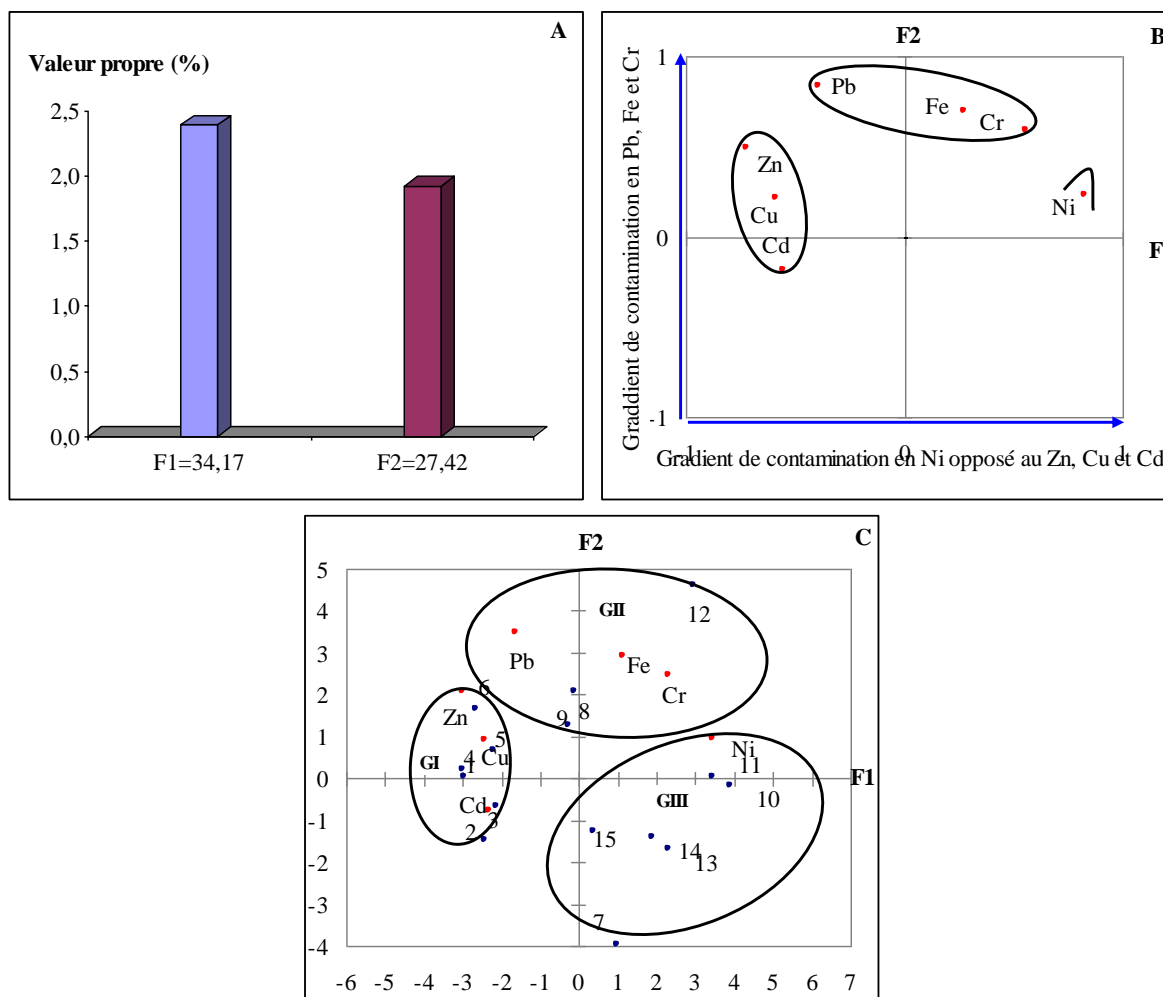


Figure 6. Approche graphique (F1×F2) de l'ACP des métaux lourds dans les sols de DA.

négalatif et définit un gradient de contamination croissant de gauche à droite, alors que l'axe F<sub>2</sub> prend en compte Pb, Fe et Cr du côté positif (Fig. 6B). La matrice de corrélation n'indique aucune corrélation significative entre les variables ; toutefois, on assiste à une moyenne corrélation entre Zn et Pb ( $r^2=0,66$ ). La projection des coordonnées de ces variables sur les plans des deux premières composantes principales (F<sub>1</sub>×F<sub>2</sub>), illustrée par le cercle de corrélation fait apparaître les affinités des variables vis-à-vis de chacun des axes.

L'analyse de la carte factorielle (Fig. 6C) montre l'individualisation de 3 groupes : le groupe I représenté par des sols qui se caractérisent par une richesse en Cd, Cu, et Zn (2006 et 2007) ; le groupe II dont les sols montrent une richesse en Cr, Pb et Fe (2008) ; et le groupe III (2009 et 2010) caractérisés par une richesse en Ni.

#### Analyse du graphe de l'ACP du Sol au niveau de MN

Les valeurs propres des deux axes F<sub>1</sub> et F<sub>2</sub>, leur contribution à l'inertie totale, leurs coordonnées selon les mêmes axes sont représentées dans le tableau III. L'axe F<sub>1</sub> prend en compte les variables Ni, Zn, Cr, Pb, Fe et Cu du

côté positif et définit un gradient croissant de gauche à droite, alors que l'axe F<sub>2</sub> prend en compte Cd (Fig. 7A).

Sur le cercle de corrélation (Fig. 7B) apparaît clairement le même comportement avec une bonne à assez bonne corrélation Cu-Zn ( $r^2=0,92$ ), Cr-Ni ( $r^2=0,84$ ), Ni-Pb ( $r^2=0,81$ ), Ni-Zn ( $r^2=0,72$ ) et de faibles corrélations entre Cr-Pb ( $r^2=0,67$ ) et Cr-Zn ( $r^2=0,66$ ).

L'analyse de la carte factorielle (Fig. 7C) montre l'individualisation de 3 groupes : le groupe I représenté (2008 et 2010) par des sols ne révélant pas de richesse particulière ; le groupe II (2006) dont les sols se caractérisent par une richesse en Cd ; et le groupe III, opposé au groupe I, représenté par des relevés (2007 et 2009) caractérisés par une richesse poly métallique importante en Cr, Fe, Pb, Ni, Cu et Zn.

Les teneurs des sols agricoles en éléments métalliques, comparées aux normes INRA (2000), présentent des concentrations assez importantes, notamment en Cu et Cd et particulièrement au niveau de DA et MN. Ces concentrations présentent une faible corrélation.



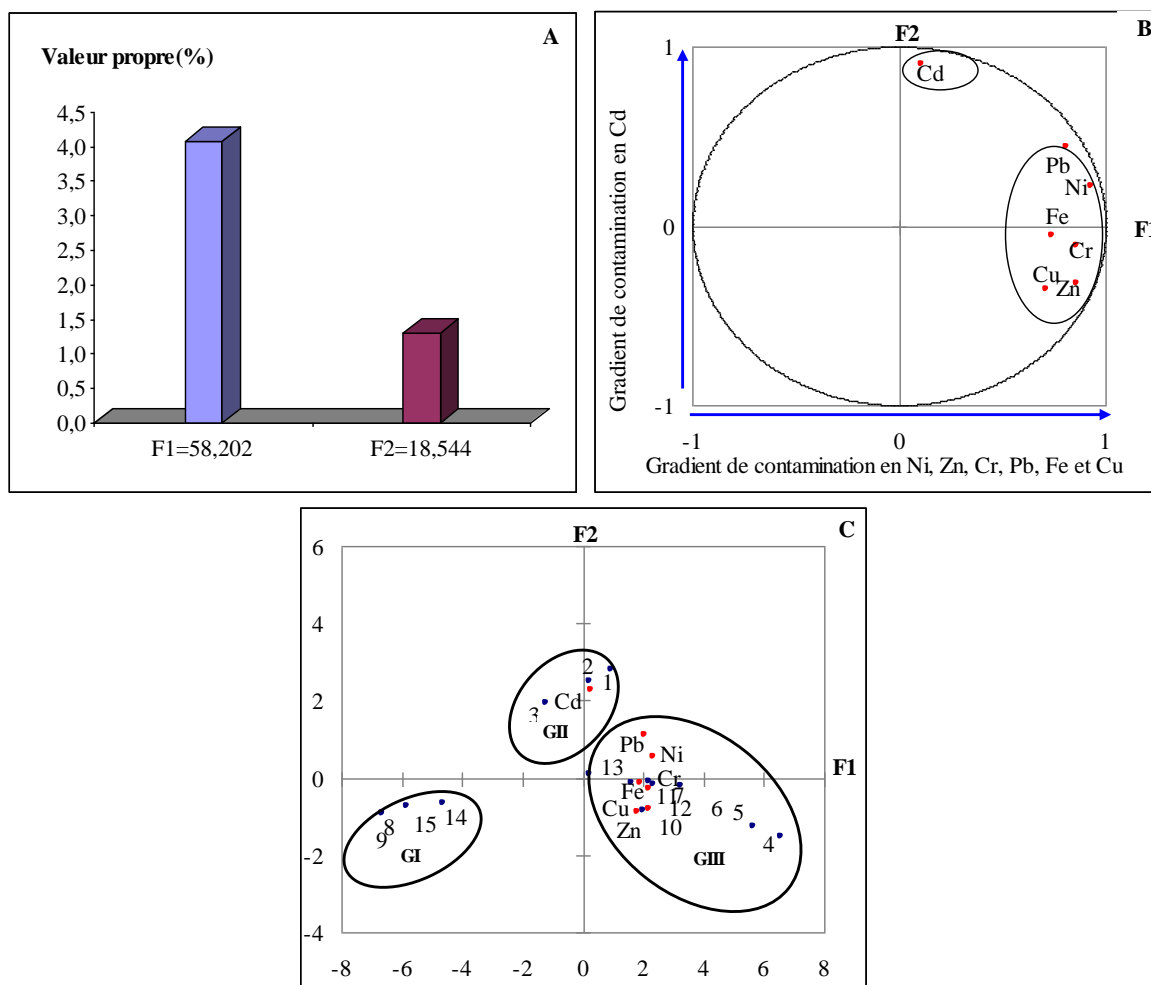


Figure 7. Approche graphique (F1×F2) de l'ACP des métaux lourds dans les sols MN.

Tableau IV. Corrélations des variables avec les axes dans les cultures au niveau des sites PP, DA et MN.

	PP		DA		MN	
	F1	F2	F1	F2	F1	F2
<b>Cd</b>	0,35	-0,44*	0,16	0,61*	0,81*	-0,10
<b>Cr</b>	0,04	-0,49*	0,63*	0,40	-0,27	0,89*
<b>Cu</b>	0,58	0,76*	0,70*	-0,55	0,92	0,04
<b>Fe</b>	0,72*	-0,18	0,86*	0,07	-0,46	0,17
<b>Ni</b>	0,78*	-0,27	0,37	0,05	0,16	0,84*
<b>Pb</b>	0,64*	-0,57	0,47	0,75*	0,57*	0,36
<b>Zn</b>	0,76*	0,59	0,82*	-0,49	0,87*	0,03

### Typologie de la contamination métallique des cultures

Les résultats des différents échantillons analysés des cultures dans les différents sites sont présentés dans le tableau IV.

L'ACP est effectuée sur une matrice de données constituée de 57 prélèvements, soit 5 campagnes pour les trois sites avec 20 prélèvements pour PP, 18 pour DA et 19 pour MN.

### Analyse du graphe de l'ACP des cultures du PP

Une première approche typologique des différentes variables selon leurs affinités et leur regroupement sur les deux premières composantes principales à partir de leur contribution, est représentée dans la figure 8A. L'axe F<sub>1</sub> prend en compte Ni, Zn, Fe et Pb et définit un gradient de contamination croissant de gauche à droite. Alors que l'axe F<sub>2</sub> prend en compte le Cd, Cr et Cu.

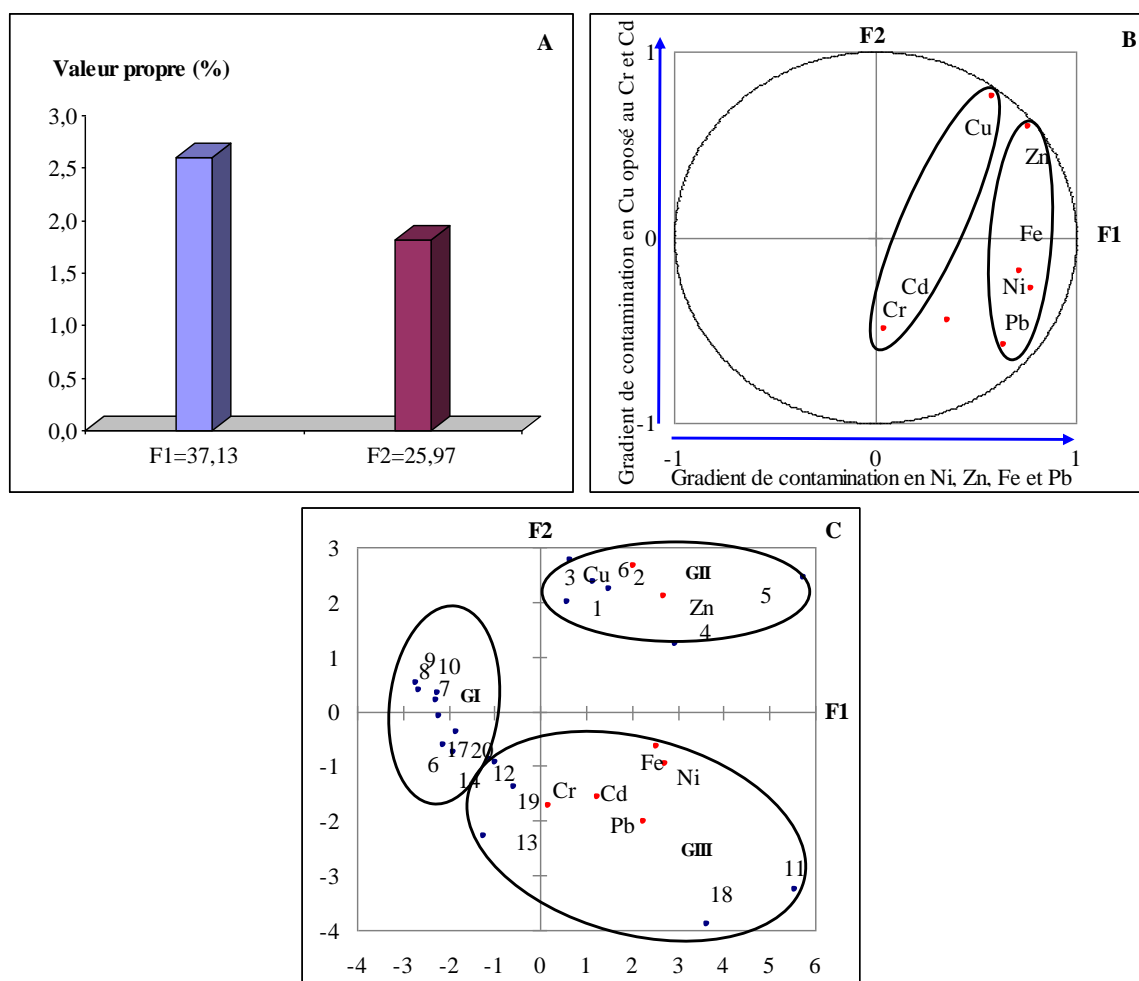


Figure 8. Approche graphique (F1×F2) de l'ACP des métaux lourds dans les cultures du PP.

Sur le cercle de corrélation (Fig. 8B), on note une bonne corrélation Cu-Zn ( $r^2=0,88$ ) et Pb-Fe ( $r^2=0,80$ ), alors que Ni présente une corrélation moyenne avec Cd et Zn, avec respectivement ( $r^2=0,61$  et  $r^2=0,51$ ).

La projection des coordonnées de ces variables sur les plans des deux premières composantes principales (F1× F2), illustrée sur le cercle de corrélation fait apparaître les affinités des variables vis-à-vis de chacun des axes.

L'analyse de la carte factorielle représentée par la figure 8C montre l'individualisation de trois groupes: le groupe I représenté par les relevés des années 2008 et 2010 montrant une faible richesse en éléments métalliques étudiées, le groupe II représenté principalement par les relevés des années 2006 et 2007 caractérisé par une richesse en Cu et Zn et le groupe III représenté principalement par les relevés de l'année 2009 montrant une richesse poly métallique, notamment en Pb, Fe, Ni, Cd et Cr.

#### Analyse du graphe de l'ACP des cultures de DA

L'axe F<sub>1</sub> prend en compte les variables Fe, Cr du côté positif et Cu-Zn du côté négatif. Alors que l'axe F<sub>2</sub> prend en

compte le Pb et le Cd du côté positif (Fig. 9A). Sur le cercle de corrélation (Fig. 9B) apparaît clairement le même comportement avec une bonne corrélation Cu-Zn ( $r^2=0,954$ ), assez bonne pour Cr-Fe ( $r^2=0,769$ ) et moyenne respectivement pour Pb-Cd ( $r^2=0,595$ ) et Fe-Zn ( $r^2=0,542$ ).

La projection des coordonnées de ces variables sur (F<sub>1</sub>× F<sub>2</sub>), illustrée sur le cercle de corrélation fait apparaître les affinités des variables vis-à-vis de chacun des axes.

L'analyse de la carte factorielle (Fig. 9C) montre l'individualisation de trois groupes: le groupe I formé par les relevés des années 2008 et 2009 dont les cultures ne présentent pas une richesse spécifique en éléments métalliques, le groupe II représenté par les relevés de l'année 2010 caractérisé par une richesse en Cd et Pb et le groupe III représenté par les relevés des années 2006 et 2007 caractérisé par une richesse en Fe et Cr du côté positif de l'axe F<sub>1</sub> et en Cu et Zn du côté négatif du même axe.

#### Analyse du graphe de l'ACP des cultures de MN

Les valeurs propres des deux axes factoriels F<sub>1</sub> et F<sub>2</sub> et leur contribution à l'inertie totale sont représentées dans le

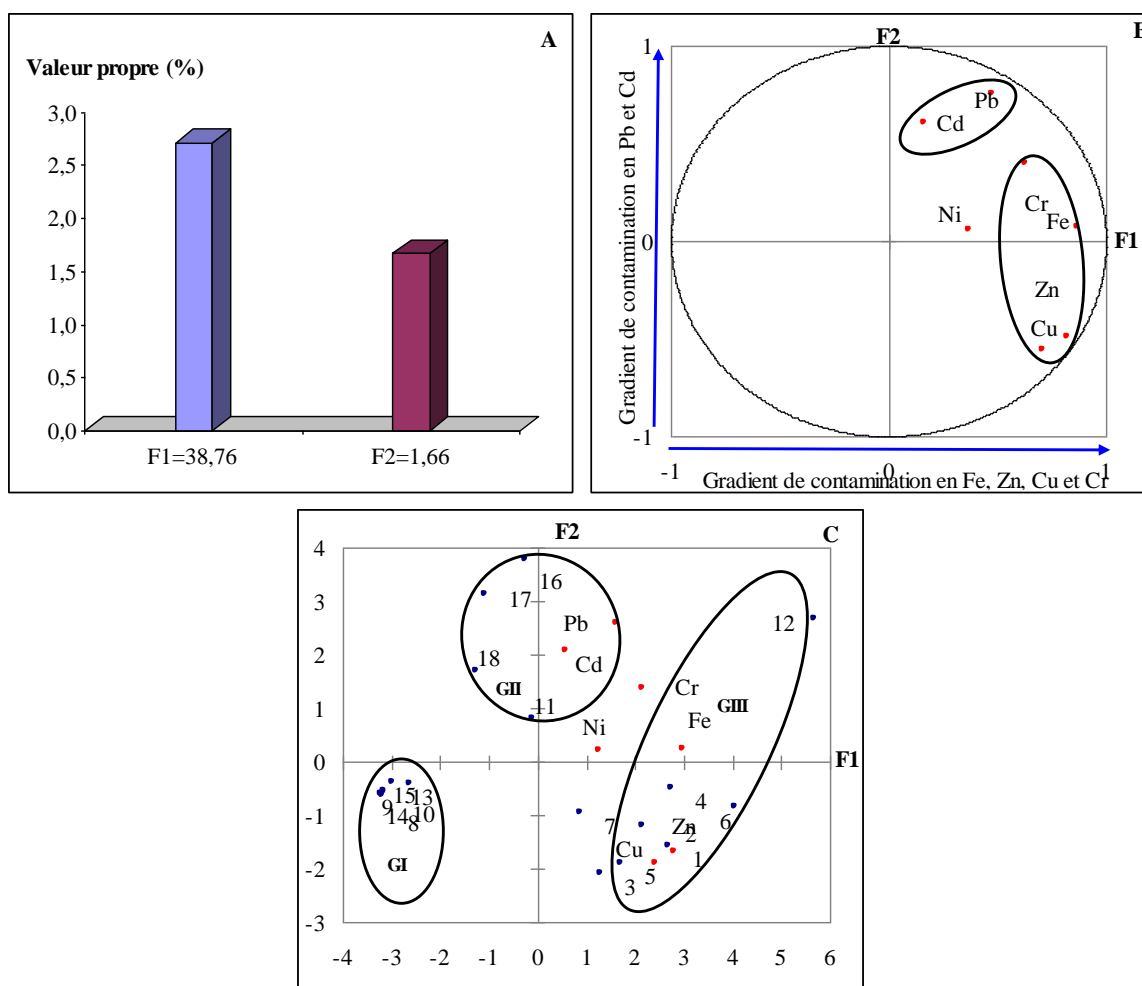


Figure 9. Approche graphique (F1×F2) de l'ACP des métaux lourds dans les cultures de DA.

tableau V. La décomposition de la variabilité montre que l'axe F<sub>1</sub> prend en compte les variables Cu, Zn, Cd et Pb et définit un gradient de contamination croissant de gauche à droite. Alors que l'axe F<sub>2</sub> prend en compte le Cr et Ni. Nous notons aussi le comportement différent du Fe (Fig. 10A).

Sur le cercle de corrélation (Fig. 10B) apparaît le même comportement avec une bonne corrélation Cu-Zn ( $r^2=0,94$ ) et des corrélations moyennes pour Cu-Cd ( $r^2=0,60$ ), Cr-Ni ( $r^2=0,60$ ) et Zn-Cd ( $r^2=0,55$ ).

La projection des coordonnées de ces variables sur (F<sub>1</sub>×F<sub>2</sub>) fait apparaître les affinités des variables vis-à-vis de chacun des axes. L'analyse de la carte factorielle (Fig. 10C) montre l'individualisation des trois groupes suivants: le groupe I représenté par des relevés des années 2008, 2009 et 2010 riche en Fe, le groupe II représenté par des relevés des années 2007 et 2009 est caractérisé par une richesse en Cr et Ni et le groupe III formé par des relevés des années 2006 et 2007 riche en Cu, Zn et Pb du côté positif de l'axe F<sub>1</sub> et Cd du côté négatif du même axe.

Les teneurs des cultures étudiées et celle des auteurs, notamment Tremel-Schaub & Feix (2005), Kabata &

Pendias (1992) et Markert (1994) sont présentées au niveau du tableau V.

La comparaison des teneurs enregistrées des métaux par ces cultures étudiées montre que les concentrations en oligo-éléments Fe, Cu et Zn sont plus élevées par rapport à celles des éléments toxiques Cr, Pb, Ni et Cd (Tab. V), résultat attesté par l'ordre d'enrichissement des cultures étudiées par les différents éléments ainsi que par les cultures de référence. On note aussi la forte corrélation Cu et Zn et ce au niveau des trois sites avec respectivement (0,88; 0,95 et 0,94) au niveau du PP, DA et MN.

Par ailleurs, Les cultures (BL, MS et NV) de notre étude présentent des teneurs importantes en éléments métalliques, comparées à celles fixées Tremel-Schaub & Feix (2005), notamment en Cr, Ni et Pb avec les teneurs respectivement de 10,60; 22,44 et 2,10 µg/g de matière sèche enregistrée principalement au niveau de DA

## DISCUSSION

L'analyse globale des résultats obtenus au niveau des eaux d'irrigation permet de constater la contamination, notamment en Cr et Cd de ce support au niveau de DA et

Tableau V. Teneurs moyennes en métaux (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni Pb et Zn) exprimés en  $\mu\text{g/g}$  du poids sec des différentes cultures au niveau des trois sites d'étude.

		<b>Cd</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Fe</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>PP</b>	Blé (BL)	0,01	1,69	5,65	195,48	5,8	1,83	19,54
	Maïs (MS)	0,02	0,50	0,76	11,37	1,15	0,42	6,65
	Courgette (CG)	0,03	0,07	1,50	17,70	1,70	0,08	2,88
	Laitue (LT)	0,001	1,86	0,57	24,70	1,31	0,21	1,31
	Navet (NV)	0,01	0,90	1,70	5,14	0,96	0,30	1,40
<b>DA</b>	Blé (BL)	0,03	10,60	7,34	136,41	9,74	2,10	31,34
	Maïs (MS)	0,01	0,97	4,31	36,70	22,44	0,14	25,77
	Courgette (CG)	0,05	0,11	0,61	3,52	0,58	0,52	1,57
	Laitue (LT)	0,001	0,54	0,73	4,95	1,70	0,24	21,50
	Navet (NV)	0,09	1,92	37,06	138,77	8,75	1,36	54,30
<b>MN</b>	Blé (BL)	0,08	2,25	6,82	34,05	9,61	0,79	8,55
	Maïs (MS)	0,02	2,65	3,89	40,17	12,39	0,57	12,14
	Courgette (CG)	0,002	0,75	0,57	5,99	0,61	0,08	1,21
	Laitue (LT)	0,03	3,84	32,63	69,97	21,64	0,63	38,97
	Navet (NV)	0,07	1,32	35,80	149,82	1,34	0,64	37,71
<b>Tremel Schaub et Feix, 2005</b>	Blé (BL)	0,07	0,08	4,98	-	0,06	0,05	13,77
	Maïs (MS)	0,03	0,36	3,5	-	1,33	0,89	35,00
	Courgette (CG)	0,15	0,50	9	-	2,30	0,35	24,00
	Laitue (LT)	0,56	1,40	7,59	-	1,15	3,41	22,00
	Navet (NV)	0,06	0,05	7	-	0,1	-	23,00
<b>Kabata et Pendas (1992)</b>	T.Normale	0,035	0,03	15,75	-	2,55	7,5	88,5
	T.Toxique	5-30	5-30	50	-	10-100	30-300	100-400
<b>Markert 1994</b>	T. normale	0,05	1,5	10	150	1,5	1	50

MN, qui trouve son origine dans les rejets urbains. Comme pour les eaux, c'est surtout au niveau de DA et MN que l'on note la contamination des sols agricoles particulièrement en Cd et Cu, éléments qui peuvent trouver leur origine dans les activités aussi bien agricoles qu'industrielles. Les impacts combinés d'une pollution agricole et métallique sont également possibles.

Par ailleurs, ces résultats confirment, pour les sites DA et MN, les résultats des études antérieures témoignant d'une pollution métallique (Azzaoui *et al.* 2002, Khamar 2002, Koukal 2004, Amri *et al.* 2007, Derwich *et al.* 2008 et Bouchouata *et al.* 2011).

L'analyse des teneurs métalliques par type de culture et par métal permet de constater que pour Cd, la teneur moyenne maximale a été enregistrée par le navet à DA avec une teneur de  $0,09 \mu\text{g/g}$  dépassant la teneur indicative fixée à  $0,06 \mu\text{g/g}$  (Tremel-Schaub & Feix 2005). Cette concentration dépasse la teneur normale des cultures fixée à  $0,03 \mu\text{g/g}$  (Tremel-Schaub & Feix 2005). La même remarque concerne le blé et le navet de MN avec des

teneurs respectives de  $0,08$  et  $0,07 \mu\text{g/g}$ . Toutefois, la teneur tolérable fixée à  $3 \mu\text{g/g}$  est respectée (Kabata & Pendas 1992).

Pour Cr, la teneur moyenne du blé est de  $10,6$  ;  $2,25$  et  $1,69 \mu\text{g/g}$  respectivement au niveau de DA, MN et PP, dépassant la teneur normale fixée à  $0,08 \mu\text{g/g}$  ainsi que la teneur tolérable  $2 \mu\text{g/g}$ , particulièrement au niveau de DA et MN (Kabata & Pendas 1992). Le maïs présente aussi une concentration moyenne dépassant la teneur normale de cette culture fixée à  $0,36$  (Tremel-Schaub & Feix 2005) et la teneur normale des cultures fixée à  $0,03 \mu\text{g/g}$  par Kabata & Pendas (1992), notamment au niveau de MN avec  $2,65 \mu\text{g/g}$  et DA avec  $0,97 \mu\text{g/g}$ . Le même constat concerne la laitue dont la concentration maximale a été enregistrée au niveau de MN avec une concentration moyenne de  $3,84 \mu\text{g/g}$ . Enfin, le navet, avec respectivement  $1,92$  ;  $1,32$  et  $0,9 \mu\text{g/g}$  au niveau de DA, MN et PP, dépasse aussi bien la teneur normale fixée par Kabata & Pendas (1992) à  $0,03 \mu\text{g/g}$  que la valeur  $0,05 \mu\text{g/g}$  indiquée par Tremel-Schaub & Feix (2005).

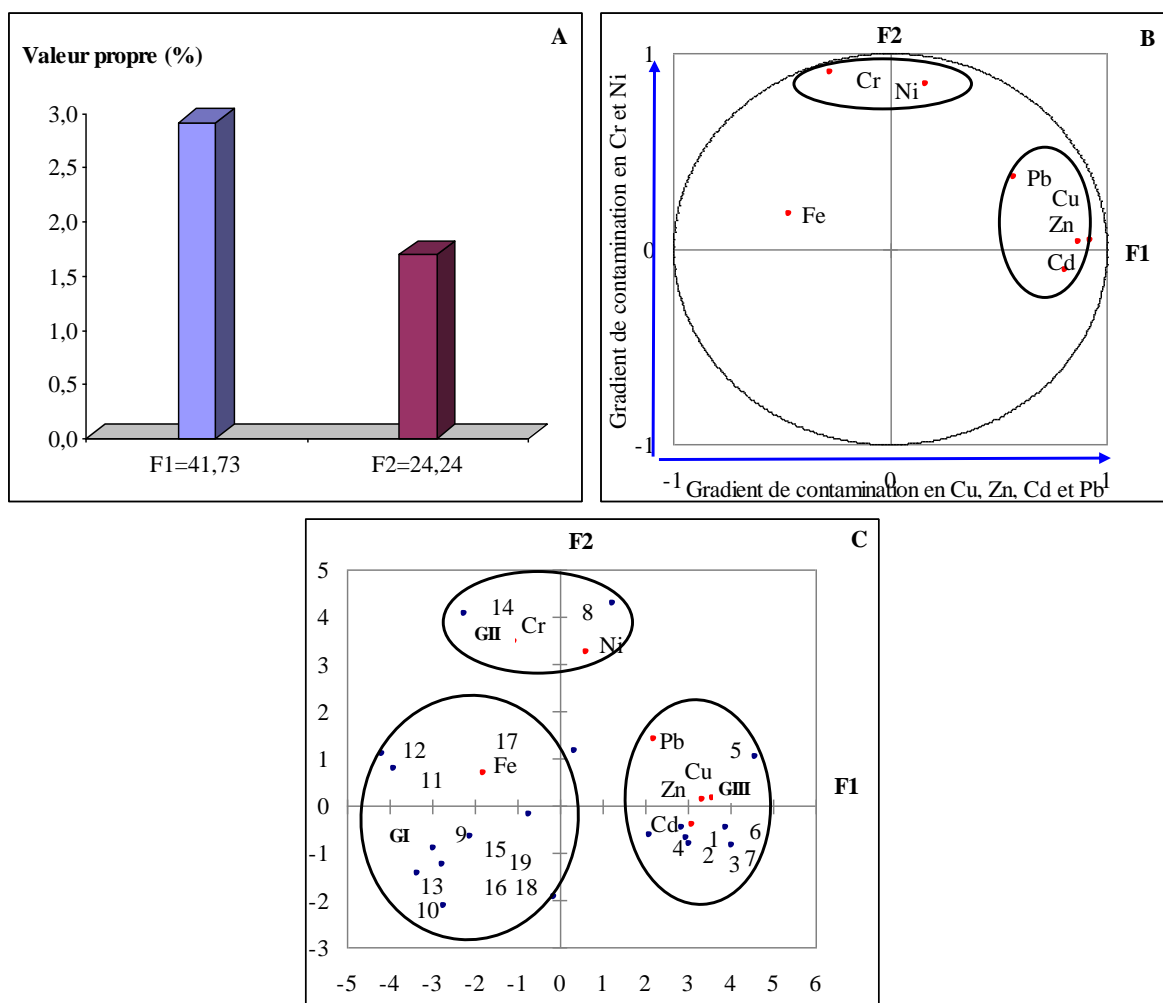


Figure 10. Approche graphique (F1 x F2) de l'ACP des métaux lourds dans les cultures MN.

Pour ce qui est de Cu, il présente des teneurs dépassant de loin la fourchette normale fixée à 3,5 µg/g (Coïc & Coppenet 1998), sans toutefois atteindre la teneur toxique qui est de 50 µg/g (Kabata & Pendias 1992). Le navet est la culture qui a présenté la teneur maximale avec respectivement 37,06 µg/g à DA et 35,8 µg/g à MN.

S'agissant de Fe, les concentrations sont globalement au-dessous de la teneur normale fixée à 150 µg/g (Markert 1994) sauf pour le blé à PP, dont la concentration a atteint 195,48 µg/g. On note aussi que le blé et le navet sont les cultures qui ont accumulé cet élément avec des teneurs de 136,41 µg/g pour le blé de DA et respectivement 149,82 et 138,77 µg/g pour le navet de MN et DA. Outre les apports anthropiques, le fer peut être d'origine endogène ce qui est en accord avec l'hypothèse de la qualité des sols ferrugineux de la zone MN (O.R.M.V.A.G. 1994).

Facilement prélevé par les plantes, Ni a enregistré des concentrations parfois importantes sans toutefois dépasser la teneur tolérable fixée à 50 µg/g (Kabata & Pendias 1992). En effet, on note des concentrations moyennes de l'ordre de 5,8 µg/g au niveau du PP, de 9,74 µg/g pour DA et 9,61 µg/g pour MN et ce pour le blé, dépassant aussi bien la teneur normale fixée par Markert à 1,5 µg/g (1994) et

Kabata & Pendias à 2,55 µg/g (1992). Le même constat concerne le maïs de DA dont la teneur moyenne 22,44 µg/g dépasse de dix fois la teneur normale, la même culture a enregistré une concentration de 12,39 µg/g au niveau de MN, alors qu'au niveau de PP on note une concentration faible de 1,15 µg/g. En ce qui concerne le navet, c'est surtout au niveau de DA (8,75 µg/g) que cette culture a présenté une concentration importante comparée à la teneur indicative relative à cette culture et qui est de 0,1 µg/g (Tremel-Schaub & Feix 2005). Enfin, avec une concentration de 21,64 µg/g, la laitue de MN a présenté l'une des concentrations les plus élevées en cet élément.

Concernant Pb, les concentrations des cultures sont généralement normales, ne dépassant guère la teneur tolérable fixée à 7,5 µg/g (Kabata & Pendias 1992). Toutefois, la teneur admissible pour les plantes comestibles considérée par la FAO et l'OMS (0,3 µg/g) se trouve largement dépassée par la plupart des cultures (Roony *et al.* 1999). Si l'on compare les concentrations spécifiques par culture, on note que le blé a enregistré la teneur maximale avec 2,10 µg/g et respectivement 1,83 µg/g au niveau du PP et 0,79 µg/g au niveau de MN. Le navet a également enregistré des teneurs importantes, notamment au niveau de DA : 1,36 µg/g contre 0,64 µg/g au niveau de MN. Enfin le

maïs a enregistré des teneurs moyennes autour de 0,5 µg/g au niveau des deux sites PP et MN alors que celui de DA a une teneur de 0,14 µg/g.

Pour ce qui est de Zn, élément fortement phyto-disponible, on remarque que les teneurs des cultures n'ont pas atteint la teneur toxique (100-400 µg/g) indiquée par Kabata & Pendias (1992). Toutefois, et considérant la teneur normale de 50 µg/g (Markert 1994) et 23 µg/g indiquée par Tremel-Schaub & Feix (2005), on déduit que le navet présente une concentration excessive en Zn (54,3 µg/g au niveau de DA et 37,71 µg/g au niveau de MN). Le blé de DA présente également une concentration triple par rapport à la teneur normale 13,77 µg/g en cette culture (Tremel-Schaub & Feix 2005). La même remarque concerne la laitue, particulièrement au niveau de MN avec une concentration de 38,97 µg/g comparé à la teneur normale 22 µg/g (Tremel-Schaub & Feix 2005).

Si l'on compare la concentration des cultures pour les 7 éléments, on remarque que de manière globale, l'ordre d'enrichissement est respecté au niveau des trois sites et par la majorité des cultures et se présente comme suit : Fe>Zn>Cu>Cr>Ni>Pb>Cd. On note par ailleurs que certaines graminées (maïs et blé) sont accumulatrices des éléments métalliques. Cette étude révèle aussi le pouvoir accumulateur du navet, résultat prouvé par des études antérieures (Khamar 2002, Bouchouata *et al.* 2011).

## CONCLUSION

A la lumière des résultats obtenus au niveau des trois supports étudiés (eau d'irrigation, sols agricoles et cultures maraîchères), on confirme que la zone d'étude est polluée. En effet, les eaux d'irrigation particulièrement au niveau de DA et MN sont considérées contaminées en Cr et Cd constituant un danger pour la population et affectant la consommation des eaux de puits de MN.

Pour les sols, on relève une contamination en Cd, notamment au niveau de DA et MN. Enfin, les teneurs des cultures, particulièrement pour le Cr, Cd témoignent d'une pollution industrielle.

Par ailleurs, les corrélations obtenues entre ces trois supports permettent d'avancer les origines possibles des apports en éléments métalliques (naturelles et anthropiques) et confirment que les eaux d'irrigation constituent l'une des sources d'entrée de ces métaux. On note aussi que les cultures présentent des affinités différentes vis-à-vis d'un élément métallique, affinité pour laquelle il convient de considérer les effets singuliers et les interactions entre les différents facteurs influençant la biodisponibilité des éléments métalliques dont la physiologie de la culture elle-même. A ce titre on souligne aussi que les graminées et le navet peuvent être des indicateurs de la pollution métallique.

Le suivi minutieux de l'évolution de cette pollution et la recherche de solutions de préservation à la source s'avère d'une grande nécessité pour protéger cet écosystème et s'inscrire dans l'esprit de la charte de l'environnement et du développement durable du Maroc qui offre des opportunités d'appui à un développement durable et responsable.

## Remerciements

Ce travail a été réalisé dans le cadre du programme d'appui à la Recherche Scientifique au sein de l'UFR : Eaux Usées et Santé à la Faculté des Sciences de Kenitra. Il a été mené en collaboration avec le Centre National de la Recherche Scientifique et Technique (CNIRST) et le Laboratoire d'analyse MAG de Casablanca ainsi que l'Agence du Bassin Hydraulique du Sebou (ABHS). Les auteurs remercient vivement les évaluateurs anonymes pour leurs remarques, commentaires et orientations qui ont permis d'améliorer le manuscrit et proposé l'adoption d'une autre approche de présentation de résultats. Une approche qui peut être adoptée pour un article futur.

## References

- A.B.H.S. (Agence du Bassin Hydraulique du Sebou) 2004. Etude stratégique d'intervention de l'A.B.H. Atelier de concertation du 9 septembre 2004. 45 p. Inédit.
- A.B.H.S. 2006. Système de redevance du Bassin Hydraulique du Sebou. Bulletin n° 16. 21 p. Inédit.
- A.B.H.S. 2010. Etude du coût de dégradation du Sebou. Etude menée par le Département de l'Environnement et l'Agence du Bassin Hydraulique du Sebou en collaboration avec l'AFD et WWF. 48 p. Inédit.
- Ahmad M.K., Islam S., Rahman S., Haque M.R. & Islam M.M. 2010. Heavy metals in water, sediment and some fishes of Buriganga river, Bangladesh. *Int. J. Environ. Res.*, 4, 2, 321-332.
- Amri N., Benslimane M., Zaoui H., Hamedoun M. & Outiti B. 2007. Evaluations of the heavy metals accumulate in samples of the sediments, soils and plants by Icpoes with the average Sebou. *Mor. J. Condensed Matter*, 8, 1, 43-52.
- Annabi A.B., Nehdi A., Hajjaji N., Gharbi N. & El-Fazâa S. 2007. Incidence de la toxicité du plomb sur l'activité des enzymes antioxydantes et du taux plasmatique de la bilirubine chez le rat adulte. *C.R. Biologies*, 330, 581-588.
- Azzaoui S., El Hanbali M. & Leblanc M. 2002. Copper, Lead, Iron and Manganese in the Sebou, drainage basin ; Sources and impact on surface water quality. *Water Qual. Res. J. Canada*, 27, 4, 773-784.
- Boivin G. & Cournot G. 2001. Manifestations osseuses et articulaires des intoxications métalliques et métalloïdiques. *Encycl Med Chir, Editions Scientifiques et Médicales Elsevier SAS, Appareil Icomoteur*, 14-025-R-10, 8 p.
- Bouchouata O., Jaafar B., Bounakhla M., Doukkali A. & Attarassi B. 2011. Etude de la contamination par les métaux lourds des eaux d'irrigation et les cultures maraîchères dans la zone M'nasra (Gharb, Maroc). *ScienceLib Editions Mersenne*, 3, 1-11.3
- Coïc Y. & Coppenet M. 1989. *Les oligo-éléments en agriculture et élevages. Incidence sur la nutrition humaine*. INRA, Paris, 109 p.
- Derwich E., Beziane Z., Benaabidate L. & Belghyti D. 2008. Evaluation de la qualité des eaux de surface des oueds Fès et Sebou utilisées en agriculture maraîchère au Maroc. *Larhyss J.*, 7, 59-77.



- El Blidi S., Fekhaoui M., El Abidi A., Idrissi L. & Benazzou T. 2006. Contamination des rizières de la plaine du Gharb (Maroc) par des métaux traces. *Vecteur Environnement*, janvier, 46-53.
- El Morhit M., Fekhaoui M., Serghini A., El Blidi S., El Abidi A., Bennaakam R., Yahyaoui A. & Jbilou M. 2008. Impact de l'aménagement hydraulique sur la qualité des eaux et des sédiments de l'estuaire du Loukkos (côte atlantique, Maroc). *Bull. Inst. Sci.*, sect. Sci. Vie, 30, 39-47.
- Foucart S. 1982. *Analyse factorielle. Programme sur ordinateur*. Masson, Paris, France.
- Gomez A., Solda P., Lambrot C., Wilbert J. & Juste C. 1992. Bilan des éléments-traces métalliques transférés dans un sol sableux après 16 années d'apports continus et connus de boues de station d'épuration et de fumier de ferme en monoculture irriguée de maïs. *Conv. Min. Env./INRA n° 89-256*, 57 p.
- INRA (Institut National de la Recherche Agronomique). 2000. Teneurs totales en métaux lourds dans les sols français du programme ASPITET. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 39, pp 39-54.
- Kabata P.A. & Pendias H. 1992. *Trace elements in soils and plants*, 2<sup>nd</sup> ed., CRC Press, Boca Raton, 315 p.
- Khamar M. 2002. *Etude de la charge en métaux lourds dans les eaux, les sédiments, les sols et les productions agricoles irrigués par les eaux usées de la ville de Fès*. Thèse de Doctorat, Univ. Sidi Mohammed Ben Abdallah, Fac. Sci. Fès, 243 p.
- Koukal B., Dominik J., Vignati D., Arpagaus P., Santiago S., Ouddane B. & Benaabidate L. 2004. Assessment of water quality and toxicity of polluted rivers Fez and Sebou in the region of Fez (Morocco). *Environ Pollut.*, 131, 163-172.
- Markert B. 1994. Plants as biomonitors – potential advantages and problems. In : Adriano D.C., Chen Z.C. & Yang .S.S. (eds). - *Biochemistry of trace elements*. Science and Technology Letters, North Wood 11, New York, pp. 601-613.
- Morera J.M., Bacardit A., Ollé L., Bartolí E. & Borràs M.D. 2007. Minimization of the environmental impact of chrome tanning: A new process with high chrome exhaustion. *Chemosphere*, 69, 1728-1733.
- Office Régional de Mise en Valeur Agricole du Gharb (ORMVAG).1994. Etude pédologique au 1/20.000 de la troisième tranche d'irrigation sur la superficie de 100 000 Ha Zone Mnasra Z<sub>1</sub> Z<sub>2</sub>. Rapport inédit. 180 p
- Ouakrim M. 2010. Charte de l'Environnement, Journée de concertation régionale. Rapport du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche Maritime (Fiches région Gharb Cherarda Bni Hssen), pp. 7-9.
- Roony C.P., McLaren R.G. & Cresswel R.J. 1999. Distribution and phytoavailability of lead in soil contaminated with lead shot. *Water, Air, and Soil*, 116, 535-584.
- Salt D.E., Smith R.D. & Raskin I. 1998. Phytoremediation. *Plant Physiol. Plant Mol. Biol.*, 49, 643---668.
- Shah K. & Nongkynrih J.M. 2007. Metal hyperaccumulation and bioremediation. *Biologia Plantarum*, 51, 618-634.
- Singh O.V., Labana S., Pandey G., Budhiraja R. & Jain R.K. 2003. Phytoremediation : an overview of metallic ion decontamination from soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 61, 405-412.
- Tremel-Schaub A. & Feix I. 2005. *Contamination des sols, transfert des sols vers les plantes*, édition 2, 413 p.
- Wang Q.R., Cui Y.S., Liu X.M., Dong Y.T. & Christie P. 2003. Soil contamination and plant uptake of heavy metals at polluted sites in China. *J. Environ. Sci. Health, Part A: Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng*, 38, 823-838.
- WHO (World Health Organization), 2006. Guidelines for drinking-water quality. Vol. 1, third edition. WHO, Geneva, 494 p.

Manuscrit reçu le 13 novembre 2011  
Version modifiée acceptée le 19 juillet 2012