

IMPACT DES REJETS MINIERS SUR LA QUALITE PHYSICO-CHIMIQUE ET BIOLOGIQUE DES EAUX SOUTERRAINES D'UNE ZONE MINIERE DANS LA REGION DE MARRAKECH (MAROC)

IMPACT OF MINING WASTES ON THE PHYSICO-CHEMICAL AND BIOLOGICAL CHARACTERISTICS OF GROUNDWATER IN A MINING AREA IN MARRAKECH (MOROCCO)

M. EL ADNANI¹, A. AIT BOUGHROUS¹, M. YACOUBI KHEBIZA¹, A. EL GHARMALI¹,
M.L. SBAI², A. S. ERROUANE³, L. LOUKILI IDRISSE¹ AND A. NEJMEDDINE^{1*}

¹Univ. Cadi Ayyad, FSS, Dépt. Biol., Lab. d'Hydrobiologie, d'Ecotoxicologie et d'Assainissement BP/2390,
Marrakech 40 000, Morocco

²Ecole Mohammadia des Ingénieurs, Lab. LAMINEMET et Bioremédiation. BP/765, Rabat, Morocco

³Geoma Bureau d'Etudes, Marrakech 40 000, Morocco

(Received 2 February 2005; Accepted 8 August 2006)

ABSTRACT

Metal sulphide tailings represent a potential risk basically for the environment and particularly for water resources, because of their natural oxidisability which leads to the production of acid/neutral mine drainage. The prospected site close to Marrakech includes zinc, lead and copper sulphide deposits. This site is located in an agricultural area where ground water is used both for irrigation and drinking. Eco-toxicological investigations have been undertaken in order to assess the tailings impact on water quality in nearby wells. These investigations include physico-chemical characterization of the groundwaters as well as faunistic population determination. As compared to standard wells, waters from the wells located downstream of the mining site, have high electrical conductivities and high major ions contents, which can reach : 755 mg l⁻¹ in SO₄²⁻, 1670 mg l⁻¹ in Ca²⁺, 528 mg l⁻¹ in Mg²⁺, 2289 mg l⁻¹ in Na⁺ and 14981 mg l⁻¹ in Cl⁻. The fauna distribution analysis carried out around the studied wells shows qualitative and quantitative differences according to the flow gradient of the groundwaters. Areas located upstream of the mine tailings site are richer in stygobite species (Type and quantity) than those located downstream or close to it. It is likely that these biological differences are due to water quality alteration induced by the mining activity.

Keywords: Mine tailings, groundwater resources, stygobite fauna, bio-evaluation, Morocco.

INTRODUCTION

L'exploitation minière de métaux de base (Cu, Pb, Zn) est comptée parmi les activités industrielles génératrices de sérieux problèmes de pollution métallique des ressources en eau [1, 2]. En plus de leur charge en métaux lourds, les résidus qui en résultent sont enrichis en sulfures de fer (pyrite et pyrrhotite) qui sont économiquement non exploitables par ces industries [3, 4]. L'oxydation de ces minéraux sous l'action de l'eau et de l'oxygène atmosphérique permet aux résidus de produire, en absence des minéraux neutralisants, des effluents dont les eaux sont généralement acides et chargées en micropolluants minéraux et en ions majeurs, notamment les sulfates [5, 6]. Ces lixiviats appelés drainage minier acide (DMA) ou neutre (DMN), dont les processus chimiques et biologiques de formation sont largement décrits dans la

littérature [7, 8], constituent une source de nuisance pour l'environnement en général. Dans le cas des écosystèmes aquatiques souterrains, ce phénomène a été remarqué dans plusieurs pays où il y avait des exploitations minières des gisements sulfurés [2, 9, 10].

Les analyses chimiques sont reconnues insuffisantes pour l'évaluation de la qualité des eaux des écosystèmes souterrains. Elles ne fournissent qu'une évaluation instantanée des conditions du milieu. En effet, la pollution peut être causée par plusieurs substances différentes qui ne sont pas totalement analysées ou qui ne sont que de passage dans le milieu étudié. De plus, les analyses chimiques des eaux permettent seulement l'identification des contaminants potentiels mais ne peuvent pas confirmer leur effet toxique sur les individus et les populations [11]. Cependant, les peuplements faunistiques permettent la détermination de

l'état de l'écosystème après sa perturbation et mettent en évidence l'effet toxique qui n'est pas facilement détecté par les analyses chimiques [12]. La pollution des eaux des écosystèmes aquatiques n'a de significations réelles que si elle a des conséquences sur les peuplements faunistiques [13]. Les méthodes d'évaluation biologique sont donc utilisées afin de compléter les analyses physico-chimiques des eaux. Ces méthodes sont basées soit sur des biotests qui permettent d'évaluer expérimentalement des seuils de toxicité [14, 15], soit sur des suivis de la faune dans son biotope afin de déterminer *in situ* l'impact des substances toxiques sur les organismes vivants [16, 17].

La région agricole de Marrakech est géographiquement localisée dans le bassin de la rivière Tensift. Cette région renferme une richesse minière d'une grande importance socio-économique. Elle contient des gisements polymétalliques correspondant à des terrains paléozoïques. Dans les périphéries de cette ville se trouve actuellement plusieurs sites miniers d'exploitation des métaux de base. Le site minier prospecté est situé dans une zone où les eaux de la nappe phréatique constituent l'unique source d'approvisionnement en eau potable pour la population locale et la principale source d'irrigation de cultures. La contamination métallique de cet écosystème aquatique souterrain peut entraîner des conséquences néfastes tant sur

l'environnement que sur les populations desservies.

Mise à part des études récentes effectuées par notre laboratoire dans la région de Marrakech [4], très peu de travaux à l'échelle nationale ont été consacrés à l'étude de l'impact des activités minières sur les ressources en eau. De plus, ceux relatifs à l'étude de cet impact sur les eaux souterraines et leurs peuplements faunistiques sont encore très rares. C'est dans ce cadre que s'inscrit l'objectif de cette étude qui vise la détermination et l'évaluation de l'impact des activités industrielles d'une mine d'exploitation des métaux de base sur une partie de la nappe phréatique de la plaine du Haouz, près de Marrakech. L'étude de la qualité des eaux des puits aux alentours de la mine a été réalisée en combinant l'approche physico-chimique et biologique.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Description du Site d'Étude

Le site minier prospecté est situé à 13 km au nord-ouest de la ville de Marrakech (Figure1). Il s'agit d'une industrie d'exploitation de gisements sulfurés polymétalliques (Zn, Pb et Cu) dont les résidus sont déposés à l'air libre dans un parc à résidus.

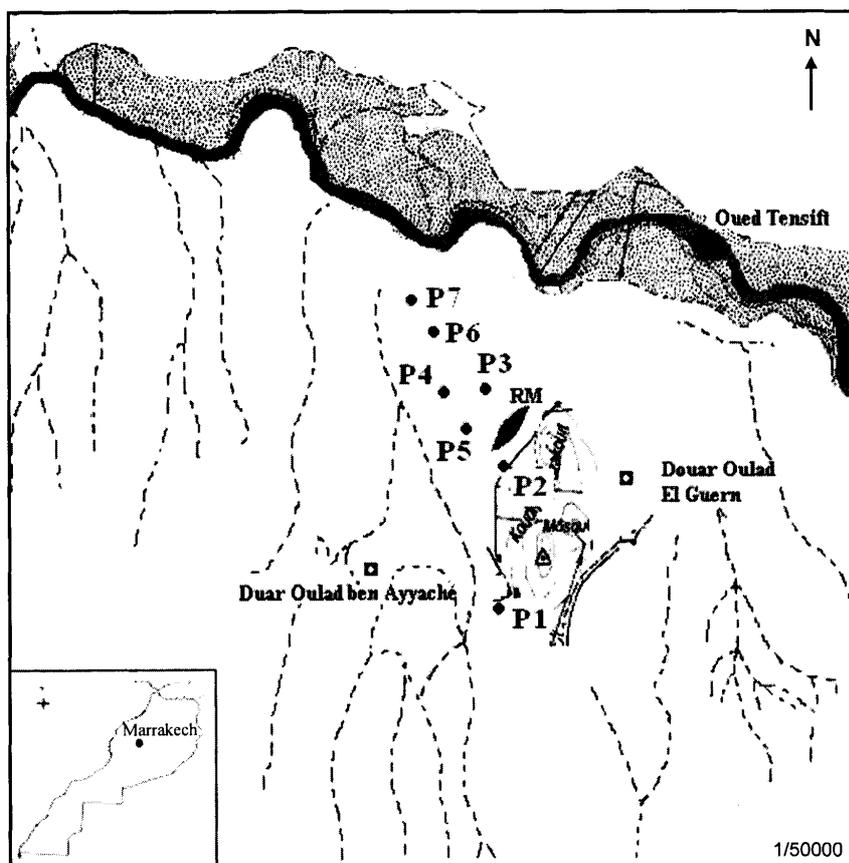


Figure 1. Localisation du site minier et des stations étudiés (P : Puits; RM : résidu minier).

Le secteur minier apparaît sous forme d'un pointement d'environ 2 Km/700m émergeant de la couverture mio-pliocène et quaternaire (Figure 2). Le gisement sulfuré de la

mine est encaissé dans la série de Sarhlef qui caractérise la partie centrale des Jebilat dont les terrains sont d'âge viséen-namurien [18]. La série de Sarhlef comprend des bancs

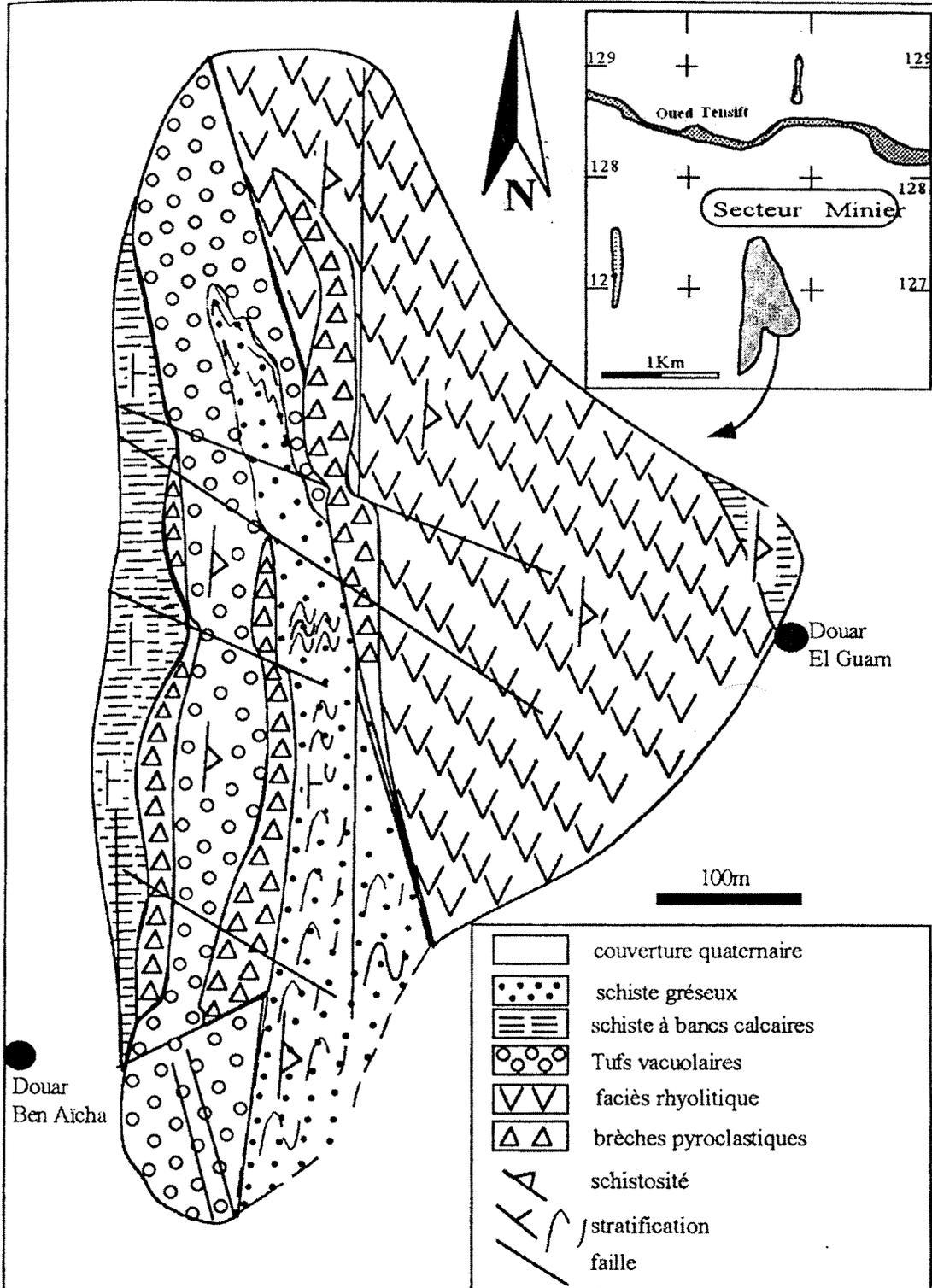


Figure 2. Carte géologique de la zone minière étudiée [18].

lenticulaires de calcaire et de grès, des tuffites acides et basiques. La minéralisation sulfurée se présente sous forme de plusieurs lentilles de dimensions plurimétriques et formant un alignement méridien sub-vertical qui traverse l'oued Tensift. Les phases minéralisées du gisement exploité sont composées d'une série de minéraux :

- La pyrrotite : 50 % à 90 % du volume minéralisé contenant des inclusions de galène ;
- La sphalérite : enrichie en zinc entre 55 % et 62 % représente le second minéral par ordre d'importance ;
- La galène : ne dépasse pas 15 % de la masse minéralisée ;
- A supprimer.

La nappe phréatique de la plaine du Haouz coule depuis le Haut-Atlas central jusqu'au oued Tensift. Cette nappe puise son alimentation principalement des sous

écoulements des oueds atlasiques, de l'écoulement direct avec les nappes profondes et par retour des eaux d'irrigation. Les eaux de cette nappe présentent un faciès chimique en rapport étroit avec la nature lithologique des terrains constituant les bassins versants des oueds alimentant la nappe. Ce faciès est généralement de type bicarbonaté calcique ou magnésien et peut être localement chloruré sodique en raison des argiles permo-triasique salifères. La zone d'étude est située au Nord du Haouz central où la nappe circule en grande partie dans des calcaires lacustres et des marno-calcaires intercalés à des niveaux alluvionnaires.

Les mesures piézométriques effectuées au cours de cette étude au niveau d'une vingtaine de puits dans le secteur de la mine ont permis d'élaborer une esquisse piézométrique (Figure 3). Cette dernière montre un écoulement de l'ESE vers l'WNW en direction de l'oued Tensift et qu'on retrouve généralement dans toutes les cartes piézométriques effectuées dans la région.

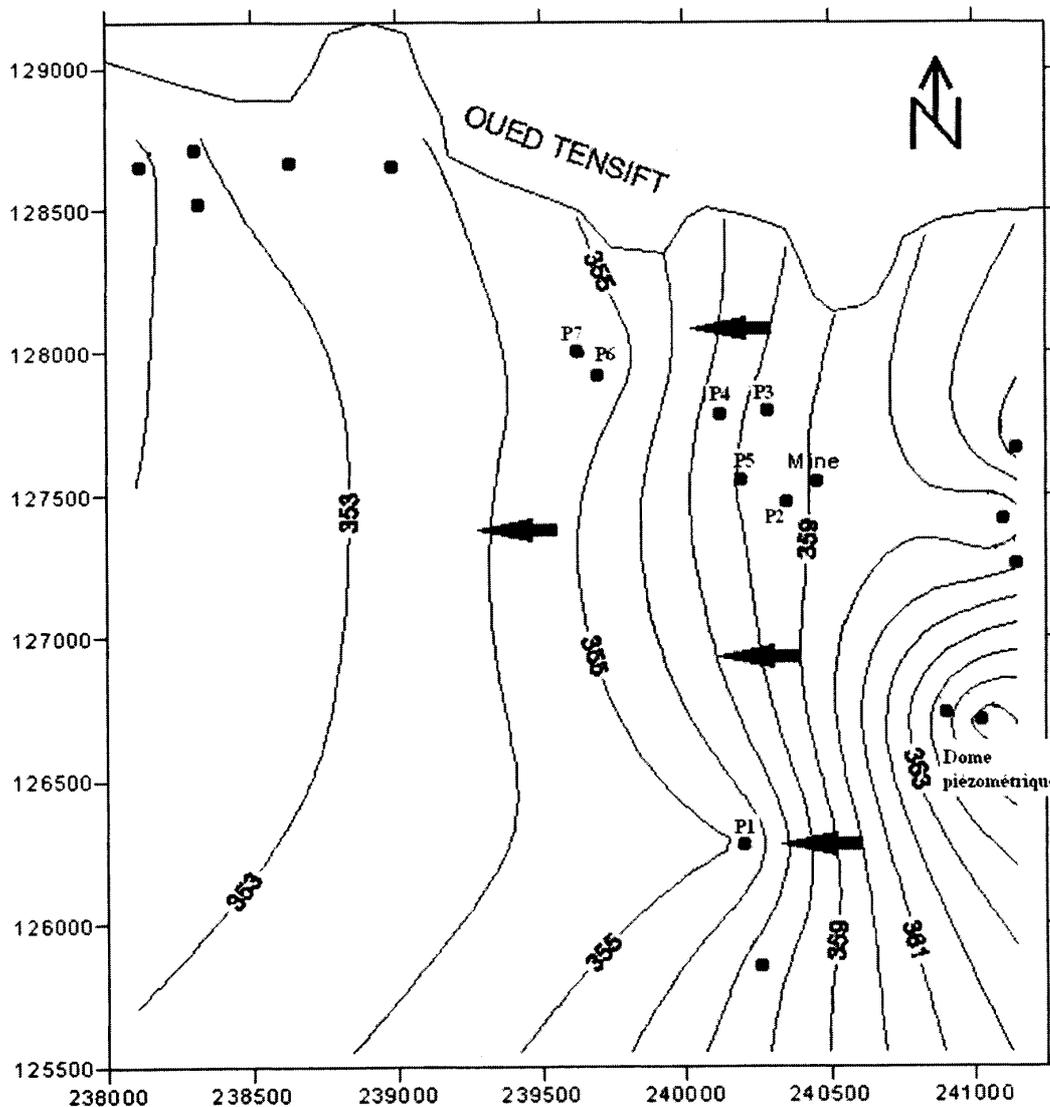


Figure 3. Carte piézométrique du site minier étudié. (Le niveau d'eau est désigné par m.a.s.l).

On note, toutefois, une notable baisse des niveaux piézométriques dans le secteur immédiat de la mine d'environ deux mètres en tenant compte de l'enquête réalisée en 2001 par un bureau d'étude local et dont les résultats n'ont pas été publiés (communication personnelle). Cette étude piézométrique a montré également l'existence d'un petit dôme piézométrique au niveau d'un puits situé à l'est de la zone d'étude et qui peut être expliqué par une réinfiltration des eaux d'irrigation favorisée par la faible profondeur de la nappe. Ces deux derniers comportements de la nappe (importante baisse et remontée bien individualisée) témoignent d'une forte réactivité de la nappe dans ce secteur et laisse supposer une vulnérabilité assez élevée de cette dernière vis-à-vis des risques potentiels de pollution.

Le site d'étude est soumis à un climat semi aride. Les précipitations sont caractérisées par une irrégularité mensuelle et annuelle. La moyenne annuelle de précipitation calculée sur les dix dernières années est égale à 231 mm. Durant la période d'étude, les moyennes annuelles sont passées de 181 mm en 2001 à 227 mm en 2003 (Agence du bassin hydraulique de Tensift).

Echantillonnage et Analyse des Eaux

Sur une trentaine de puits, situés dans la zone d'étude, échantillonnés et analysés au départ pour une caractérisation physicochimique, sept ont été choisis pour y évaluer la qualité des eaux sur la base des analyses physico-chimiques et biologiques. Les puits P1 et P2, pris comme témoins, se trouvant en amont de la mine alors que les puits P3, P4, P5, P6 et P7 sont situés en aval et suivent le sens général de l'écoulement de la nappe dans cette zone (Figure 1). Le choix des puits témoins est réalisé de telle sorte d'avoir un puits situé très loin de la source éventuelle de contamination pouvant nous renseigner sur la qualité physico-chimique et

biologique des puits de la zone tout en restant dans le même contexte hydrogéologique (P1). Le puits P2 situé juste avant la mine est considéré afin d'avoir plus de représentativité des puits témoins et également afin de mieux mettre en évidence un éventuel changement des caractéristiques physico-chimiques et biologiques entre les puits situés juste en amont et ceux situés juste en aval de la mine et de ses résidus. L'échantillonnage des eaux de puits a été réalisé durant six campagnes couvrant des périodes de hautes et de basses eaux (le 05/05/2003, le 10/07/2003, le 30/09/2003, le 16/01/2004, le 20/05/2004 et le 27/10/2004). A l'exception du P2, la totalité des puits est protégée soit par des margelles en ciment couplées à un couvercle soit avec des couvercles seulement.

Les échantillons d'eau ont été prélevés dans des bouteilles en polyéthylène et conservés à 4°C jusqu'au moment des analyses. Une attention particulière a été accordée aux opérations effectuées au cours des processus d'échantillonnage, de conservation et d'analyse et ce afin d'éviter la contamination des échantillons. A cette fin, tout le matériel utilisé a été trempé dans l'acide nitrique à 10 % puis rincé abondamment à l'eau du robinet et trois fois à l'eau distillée.

Au moment de l'échantillonnage nous avons pris les mesures de température, du pH, de la conductivité électrique et de l'oxygène dissout à l'aide des appareils de mesure portable WTW. Le niveau piézométrique a été également mesuré pour chaque puits et lors de chaque campagne. Au laboratoire, chaque échantillon a été divisé en deux. Le volume nécessaire pour la détermination de la concentration en métal total a été acidifié par ajout d'acide nitrique à 1% et conservé dans des flacons en polyéthylène. Le volume restant a été directement filtré à travers des filtres à 0,45 µm de porosité pour la détermination des paramètres physico-chimiques selon les méthodes normalisées résumées dans le tableau 1 [19].

Tableau 1. Méthodes physico-chimiques utilisées pour l'analyse des eaux.

Eléments	Méthodes d'analyses	Appareillages
pH	Norme AFNOR NF T 90-008	pH-mètre type ORION
CE	Norme AFNOR NF T 90-031	Conductivimètre type TACUSSEL
O ₂ dis		Oxymètre HI 9142
SO ₄ ²⁻	Norme AFNOR NF T 90-009	Spectrophotomètre UV type UNICAM 8625
Cl ⁻	Norme AFNOR NF T 90-014	
Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺	Spectrophotométrie en flamme Spectrométrie ICP-AES	Spectrophotomètre de flamme type JENWAY-PFP7 Spectromètres ICP-AES JY PANORAMA.
Mg ²⁺ , Zn, Cu, Fe, Pb, Cd	Absorption atomique en flamme et en four à graphite Spectrométrie ICP-AES	Spectrophotomètre d'absorption atomique type VARIAN 220 FS. Four type VARIAN GTA 110. Spectromètres ICP-AES JY PANORAMA.

(CE : conductivité électrique, O₂ : oxygène dissout, Cl⁻ : chlorure, SO₄²⁻ : sulfates, Na⁺ : sodium, Ca²⁺ : calcium, Mg²⁺ : magnésium, K⁺ : potassium, Zn : zinc, Cu : cuivre, Fe : fer, Cd : cadmium, Pb : plomb) * [19].

Echantillonnage et Détermination de la Faune

La faune des puits a été prélevée, parallèlement à l'échantillonnage des eaux, à l'aide du filet phréatobiologique selon le modèle conçu par [20], il s'agit d'un cône en nylon fin monté sur un test métallique lesté, à la base de ce cône est montée une soupape qui permet l'entrée de la faune nageuse [21, 22]. Cette technique de prélèvement a été complétée par l'utilisation des pièges appâtés, plus efficaces pour la récolte de la faune rampante. Au laboratoire, les échantillons faunistiques sont triés, déterminés et comptés.

Analyse Statistique

Une analyse en composantes principales (ACP) a été réalisée à l'aide du logiciel SPSS 10 et ce afin d'établir les corrélations entre les caractéristiques physico-chimiques des eaux de puits et la présence ou l'absence des peuplements faunistiques. Lors de cette analyse ont été considérées les valeurs moyennes des six mesures effectuées pour chaque paramètre.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Caractéristiques Physico-Chimiques des Eaux Analysées

Les résultats des analyses physico-chimiques des échantillons d'eaux de puits sont représentés dans le tableau 2. Ils montrent que le pH qui est proche de la neutralité dans les stations témoins (P1 et P2) devient légèrement acide dans les stations aval de la mine.

La conductivité électrique montre une augmentation importante de l'amont à l'aval de la mine. Elle passe d'une valeur moyenne de $1810 \mu\text{S cm}^{-1}$ et $2090 \mu\text{S cm}^{-1}$ respectivement dans P1 et P2 à $18420 \mu\text{S cm}^{-1}$ dans P3 et $14880 \mu\text{S cm}^{-1}$ dans P4. Ces valeurs diminuent légèrement dans P5 ($10010 \mu\text{S cm}^{-1}$) et P6 ($6430 \mu\text{S cm}^{-1}$). Au niveau du P7, la conductivité électrique est comparable aux puits témoins.

Les concentrations moyennes des sulfates varient de 119 mg l^{-1} dans P1 à 617 mg l^{-1} dans P4. Dans le cas du magnésium, les concentrations moyennes oscillent entre 50 mg l^{-1} dans P1 et 502 mg l^{-1} dans P4. Le calcium présente la même évolution avec des concentrations moyennes de 199 mg l^{-1} dans P1 et 1545 mg l^{-1} dans P4. Les teneurs moyennes des chlorures sont trop élevées, elles passent de 359 mg l^{-1} dans P1 à 7675 mg l^{-1} dans P3. Ces teneurs diminuent régulièrement en se dirigeant vers l'aval, elles atteignent 674 mg l^{-1} dans P7. La même tendance a été notée pour le sodium. Ses concentrations moyennes oscillent entre 127 mg l^{-1} dans P1 et 1858 mg l^{-1} dans P3. Ces teneurs diminuent progressivement dans P5, P6 et P7.

Pour les éléments métalliques, à l'exception du Pb dont les teneurs moyennes montrent une légère élévation dans les puits situés juste en aval de la mine (P3 et P4), les autres métaux traces (Zn, Cu, Fe et Cd) ne montrent pas d'augmentation en aval de la mine pour l'ensemble des eaux de puits analysées.

La caractérisation physico-chimique a permis de distinguer les puits situés en amont des résidus miniers de ceux situés en aval. Les puits P1 et P2 caractérisés par une absence presque totale des signes de pollution minérale. Ils représentent les caractéristiques des conditions naturelles des eaux de la plaine, liées à la nature géologique du substrat et aux facteurs climatologiques de la région. En effet, des études antérieures effectuées sur la nappe phréatique du Haouz ont montré que les eaux des puits sont caractérisées par une minéralisation assez importante avec des conductivités électriques qui varient entre $874 \mu\text{S cm}^{-1}$ et $2960 \mu\text{S cm}^{-1}$. Ces conductivités sont liées aux teneurs importantes en ions chlorures, sulfates, carbonates, calcium et magnésium et s'expliquent par la dissolution des roches calcaires et salines (gypse et sel gemme) des terrains triasiques dans le bassin versant de l'Atlas à l'amont de la zone étudiée [23]. Les eaux des puits témoins, quoique légèrement minéralisées, restent en deçà des valeurs limites des normes marocaines relatives à la qualité des eaux d'alimentations humaines et celles destinées à l'irrigation [24]. Les stations P3, P4 et P5 se distinguent, par ailleurs, par des pH légèrement inférieurs aux pH notés dans les puits témoins ainsi que par une pollution minérale intense. Le puits P6, malgré qu'il montre la diminution progressive des polluants en s'éloignant de la mine, présente une forte minéralisation. Les teneurs en éléments majeurs des puits P3, P4, P5 et P6 dépassent de loin celles citées naturellement dans la région ainsi que celles requises pour une eau destinée à l'alimentation en eau potable ou à l'irrigation [24].

La modification physico-chimique des eaux de la nappe en aval de la mine peut être due à une contamination probable suite à la lixiviation des rejets miniers déposés à proximité depuis des dizaines d'années. En effet, l'analyse minéralogique des résidus de la mine étudiée a montré que ces résidus sont composés de minéraux primaires (blende, pyrrhotite et pyrite) et de minéraux secondaires (jarosite, clinocllore, et sulfate de fer). Ces derniers témoignent de l'oxydation des sulfures métalliques contenus dans les rejets miniers. Les lixiviats naturels percolant de ces résidus au moment des pluies ont montré le relargage de quantités importantes d'ions majeurs et d'éléments trace métalliques [4], ce qui suppose leur contribution dans la contamination des écosystèmes avoisinants. Ces lixiviats ont pu, en effet, s'infiltrer vers les eaux souterraines en plus de leur lessivage vers les sols et les eaux de surface.

La diminution de cet impact plus loin en aval de la mine peut être expliquée par l'éloignement de la source de pollution ainsi que par l'effet de la dilution. Plusieurs études sur des eaux superficielles ont montré l'effet de la dilution des contaminants après mélange des eaux polluées avec des eaux fraîches [9, 25, 26].

D'une manière générale, nous avons pu noter que les valeurs des ions majeurs en aval des rejets miniers sont bien supérieures à celles relevées dans les puits situés en amont de la mine et dans plusieurs autres puits analysés dans la région de Marrakech présentant les mêmes caractéristiques que

Tableau 2. Caractéristiques physico-chimiques (valeurs minimales, maximales et moyennes) des puits étudiés (* mg l⁻¹, ** µg l⁻¹).

	pH	CE mS cm ⁻¹	T°C	O ₂ dis *	SO ₄ ²⁻ *	Cl ⁻ *	Na ⁺ *	Ca ²⁺ **	Mg ²⁺ **	K ⁺ **	Zn **	Cu **	Fe *	Cd *	Pb **	
P1	Min	7	1,45	14,9	5,8	64	284	105	178	49	0,8	10	2	0,15	<0,002	8
	Max	7,4	2,2	26	6,4	169	426	152	215	50	5,4	33	7	0,68	<0,002	15
P2	Moy	7,3	1,81	-	6	119	359	127	199	50	4,2	19	4	0,45	-	11
	Min	7	1,8	22	4,7	109	355	114	178	52	0,8	17	2	0,31	<0,002	7
P3	Max	7,6	2,5	26,7	6	259	639	218	234	77	5,7	72	5	1,91	<0,002	23
	Moy	7,4	2,09	-	4,6	201	442	160	215	69	4,3	49	3	1,44	-	15
P4	Min	6,4	13,6	20,6	4,5	394	4899	1164	1228	350	5,5	6	0	0,033	<0,002	4
	Max	7,2	20,36	24,7	6,3	627	14981	2289	1444	457	6,4	19	2	1,72	<0,002	22
P5	Moy	6,8	18,42	-	4,5	548	7675	1858	1336	418	6	10	1	0,65	-	13
	Min	6,3	9,2	20,6	4,5	483	3389	1184	1515	476	1,1	1	0	0,12	<0,002	3
P6	Max	7,2	18,58	24,7	5,4	755	6035	1605	1670	528	7,9	50	3	1,95	<0,002	25
	Moy	6,8	14,88	-	5	617	5121	1343	1545	502	4,5	16	1	0,74	-	14
P7	Min	6,4	9,39	21,3	4,7	256	3124	422	878	243	0,5	5	0	0,06	<0,002	4
	Max	6,9	10,46	23,3	5,7	391	3834	673	1097	310	2,7	6	2	0,15	<0,002	15
P8	Moy	6,7	10,01	-	5,1	318	3426	558	1066	279	1,6	5	1	0,1	-	10
	Min	6,5	6,18	21,1	4	277	1846	336	517	155	0,7	8	0	0,22	<0,002	5
P9	Max	7,4	6,62	25,8	5,5	351	2059	486	695	2,9	15	3	3	<0,002	7	
	Moy	7,1	6,43	-	4,9	328	1970	428	651	203	2,6	12	1	0,61	-	6
P10	Min	6,8	2,5	22,3	4,9	106	639	143	258	84	0,8	10	1	0,056	<0,002	6
	Max	7,3	2,76	25,9	5,1	179	710	184	332	91	3,3	30	2	0,22	<0,002	13
VMR	Moy	7	2,62	-	5	150	674	166	324	91	2,3	18	1,5	0,15	-	9
		6,5-8,5	2,7	-	5-8	200	300	-	-	100	-	-	-	-	-	-
VMA		9,2	-	-	-	750	-	-	-	-	5000	1000	0,3	5	50	
		6,5-8,5	8,7	35	-	250	105-350	9-69	-	-	2000	200	5	10	5000	

VMR : valeur maximale requise pour les eaux d'alimentation humaine, VMA : valeur maximale admissible pour les eaux d'alimentation humaine, VLI : valeur limite pour les eaux destinées à l'irrigation.

celles de cette zone [23, 27].

Par ailleurs, en ce qui concerne l'acidité et les éléments métalliques trace, l'impact n'a pas été nettement détecté au niveau des puits prospectés alors que des études antérieures ont montré que les lixiviats provenant des résidus sont acides et riches en métaux lourds [4]. L'acidité a pu être neutralisée suite à la dissolution des minéraux riches en carbonates, la calcite et la dolomite éventuellement, ce qui expliquerait, en partie, les teneurs importantes en Ca^{2+} et en Mg^{2+} [25]. La faible teneur des éléments métalliques trace dans les eaux de puits peut être liée aux phénomènes de fixation, de précipitation et de chélation entre les divers agents chimiques, comme ça a été rapporté par [28]. Ces auteurs ont constaté que les concentrations des éléments métalliques trace présents dans les lixiviats d'une décharge publique sont en quantités négligeables ou pratiquement absentes à l'entrée de la nappe. Plusieurs autres études ont montré que les teneurs en métaux lourds dans les eaux, d'une manière générale, peuvent être réduites à cause de leur adsorption par les hydroxydes de fer, de manganèse et/ou d'aluminium ainsi que par co-précipitation [9, 10, 25, 26]. Les pH élevés des eaux peuvent favoriser la précipitation de ces hydroxydes [25].

Peuplements Faunistiques des Eaux de Puits

La faune récoltée dans l'ensemble des 7 puits (Tableau 3) est constituée d'espèces d'origine souterraine et d'autres

d'origine épigée. Elle est relativement diversifiée puisqu'elle comporte au total 17 taxons. Les groupes taxonomiques les plus représentés sont les Oligochètes, les Gastéropodes avec 2 espèces (*Giustia gofasi* et *Heideella cf andrea*), les Crustacés Péracraïdes avec 5 espèces (*Monodella atlantomaroccana*, *Marocolana sp.*, *Typhlocirolana haouzensis*, *Metacrangonyx spinicaudatus* et *Metacrangonyx paurosexualis*) et les larves d'insectes. La part des espèces stygobies n'est pas négligeable dans ce peuplement puisqu'elle cumule 7 espèces, soit 40% du peuplement. Plusieurs taxons n'ont pu être déterminés avec précision, car ils sont principalement des larves d'insectes immatures pour lesquelles les milieux interstitiel et souterrain constituent un milieu refuge.

L'étude de la qualité biologique des eaux des puits a montré que le peuplement aquatique souterrain est relativement diversifié, au moins dans le secteur en amont des rejets. Cette richesse suit celle de la nappe de la région [23, 27]. La richesse stygobiologique est plus élevée que celle des nappes souterraines des autres pays maghrébins [29], d'Italie [30] ou d'Allemagne [31,] mais inférieure à celle des eaux souterraines de la région des Balkans, du sud de la France ou encore de l'Amérique [32, 33]. Cette richesse n'en demeure pas moins élevée, notamment celle des Crustacés Péracraïdes Isopodes et Amphipodes, si on considère l'ancienneté des recherches en Europe et en Amérique.

L'analyse de la liste faunistique permet d'observer des modifications du peuplement au voisinage de la mine et dans

Tableau 3. Peuplement faunistique recensé dans les puits étudiés.

Puits	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Faune							
Faune stygobie							
<i>Giustia gofasi</i>	+					+	
<i>Heideella cf. andrea</i>	+					+	
<i>Monodella atlantomaroccana</i>	+					+	+
<i>Marocolana sp2</i>	+						
<i>Typhlocirolana haouzensis</i>	+						
<i>Metacrangonyx paurosexualis</i>	+					+	+
<i>Metacrangonyx spinicaudatus</i>						+	+
Faune épigée							
Oligochètes	+						+
Physa acuta	+						+
Copépodes cyclopoides	+						+
Copépodes harpacticoides	+						+
Acarïens	+			+			
Collembolés						+	
s/F. Culicinae			+	+		+	
s/F. Anophelinae						+	
s/F. Tanypodinae		+					
Tr. Chironomini		+	+				

son secteur aval. Plusieurs groupes de taxons caractéristiques d'une eau de bonne qualité disparaissent complètement de ce secteur. Sur les six espèces stygobies déterminées dans le puits témoin (P1), aucune n'est notée dans l'aval immédiat des rejets miniers. Elles réapparaissent plus loin de la mine (P6 et P7). De même, la richesse en espèces épigées qui est de 5 taxons dans P1 passe à 2 taxons dans P3 et P4 puis devient nulle dans P5 et atteint 3 taxons dans P6 et 4 en P7. Ces modifications qualitatives et quantitatives du peuplement, essentiellement au niveau des stations P3, P4 et P5 seraient induites par les lixiviats provenant des rejets miniers et traduisent une certaine sensibilité de la faune souterraine, principalement les crustacés souterrains Amphipodes et Isopodes. Cette sensibilité a été déjà rapportée par des études réalisées au Maroc sur le milieu interstitiel des oueds du Haut Atlas et sur les puits [23, 27], et sur des cours d'eau européens et nord américains [34, 35]. En effet, la disparition des Oligochètes s'expliquerait par une augmentation de l'apport en matières minérales notées dans ces puits. Ceci rejoint les observations de [36] relatives à la réaction rapide de ces populations aux variations brusques de la charge en matière organique ou minérale. Egalement, la disparition dans les stations P3, P4 et P5 des Crustacés Amphipodes *Metacrangonyx spinicaudatus* et *Metacrangonyx paurosexualis*, espèces plus sensibles et qui présentent une distribution locale plus large [27], est une modification qui semble être liée aussi à l'impact des rejets miniers. Des expérimentations réalisées au laboratoire sur les Crustacés Péracarides stygobies confirment ces constatations [37]. L'absence dans ce secteur du Crustacé Isopode *Typhlocirolana haouzensis* et dont la distribution à l'échelle du Maroc montre sa présence depuis le domaine rifain jusqu'àux régions sahariennes, en passant par la méséta côtière et l'Atlas [38] ne pourrait être expliquée que par un enrichissement du milieu en substances minérales. Par ailleurs, certaines espèces d'origine épigée ne sont pas influencées par la qualité de l'eau, elles sont présentes dans les stations voisines de la mine ; c'est le cas des *Hydracariens* et des larves d'insectes (*Chironomidae* et *Culicidae*). Des constatations semblables sont rapportées par [17] qui ont montré la résistance des larves de certaines espèces chironomes dans des eaux de drainage minier, acides et riches en ions majeurs et en métaux lourds. Le puits P2, bien qu'il soit situé en amont de la mine, il est caractérisé par une absence de peuplement faunistique à l'exception de quelques *Tanypodinae* et *Chironomidae*. Cette absence peut être expliquée soit par les teneurs relativement élevées en éléments métalliques des eaux du P2 en comparaison avec le reste des puits, soit par l'existence d'autres types de polluants notamment organiques et qui n'ont pas été mesurés dans ce travail. La première hypothèse est peu probable vu que des tests au laboratoire réalisés avec quatre éléments toxiques (Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} et Pb^{2+}) sur les crustacés stygobies (*Metacrangonyx spinicaudatus* et *Typhlocirolana haouzensis*) et épigé (*Proasellus coxalis africanus*) récoltés dans des puits de la région de Marrakech [15] ont montré que les CL/100/48h sont très supérieures aux teneurs notés dans le puits P2 pour

les mêmes éléments. Par ailleurs, La contamination organique pourrait provenir d'un déversement direct puisque c'est le seul puits qui ne possède aucune protection.

L'analyse en composante principale (ACP), faisant la corrélation entre les paramètres physico-chimiques des eaux de puits et le peuplement faunistique, a permis de retenir deux axes principaux puisqu'ils présentent plus de 65% de la variance totale (figure 4). L'axe F1 qui présente 44 % de cette variance est fortement corrélé du côté positif avec la majorité des espèces faunistiques recensées dans les puits, essentiellement les espèces stygobies et du côté négatif à la conductivité électrique et aux différents ions majeurs. L'axe F2 est corrélé essentiellement aux éléments métalliques en trace (Zn, Fe et Pb) ainsi qu'à la famille des *Tanypodinae* et des *Chironomini*. La projection des individus sur le plan factoriel F1- F2 montre l'individualisation de 4 groupes principaux:

Groupe 1: situé du côté positif de l'axe F1 et constitué par les puits P1 et P7 est caractérisé par des faibles teneurs en ions majeurs et par un peuplement diversifié. Le puits P1 situé bien en amont des dépôts miniers présente une richesse spécifique plus importante que le puits P7 ainsi qu'une minéralisation plus faible. Le P7 situé en aval, le plus loin de la source de pollution, témoigne du retour vers les conditions naturelles de la nappe.

Groupe 2: situé du côté négatif de l'axe F1 et constitué par P3, P4 et P5 est caractérisé par des pH relativement faibles, des teneurs élevées en conductivité électrique, en SO_4^{2-} , en Ca^{2+} , en Mg^{2+} , en Na^+ , en Cl^- et par une absence des peuplements faunistiques à l'exception de quelques espèces épigées (*Tanypodinae*, *Chironomini* et *culicinae*). Les puits P3 et P4 situés juste en aval de la mine sont plus corrélés avec les ions majeurs que le puits P5.

Groupe 3 et 4: situé en position médiane par rapport à l'axe F1. Le groupe 3 est constitué par le puits P6 qui présente une position intermédiaire entre le groupe 1 et 2. Il est en effet, caractérisé par une minéralisation plus élevée que les puits témoins et moins importante que les puits situés juste en aval de la mine d'une part, et par un peuplement moyennement diversifié d'autre part. Le groupe 4, constitué par le puits P2, est fortement corrélé à l'axe F2. Il est caractérisé par des teneurs assez élevées en Zn, en Fe et en Pb mais essentiellement par l'absence totale des espèces stygobies et par la présence seulement de *Tanypodinae* et *Chironomini*.

L'analyse en composantes principales confirme l'existence d'une corrélation négative entre les teneurs en polluants (ions majeurs dans ce cas) et le développement des peuplements faunistiques. Elle a permis également de différencier de façon claire entre les puits situés en aval de la mine, caractérisés par une forte charge minérale et absence presque totale d'espèces faunistiques (P3, P4 et P5) et les puits situés en amont (P1) ou très en aval loin de la source de pollution (P7), de bonne qualité et riches en peuplements faunistiques. Il ressort aussi de cette analyse, la situation particulière du P2, qui de par ses caractéristiques physico-chimiques doit être projeté du côté positif de l'axe F1 alors

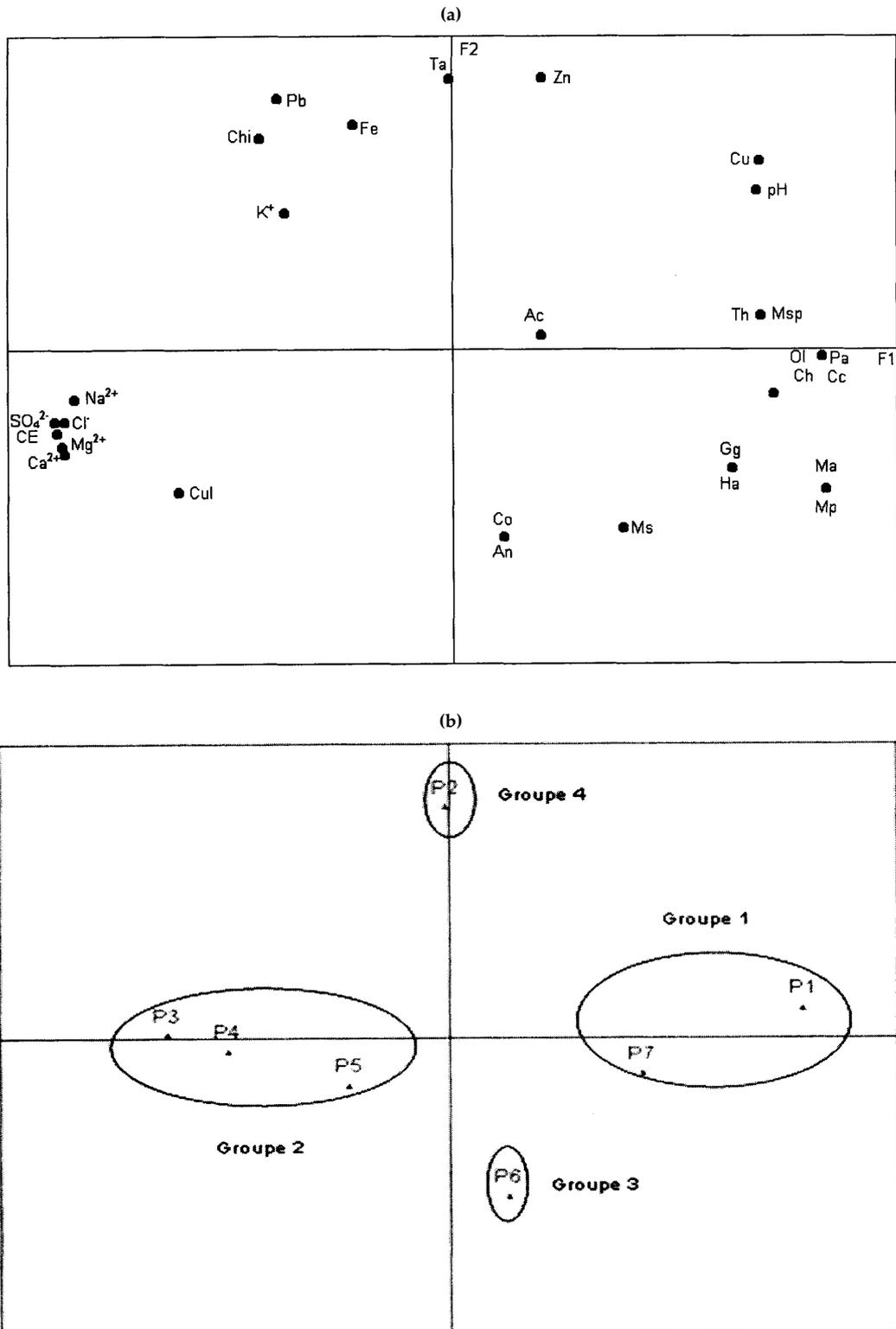


Figure 4. Analyse en composantes principales. a Projections des variables (éléments physico-chimique et espèces faunistiques) sur le plan F1-F2 ; b Projections des individus (puits) sur le plan F1-F2.
 (Gg : *Giustia gofasi*, Ha : *Heideella cf. Andrae*, Ma : *Monodella atlantomaroccana*,
 Msp : *Marocolana sp2*, Th : *Typhlocirolana haouzensis*, Mp : *Metacrangonyx paurosexualis*
 Ms : *Metacrangonyx spinicaudatus*, Ol : Oligochètes, Pa : *Physa acuta*, Cc : Copépodes cyclopoïdes, Ch :
 Copépodes harpacticoides, Ac : Acariens, Co : Collembolés,
 Cul: s/F. Culicinae, An: s/F. Anophelinae, Ta: s/F. Tanyptodinae, Chi: Tr. Chironomini)

qu'il a été projeté en position médiane. Cette position est en relation avec l'absence de faune dans ce puits.

CONCLUSION

A la suite de cette étude menée à l'échelle d'une nappe phréatique de la région de Marrakech, il apparaît que le chimisme de l'eau souterraine subit une évolution de l'amont vers l'aval. Les eaux souterraines en aval de la mine sont de mauvaise qualité. Leur pollution est due essentiellement aux sulfates, au calcium, au sodium, au magnésium et aux chlorures. Ces ions proviennent, du moins en partie, des lixiviats des résidus miniers déposés à l'air libre et à proximité.

Parallèlement à l'évolution de la physico-chimie, le peuplement faunistique subit lui aussi une évolution longitudinale depuis l'amont vers l'aval, la comparaison de la composition du peuplement avant et après les rejets miniers montre que la qualité biologique de l'eau se trouve détériorée. Plusieurs espèces sensibles disparaissent du secteur aval, c'est le cas des Crustacés Péracarides stygobies, qui pour cette raison, semblent être très sensibles à une pollution minérale.

Il ressort de cette étude qualitative que les résidus miniers, tel qu'ils sont stockés, présentent un risque potentiel pour l'environnement. Au Maroc, la totalité des parcs à résidus sont abandonnés sans aucune mesure de sécurité environnementale. Une gestion de ces déchets s'avère urgente.

BIBLIOGRAPHIE

1. Maqués M.J., Martínez-conde E, Rovira J.V. et Ordóñez S., Heavy metals pollution of aquatic ecosystem in the vicinity of a recently closed underground lead-zinc mine (Basque Country, Spain). *Environ. Geol.*, **40**, 1125-1137 (2001).
2. Denimal S., Tribouvillard N., Barbecot F. et Dever L., Leaching of coal-mine tips (Nord-Pas-de-Calais coal basin, France) and sulphate transfer to the chalk aquifer: example of acid mine drainage in buffered environment. *Environ. Geol.*, **42**, 966-981 (2002).
3. Holmstrom H., Salmon U.J., Carlsson E., Petrov P. et Ohlander B., Geochemical investigations of sulfide-bearing tailings at Kristineberg, north Sweden, a few years after remediation. *Sci. Tot. Environ.*, **273**, 111-133 (2001)
4. El Gharmali A., Rada A., El Adnani M., Tahlil N., El Meray M. et Nejmeddine A. Impact du drainage minier acide sur les écosystèmes aquatiques superficiels dans la région de Marrakech, Maroc. *Environ. Technol.*, **25**, 1431-1442 (2004)
5. Gray N.F. Acid mine drainage composition and the implications for its impact on lotic systems. *Water Res.*, **32**, 2122-2134 (1998).
6. Nordstrom D.K., Alpers C.N., Ptacek C.J. et Blowes D.W., Negative waters from iron mountain, California. *Environ. Sci. Technol.*, **34**, 254-258 (2000).
7. Stromberg B. et Banwart S., Weathering of waste rock from the Aitik copper mine, Sweden: scale dependent rate factors and pH controls in large column experiments. *J. Contam. Hydrol.*, **39**, 59-8 (1999).
8. Dinelli E., Lucchini F., Fabbri M. and Cortecci G., Metal distribution and environmental problems related to sulfide oxidation in the Libiola copper mine area (Ligurian Apennines, Italy). *J. Geochim. Explor.*, **74**, 141-152 (2001).
9. Lee C.H., Lee H.K. et Lee J.C. Hydrogeochemistry of mine, surface and groundwaters from the Sanggok mine creek in the upper Chungju Lake, Republic of Korea. *Environ. Geol.*, **40**, 482-494 (2001).
10. Heikkinen P.M., Korkka-Niemi K., Lahti M. et Salonen V.P. Groundwater and surface water contamination in the area of the Hitura nickel mine, Western Finland. *Environ. Geol.*, **42**, 313-329 (2002).
11. Soldner M., Stephen I., Ramos L., Angus R., Claire Wells N., Grosso A. et Crane M. Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of the Dominican Republic. *Water Res.* **38**, 863-874 (2004).
12. Stewart P. .M., Butcher J.T. et Swinford T.O., Landuse, habitat, and water quality effects on macroinvertebrate communities in three watersheds of Lake Michigan associated marsh system. *Aquat. Ecosy. Heal. Manage.* **3**, 179-189 (2000).
13. Drake P., Baldó F., Cuesta J.A., Garía-González D., Silva-García A., Arias A. M., Rodríguez A., Sobrino I. et Fernández-Delgado C. Initial effects on the toxic waste spill (Aznalcóllar mine accident) on the aquatic macrofauna of the Guadalquivir Estuary. *Sci. Environ.* **242**, 271-280 (1999).
14. Bouallam S. et Nejmeddine A. Effet des métaux lourds - Cu, Hg, Cd - sur les larves de trois espèces de moustiques (Diptera, Culicidae) *Ann. Limnol.* **37**, 49-57 (2001).
15. Boutin C., Boulanouar M. et Yacoubi-Khebizza M. Un test biologique simple pour apprécier la toxicité de l'eau et des sédiments d'un puits. Toxicité comparée, in vitro, de quelques métaux lourds et de l'ammonium, vis-à-vis de trois genres de crustacés de la zoocénose des puits. *Hydroécol. Appl.* **7**, 91-109 (1995).
16. Malmqvist B. et Hoffsten P.O. Influence of drainage from old mine deposits on benthic macroinvertebrate communities in central Swedish streams. *Water Res.* **33**, 2415-2423 (1999).

17. Janssens de Bsthoven L., Gerhardt A. et Soares A.M.V.M. Chironomidae larvae as bioindicators of an acid mine drainage in Portugal. *Hydrobiol.*, **532**, 181-191 (2005).
18. Hibti M. Les ammass sulfurés des Guémassa et des Jbile (Mesta sud-occidentale, Maroc) : témoins de l'hydrothermisme précoce dans le bassin msetien. *Thèse doct. d'Etat*. Fac. Sc. Semlalia, Marrakech, Morocco. pp. 318 (2001).
19. Association française de normalisation (AFNOR): Eaux méthodes d'essai, 2ème édition, Paris (1983).
20. Cvetkov L. Un filet phréatobiologique. *Bull. Inst. Zool. Mus. Sofia*, **XXII**, 215-219 (1968).
21. Boutin C. et Boulanouar M., Méthode de capture de la faune stygobie : Expérimentation de différents types de pièges appâtés dans les puits de Marrakech. *Bull. Fac. Sci. Marrakech (Sect. Sc. Vie)*, **2**, 5-21(1983).
22. Boutin, C. Sensibilité à la pollution et répartition de quelques espèces de Crustacés phréatobies à Marrakech (Maroc occidental). *Mém. Biospéol., Moulis*, **11** (38), 55-64 (1984).
23. Boulanouar M. Faune aquatique des puits et qualité de l'eau dans les régions de Marrakech et des Jbilet. Statut et dynamique d'une population de *Proasellus coxalis africanus* (Crustacés Isopodes) des Jbilet. *Thèse Doct. d'Etat*, Fac. Sc. Semlalia, Marrakech, Morocco. pp. 207 (1995).
24. Office National d'Eau Potable (ONEP). Normes marocaines relatives à la qualité des eaux potables et des eaux destinées à l'irrigation. Rabat, Morocco (1993).
25. Lee C.H. et Lee H.K. Hydrochemical monitoring and heavy metal contaminations at the Narim mine creek in the Sulcheon district, Republic of Korea. *Environ. Geochem. Heal.* **23**, 347-372 (2001).
26. Yu J.Y. et Heo B. Dilution and removal of dissolved metals from acid mine drainage along Imgok Creek, Korea. *Appl. Geochem.* **16**, 1041-1053 (2001).
27. Yacoubi-Khebiza M. Biocénoses aquatiques interstitielles des vallées du Haut-Atlas de Marrakech: Microdistribution, Dynamique de répartition, Ecologie et Biogéographie. *Thèse d'Etat Es Sciences*, Fac. Sci., Marrakech, Morocco. pp. 374 (1996).
28. Hakkou R., Wahbi M., Bachnou A., Elamari K., Hanich L. et Hibti M. Impact de la décharge publique de Marrakech (Maroc) sur les ressources en eau. *Bull. Eng. Geol. Environ.* **60**, 325-336 (2001).
29. Pesce G.L., Tete P. et De Sione P., Ricerche faunistiche in acque sotterranee freatiche del Maghreb (Tunisia, Algeria, Morocco) et d'elle Egipto. *Natur, Sco, Nat, Museo Civ, Stor, Nat, e. acquario Civ. Milano*, **72**, (1-2), 63-98 (1981).
30. Pesce G.L., The ground water fauna of Italy: a synthesis. *Stygobiologia*, 129-159 (1985).
31. Botosaneanu L. *Stygofauna mundi*. A faunistic distributional and ecological synthesis of the world fauna inhabiting subterranean waters. Leiden, E. J. Brill/Dr. W. Backhuys, 740 p. (1986).
32. Gibert J., Mathieu J., et Fournier F. *Groundwater/Surface Water Ecotones : Biological and Hydrological Interactions and Managements Options*. International Hydrology Series, Cambridge University Press, Cambridge, UK. pp. 145 (1997).
33. Ward J.V. et Voelz n.J. Gradients analysis of interstitial meiofauna along a longitudinal stream profile. *Stygologia.*, **5**, 93-99 (1990).
34. Malard F., Turquin M. J. et Magniez J. Filter effect of karstic spring ecotones on the population structure of the hypogean amphipods *Niphargus virei*. In: *Groundwater/Surface Water Ecotones : Biological and Hydrological Interactions and Managements Options*. International Hydrology Series, Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK. 42-50 (1997).
35. Jacques B., Depiereux E. et Feytmans E. Etude des effets d'une station d'épuration sur la qualité physico-chimique et la structure de peuplement de la faune benthique d'une rivière polluée, la Haute-Sémois. *Acta Oecologia*, **7**, 261-279 (1986).
36. Brinkhurst R.O. et Kennedy C.R. Studies of the biology of the Tubificidae (Annelida, Oligochaeta) in a polluted stream. *J. Anim. Ecol.*, **34**, 429-443 (1965).
37. Fakher El Abiari A., Oulbaz Z., Yacoubi Khebiza M, Coineau N. et Boutin C. Etude expérimentale de la sensibilité comparée de trois crustacés stygobies vis-à-vis de diverses substances toxiques pouvant se rencontrer dans les eaux souterraines. *Mém. Biospéol.*, **XXV**, 167-181 (1998).
38. Boutin C. Biogéographie historique des Crustacés Malacostracés stygobies du Maroc. *Thèse Doct. Univ. Claude-Bernard, Lyon I*, pp. 263 (1993).