



N° d'ordre :
N° de série :

Faculté des sciences de la nature et de la vie
Département de biologie et écologie végétale

THESE

En vue de l'obtention du diplôme de

Doctorat en sciences

Filière : Pollution des Ecosystèmes

Option : Ecotoxicologie

Présentée par

M^{me} ZAIMECHE Saïda

Contribution à l'étude de l'action d'agents polluants sur des végétaux bioindicateurs

Devant les membres de Jury :

Présidente	OUAHRANI Ghania	Professeur, Université des Frères Mentouri, Constantine
Encadreur	RAHMOUNE Chaabane	Professeur, Université des Frères Mentouri, Constantine
Examineurs	MEKSEM Leïla	Professeur, Université Badji Mokhtar, Annaba
	DJEBAR Mohamed R.	Professeur, Université Badji Mokhtar, Annaba
	TOUMI Mohamed	Professeur, Ecole Normale Supérieure, Kouba, Alger
	BOUDOUR Leïla	Professeur, Université des Frères Mentouri, Constantine

Année universitaire 2014-2015

Auteur : Zaimeche Saida

Titre : Contribution à l'étude de l'action d'agents polluants sur des végétaux bioindicateurs

Doctorat en Sciences, Option : Ecotoxicologie

Résumé

L'objectif général de cette étude de terrain est de mettre en évidence les paramètres déterminant la contamination des cours d'eau de la commune d'Oued Athmenia par les éléments métalliques et d'évaluer leurs effets potentiels sur des espèces végétales, aquatiques (*Chlorella sp.* et *Lemna minor*), semi-aquatiques (*Phragmites communis* et *Typha latifolia*).

Devant la multitude de polluants relargués dans leur environnement, ces espèces peuvent-elles s'adapter ou non à la présence de ces contaminants? Surtout que, ces derniers peuvent rentrer en compétition avec certains ions indispensables à leurs métabolites et les remplacer au niveau des sites actifs de plusieurs enzymes. Cet effet entraînerait une diminution du rendement énergétique provoquant ainsi, des perturbations importantes dans leurs fonctionnements physiologique et biochimique.

Par ailleurs, durant ce parcours expérimentale, la lentille d'eau *Lemna minor* est la plus stressée et ceci par la diminution de sa biomasse dans les stations d'études, surtout celles situées en aval.

Chlorella sp. premier maillon de la chaîne alimentaire, ne possédant pas de racine peut être préservée de l'influence du substrat et permet donc de refléter la qualité de ces cours d'eau.

Phragmites communis et *Typha latifolia* ont démontré leur capacité à accumuler des teneurs importantes en ces éléments, mais des symptômes de chlorose étaient visuels sur leurs parties aériennes.

Finalement, ces espèces végétales concernées par cette étude peuvent donner une évaluation globale de la qualité de ces cours d'eau et les différentes concentrations accumulées dans leur organisme serait l'indice de pollution, en plus, ces espèces ont démontré leur rôle comme bioindicatrices, Bioaccumulatrices, en plus, de leur capacité dans la phytoremediation de ce milieu aquatique.

Il serait important de préserver cette flore aquatique, vu son rôle important dans ce milieu aquatique.

Mots clés : Eléments métalliques ; Bioaccumulation; *Chlorella sp.*; *Lemna minor*; *Phragmites communis*; *Typha latifolia*; Paramètres Physiologique et Biochimique.

Introduction générale

La pollution constitue un sujet majeur de santé publique et de l'environnement. Le problème de la pollution des eaux représente sans aucun doute un des aspects les plus inquiétant de la dégradation du milieu naturel et donc de son équilibre.

Les rejets urbain, industriel et agricole de plus en plus importants, constituent un danger croissant pour le milieu naturel, leurs charges en matières en suspension et en substances dissoutes souvent toxiques altèrent et dégradent la qualité des eaux de surface, des eaux du littoral et des eaux souterraines.

En Algérie, le développement industriel, la croissance démographique et la grande densité des zones urbaines contribuent à la pollution des ressources naturelles.

Dans notre travail, nous nous sommes intéressés aux oueds Bou yacour et Rhumel traversant la région d'Oued Athmenia relevant de la wilaya de Mila et qui sont confrontés à différents rejets fortement chargées en matières organiques et en polluants.

Ces derniers, une fois abandonnés dans la nature en absence de station d'épuration, et de surveillance sanitaire vont constituer une forme de pollution dangereuse, qui pourrait causer des modifications irréversibles du milieu environnant.

Les organismes biologiques des cours d'eau constituent des indicateurs spécifiques parmi l'échelle des biocapteurs utilisés pour obtenir plus d'information sur la qualité des eaux.

Parmi les polluants de l'eau, de nombreux micropolluants, issus des activités humaines se trouvant dans l'environnement, peuvent avoir des conséquences néfastes sur les écosystèmes récepteurs, et donc avoir un impact sur la santé de l'homme soit par l'ingestion directe des végétaux et ou d'animaux contaminés, soit par la consommation de l'eau. Les micropolluants métalliques les plus importants et les plus fréquemment rencontrés sont : le Cu, Zn, Cd, Cr, Pb, Ni, et le Hg.

La circulation des polluants dans les écosystèmes aquatiques présente de grandes variabilités spatiales et temporelles, et seule la fraction bio accumulée par les organismes cibles permet d'évaluer cette contamination. En effet, pour détecter ces polluants, il existe beaucoup d'espèces utilisées pour des tests d'écotoxicité tels que, les organismes unicellulaires (premier maillon de base des chaines alimentaires), ou des organismes pluricellulaires.

Devant la multitude de polluants relargués dans l'eau, les organismes peuvent ou non s'adapter, résister et donc répondre différemment à la présence de ces contaminants surtout que, l'effet potentiel des métaux sur les organismes vivants peut être à l'état de traces. En plus, la biodisponibilité de ces métaux et les caractéristiques physico-chimiques du milieu aquatique seraient les facteurs clés du transfert de ces métaux du milieu abiotique (sédiment, eau, matières en suspension) vers le milieu biotique. Il est donc important de multiplier les organismes testeurs afin de mieux évaluer l'impact de ces polluants.

Ce travail comprend une partie bibliographique consacrée à un rappel général sur les écosystèmes aquatiques avec l'élément fondamental et primordial de leur existence l'eau, qui est le composant majeur de la matière vivante et qui constitue l'outil de toutes formes d'usages. De même qu'un aperçu sur la pollution des milieux aquatiques par les métaux, leur biodisponibilité, leur toxicité et les facteurs physico-chimiques qui influencent cette pollution, entre autres les métaux traces : Fe, Mn, Zn, Cu, Ni, Co...etc qui sont indispensables ou bénéfiques au métabolisme des organismes vivants à des doses optimales, contrairement à d'autres éléments : Cd, Pb, Hg, As...qui sont d'aucune utilité pour ces organismes.

L'effet des métaux sur les végétaux aquatiques offre des réponses par les biomarqueurs physiologique et biochimique, qui sont des indicateurs de stress aux différents risques encourus par les écosystèmes aquatiques.

L'étude méthodologique est consacrée aux caractéristiques physico-chimiques mesurées sur terrain au niveau de cinq stations d'échantillonnage le long des cours d'eau traversant la commune d'Oued Athmenia : Oued Rhumel et Bou yacour.

D'autres paramètres tels que : le pH des sédiments, les matières en suspension, la DBO, la DCO, éléments métalliques des échantillons d'eau, de sédiments et d'échantillons de plantes ont été mesuré et analysé au laboratoire.

Le choix de plantes s'est porté sur quatre espèces végétales des cours d'eau à aspect structurel différent, une microphyte : *Chlorella sp.* et trois macrophytes : *Lemna minor*, *Phragmites communis* et *Typha latifolia* qui ont permis de suivre les perturbations de leurs paramètres physiologique et biochimique en présence de polluants, afin d'évaluer d'une part le comportement spécifique de chacune d'entre elle et d'autre part d'apprécier leur effet sur le milieu considéré.

Les éléments pris en considération dans cette étude sont le K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, Ni essentiel à l'activité biologique des plantes et Co élément bénéfique, l'Al non essentiel et le Cr et Pb toxique. Pour mieux comprendre les phénomènes de compétition (interaction ou antagonisme) entre ces ions métalliques au niveau des différents sites d'assimilation des quatre espèces végétales.

Dans la partie résultats et discussion sont traités les paramètres physico-chimiques des eaux et des sédiments des cours d'eau de la région d'Oued Athmenia.

Les résultats des concentrations dans les deux compartiments sont comparés à l'aide de valeurs guide ou avec des résultats d'autres recherches dans le monde.

L'accumulation de ces métaux est également estimée chez les quatre espèces considérées.

Dans un deuxième temps nous avons traité l'effet de la bioaccumulation de ces éléments métalliques sur les biomarqueurs physiologique et biochimique dans les quatre espèces végétales.

Les résultats obtenus des différentes parties sont analysés par des tests statistiques (ACP et coefficient de corrélation) qui permettent d'évaluer l'existence de relation et d'échange (interaction ou antagonisme, inhibition ou compétition), entre le milieu aquatique et les espèces végétales au niveau des cinq stations de prélèvement, et leur comportement vis-à-vis à une pollution multiple.

Ce travail sera finalisé par une conclusion générale et perspective.

Chapitre 1. Synthèse bibliographique

1.1. Ecosystème écologique

Un écosystème écologique (écosystème) est une unité de l'environnement dans lequel, grâce aux flux d'énergie, une communauté biologique (production, consommation et décomposition des organismes) est maintenue, avec une structure trophique et des cycles de substances vitales (Sigg *et al.*, 2000) .

1.2. Ecosystèmes aquatiques

Ecosystèmes aquatiques recouvrent une grande diversité de milieux, tous caractérisés par l'omniprésence de l'eau (douce, salée, vive ou lente). Comme tout écosystème, ce sont des ensembles environnementaux structurés dans lesquels se produisent des échanges de matière et d'énergie dus aux interactions entre les organismes vivants (biocénose) et leur habitat (biotope).

La biocénose des écosystèmes aquatiques est très diverse puisque, au sein d'un même écosystème, différentes zones de peuplement apparaissent en lien étroit avec les conditions physiques du milieu (la profondeur et la luminosité dans les lacs, le courant dans les cours d'eau).

D'une manière générale, le développement des êtres vivants est dépendant de la croissance des végétaux qui, grâce à la photosynthèse, peuvent produire leur matière organique à partir des matières minérales du milieu et du CO₂ atmosphérique en utilisant l'énergie lumineuse (Chouteau, 2004).

1.3. Cycle de l'eau

Omniprésente et indispensable au maintien de la vie, l'eau est l'un des corps chimiques le plus essentiel de notre planète. Ses propriétés sont en outre tout à fait exceptionnelles.

L'eau recouvre 72 % de la surface de la terre. Pourtant, seule 0,65% de cette eau communément appelé eau douce est disponible dans les nappes souterraines (0,63%), les lacs et les rivières (0,02%). L'essentielle de l'eau présente sur terre se trouve dans les océans (97,2%), l'eau glacée ne représente, pour sa part, que 2,15% de l'eau potable.



Figure 1 : Cycle de l'eau (Agence de l'eau Artois-Picardie. Le U.S. Geological Survey. Source : Gleick, 1996, Sagascience@cnrs-dir.fr.).

Sous l'action du soleil, l'eau des océans, rivières, lacs s'évapore et gagne l'atmosphère. Au contact des couches d'air froid, la vapeur d'eau se condense en gouttelettes et forme des nuages. L'eau retombe ensuite lors des précipitations (sous forme de pluie, de neige ou grêle) directement dans les océans ou sur les continents. Sur terre, l'eau ruisselle alors jusqu'aux rivières ou s'infiltrate dans les sols pour alimenter les nappes souterraines (Chouteau, 2004).

1.4. Pollution du système aquatique par les métaux traces

Au cours de son cycle, l'eau peut donc se charger en éléments indésirables (polluants chimiques, organismes ...), qui contribuent à la dégradation des réserves d'eaux à travers les continents (Chouteau, 2004; Rio, 2006).

Les micropolluants présents dans l'environnement ont des origines très variées. Leur devenir environnemental ainsi que leur impact potentiel sur les différents écosystèmes sont très dépendant de leurs interactions avec le milieu environnant. Les principaux micropolluants impliqués dans les phénomènes de pollutions chimiques sont les métaux (exemple: cuivre, zinc, plomb, cadmium...).

Les cycles biogéochimiques des éléments traces métalliques ainsi que des espèces organiques et inorganiques sont influencées à la fois par les phénomènes naturels et par les activités humaines. Contrairement aux métaux, présents naturellement et en proportions diverses dans la plupart des roches (fond géochimique) (Devez, 2004).

Les organismes vivant ont évolué en présence des éléments métalliques. Les êtres vivants ont besoin de métaux qualifiés d'essentiels et sont adaptés pour vivre dans des environnements particulièrement riches en métaux.

Les éléments métalliques sont présents, de façon ubiquitaire en trace dans l'environnement. Il est nécessaire de distinguer les contributions d'origine naturelle des apports anthropiques.

Les éléments traces sont les 68 éléments minéraux, constituants de la croûte terrestre, présentant une concentration inférieure à 0,1% (Alloway, 1995; Baize, 1997). Ensemble ils ne présentent que 0,6% du total des éléments et les concentrations basales - spécifiques à un site donné- en constituent le fond géochimique (Gilbin, 2001).

L'expression «éléments traces métalliques» fait référence aux métaux présents à l'état de traces tels que le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le zinc (Zn),...Le terme de «métaux lourds», s'il reste utilisé, est sujet de discussion, la masse atomique de référence étant controversée (Hopkin, 1989). Pour résoudre ces difficultés, Nieboer & richardson (1980) ont proposé une classification des ETM à destination des biologistes basée sur les propriétés chimiques des ETM (Tableau 1). Cette classification est importante pour la compréhension des mécanismes intra et intercellulaire de transport et de stockage des ETM (Gimbert, 2006).

Tableau 1 : Classification des principaux ETM selon leur affinité pour des ligands oxygénés (classe A), des ligands azotés ou soufrés (classe B) et pour les deux types de ligands (classe intermédiaire) (d'après Nieboer & Richardson, 1980 selon Gimbert, 2006).

Classe A	Classe intermédiaire	Classe B
Calcium	Plomb	Cadmium
Magnésium	Fer	Cuivre
Manganèse	Chrome	Zinc
Potassium	Cobalt	Mercure
Strontium	Nickel	Argent
Sodium	Arsenic	

Dans l'eau, les métaux traces sont présents sous forme d'ions libres mais ils peuvent aussi se complexer avec des ligands inorganiques et organiques présents sous forme dissoute en solution. Seules certaines formes du métal peuvent être assimilables et induire un effet sur les organismes (Gilbin, 2001).

De même, les transformations physico-chimiques et les processus métaboliques complexes de la biocénose peuvent aussi affecter cette biodisponibilité (INERIS, 2004). Certains éléments sont par ailleurs des micronutriments essentiels pour les organismes, mais aussi toxiques au-dessus d'une certaine concentration (Gilbin, 2001; INERIS, 2004; Bravin, 2008).

1.5. Causes de la pollution du milieu aquatique

Le milieu aquatique, dans son ensemble, est un système très complexe qui est le siège d'un grand nombre de réactions chimiques, physiques et biologiques. Ce système est, de manière générale en étroite relation avec l'ensemble des autres systèmes ou compartiments constituant le milieu naturel et que l'on peut décomposer en trois grandes parties : l'atmosphère, l'eau et le sol (incluant les sédiments).

A cause du cycle de l'eau, les écosystèmes aquatiques sont susceptibles d'être contaminés par des pollutions accidentelles ou chroniques (Chouteau, 2004).

1.5.1. Sources de la pollution du milieu aquatique

Le milieu aquatique est la cible de contamination par le rejet des effluents pollués (activités humaines, industrielles, urbaines ou agricoles), induisant différentes formes de pollution ; la pollution physique, chimique et biologique (Tableau 2).

Tableau 2 : Origines et natures de différentes sources de pollution du milieu aquatique (source : les Dossiers scientifiques du CNRS : l'eau, Chouteau, 2004).

Type de pollution	Nature	Origines
Physique	Rejets d'eau chaude	Centrales thermiques, nucléaires
	M.E.S. (matières en suspension)	Rejets urbains, érosion des sols
chimique	Matière organique	Effluents domestiques, agricoles, agroalimentaires
	Fertilisants (nitrate, phosphate)	Agriculture, lessives
	Métaux (Cd, Pb, Hg, Al, As...)	Industrie, agriculture, déchets
	Pesticides (insecticides, herbicides, Fongicides)	Industrie, agriculture
	Organochlorés (PCB, solvants)	Industries
	Composés organiques de synthèse	industries
	Détergents	Effluents domestiques
	Hydrocarbures	Industrie pétrolière, transports
Biologique	Bactérie, virus, champignons...	Effluents urbains, agricoles

Le déversement dans le milieu aquatique de substances ou d'effluents contaminés n'est pas la seule cause de pollution des eaux de surfaces ou souterraines. En effet, l'eau de pluie permet aux polluants rejetés dans l'atmosphère de retomber sur les sols et lessive les zones polluées. Par ruissellement et/ou infiltration, ces xénobiotiques peuvent alors rejoindre le milieu aquatique.

De très nombreuses molécules sont donc susceptibles de polluer les écosystèmes aquatiques.

Les métaux lourds (cadmium, zinc, plomb, chrome,...) sont considérés comme des micropolluants puisqu'ils sont présents dans les différents compartiments de l'environnement à l'état de trace. Ils n'en demeurent pas moins des composés dangereux pour les êtres vivants, de par leur toxicité mais également leur persistance (Dirilegen, 2000; Chouteau, 2004).

1.5.2. Diverses formes de métaux traces dans le milieu aquatique

Dans le milieu aquatique, les métaux traces peuvent se présenter sous diverses formes physiques (dissoutes, particulaires) et chimiques (minérales, organiques). Ils sont présents sous forme hydratée (M^{2+}), complexée à des ligands organiques (acides fulviques et humiques) ou inorganiques ou sont adsorbés sur des particules.

Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau (pH, potentiel redox, lumière, température, dureté, force ionique, teneur en ligands organiques et inorganiques...) agissent sur le degré de dissociation entre les formes complexées et ioniques.

La complexation avec les ligands organiques et minéraux ainsi que la compétition avec d'autres cations divalents (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+}) influencent notamment le devenir des métaux (figure 2). De surcroît, le ruissellement peut également être responsable de la dissolution et de la mise en suspension de cristaux précipités, du transport de la forme dissoute présente dans la lame d'eau, du métal adsorbé sur les particules du sol.

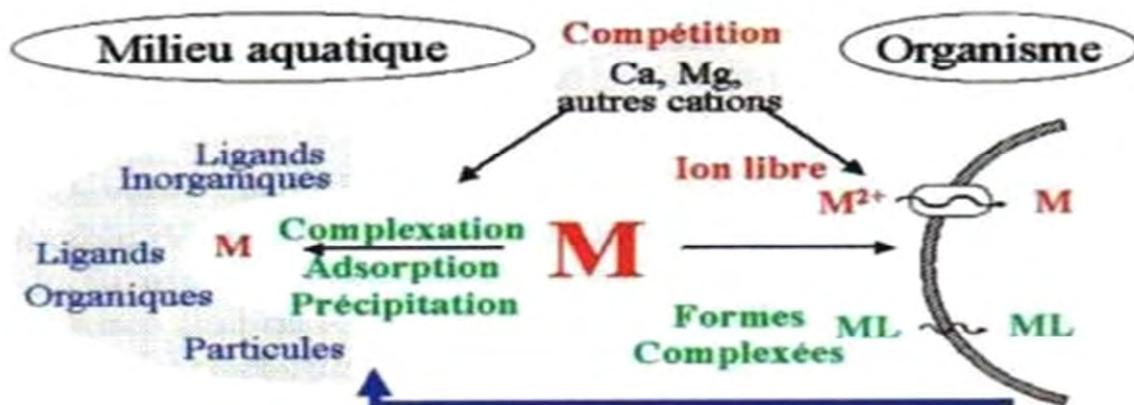


Figure 2 : Interactions subies par les métaux au cours de leur transport en milieu aquatique (Gilbin, 2002, adapté de Turner & Tissier, 1996, d'après Devez, 2004).

1.5.3. Comportement des métaux traces dans le milieu aquatique

Tableau 3: Formes physico-chimiques possibles des métaux dans le milieu aquatique (Campbell & Tissier, 1986, d'après Chouteau, 2004)

Formes physico- chimiques possibles		Exemples
Ion métallique hydraté		$\text{Cd}(\text{H}_2\text{O})_6^{2+}$
Complexe	Organique	Al-citrate, Cu-fulvate
	Inorganique	CuCO_3 ,
Espèce colloïdale	Organique	Cu^{2+} -acide humique
	Inorganique	Pb^{2+} - MnO_2
Espèces particulaires		Métaux associés à des minéraux, sols, argiles, Bactéries, micro algues, matières organiques

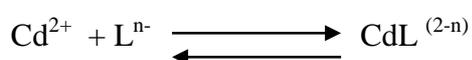
Dans le milieu aquatique, de nombreux paramètres influencent cette répartition qui est fonction des propriétés chimiques intrinsèques de chaque métal (tableau 3). En particulier leur solubilité dans l'eau qui varie d'un métal à l'autre mais aussi, selon les différentes formes d'un métal donné ; le coefficient de partage du métal entre l'eau et les particules, ce qui est déterminant à la fois dans le devenir, le transport et les interactions avec les autres compartiments des écosystèmes (Gilbin, 2001), sa spéciation c'est-à-dire sa distribution vis-à-vis de ces différentes formes physico-chimiques (Chouteau, 2004).

1.5.4. Spéciation des métaux traces dans le milieu aquatique

Un métal peut être sous différentes formes : la forme ion libre hydraté (M^{n+}) est généralement considérée comme la plus toxique (figure 2), la connaissance des autres formes physico-chimiques du métal est importante car des modifications des conditions abiotiques (pH, conditions redox...) ou biotiques (dégradation biologique de la matière organique pouvant modifier le pH...) peuvent influencer la biodisponibilité des métaux et par conséquent leur toxicité.

Plusieurs réactions physico-chimiques ou biologiques conditionnent la spéciation d'un métal peuvent donc survenir dans un milieu aussi complexe que le milieu aquatique.

1.5.4.1. Les réactions de complexation-dissociation



Les ligands peuvent être minéraux (OH^- , Cl^- , SO_4^{2-} ,...), organique (matière organique dissoute comme les acides humiques dissous) (Town & Fellala, 2002), ou des composés organiques anthropogéniques (EDTA...) (Barbier, 2003).

1.5.4.2. Les réactions de précipitation-solubilisation

En présence de certains anions (anions chlorure Cl^- , hydroxydes OH^- , carbonates,...), les ions métalliques peuvent se précipiter (Chouteau, 2004). Exemple la majeure partie du cuivre rejetée dans l'eau se retrouve sous forme particulaire et tend à se déposer, à précipiter ou à s'adsorber sur la matière organique, les argiles et sur les oxydes et hydroxydes de manganèse et de fer.

D'ailleurs une quantité importante du zinc et du cuivre présents dans les eaux de surface se retrouve et s'accumule finalement dans les sédiments des rivières, des estuaires et des zones côtières où ces métaux se lient à des ligands inorganiques et organiques, réduisant ainsi leur mobilité et biodisponibilité. Néanmoins un relargage ultérieur des métaux reste possible depuis les sédiments contaminés en fonction des conditions physico-chimiques du milieu (Devez, 2004).

Les réactions de complexation-dissolution ou précipitation-solubilisation, ces processus sont en perpétuelle compétition avec d'autres processus tels que l'absorption, l'adsorption et qui sont dépendantes des concentrations des divers composés mais également des conditions redox, du pH... en déplaçant les équilibres, le métal peut alors se trouver sous une autre forme (Chouteau 2004; Panfili, 2004; Miao *et al.*, 2006).

1.6. Biodisponibilité des métaux traces dans les écosystèmes aquatiques

On définit la biodisponibilité comme le degré avec lequel un contaminant dans une source potentielle est assimilé par un organisme (O' Donnel *et al.*, 1985; Newman & Jagoe, 1994; Gilbin, 2001). Elle met en jeu trois étapes principales (Campbell, 1995) : l'advection ou la diffusion depuis la solution vers la surface de la membrane; l'adsorption ou la complexation sur les sites de transport; le transport à travers la membrane pour une assimilation dans l'organisme.

La connaissance de la biodisponibilité d'un élément toxique dans un milieu donné est donc primordiale pour estimer l'exposition des organismes à ce toxique et son effet (toxicité, bioaccumulation, bioconcentration).

Dans le cas des métaux, il est connu depuis longtemps que les concentrations totales du milieu ne permettent pas d'évaluer l'exposition réelle, ni les effets possibles sur les organismes (Town & Fillala, 2002).

1.7. Bioaccumulation des métaux traces dans les organismes aquatiques

La bioaccumulation désigne la capacité des organismes aquatiques à concentrer et à accumuler les substances chimiques à partir du milieu (bioconcentration) et de la nourriture (biomagnification), à des concentrations bien supérieures à celles où elles sont présentes dans le milieu (Ramade, 1992).

1.8. Conséquences des pollutions par les métaux sur les écosystèmes aquatiques

La présence de métaux affecte depuis longtemps les écosystèmes. En particulier, ils diminuent leur productivité et leur biodiversité et ont une action toxique sur les organismes aquatiques. De même les transformations physico-chimiques et les processus métaboliques complexes de la biocénose peuvent aussi affecter leur biodisponibilité; en outre, ces éléments peuvent se biomagnifier, entrer dans la chaîne trophique et devenir dangereux pour la santé humaine (loez *et al.*, 1998).

Etant donné que divers facteurs de l'environnement peuvent influencer un certain habitat, les métaux peuvent restreindre la distribution des espèces, mais non pas les définir. Car au sein d'un écosystème, l'action d'un polluant est conditionnée par son interaction avec les facteurs abiotiques et biotiques. Toutefois, l'évaluation de ces conséquences potentielles sur l'ensemble de l'écosystème reste délicate et nécessite de

considérer différentes échelles spatiotemporelles afin de mieux cerner l'action de ce toxique sur chaque niveau trophique (AH-Peng, 2003; Chouteau, 2004).

1.9. Devenir des particules sédimentaires dans le cours d'eau

Dans les conditions environnementales, les métaux sont relativement peu solubles dans l'eau et restent majoritairement associés à la phase solide. Les concentrations en éléments métalliques dans la phase aqueuse sont comparativement bien moindres par rapport à celles dans la phase solide. Ainsi le dépôt des particules au fond de lit des cours d'eau conduit potentiellement à une accumulation des éléments métalliques dans les sédiments.

Ces particules solides sont plus ou moins riches en éléments métalliques selon la nature géologique du terrain dont elles sont issues.

Quatre fractions minéralogiques majeures peuvent être distinguées : carbonates (calcaires), quarts (silices), argiles (aluminosilicates), matière organique. Comparativement aux terrains siliceux, les terrains carbonatés sont pauvres en éléments métalliques. Les métaux (électropositifs) sont préférentiellement associés chimiquement aux aluminosilicates (chargés négativement).

Les métaux inclus dans la matrice rocheuse des particules sédimentaires ne sont pas susceptibles de se dissoudre dans l'eau (INERIS, 2004).

Les métaux dissous dans l'eau, notamment ceux apportés ultérieurement par l'activité humaine, ont tendance à s'adsorber à la surface des particules en suspension. Ces métaux adsorbés peuvent être remis en solution en cas de changement des conditions physico-chimiques du milieu (Rodier, 1984; Alloway & Ayers, 1997).

L'adsorption sur les particules dépend de la surface exposée et donc de la granulométrie du sédiment. Plus les particules sédimentaires sont petites et plus la surface de contact avec le milieu est importante. Les métaux s'adsorbent en particulier très facilement sur les argiles, très fines particules d'aluminosilicates. L'adsorption est également favorisée lorsque les concentrations en matière organique sont élevées (INERIS, 2004).

1.10. Les sédiments récepteurs de contaminants

Classiquement, les sédiments sont définis comme un dépôt de matériel meuble de nature variée d'origine minéralogique ou biogénique (Ramade, 2007). Les particules clastiques

(ou minéralogiques) proviennent de roches émergées qui sont érodées par des processus d'altération physique, chimique et/ou biologique. Les débris organiques (ou biogéniques) constituent un composant ubiquiste des sédiments qui peut conduire à une coloration noire ou gris foncée des dépôts (Chamley, 2000).

Selon Jain & Ram, (1997), Wen *et al.* (1998), le sédiment est un récepteur naturel majeur de contaminants. Pour de nombreux organismes, il est donc une source d'exposition aux contaminants et il peut jouer un rôle important dans leur intoxication. De plus, la remise en suspension de sédiments contaminés peut entraîner une augmentation transitoire de la teneur en matières en suspension contaminées dans l'eau, une remobilisation des contaminants sous forme dissoute, libre ou liée à la matière organique, et un déplacement de bancs de sédiments contaminés dans le cours d'eau (Calmano *et al.*, 1996; Bonnet, 2000).

Dans les sédiments, la toxicité révélée par un organisme vivant est fonction du comportement et des caractéristiques physiologiques et de la biodisponibilité des composés toxiques dans les sédiments (Bonnet, 2000).

De manière générale, la biodisponibilité est définie comme la possibilité qu'a un contaminant, adsorbé sur les particules sédimentaires ou présent dans l'eau interstitielle, d'atteindre les interfaces des organismes vivants qui permettent l'adsorption de celui-ci et d'être toxique ou accumulé par les organismes (Landrum & Robbins, 1990).

1.10.1. Composition et nature du dépôt sédimentaire

La composition et la nature du dépôt sédimentaire sont partiellement liées à la constitution pétrographique des bassins versants et à la structure du couvert végétal. Ces dépôts sont d'origine allochtone quand ils sont issus de l'érosion du bassin versant par des agents dynamiques externes comme l'eau ou le vent et d'origine autochtone quand ils sont constitués par la précipitation de composés minéraux (carbonates, évaporites...) et organiques (fragments de végétaux aquatiques, algues planctoniques mortes,...) (Bertau *et al.*, 1993; Ramade, 1993; Lytle & Lytle, 2001). L'occupation humaine de bassins versants peut influencer cette composition naturelle, (Bonnet, 2000; Panfili, 2004).

1.10.2. Influence des caractéristiques des sédiments sur la contamination du milieu aquatique

La répartition des contaminants dans les différentes composantes du sédiment (particules, eau, organismes) est contrôlée par des processus physiques et chimiques ou biologique (Bonnet, 2000; El Morhit, 2009).

Dans le compartiment aqueux, les contaminants peuvent être présents sous forme dissoute ou complexée. Ils peuvent être transférés dans la phase solide suite à l'agrégation des matériaux dissous ou par adsorption sur des particules.

La nature des substrats sur lesquels les contaminants peuvent s'adsorber peut être très différente. On peut ainsi trouver des particules d'origine organique ou biologique comme le phytoplancton ou les bactéries, mais également des résidus de la dégradation de la matière organique ou des substances humiques (Salvadary Aranguren, 2008).

1.10.3. Sédimentation et dépollution des eaux

La sédimentation en milieux aquatiques est définie comme le processus de dépôt des sédiments au fond de l'eau entraînant une réduction de la pollution de l'eau.

1.10.4. Mobilisation des métaux à partir des sédiments

La mobilisation des métaux associés à la matière en suspension et/ou aux sédiments est un risque pour les écosystèmes aquatiques. Elle est basée sur les réactions d'adsorption/désorption, de précipitation/dissolution et d'oxydation/réduction qui contrôlent le devenir des éléments traces métalliques. Cette remobilisation des métaux peut être le résultat de changements physico-chimiques du milieu aqueux (Audry *et al.*, 2006).

1.11. Caractérisation physico-chimique de l'eau

Parmi les facteurs abiotiques, les facteurs physico-chimiques (température, salinité, oxygène dissous, pH,...) du milieu jouent un rôle essentiel puisqu'ils influent à la fois sur la forme physico-chimique des métaux (état de valence, adsorption-désorption sur la matière en suspension,...) dont dépendent en partie les cinétiques d'accumulation et d'excrétion des métaux ; ces facteurs environnementaux, sont spécifiques d'un site et variant dans le temps (Karayucel & karayucel, 2000; Casas *et al.*, 2004).

Les facteurs climatiques agissent également sur ces caractéristiques physico-chimiques. Ces conditions du milieu modifient l'efficacité des processus

biologiques responsables de la bioaccumulation, en particulier la température qui intervient directement sur la cinétique des processus biologiques (Djemai, 1985; Ramade, 2000; Casas *et al.*, 2004).

1.12. Modification d'aspect de l'eau par les matières en suspension

Les matières en suspension (MES) sont des matières insolubles, fines, minérales ou organiques, biodégradables ou non. Leur principal effet est de troubler l'eau : c'est la turbidité.

La turbidité est l'élément important de la qualité de l'eau, tant pour la vie aquatique car elle réduit la transparence, empêche la pénétration de la lumière. Ce qui a pour effet de freiner la photosynthèse, élément important de la croissance des plantes, que pour la production d'eau potable car elle réduit l'efficacité des traitements de potabilisation de l'eau.

Ces matières conduisent aussi à des fermentations contribuant aux carences en oxygène, et ont des effets mécaniques sur les poissons par colmatage des branchies. Dans le milieu naturel, elles proviennent des effets de l'érosion et des détritiques d'origine organique. Les eaux résiduaires urbaines et industrielles contribuent également à l'élévation des matières en suspension, notamment les rejets en provenance des industries agroalimentaires et de la chimie.

De ce fait, la turbidité et la couleur peuvent être fortement modifiées par la présence de population humaine en bordure d'un cours d'eau. Ces modifications peuvent être reliées à des rejets de matière en suspension, mais aussi aux modifications de composition chimique favorisant ou inhibant le développement des producteurs primaires, ou encore du fait de la modification des écoulements.

Les impacts de l'activité humaine sur le biotope sont très nombreux. De plus, chaque répercussion ne peut être étudiée isolément. En effet, un écosystème est un ensemble fonctionnel en perpétuel remaniement, et la modification d'un paramètre entraîne des modifications en chaîne. De ce fait, chaque modification apportée aux seins de l'écosystème risque d'être amplifiée par la présence simultanée d'autres contraintes appliquées au milieu mais aussi à ses habitants (Rodier, 1996).

1.13. Le compartiment des producteurs

Le compartiment des producteurs primaires est l'ensemble des organismes autotrophe de la biosphère, essentiellement les plantes vertes en milieu terrestre, le phytoplancton et les algues macrophytes en milieu aquatique (Barthet, 2003).

Le phytoplancton avec sa place de premier maillon trophique, joue un rôle important dans le transfert des polluants du compartiment abiotique aux compartiments biotiques. En fixant les éléments traces présents au sein de la colonne d'eau et en les transférant aux niveaux trophiques supérieurs.

L'importance de ce flux trophique dépend en premier lieu de la capacité de la bioaccumulation du phytoplancton mais également de sa biomasse. Celle-ci peut être affectée par un potentiel de toxicité de l'élément sur la croissance algale. D'autre part, comme principal producteur primaire, le phytoplancton joue un rôle majeur dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Morlon, 2005).

1.14. Toxicologie et Ecotoxicologie

La toxicologie est l'étude des mécanismes de contamination, de biotransformation et d'action des toxiques aux échelles moléculaire, cellulaire, à celle de l'organe enfin à celle des êtres vivants pris dans leur intégrité, ainsi que les conséquences physiopathologiques qui en découlent ». Parallèlement, « l'écotoxicologie est la science qui étudie les polluants toxiques dans les écosystèmes » (Ramade, 2007).

1.15. Ecosystème cours d'eau

Les cours d'eau étant des écosystèmes, peuvent être décrits comme des systèmes unitaires et fonctionnels composés d'une biocénose regroupant l'ensemble des êtres vivants et un biotope correspondant au milieu dans lequel ils vivent (Blifert & Perraud, 2001).

1.15.1. Le biotope

Il est constitué par l'eau et le substrat, c'est-à-dire, dans le cas d'un cours d'eau, le lit et les berges (Bonnard *et al.*, 2003).

Ces trois éléments présentent une forte variabilité tant au niveau spatial que temporel.

En effet, chaque cours d'eau sera sous l'influence de son bassin versant: facteurs climatiques mais aussi géologiques et topographiques influenceront sur des critères tels

que le débit, la granulométrie du lit de la rivière, la nature des berges, ou encore la végétation présente sur celles-ci. Par ailleurs, pour un même cours d'eau, de fortes variations, liées elles aussi à des facteurs multiples tels que : variations de débit liées à la pluviométrie, variations de température,...etc.

Ainsi, pour chaque cours d'eau, la nature et l'histoire géologique du bassin versant, seront des facteurs déterminant du profil du cours d'eau, sa morphologie résultant de l'action du climat sur les roches du bassin, plus ou moins protégées par la végétation.

En fonction de la nature de la roche mère, et du régime des précipitations, chaque cours d'eau présentera des débits liquides mais aussi solides (sédiments) spécifiques qui seront à l'origine d'un profil unique dépendant de la fourniture en matériaux et de leur mobilisation (Wasson *et al.*, (1998).

1.15.2. La biocénose

Il s'agit de l'ensemble des êtres vivants peuplant le biotope. Dans le cas des cours d'eau, l'ensemble des grands groupes (d'animaux et de végétaux) est susceptible d'être représenté, (virus, bactéries, algues, végétaux supérieurs, protozoaires, invertébrés et vertébrés) ((Blifert & Perraud, 2001).

1.16. Les indicateurs biologiques de qualité des cours d'eau

La qualité des cours d'eau peut être évaluée sur la base de facteurs physiques, chimiques, hydro morphologiques. Cependant, si cette approche permet de décrire certains aspects de l'état du cours d'eau, elle ne prend pas en compte les populations animales et végétales qui le peuplent. Cette première approche doit donc être complétée par des approches biologiques : les bioindicateurs.

En 1986, Blandin, les définit comme « des organismes ou ensembles d'organismes qui par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques, permettent de façon pratique et sûre de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un éco complexe et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications naturelles ou provoquées. »

D'une part cette définition est extensive dans le sens où elle regroupe différents niveaux d'organisation du vivant. Elle s'applique aussi bien au niveau cellulaire qu'au niveau de l'individu, ou encore des peuplements d'une communauté.

D'autre part, elle est ambitieuse, car elle définit les bio indicateurs comme des outils pratiques, sûrs et permettant de mettre en évidence de manière précoce les modifications du milieu (Cemagref, 2000).

1.17. Effet des métaux lourds sur les végétaux

1.17.1. Phytoplancton

Les effets des métaux lourds sur les microalgues ont fait l'objet de nombreuses études. En effet, ces organismes ont la capacité de bioconcentrer les métaux. Toutes fois, les métaux lourds restent des substances toxiques pouvant avoir des effets indésirables sur les cellules algales. De plus, comme leur temps de régénération est court, les microalgues répondent rapidement à la présence de xénobiotiques, contrairement aux organismes supérieurs (Barthet, 2003).

1.17.2. Plantes

La prise en charge des métaux dans les plantes est un phénomène complexe qui dépend principalement de l'espèce végétale et du métal. Du fait de multitudes molécules organiques qui interviennent dans ce processus, et de leur rôle qui n'est pas toujours clairement établi, il reste de nombreuses zones d'ombres dans la compréhension globale du mécanisme d'adaptation des plantes aux pollutions métalliques.

La précipitation des métaux dans différents compartiments de la cellule apparaît être le stade ultime du processus de détoxification des espèces tolérante et non tolérante. Les sites de stockage varient selon le métal (Panfili, 2004).

Dans les parties aériennes de certaines plantes tolérantes (par exemple *Arabidopsis halleri*), le zinc est associé à la silice dans l'apoplasme, le cytosol et dans le noyau des cellules. Le silicate de zinc serait une forme de transport du zinc jusqu'à la vacuole, ou il serait alors pris en charge par des acides organiques (Newmann & Zur-Neiden, 2001; Sarret *et al.*, 2002).

La compartimentation du cadmium, du cuivre, et du plomb dans les vacuoles a été également observée. Des associations Cd/S ont été identifiées dans les cellules de *Lemna minor* (Van Steveninck *et al.*, 1994). Les auteurs suggèrent la séquestration du cadmium dans les vacuoles par les phytochélatines.

Cependant, le cadmium, le cuivre, et surtout le plomb, se retrouvent plus fréquemment dans l'apoplasme (Mullins *et al.*, 1985; Vazquez *et al.*, 1992; Van Steveninck *et al.*, 1994).

1.18. Compléxation des métaux avec le ligand biotique

Selon Le Goff *et al.* (2004), le ligand biotique est la cible biologique préférentielle d'un contaminant. Dans la sémantique de la spéciation chimique, les espèces métalliques peuvent former, avec d'autres espèces chimiques appelés ligands, des entités nommés complexes.

La concentration des différents ligands présents détermineront l'activité du métal considéré. L'assimilation du métal par l'organisme s'effectue par échange du métal avec le ligand "transporteur" hydrophobe (permettant à l'ion hydrophile de traverser la membrane hydrophobe) ou via les canaux protéiques de transport actif selon la taille de l'ion et son affinité pour ces structures protéiques (Gilbin, 2001).

Chez les algues, comme chez les autres organismes, il existe deux types d'accumulation : l'adsorption et l'internalisation. Le premier phénomène s'exprime par la fixation du métal sur les parois des membranes cellulaires (polysaccharides, peptidoglycanes,...etc) alors que le second fait intervenir des protéines facilitant le transport membranaire (Slaveykova & Wilkinson, 2002). Le Goff *et al.* (2004) ont montré que l'adsorption des métaux sur les parois cellulaires des algues peut intervenir par attraction électrostatique.

Avec une augmentation du pH, les parois cellulaires des algues constituées de groupement donneur de protons (acides polygalacturonique ou pectine, polyacétyl glucosamine-chitine, cellulose, polysaccharides,...etc) peuvent se charger négativement (formation de groupes anioniques), et ainsi fixer les ions métalliques, ainsi que les complexes métalliques chargés positivement (cations).

1.19. Besoins des végétaux en éléments minéraux

Les éléments nutritifs minéraux ont une fonction spécifique et essentielle dans le métabolisme des plantes. En fonction de l'importance des besoins de la croissance en un certain minéral, celui-ci sera dit macroélément ou microélément.

Tableau 4: Les éléments essentiels des plantes supérieures : Estimation des concentrations optimales permettant une croissance normale (Marshner, 1986).

Eléments	Symbole chimique	Forme disponible	Concentration (mmolkg ⁻¹ MS)
Macroéléments			
Hydrogène	H	H ₂ O	60000
Carbone	C	CO ₂	40000
Oxygène	O	O ₂ , CO ₂	30000
Azote	N	NO ₃ ⁻ , NH ₄ ⁺	1000
Potassium	K	K ⁺	250
Calcium	Ca	Ca ²⁺	125
Magnésium	Mg	Mg ²⁺	80
Phosphore	P	HPO ₄ ⁻ , HPO ₄ ²⁻	60
Soufre	S	SO ₄ ²⁻	30
Microéléments			
Chlore	Cl	Cl ⁻	3,0
Bore	B	BO ₃ ³⁻	2,0
Fer	Fe	Fe ²⁺ , Fe ³⁺	2,0
Manganèse	Mn	Mn ²⁺	1,0
Zinc	Zn	Zn ²⁺	0,3
Cuivre	Cu	Cu ²⁺	0,1
Nickel	Ni	Ni ²⁺	0,05
Molybdène	Mo	Mo ₄ ²⁻	0,001

D'une manière générale le terme d'élément minéral essentiel soit restreint aux éléments qui réunissent certaines conditions, comme le besoin de l'élément pour une croissance et une reproduction normale. En absence de l'élément, la plante est incapable de boucler son cycle de développement. Il n'est pas possible de remplacer cet élément dans ses fonctions par un autre élément; Il a une action directe ou indirecte. L'élément fait partie d'un constituant ou d'un métabolite essentiel (Arnon & Stout, 1939; Epstein 1972; Hopkins, 2003).

Les neuf premiers éléments de la liste (tableau 4) sont appelés macroéléments parceque les teneurs nécessaires sont élevées (plus de 10 mmolkg⁻¹ de matière sèche) (Marshner, 1986; Hopkins, 2003).

Tableau 5: Rôle des macro et micro-éléments dans les plantes* (Marchner, 1986; Richter, 1993; Hopkins, 2003; Raven *et al.*, 2007)

Eléments	Fonction
Macroéléments	
Azote	L'azote est le composant des acides aminés, des acides nucléiques, des nucléotides, de la chlorophylle, et des coenzymes.
Potassium	Le potassium intervient dans l'osmose et l'équilibre ionique, ainsi que dans l'ouverture et la fermeture des stomates ; active également de nombreuses enzymes.
Calcium	Le calcium est le composant de la paroi cellulaire ; cofacteur d'enzymes ; intervient dans la perméabilité des membranes cellulaires ; composant de la calmoduline, régulateur d'activités membranaires et enzymatiques.
Magnésium	Le magnésium est un composant de la chlorophylle; activateur de nombreuses enzymes.
Microéléments	
Fer	Le fer est nécessaire à la synthèse de la chlorophylle ; composant des cytochromes et de la nitrogénase
Manganèse	Le manganèse est l'activateur de certaines enzymes; nécessaire à l'intégrité de la membrane chloroplastique et de la libération d'oxygène dans la photosynthèse
Zinc	Le zinc est l'activateur et le composant de nombreuses enzymes
Cuivre	Le cuivre est l'activateur ou le composant de certaines enzymes intervenant dans les réactions d'oxydoréduction.
Nickel	Le nickel forme la partie essentielle d'une enzyme fonctionnant dans le métabolisme.

* Eléments chimiques pris en considération dans cette étude.

Les macroéléments sont surtout mais pas exclusivement, impliqués dans la structure des molécules, ce qui explique en partie la nécessité d'apport important. Les huit éléments restant sont les micro-ou oligoéléments. Les besoins en microéléments sont relativement faibles (moins de 30 mmolkg⁻¹ de matière sèche); ils jouent un rôle de catalyseur ou de régulateur, par exemple d'activateurs enzymatiques. Certains macroélément, comme par exemple le calcium ou le magnésium jouent en plus de leur rôle structurale, un rôle régulateur (Tableau 5) (Hopkins, 2003; Raven *et al.*, 2007).

1.20. Matière minérale et nutrition des végétaux

Les attaques de la lithosphère libèrent des sels hydrosolubles que les organismes vivants incorporent. Par leurs excréments et leur mort, ces organismes fournissent de la matière organique, décomposée en sels minéraux par les microorganismes (bactéries et champignons) (Schützendübel & Polle, 2002).

Les algues qu'elles soient fixées ou qu'elles flottent librement dans l'eau (phytoplancton), se distinguent des végétaux supérieurs par l'absence de tissus différenciés, c'est-à-dire qu'elles ne possèdent ni racines ni tiges ni feuilles. Invisibles à l'œil nu à l'état unicellulaire. C'est à partir des substances minérales dissoutes dans l'eau que les algues synthétisent leurs tissus.

La nutrition fait appel à des processus d'absorption de gaz et de solutions minérales soit directement dans l'eau pour les végétaux inférieurs et les plantes aquatiques, soit dans le cas des végétaux vasculaires dans la solution nutritive du sol par les racines ou dans l'air par les feuilles (Garnham *et al.*, 1992; Loez *et al.*, 1998).

1.21. Tolérance aux métaux traces chez les végétaux

Certains éléments métalliques sont essentiels aux organismes vivants à de faibles concentrations. Mais, ils agissent à de fortes concentrations comme un facteur de stress qui entraîne une modification de la réaction physiologique (Remon *et al.*, 2005).

Le terme « **sensibilité** » décrit les effets du stress, qui peuvent aller jusqu'à la mort de la plante. Par opposition, le terme « **résistance** » fait référence à la réaction de la plante qui lui permet de survivre face au stress métallique et d'assurer sa descendance (Levitt, 1980).

Deux stratégies principales sont impliquées dans ce phénomène de résistance :

- **la stratégie d'évitement** par laquelle les plantes se protègent du stress métallique en limitant leur absorption.
- **La stratégie de tolérance** (synonyme de résistance) qui fait référence aux réactions permettant de limiter les effets néfastes des métaux dans l'organisme.

1.22. Notion de stress

Selon les définitions, un stress désigne à la fois l'action d'un agent agresseur et les réactions qu'il entraîne dans l'organisme agressé, une force qui tend à inhiber les systèmes normaux (Jones & Jones, 1989), ou encore une condition non optimale causée par un facteur qui tend à altérer l'équilibre des fonctions d'un organisme. En matière de biologie végétale, les principaux stress peuvent être classés, tout dépendant de la nature de l'agent stressant, en quatre catégories : physique, chimique, biotique et anthropogéniques (Sergey *et al.*, 2006).

Les facteurs de stress agissent rarement seuls ou de façon constante tout au long du développement des végétaux, ce qui complique l'étude physiologique des stress chez ces derniers. La complexité de la réponse biologique au stress rend souvent difficile à discerner la cause et les effets du stress (Jones & Jones, 1989).

L'intensité du stress est une notion dynamique. A long terme, sous l'effet constant d'un agent stressant, les caractéristiques physiologiques des végétaux changent. Ces derniers s'adaptent, ce qui fait que pour une même intensité de stress, les générations suivantes seront de moins en moins affectées (Ryalls *et al.*, 1996).

1.23. Les bioindicateurs de stress

1.23.1. Les marqueurs physiologiques : la chlorophylle

La chlorophylle a été isolée en 1816 par Joseph Bienaimé Caventou et Joseph Pelletier, ce pigment, situé dans les chloroplastes des cellules végétales, intervient dans la photosynthèse pour intercepter l'énergie lumineuse, première étape dans la conversion de cette énergie en énergie chimique. Son spectre d'absorption du rayonnement lumineux est responsable de la couleur verte des végétaux; la longueur d'onde la moins absorbée étant le vert, c'est donc cette couleur qui est perçue dans la lumière réfléchie vers l'œil par la feuille (Heller, 1977).

1.23.1.1. Les différentes formes de chlorophylles

Il existe plusieurs formes de chlorophylles différenciables selon leur structure chimique :

- La «chlorophylle a» (symbole : *chl a*) est le pigment photosynthétique le plus commun du règne végétale; il est présent chez tous les végétaux aquatiques et terrestres.
- La «chlorophylle b» (symbole : *chl b*) se trouve chez les cormophytes (végétaux supérieurs) et les chlorophycées (algues vertes).

Quatre autres variantes, moins communes, existent :

- Les chlorophylles *c* (*c1* et *c2*) chez les phéophycées dites algues brunes (Raven *et al.*, 2007).
- La chlorophylle *d*, identifiée en 1943 est retrouvée chez certaines cyanobactéries (Manning & Strain., 1943).

- La chlorophylle *f* a été identifiée en 2010 dans certains stromatolithes. Elle a pour caractéristiques une absorption décalée vers le rouge par rapport aux autres chlorophylles (Chen *et al.*, 2010).

1.23.1.2. La Chlorophylle et le stress

La chlorophylle est considérée comme un facteur principal pour évaluer l'état physiologique et biochimique de la plante (Ferrat *et al.*, 2003).

La croissance de la plante, et les éléments de synthèse comme la chlorophylle par exemple, constituent les éléments de base pour détecter le stress et ses effets (Vangronsveld *et al.*, 1998).

D'une manière générale, les variations au niveau des pigments photosynthétiques chez les plantes exposées au stress métallique et herbicides sont observées chez plusieurs espèces (Ralph & Birchett, 1998; Ralph, 2000).

1.23.2. Les marqueurs biochimiques : les acides aminés

Les acides aminés chez les plantes dérivent de précurseurs peu nombreux. Suivant le précurseur, plusieurs familles d'acides aminés existent : famille du glutamate (glutamine, arginine, proline), famille de l'aspartate (asparagine, threonine, méthionine, lysine, isoleucine), famille du pyruvate (valine, leucine, alanine), famille de la serine (glycine, serine, cystéine), famille des shikimates (tyrosine, phénylalanine, tryptophane).

Toutefois, les voies de synthèse des acides aminés sont complexes : elles sont soumises à des contrôles stricts et très souvent "branchées", c'est-à-dire que plusieurs acides aminés peuvent être issus d'un même précurseur.

Les plantes synthétisent non seulement les 20 acides aminés impliqués dans l'élaboration des protéines mais encore plusieurs centaines d'acides aminés libres, spécifiques de telle ou telle famille ou espèces botaniques.

Les facteurs de stress abiotiques environnementaux comme la sécheresse, la salinité et les températures extrêmes sont des facteurs limitant la croissance de la plante et la productivité des cultures, les organismes vivants dans ces habitats où ces facteurs sont prédominants développent des formes d'adaptation variées en accumulant des solutés organiques tels que sucres et alcools, ou acides aminés (Stewart & Larher, 1980).

Ces acides aminés sont soit présents en assez grande quantité, accumulés dans les graines pour stocker de l'azote ou accumulés dans certains organes ou tissus à la suite de contraintes défavorables de l'environnement, soit en faible quantité, isolés ou liés à une autre molécule et impliqués dans des mécanismes de défense ou régulation de croissance (Rai, 2002; Baaziz, 2012; Pincon, 2013).

Chapitre 2. Matériel et méthodes

2.1. Présentation de la zone d'étude

Les cours d'eau où les échantillonnages ont eu lieu, se situent dans la commune d'Oued Athmenia qui est traversée par deux principaux Oueds : Oued Bou Yacour et Oued Rhumel., ces oueds sont alimentés par les eaux de ruissellement drainés par leur bassin versant respectif ainsi que par des sources d'origine alluviale émergeant au fond des lits et le long des berges qui sont plus apparentes le long de l'Oued Rhumel.

2.1.1. Topographie et Hydrographie

La région d'Oued Athmenia se présente comme une région agricole au relief ondulé et aux pentes douces. La plus grande partie du bassin versant se situe entre 800 et 1000 mètres d'altitude. Les chaînes de montagnes les plus escarpées du côté Sud s'élèvent jusqu'à 1100 mètres et culminent à 1187 mètres au Djebel Grouz.

Le bassin versant d'Oued Bou Yacour à l'aval duquel est projeté l'aménagement contre les inondations est drainé par une multitude de Thalwegs avec souvent des pentes assez raides qui créent un relief accidenté par endroit, notamment dans les zones où subsistent des affleurements de calcaire. Ces derniers sont le plus souvent arrachés du sol et entraînés par charriage par les eaux des crues.

L'Oued Bou Yacour prend naissance à l'altitude 1137 mètres et parcourt 27 Km environ avant d'atteindre la ville d'Oued Athmenia.

2.1.2. Débit des crues des Oueds

- Oued Bou Yacour

Les débits maximums relevés portent sur toute la superficie du bassin d'Oued Bou-Yacour de 87.87Km² (Tab.6).

Tableau 6 : Débits des différentes fréquences du bassin d'Oued Bou Yacour (Fanit, 2009).

Fréquence (%)	0,1	1	2	5	10	50
PJ max (mm)	112	85	77	67	58	50
QT (m ³ /s)	196	132	113	88	67	–

- Oued Rhumel

Ce cours d'eau est régularisé par le barrage Hammam Grouz qui, avec un volume régularisable de 16 million de m³ dispose d'une capacité d'emmagasinement de l'ordre de 45 millions de m³ par an.

Le débit de crue centennale déversé par le barrage : 100 m³/s.

Les deux cours d'eau Oued Rhumel et Oued Bou Yacour font l'objet d'une étude d'aménagement. Ainsi Oued Rhumel est pratiquement aménagé en quasi-totalité depuis la confluence avec l'Oued Bou Yacour jusqu'au pied du barrage, sans que sa trajectoire initiale ne soit déviée du fait de la réalisation du barrage.

L'Oued Bou Yacour est aménagé en amont du pont érigé au centre-ville en maçonnerie, le tronçon en aval du pont en béton. Par contre, le tronçon situé en aval de la confluence avec Oued Rhumel jusqu'au pont de la route nationale n°5 est non aménagé (Mebarki & Bencheikh-Lehocine, 1997 ; Fanit, 2009).

2.2. Choix des stations d'échantillonnages

Le choix de cette recherche s'est basé sur des prélèvements d'eau, de végétaux, de sédiments et de matières en suspension, dans cinq stations d'échantillonnages situées dans la région d'Oued Athmenia, le long des cours d'eaux ou se déversent plusieurs rejets d'eaux usées, à l'exception de la première station (S1) située en amont de la ville (Fig.3).

Les prélèvements ont été effectués durant quatre campagnes, allant de juin à septembre. Le choix de cette période permet de vérifier la qualité de l'eau surtout qu'elle est utilisée pour l'irrigation. D'autre part, l'accès aux différents points de prélèvement est plus facile en cette période surtout pour l'échantillonnage du matériel végétal et que les distances entre les différents points de prélèvements sont imposées par la présence de ce dernier.

- Station S1 : est localisée en amont de l'agglomération d'Oued Athmenia, dans une écluse située à proximité du barrage Hammam Grouz.

- Station S2 : située en aval de la ville au niveau de la confluence Oued Bou Yacour et Oued Rhumel, s'éloignant de la station S1 de 1371 mètres et se caractérise par les déversements de rejets urbain et domestique.

- Station S3 : située en aval de la ville à environ 1000 mètres de la station S2 reçoit les effluents des eaux usées urbains, des rejets de l'usine de céramique et de la station d'épuration.
- Stations S4 (à 1092 m de S3) et S5 (à 1450 m de S4), localisées également en aval de la ville. Elles reçoivent les eaux de la station d'épuration, les eaux de lessivage des champs agricoles, ainsi que les rejets des eaux usées des localités avoisinantes.



Figure 3 : Localisation des stations d'échantillonnage au niveau des cours d'eau traversant la commune d'Oued Athmenia

Tableau 7 : Coordonnées géographiques des stations de prélèvement

Stations	S1	S2	S3	S4	S5
Coor Geo					
Latitude	36°14'76"	36°14'99"	36°14'17"	36°14'39"	36°14'25"
Longitude	6°16'56"	6°17'56"	6°17'05"	6°18'34"	6°18'45"

2.3. Matériel végétal

Le Choix du matériel végétal de cette étude a porté sur plusieurs critères qui englobe la variété des espèces végétales, l'aspect morphologique, ainsi que physiologique et leur comportement vis-à-vis des changements du milieu environnant.

Les espèces de chlorelles échantillonnées au niveau des différentes stations ont été identifiées au microscope photonique (Bourrely, 1966), et avaient été sélectionnées pour cette étude car elles représentaient la biomasse la plus importante de microphytes de ces cours d'eaux.

Pour *Phragmites communis* et *Typha latifolia*, les deux parties échantillonnées sont : la partie souterraine constituée de racines et rhizomes et la partie aérienne représentée par les feuilles seulement.

2.3.1. Rôle et importance des espèces végétales

Les microalgues unicellulaires présentent des caractéristiques intéressantes pour des tests d'écotoxicités, vu leur rôle important dans l'équilibre et le fonctionnement des écosystèmes aquatique du fait de leur abondance et de leurs propriétés métaboliques. Celles-ci possèdent des pigments chlorophylliens qui leurs permettent d'utiliser l'énergie solaire pour réaliser la photosynthèse et assurent le recyclage du carbone inorganique (CO₂, bicarbonates, carbonates), les microalgues constituent le maillon de base de chaînes alimentaires en servant de nourriture aux populations de niveau supérieur.

La lentille d'eau, *Lemna sp.* trop sensible au stress, par l'inhibition de sa croissance, a été reconnue et optimisée et est internationalement reconnue pour les tests écotoxicologiques. Par sa sensibilité aux essais biologiques, elle a été choisie pour l'évaluation des risques causés par les éléments traces métalliques : en effet elle s'avère idéale pour tester l'impact des pollutions aquatiques (U.S. EPA., 1985).

De façon générale, les *Lemnaceae* sont connues hyper-accumulateurs d'un certain nombre de métaux traces et leur toxicité à une gamme de ces derniers a été testée. Comme tels, ils peuvent potentiellement être utilisés pour la phytoremédiation et la rhizofiltration (Hillman & Culley, 1978; Blinova, 2004).

Quant aux roseaux *Phragmites communis* et *Typha latifolia*. Le premier est surtout présent dans les milieux perturbés par les activités humaines qui sont en partie

responsables de sa prolifération. Le second n'est présent qu'à proximité des étendues d'eau douce ou des cours d'eau (Serage, 1996; St-Cyr *et al.*, 1997; Ravera, 2001).

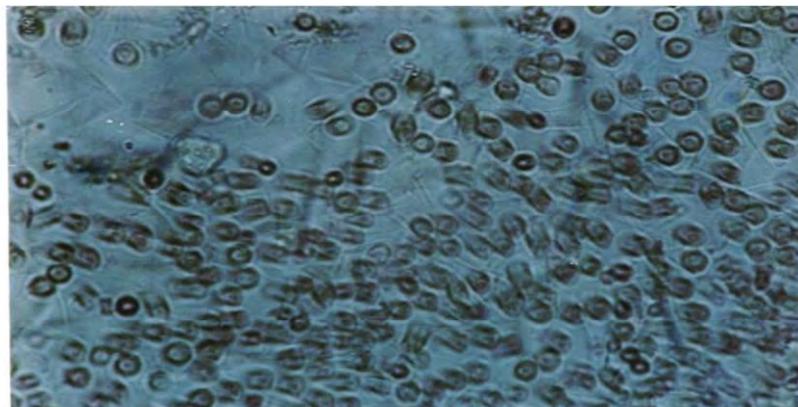
2.3.2. Caractéristiques botaniques des espèces végétales

2.3.2.1. *Chlorella sp.* appartient à l'embranchement des Chlorophycées, Ordre des Chlorococcales, et la Famille des Oocystacées. Les cellules de ces organismes unicellulaires sont sphériques ou ellipsoïdales, plus rarement réniformes ou asymétriques avec un (ou rarement deux) chloroplaste représentant 50% du volume intracellulaire, le noyau est petit, parfois un pyrénioïde. La cellule est entourée d'une paroi lisse comportant une charpente cellulosique doublée d'une couche de sporolléine

La multiplication se fait par 2, 4, 8, 16, autospores libérées par rupture de la membrane maternelle.

Ce sont des algues de petite taille, leur diamètre variant de quelques microns à 20 μ au maximum, subaériennes vivant sur la terre humide, les écorces d'arbres, les écoulements de sève d'arbres ou en symbiose avec des animaux aquatiques (ciliés, éponges, hydres, etc.).

Le genre comprend une trentaine d'espèces et un grand nombre de races obtenues en culture en laboratoire. Les chlorelles présentent une grande diversité écologique, et sont très utilisées en physiologie de la nutrition et pour la recherche; la facilité des cultures et la rapidité de leur croissance en font un matériel de choix pour l'expérimentation (Bourrely, 1966).



Chlorella sp. (G. X 1000)

2.3.2.2. *lemna minor*

Lemna minor fait partie des Angiospermes monocotylédones, appartient à l'Ordre des Alismatales, Famille des Araceae, sous famille des Lemnoideae, qui représente les plus petites plantes à fleurs. Ces plantes pérennes poussent en flottant dans l'eau douce ou calme (étangs, lacs, eaux stagnantes et cours d'eau). Elle se trouve dans le monde entier, sauf dans les régions les plus froides. La croissance de ces plantes riches en protéines peut être extrêmement rapide (Chase & Reveal, 2009). *Lemna minor* appelée couramment lenticule mineure ou lentille d'eau est l'une des espèces les plus connues de ce groupe et a fait l'objet de nombreuses recherches.



Elle est utilisée dans les essais de détection de la phytotoxicité (U.S. EPA., 1985). La teneur en protéines des lentilles d'eau est l'une des plus élevées dans le règne végétal, mais elle est tributaire des conditions de croissance, riches en acides aminés : leucine, thréonine, valine, isoleucine et la phénylalanine et moins riches en cystéine, méthionine et tyrosine (Rusoff *et al.*, 1980).

2.3.2.3. *Phragmites australis*

Le roseau *Phragmites australis* ou *Phragmites communis* fait partie des Angiospermes monocotylédones, Ordre des *Cyperales*, Famille des *Poaceae* (Masleard & Perennou, 1996).

C'est une helophyte qui prospère sur des sols gorgés d'eau et peu oxygénés. Les racines et les rhizomes de ces plantes de rivages peuvent mesurer jusqu'à 3 mètres. Les feuilles sont grandes, larges de 1 à 3 cm, longues de 30-50 cm, raides, un peu coupantes au bord, aux nervures parallèles.



Phragmites communis

2.3.2.4. *Typha latifolia*

Typha latifolia, aussi appelée roseau à massette, rauche (ou quenouille), elle aussi fait partie des Angiospermes monocotylédones. Elle appartient à de l'Ordre des Poales, Famille des *Typhaceae*. C'est la plus commune du genre *Typha*.



Typha latifolia

Cette plante herbacée pérenne pousse dans les régions tempérées et tropicales de l'hémisphère Nord. Elle n'est présente que près des étendues d'eau douce ou des cours d'eau. La plante peut mesurer entre 1,5 et 3 m de haut, elle possède des feuilles larges de

2 à 4 cm. C'est une plante utile pour l'homme et constitue une nourriture pour des mammifères semi-aquatiques (Julve, 1998).

2.4. Méthodologie et techniques de dosages

2.4.1. Mesures réalisés sur terrain

Afin d'évaluer la qualité des cours d'eau de cette localité, des mesures des caractéristiques physico-chimiques telles que : le pH (unité de pH), la température (°C), la conductivité électrique ($\mu\text{S}/\text{cm}$), l'oxygène dissous (mg/l) ont été effectuées dans chaque point de prélèvement (Rodier, 1984 & 1996) (Annexe, page 167).

- pH de l'eau

La détermination potentiométrique de la concentration des ions hydrogènes dans l'eau a été effectuée à l'aide de sonde de terrain (Hanna instruments HI 9146).

- Température

La température qui est un facteur dont les différentes réactions chimiques en dépendent et notamment de leur vitesse de réaction (Gaujous, 1995). Elle est mesurée à l'aide d'une sonde de terrain (Hanna instruments HI 9146), et est exprimée en degré Celsius.

- Conductivité électrique

La conductivité correspond au passage du courant électrique dans l'échantillon d'eau, elle est fonction directe de la concentration ionique de la solution, sa détermination donne donc une mesure directe de substances dissoutes (Rodier, 1996). Elle a été réalisée à l'aide de sonde de terrain (Hanna instruments HI 9146).

- Oxygène dissous (O_2)

Détermination potentiométrique de la teneur en oxygène dissous dans l'eau par mg O_2 /l. Elle a été réalisée à l'aide de sonde de terrain (Hanna instruments HI 9146).

2.4.2. Dosages réalisés au laboratoire

2.4.2.1. pH des sédiments

L'échantillon contenant 10g de sédiment auquel 50 ml d'eau distillée sont rajoutées et agitées à l'aide d'un agitateur magnétique. Après 30 minutes de décantation, le pH du surnageant est mesuré à l'aide d'un pH mètre (Moreno *et al.*, 1996).

2.4.2.2. Matières en suspension

10 ml de l'échantillon prélevé sont mis dans une cuve et 10 ml d'eau distillée sont mis dans une autre cuve qui va servir de blanc (étalon).

Le dosage des échantillons est effectué par l'appareil de spectrophotométrie (modèle HACH. Programme 630 MES). Les résultats sont exprimés en mg/l (Rodier, 1984).

2.4.2.3. Paramètres biologique et chimique

- Détermination de la DBO

La détermination de la DBO est basée sur la mesure manométrique de la pression avec agitation inductive à l'obscurité à 20°C (Annexe, page 168).

- Détermination de la DCO

Dans des conditions définies, certaines matières contenues dans l'eau sont oxydées par un excès de dichromate de potassium, en milieu acide et en présence de sulfate d'argent et de sulfate de mercure. L'excès de dichromate de potassium est dosé par le sulfate de fer et d'ammonium (Annexe, page 169).

2.4.2.4. Dosage des éléments métalliques dans les échantillons

- **D'eau** : immédiatement ramené au laboratoire, l'échantillon d'eau est filtré à travers une membrane poreuse (diamètre des pores 0,45 µm), ensuite 100 ml de chaque échantillon sont acidifiés avec 0,5 ml d'acide nitrique (5,2), afin de s'assurer que le pH de l'échantillon est inférieur à 2.

Le dosage des métaux traces dans les échantillons d'eau se fera par la méthode d'absorption atomique ICP (NF EN ISO 11885, 1998).

- **De végétaux :** Les échantillons de végétaux composés de la microphyte *Chlorella sp.* et des macrophytes; *Lemna minor*, *Phragmites communis*, et *Typha latifolia* sont lavés et séchés. Chaque échantillon préparé préalablement pour l'essai est mis en solution avec de l'eau régale. Le dosage des éléments métalliques est effectué par spectrométrie d'émission atomique ICP, selon les méthodes NFX31-147 (1996) & NF EN ISO 11885 (1998).

- **Des sédiments**

Les échantillons de sédiments sont prélevés à partir des horizons superficiels de façon à récupérer les métaux d'origine anthropique qui sont généralement stockés dans les premiers mètres de sédiments.

La technique analytique de la matière sédimentaire (granulométrie en μm), est effectuée sur des échantillons préparés préalablement et mis en solution dans l'eau régale. Le dosage des éléments métalliques est effectué par spectrométrie d'émission atomique ICP, selon les méthodes NFX31-147 (1996) & NF EN ISO 11885 (1998).

2.4.2.5. Mesure des paramètres physiologique et biochimique

- **Dosage des teneurs en chlorophylles *a* et *b***

La méthode utilisée est celle d'Arnon, (1949), elle consiste à prélever un échantillon de 100mg de matériel frais de feuilles vertes, on y ajoute 10ml de solution extraite (solution composée de 75% d'acétone et 25% d'éthanol). Conservation de l'extrait à l'obscurité dans des boîtes noires fermées pendant 48h à 30° C.

La densité optique est mesurée à 663nm pour la chlorophylle « *a* » et à 645nm pour la chlorophylle « *b* ».

Chlorophylle *a* = $12.7 \times D_{663} - 2.69 \times D_{645} \times V/1000W$ mg/g.

Chlorophylle *b* = $22.9 \times D_{645} - 4.68 \times D_{663} \times V/1000W$ mg/g.

- **Dosage des acides aminés totaux et libres**

Les acides aminés totaux et libres ont été dosés selon la méthode de la directive de la Commission Directive Européenne (1998).

2.5. Analyses statistiques

Des tests statistiques comme le coefficient de corrélation, ainsi que l'analyse en composante principale (ACP) sont appliqués sur les différents résultats de cette étude et qui permettront de mettre en évidence l'ensemble des paramètres pris en considération (cours d'eau, sédiments, paramètres physico-chimiques, espèces chimiques, sites d'échantillonnage) d'une part. Et d'autre part, étudier le lien de la synthèse de ces données sur l'évolution des paramètres physiologique et biochimique des quatre espèces végétales prises en considération (Statistica version 6, 1984-2002).

Chapitre 3. Interprétation et discussion des résultats

3.1. Résultats et interprétation de l'évaluation de la qualité des cours d'eau de la zone d'étude

Les résultats des analyses des caractéristiques physico-chimiques dans les cinq stations d'étude sont interprétés selon les critères d'évaluation de la qualité de l'eau. D'autre part, en fonction des seuils décrivant le passage d'une classe de qualité à une autre pour la fonction biologique en tenant compte des différentes réglementations en vigueur pour l'amélioration de la qualité des eaux de surfaces (ANRH,2000; JORA, 2006).

Tableau 8 : Résultats des paramètres physico-chimiques et des concentrations des éléments métalliques dans l'échantillon d'eau des cinq stations (valeurs : moyenne, minimale, maximale et écart type)

Paramètres	Unités	Moyenne	minimale	maximale	EC.
Température	°C	23,00	21,00	26,00	2,12
pH		7,38	7,05	7,69	0,30
Conductivité E.	µs/cm	1503,60	1429,00	1570,00	68,55
Ox. dissous	mgO ₂ /l	4,25	1,75	6,12	2,26
MES (105°C)	mg/l	60,80	48,00	88,00	16,34
Matières organique et oxydable					
DBO	mg/l	61,40	36,00	114,00	31,73
DCO	mg/l	137,40	84,00	178,00	39,62
Concentration en éléments majeurs					
Ca	mg/l	195,60	180,00	248,00	29,33
Mg	mg/l	36,42	32,00	45,20	6,17
K	mg/l	7,02	3,59	12,90	3,72
Concentration en ETM (Eléments traces métalliques)					
Fe	mg/l	0,41	0,043	1,18	0,49
Mn	mg/l	0,24	0,015	0,55	0,24
Zn	mg/l	0,031	0,022	0,050	0,011
Al	mg/l	3,30	0,066	6,48	3,02
Cu	mg/l	<0,0097			
Co	mg/l	<0,0070			
Cr	mg/l	<0,0071			
Pb	mg/l	<0,010			

3.1.1. Caractéristiques physico-chimiques

3.1.1.1. Température de l'eau

Les résultats de température dans le lit des cours d'eau des cinq stations de prélèvement indiquent que les valeurs de la température (tableau 8, figure 4), oscillent entre 26°C au niveau de la station S1 et 21°C au niveau de la station S3. La valeur moyenne est de l'ordre de $23 \pm 2,12^\circ\text{C}$. Ces résultats ne dépassent pas les normes autorisées (30°C) (JORA, 2006).

Selon Ramade (2000), la température est une mesure momentanée en fonction du temps, de l'heure et du lieu de prélèvement. Elle agit comme un facteur écologique majeur dans les biotopes terrestres et aquatiques.

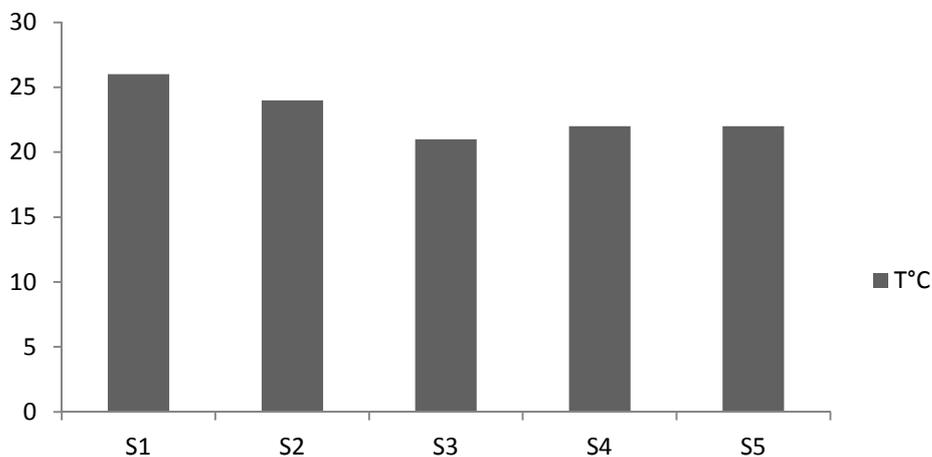


Figure 4 : Evolution de la température (°C) dans les cinq stations de prélèvement

3.1.1.2. Potentiel hydrogène

Selon Rodier et al. (2005), Le pH n'a pas une incidence écologique directe forte entre 5 et 9. En eau douce, les milieux naturels sont généralement « tamponnés » à un pH de 7 à 8. La législation internationale limite la norme de pH entre 6,5 et 8,5.

Les résultats (tableau 8), montrent que les cours d'eau sont d'un pH légèrement basique, avec une valeur moyenne et écart type de $7,38 \pm 0,30$.

Sur la figure (5), les valeurs les plus faibles du pH sont enregistrées au niveau des stations S3 et surtout S4, où il atteint la valeur minimale de 7,05. Tandis que la valeur maximale est enregistrée au niveau de la station S5, avec 7,69.

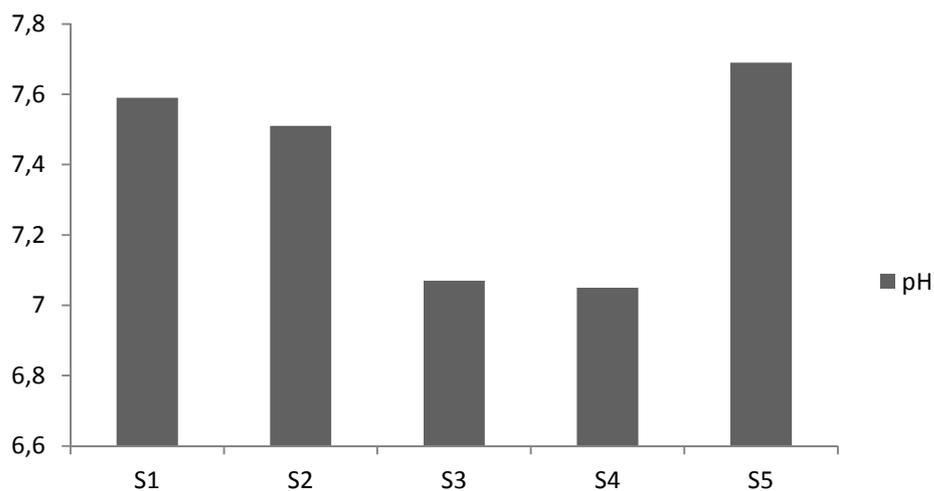


Figure 5 : Evolution du pH dans les cinq stations de prélèvement

3.1.1.3. Conductivité électrique

La conductivité électrique renseigne sur le degré de minéralisation des eaux superficielles et qui est la quantité de sels minéraux contenus dans l'eau sous forme d'Anions (HCO_3^- , SO_4^{2-} , CL^- ) et cations (Ca^{+2} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+).

Dans le tableau (8), l'analyse de ce paramètre marque une valeur moyenne de $1503 \pm 68,55 \mu\text{s/cm}$. La figure (6) démontre que les valeurs de la conductivité électrique varient d'une station à une autre et de l'amont vers l'aval des différents sites de prélèvement. La valeur minimale de $1429 \mu\text{s/cm}$ est enregistrée au niveau de la station S1, puis une augmentation de cette conductivité au niveau de la station S2 ($1550 \mu\text{s/cm}$), et de nouveau une diminution au niveau de la station S3 ($1430 \mu\text{s/cm}$), puis une élévation consécutive de la station S4 ($1539 \mu\text{s/cm}$), à la station S5 avec une valeur maximale de $1570 \mu\text{s/cm}$.

Selon Rodier *et al.* (2005), la mesure de la conductivité permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau. D'une façon générale la conductivité électrique s'élève progressivement de l'amont vers l'aval des cours d'eau, les écarts sont d'autant plus importants que la minéralisation initiale est faible.

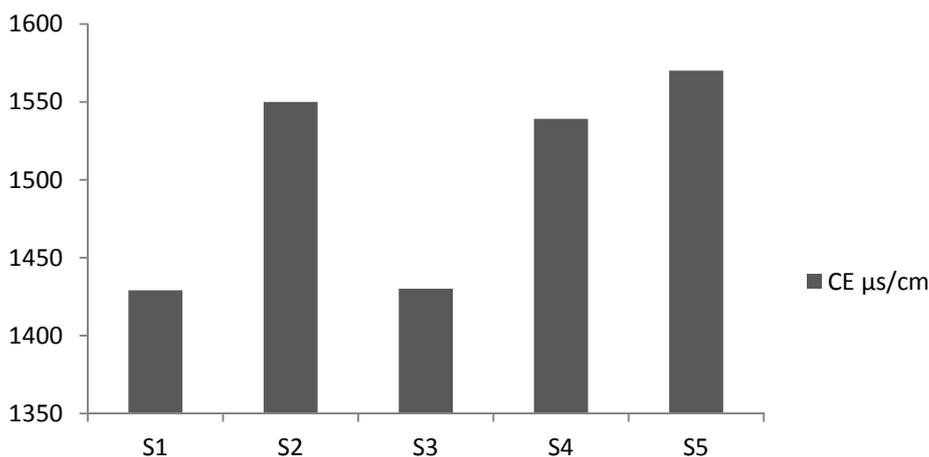


Figure 6 : Evolution de la conductivité électrique (µs/cm) dans les cinq stations de prélèvement

3.1.1.4. Oxygène dissous

L'oxygène dissous est un facteur écologique important qui nous permet d'estimer la qualité des eaux. Sa présence dans les eaux de surface joue un rôle important dans l'autoépuration et le maintien de la vie aquatique.

Une eau très aérée est généralement sursaturée en oxygène, alors qu'une eau chargée en matières organiques dégradables par des micro-organismes est sous saturée. En effet la forte présence de matière organique dans un plan d'eau par exemple, permet aux micro-organismes de se développer tout en consommant de l'oxygène ce qui provoque une baisse importante d'oxygène dissous (Gaujous, 1995; Bliefert & Perraud, 2001).

Cependant, sa présence dans les eaux urbaines est considérée comme gênante du fait de la possibilité de corrosion des distributeurs métalliques (Bliefert & Perraud, 2001).

Les normes autorisées sont entre (4-6 mg/L) et (30-70%) qui sont nécessaire à un bon fonctionnement de l'écosystème.

Les résultats des mesures (Tableau 8) révèlent une valeur moyenne et écart type en oxygène dissous de l'ordre de $4,25 \pm 2.26$ mgO₂/L. La figure (7) montre une élévation consécutive de l'oxygène dissous de la station S1 à la station S3 où il atteint la valeur maximale de 6,12 mgO₂/L. Alors que les deux dernières stations sont faiblement oxiques, surtout au niveau de la station S5 avec une valeur minimale de 1,75 mg O₂/L.

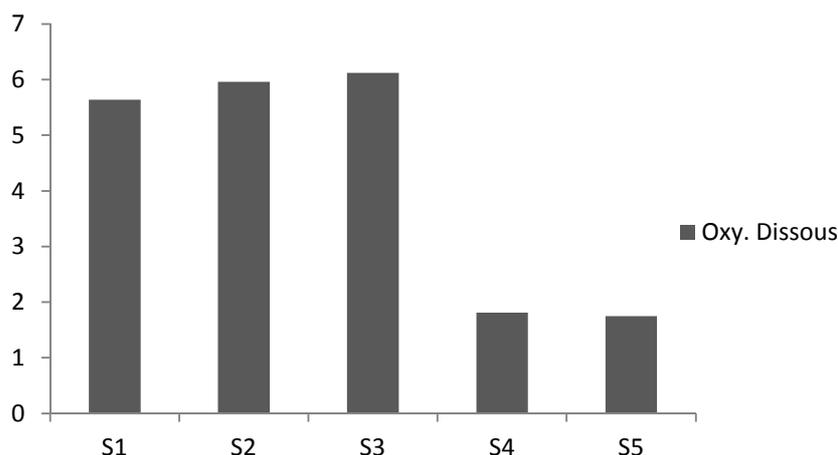


Figure 7 : Taux d'oxygene dissous mgO₂/l au niveau des cinq stations de prélèvement

3.1.1.5. Matières en suspension (MES)

Les matières en suspension représentent l'ensemble des particules minérales et ou organiques présentes dans une eau naturelle ou polluée. Les résultats (tableau 8) montrent que la valeur moyenne des matières en suspension est de $60,80 \pm 16,34$ mg/l. Sur la figure (8), les teneurs des matières en suspension varient d'une station à une autre ; la minimale de 48,00 mg/l est enregistrée au niveau de la station S2, et la maximale de 88,00 mg/l est enregistrée au niveau de la station S4.

Selon Rodier *et al.* (2005), la teneur et la composition minérale et organique des matières en suspension dans les eaux sont très variables selon les cours d'eau (sables, boues, particules organiques, plancton, etc.); elles sont en fonction de la nature des terrains traversés, de la saison, de la pluviométrie, des travaux et des rejets.

Les matières en suspension comportent souvent dans les cours d'eau des particules de nature argilo-humique provenant de l'érosion des sols mais également bien d'autres constituants en particulier ceux d'origine biologique. Elle représente une cause essentielle de turbidité de l'eau (Rammade, 2000 ; Baque et al., 2006).

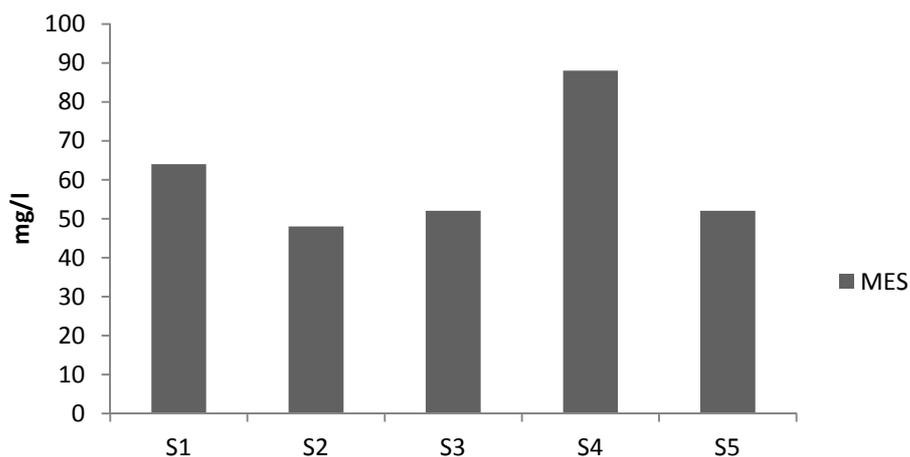


Figure 8 : Teneur de matières en suspension (mg/l) dans les cinq stations de prélèvement

3.1.2. Paramètres biologique et chimique

3.1.2.1. Demande biochimique en oxygène (DBO)

La DBO₅ est le facteur le plus utilisé en épuration des eaux, elle exprime la quantité d'oxygène nécessaire à la dégradation biologique de la matière organique d'une eau (Gaujous, 1995; Rodier *et al.*, 2005).

Les valeurs obtenues de la DBO₅ (tableaux 8, figure 9), varient d'une station à une autre, et de l'amont vers l'aval révélant une DBO₅ supérieure à la norme autorisée qui est de 35 mg O₂/l (JORA, 2006).

La valeur moyenne et écart type sont de 61,40±31,73 mgO₂/l. La minimale et la maximale sont de 36,00 et 114 mgO₂/l enregistrées respectivement au niveau des stations S2 et S5.

3.1.2.2. Demande chimique en oxygène (DCO)

La DCO correspond à la teneur de l'ensemble des matières organiques, que celles-ci aient un caractère biodégradable ou non. Elle s'exprime par la quantité d'oxygène fournie par le bichromate de potassium (Cr₂O₄k₂) nécessaire à l'oxydation des substances organiques (protéines, glucides, lipides,... etc) présentes dans les eaux résiduaires (Rodier *et al.*, 2005).

Les résultats révèlent une élévation de la DCO dépassant la norme autorisée (JORA, 2006), qui est de 120 mgO₂/l (S1, S3, S5).

La valeur moyenne et écart type (tableau 8, figure 10) sont de 137,40 ±39,62 mgO₂/l. Les valeurs minimale et maximale respectives sont de : 84,00 mgO₂/l (station S3) et de 178,00 mgO₂/l (station S5).

L'élévation de la DCO est probablement liée aux matières en suspension présentes dans l'eau. Comme tout milieu naturel, un écosystème aquatique dispose d'une capacité propre «d'autoépuration» (Blifert & Perraud, 2001; Koller, 2004). Cependant, lorsque l'apport des substances indésirables est trop important et que cette capacité épuratoire est saturée, les conséquences écologiques peuvent être de différentes natures. Elles se traduisent principalement par : Une diminution de la teneur en oxygène dissous, car plus la pollution organique est forte, plus le milieu concerné s'appauvrit en oxygène (Koller, 2004). Ceci accroît les risques d'absorption de quantités mortelles de tel ou tel polluant chimique, par les animaux aquatiques (Ramade, 2000).

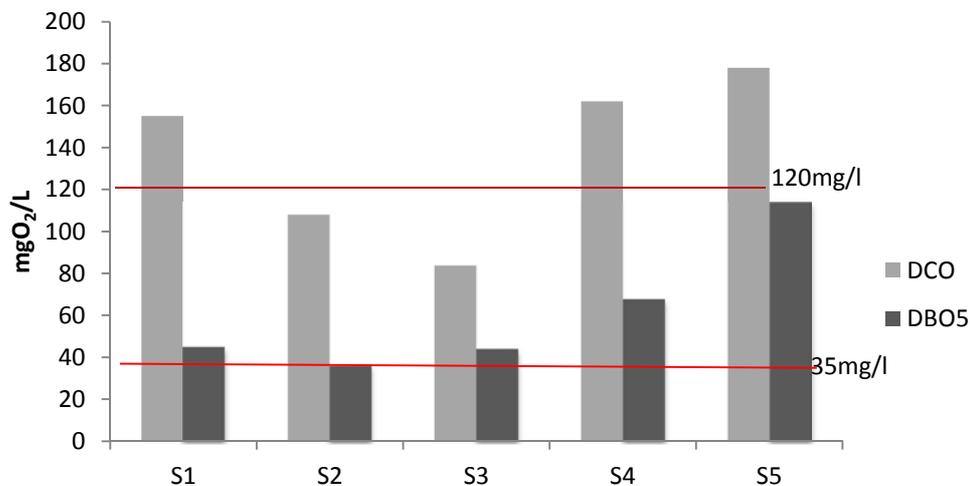


Figure 9 : Taux de DBO₅ et DCO (mgO₂/L) dans les cinq stations de prélèvement

3.1.2.3. Facteur DCO /DBO

Plusieurs formes de déchets solides ou liquides sont rejetées continuellement dans ces cours d'eau entraînant à long terme une pollution de cet environnement aquatique (figure 10). Facteur DCO/DBO supérieur à 2, surtout au niveau des stations S1(3,44), S2 (3,00), et plus ou moins la station S4 (2,38).

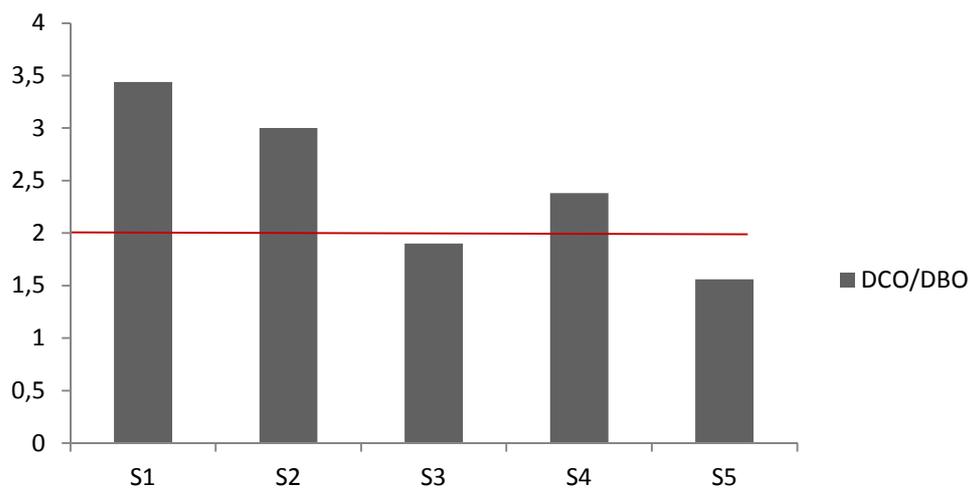


Figure 10 : Facteur DCO/DBO dans les cinq stations de prélèvement

3.1.3. Concentration en ions majeurs Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ dans l'eau des cinq stations

Les résultats des cations Ca^{2+} , Mg^{2+} et K^+ , dans le lit des cours d'eau des cinq stations de prélèvement (Tableau 8, Figure 11) sont principalement dominés par le calcium (Ca^{2+}).

Ainsi, la valeur moyenne et écart type du calcium (Ca^{2+}) sont de $195,60 \pm 29,33$ mg/l. Les valeurs minimale et maximale enregistrées sont respectivement de 180 mg/l et 248 mg/l au niveau des stations S2 et S5.

Par ailleurs, la teneur moyenne et écart type du magnésium (Mg^{2+}) sont de $36,42 \pm 6,17$ mg/l. la valeur minimale de 32,00 mg/l est enregistrée au niveau de la station S2. Alors que, la valeur maximale de 45,20 mg/l est enregistrée au niveau de la station S5.

La dureté de l'eau dépend principalement de la présence des ions calcium et magnésium. La présence d'autres constituants, comme le fer, manganèse ou l'aluminium peut apporter une contribution à la dureté totale mais leur concentration n'est généralement pas très importante.

La dureté de l'eau dépend essentiellement du contexte géologique. Les eaux des régions calcaires sont dures, celles des régions granitiques sont douces. A l'échelle planétaire, les teneurs naturelles en calcium varient de 0,06 à 210 mg/l dans les ruisseaux et de 2 à 50 mg/l dans les grandes rivières et fleuves (INERIS, 2004).

Par contre, l'élément le moins abondant est le potassium (K^+) avec une valeur moyenne et écart type de $7,02 \pm 3,72$ mg/l. Les concentrations minimale et maximale sont de : 3,59 mg/l (station S1) et 12,9 mg/l (station S4).

D'une manière générale, les faibles valeurs du potassium dans les eaux sont liées au fait que K^+ , est un élément fortement retenu au niveau du sol (Hem, 1970). Les concentrations naturelles de potassium dans les rivières ou fleuves sont très faibles (5mg/l). Bien que la concentration de potassium augmente avec l'usage d'engrais. Les concentrations les plus élevées de K^+ dans les bassins hydrographiques de l'Europe se retrouvent en aval de grands districts miniers (mines de potasse et de sel), où leur teneur peut dépasser la concentration de 12 mg/L (OMS, 1994).

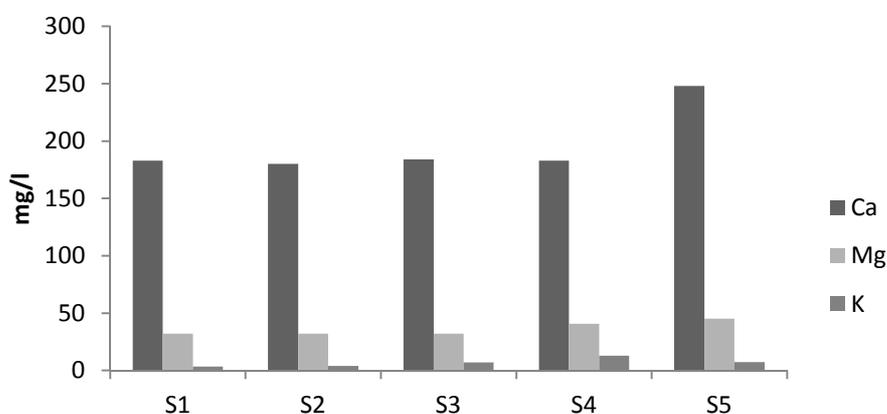


Figure 11 : Concentrations en calcium, magnésium et potassium (mg/l) dans les cinq stations de prélèvement

3.1.4. Concentration en éléments traces métalliques dans l'eau des cinq stations.

Les métaux sont naturellement présents dans les roches et les sols. La présence de gisements métallifères contribue à la contamination métallique des eaux. Néanmoins, l'essentiel provient des apports d'origine industrielle, qu'il s'agisse des exploitations minières, des activités industrielles anciennes, ou des activités actuelles (Miquel, 2001).

Ainsi, pour les éléments traces métalliques Mn, Fe et Zn, les résultats (tableau 8), des valeurs moyennes et des écarts types sont respectivement de $0,24 \pm 0,24$ mg/l pour le manganèse, à $0,41 \pm 0,49$ mg/l pour le fer et de $0,031 \pm 0,01$ mg/l pour le zinc.

Sur la figure (12), les concentrations minimales enregistrées en ces éléments traces sont de 0,015 mg/l pour le manganèse (stations S1), à 0,022 mg/l pour le zinc et de 0,43 mg/l pour le fer (station S2).

Alors que, les concentrations maximales sont de 0,050 mg/l pour le zinc, à 0,55 mg/l pour le manganèse (stations S3), et de 1,18 mg/l pour le fer (station S4).

Pour l'aluminium; élément non essentiel et dont les concentrations sont les plus élevées dans ces cours d'eau en comparaison avec celles du manganèse, fer et zinc, avec une valeur moyenne et écart type de $3,30 \pm 3,02$ mg/l. Les concentrations minimale et maximale sont de 0,066 à 6,48 mg/l enregistrées respectivement au niveau des stations S2 et S4 (tableau 8, figure 12).

Par ailleurs, il est important de signaler que, pour le cuivre, cobalt, nickel, chrome et plomb, les concentrations sont au-dessous du seuil de détection.

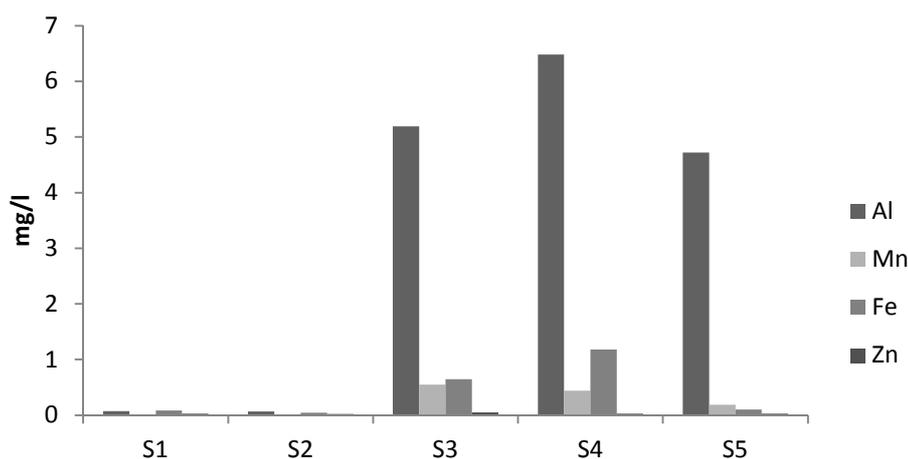


Figure 12 : Concentrations en aluminium, manganèse, fer et zinc (mg/l) dans les cinq stations de prélèvement

3.1.5 Discussion des résultats des éléments traces métalliques dans les eaux de surface des cinq stations

De par leurs diversités spatiales et temporelles et leurs origines multiples, les flux anthropiques sont difficilement mesurables de façon directe et individuelle (Baque et al., 2006). De ce fait, il est plus ou moins important d'évaluer l'impact des différentes sources de rejets sur le parcours de ces éléments chimiques de l'amont vers l'aval de ces cours d'eau (stations de prélèvement). Et de mettre en évidence l'influence du pH sur leur distribution dans la phase dissoute et ceci par les résultats des différents tests statistiques.

Ainsi, Les résultats de l'analyse de la composante principale (figure 13) révèlent une part de variabilité définie par le plan factoriel (1x2) de 48,90% et 33,42% soit un total de 82,32%. Les variables K, Al, Fe, et Mn sont bien présentées sur le premier plan factoriel et à un degré moindre en zinc. Tandis que le deuxième plan factoriel est défini par le magnésium et le calcium qui est influencé par le pH du milieu d'une part.

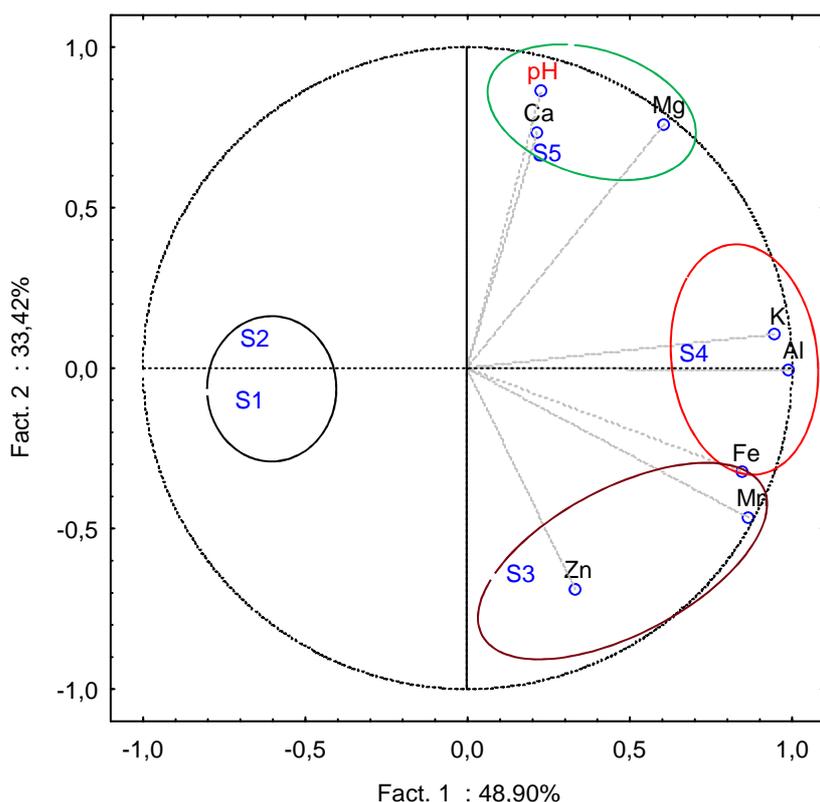


Figure 13 : Analyse en composante principale des éléments chimiques (cations majeurs, éléments traces) et leur comportement vis-à-vis du pH du milieu.

Tableau 9 : Coefficient de corrélation (N=5; $p < 0,05$) entre les éléments chimiques et le pH du milieu.

Eléments chimiques	Ca	Mg	K	Al	Mn	Fe	Zn	pH
Ca	1,00	0,80*	0,09	0,29	-0,08	-0,32	-0,04	0,55*
Mg		1,00	0,62*	0,62*	0,17	0,21	-0,25	0,16
K			1,00	0,89*	0,72*	0,90*	0,04	-0,66*
Al				1,00	0,88*	0,78*	0,42	-0,63*
Mn					1,00	0,82*	0,71*	-0,86*
Fe						1,00	0,23	-0,90*
Zn							1,00	-0,49
pH								1,00

Les résultats du test de corrélation (tableau 9) démontrent que le calcium et le magnésium; ces deux cations les plus répandus dans ces eaux de surface sont significativement corrélés ($r=0,80$), traduisant ainsi le contexte géologique du lit de ces cours d'eau riches en calcites et dolomites. Selon Davis & Zobrist (1978); N'guessan, et al. (2008), la composition chimique des eaux dépend de la nature des roches du bassin versant, car les ions majeurs proviennent, pour l'essentiel, de processus d'altération suite aux réactions de dissolution des roches les plus abondantes.

Par ailleurs, la distribution spatiale des différents éléments dans la phase dissoute de ces cours d'eau et leur cheminement de l'amont vers l'aval (stations) met en exergue quatre groupes justifiant ainsi le rôle du flux anthropique qui domine à partir de la troisième station.

Ceci dit, les deux premières stations S1 et S2 (figures 11, 12, 13 et tableau 9) reflètent globalement les caractéristiques lithologiques.

Par contre, la station S3 est marquée par l'influence du zinc et du manganèse (corrélation significative, $r=0,71$).

D'une manière générale, le zinc est présent dans les eaux courantes simultanément sous forme ionique et associé aux colloïdes inorganiques (EPA., 1987; Allowey, 1995).

Par ailleurs, l'aluminium (Al), qui trouve son chemin dans le système aquatique par le biais de l'agriculture et de l'industrie (Gardner & Al-Hamdani, 1997) marque sa présence par son abondance dans les cours d'eau des trois dernières stations, surtout au niveau de la station S4, et des corrélations significatives avec le Fe ($r=0,78$), le Mn ($r=0,88$) et surtout le K ($r=0,89$) sont observées. L'élévation de l'aluminium dans ces eaux de surface peut être issue du ruissellement des sols, ou des sels d'aluminium qui sont utilisés dans les procédés de traitement de l'eau pour éliminer les particules organiques (rejets de la station d'épuration des eaux de cette commune dans ces cours d'eau).

Par ailleurs, au niveau de la dernière station (S5) située en aval, les apports des deux cations; le magnésium et surtout le calcium se sont accentués de nouveau et une corrélation significative entre ce dernier et le pH s'est établit ($r=0,55$).

Par contre, le pH est corrélé négativement avec le potassium, l'aluminium, le manganèse et surtout le fer ($r=-0,90$), et une corrélation non significative avec le magnésium et le zinc.

D'après Baque *et al.* (2006), le pH est un paramètre pertinent lorsqu'il s'agit de décrire qualitativement l'origine d'une eau naturelle. En effet, selon la nature des terrains traversés par les eaux, leur pH peut varier entre 6 et 8. Les eaux traversant majoritairement des zones carbonatées auront tendance à être basiques. Au contraire, celles traversant des terrains moins carbonatés ou siliceux auront tendance à être plus acides (pH inférieur ou voisin du 7).

En tenant compte du cheminement de ces espèces chimiques le long de ces cours d'eau, plusieurs relations significatives se sont établies entre : K/Mg ($r=0,62$), K/Mn ($r=0,72$), K/Fe ($r=0,90$), Al/Mg ($r=0,62$), Mn/Al ($r=0,88$), Mn/Fe ($r=0,82$).

Toujours selon Baque *et al.* (2006), de nombreux travaux de synthèses (Meade *et al.*, 1990; Huang *et al.*, 1992; Hart & Hines, 1995) font état de la complexité et de la diversité du comportement des éléments chimiques dans les cours d'eaux, notamment entre les phases dissoutes et particulaires.

3.1.6. Conclusion de l'évaluation de la qualité des cours d'eau de la zone d'étude

A l'issue de cette première partie, les résultats de l'évaluation de la qualité de l'eau des cinq stations de prélèvement révèlent que le pH et la température de ces cours d'eau sont dans les normes. Par contre, l'oxygène dissous, l'un des paramètres importants de la qualité des eaux pour la vie aquatique, indique que ces cours d'eau sont pollués car le processus d'oxydation des déchets, de la matière organique et des nutriments consomment plus d'oxygène que celui disponible (cas des deux stations S4 et S5).

L'élévation du taux de DBO_5 dans ces cours d'eau révèle que la quantité en matières organiques présentes est importante. Et lorsque, les composés toxiques sont présents, l'activité biologique est ralentie, de ce fait, la quantité d'oxygène consommée après cinq jours est moindre. Ceci se traduit également par un rapport DCO/ DBO_5 élevé (IBGE, 2005).

Par ailleurs, il est important de souligner que d'autres études des caractéristiques physico-chimiques de ces cours d'eau au niveau de cette zone d'étude ont été effectuées (Zaimeche *et al.*, 2004; Merrad, 2004; Benchaabane, 2009; Bouakeze & Bekkouche, 2010; Nedjai & Boudakhane, 2010; Sahraoui & Madoui, 2011), et les résultats spatio-temporelles (tout au long de ce parcours) démontrent que les valeurs de ces paramètres sont constamment en élévation par rapport aux premières études (rejets d'eaux usées partiellement épurées et d'eaux usées non traitées).

Alors que, pour les éléments chimiques Ca, Mg, K, Al, Mn, Fe et Zn, les résultats reflètent le caractère lithologique riche en Ca et Mg.

L'apport de Ca et Mg, ainsi que celui des autres éléments se sont accentués au niveau des trois dernières stations influencés par les rejets urbains, industriels et les activités agricoles.

Du point de vue valeurs guides (maximales) pour les effluents industrielles liquides, les concentrations des éléments traces métalliques sont dans les normes pour le fer et le zinc (5mg/l), ainsi que pour le manganèse (1mg/l), tandis que, pour l'aluminium, les valeurs enregistrées au niveau des stations S3 et S4 sont au-dessus de la valeur maximale qui est de 5mg/l (JORA, 2006).

3.2. Résultats et interprétation de l'accumulation des éléments chimiques et du pH des sédiments.

Tableau 10 : Résultats des éléments majeurs, des éléments traces métalliques et du pH dans les sédiments des cinq stations de prélèvement (valeurs : moyenne, minimale, maximale et écart type).

Eléments et pH	Unités	Moyenne	minimale	maximale	EC.
Eléments majeurs					
Mg	g/kg	7,67	6,72	8,53	0,72
K	g/kg	2,73	1,24	3,60	0,94
Ca	g/kg	66,04	46,33	90,00	16,32
Al	g/kg	21,76	11,30	35,70	8,79
Fe	g/kg	16,62	11,40	22,30	4,06
Eléments traces métalliques					
Mn	mg/kg	324,60	209,00	526,00	139,50
Co	mg/kg	5,37	3,42	7,62	1,61
Ni	mg/kg	19,90	13,00	26,90	5,10
Cu	mg/kg	39,46	19,20	59,80	14,89
Zn	mg/kg	163,80	118,00	214,00	36,75
Cr	mg/kg	39,92	22,90	60,40	13,43
Pb	mg/kg	106,11	34,50	127,00	40,15
pH	Unite pH	7,86	7,78	7,94	0,07

3.2.1 Teneurs en éléments majeurs et éléments traces métalliques dans les sédiments.

Les résultats révèlent que les sédiments des différentes stations de prélèvement sont souvent le siège de perturbations et sont souvent sous l'effet de plusieurs formes de pollution ; urbaine, industrielle et agricole.

Ainsi, les résultats (tableau 10, figures 14 et 15) indiquent que le calcium est l'élément dominant et présente la plus grande proportion dans les horizons superficiels de ces sédiments, avec une valeur moyenne de $66,04 \pm 16,32$ g/kg. Les teneurs maximale et minimale de 90,00 et 46,33 g/kg sont respectivement enregistrées au niveau des stations S2 et S5.

Tandis que, pour le magnésium la valeur moyenne et écart type sont de $7,67 \pm 0,72$ g/kg. Les teneurs minimale et maximale de 8,53 et 6,72 g/kg sont enregistrées respectivement au niveau des stations S2 et S5.

Par contre, le potassium présente les teneurs les moins élevées, avec une valeur moyenne et écart type de $2,73 \pm 0,94$ g/kg. Les teneurs minimale et maximale

varient entre 1,24 g/kg au niveau de la station S2 et 3,60 g/kg au niveau de la station S4.

Pour l'aluminium et le fer, qui semblent jouer le rôle antagoniste avec le calcium et le magnésium, ils constituent une part importante dans les échantillons de sédiments analysés présentant des teneurs moyennes et écart types de $21,76 \pm 8,79$ et $16,62 \pm 4,06$ g/kg. Alors que, les teneurs minimales et maximales sont respectivement de 11,30 et 35,70 g/kg pour l'aluminium et de 11,40 et 22,30 g/kg pour le fer enregistrées au niveau des stations S2 et S5.

Alors que, les teneurs en éléments traces métalliques dans les couches superficielles de ces sédiments sont consécutivement présentées par ; Mn>Zn>Pb>Cr>Cu>Ni>Co. Avec, des valeurs moyennes et écart types de l'ordre de : $324,60 \pm 139,50$ mg/kg ; $163,80 \pm 36,75$ mg/kg ; $106,11 \pm 40,15$ mg/kg ; $39,92 \pm 13,43$ mg/kg ; $39,46 \pm 14,89$ mg/kg ; $19,90 \pm 5,10$ mg/kg et $5,37 \pm 1,61$ mg/kg.

Les concentrations minimales et maximales en ces éléments diffèrent d'une station à une autre, la majeure partie des faibles teneurs est observée au niveau de la station S1 située en amont de la ville d'Oued Athmenia pour le : Mn (209 mg/kg), Cu (19,2 mg/kg), Zn (118 mg/kg) et Pb (34,5 mg/kg). Alors que, la faible teneur est constatée pour le : Ni (13 mg/kg), Co (3,42 mg/kg) et Cr (22,9 mg/kg) au niveau de la station S2, située à la confluence des deux oueds Bou Yacour et Rhumel.

La teneur maximale est observée à partir de la station S2 pour ce qui concerne le Cu et Pb (59,8 ; 127 mg/kg), la station S3 pour le Zn (214 mg/kg), et la station S5 pour le Mn, Ni, Co et Cr (526 ; 26,9 ; 7,62 ; 60,4 mg/kg).

L'élévation de ces éléments à partir de la station S2 vers la station S5 (en aval) démontre leur relarguage à travers ces deux Oueds Bou Yacour et Rhumel.

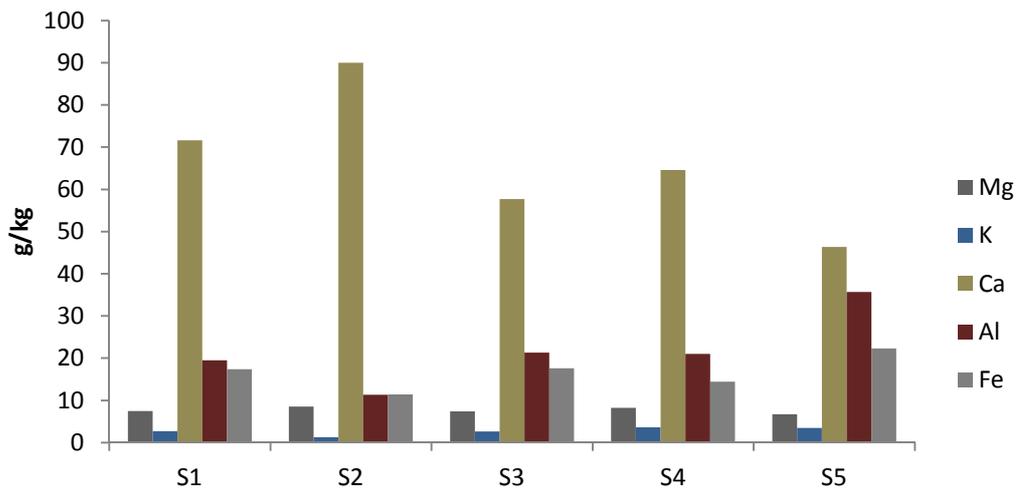


Figure 14 : Teneurs en éléments majeurs (g/kg) dans les sédiments des cinq stations de prélèvement

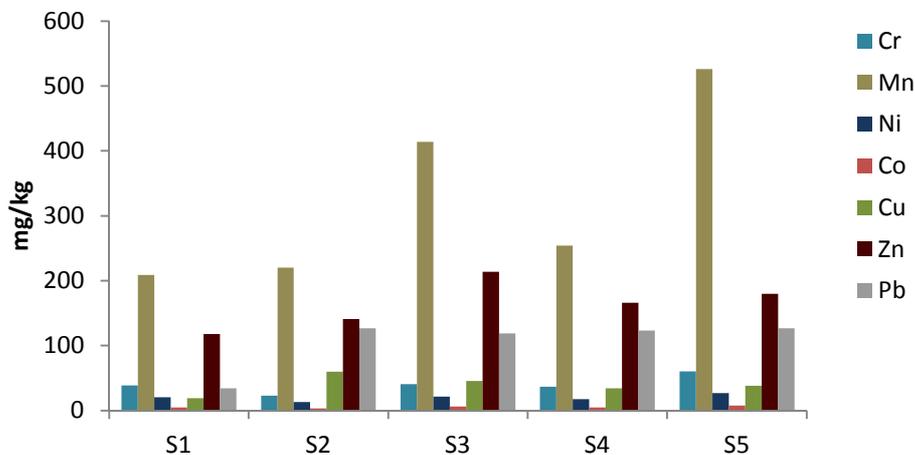


Figure 15: Teneurs en éléments traces métalliques (mg/kg) dans les sédiments des cinq stations de prélèvement

En se basant sur les valeurs guides des teneurs métalliques ($\mu\text{g/g}$) dans les sédiments très pollués proposées par USEPA. (1986) doivent être supérieures à $50 \mu\text{g/g}$ pour le Cu, $60 \mu\text{g/g}$ pour le Pb et $200 \mu\text{g/g}$ pour le Zn.

Tandis que, les valeurs guides américaines développées à partir d'une base de données d'effets biologiques que pourraient occasionner certaines concentrations de polluants dans les sédiments (Long et al., 1995). Deux seuils sont proposés dans ce guide : La valeur guide ERL (Effects Range-Low) et ERM (Effect Range-Median). Les concentrations inférieures à ERL produisent rarement des effets biologiques, par contre, celles comprises entre ERL et ERM peuvent conduire occasionnellement à des effets néfastes sur les communautés benthiques et enfin les valeurs supérieures à ERM causent fréquemment des effets biologiques dans les cours d'eau (N'Guessan et al., 2008) .

Seule les valeurs guides ERL ont été prises en considération pour comparer ces résultats et qui sont consécutivement pour le Cr, Ni, Cu, Zn et Pb de 81,00 ; 20,90 ; 34,00 ; 150,00 et 46,70 µg/g. Pour le Co, cette valeur est non définie.

Ceci dit, en comparant les concentrations maximales des éléments dans les couches superficielles des sédiments des cinq stations d'étude, les valeurs sont supérieures aux valeurs guides pour le Cu, Ni, Zn et Pb, et inférieures pour le Cr.

Cependant, pour le Fe et Mn, les teneurs enregistrées au niveau des cinq stations sont supérieures aux concentrations de références (en mg/kg) dans les sédiments et qui sont 10000 mg/kg pour Fe, 250 mg/kg pour Mn consécutivement (Gabelle, 2006, d'après l'Agence de l'eau Artois-Picardie).

3.2.2. pH des sédiments

Le pH est un paramètre majeur dans les processus d'adsorption et désorption des éléments traces (Sigg *et al.*, 2006). En effet de par son influence sur la charge surfacique des particules, le pH contrôle la complexation des éléments traces, ainsi que la solubilisation des oxydes, des minéraux carbonatés et silicatés (Brown *et al.*, 1999).

Selon N'Guessan *et al.* (2008), l'adsorption des éléments traces va dépendre de la forme ionique (cation ou anion) sous laquelle ils apparaissent dans la solution.

Le pH des sédiments (tableau 10) est globalement basique. Avec une valeur moyenne et écart type de $7,86 \pm 0,07$. Sur la figure (16), les valeurs maximale et minimale sont de 7,94 et 7,78, mesurées respectivement au niveau des stations S2 et S4. La variation du pH au niveau de ces cinq stations peut avoir différentes origines : l'activité agricole, les cultures intensives, les rejets industriels et domestiques provoquant la dissolution des différentes fractions du sédiment (carbonatée, des oxydes, organique) et donc un passage en solution des cations préalablement rattachés à ces fractions (Baque *et al.*, 2006).

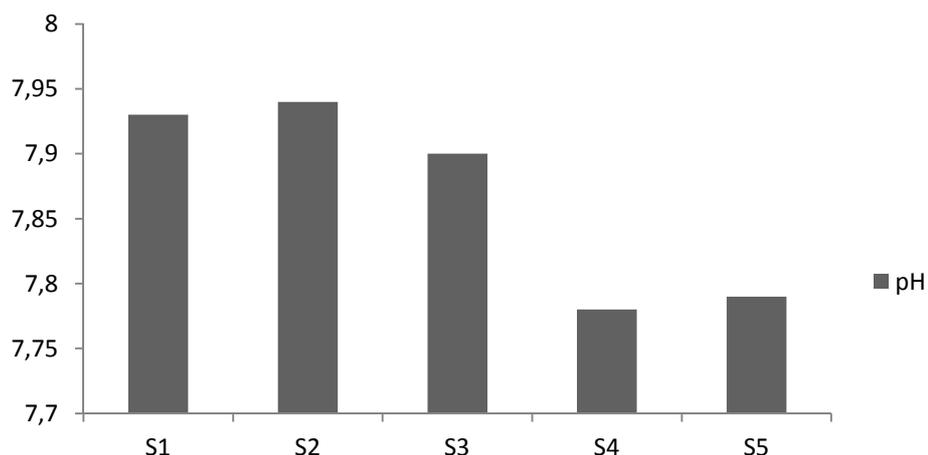


Figure 16 : Mesure du pH dans les sédiments des cinq stations de prélèvement

3.2.3. Discussion des résultats des éléments chimiques et du pH des sédiments des cinq stations

Tableau 11 : Coefficient de corrélation entre les éléments chimiques et l'action du pH au niveau des sédiments des cinq stations de prélèvement (N=5; p<0,05).

Eléments chimiques	Mg	K	Ca	Al	Fe	Mn	Ni	Co	Cu	Zn	Cr	Pb	pH
Mg	1,00	-0,53*	0,83*	-0,86*	-0,98*	-0,80*	-0,97*	-0,91*	0,42	-0,35	-0,92*	0,17	0,27
K		1,00	-0,83*	0,77*	0,65*	0,46	0,70*	0,66*	-0,63*	0,32	0,75*	-0,00	-0,85*
Ca			1,00	-0,93*	-0,90*	-0,85*	-0,93*	-0,96*	0,36	-0,64*	-0,94*	-0,17	0,69*
Al				1,00	0,93*	0,85*	0,94*	0,94*	-0,34	0,42	0,99*	0,15	-0,71*
Fe					1,00	0,81*	1,00	0,94*	-0,46	0,37	0,97*	-0,11	-0,43
Mn						1,00	0,83*	0,95*	0,11	0,74*	0,85*	0,45	-0,49
Ni							1,00	0,96*	-0,45	0,43	0,98*	-0,07	-0,49
Co								1,00	-0,22	0,65*	0,96*	0,20	-0,55*
Cu									1,00	0,34	-0,40	0,77*	0,20
Zn										1,00	0,42	0,65*	-0,38
Cr											1,00	0,05	-0,63*
Pb												1,00	-0,45
pH													1,00

Les résultats (tableau 11, figure 17), de la distribution spatiale de la composante principale (ACP) et de l'analyse du coefficient de corrélation (test de Pearson, r) des éléments chimiques (Mg, K, Ca, Al, Fe, Mn, Ni, Co, Cu, Zn,

Cr et Pb), ainsi que, l'action du pH sur les sédiments des cinq stations de prélèvement résultent de la combinaison des facteurs naturels et anthropiques.

Les résultats démontrent la part de variabilité, déterminée par les deux axes 1 et 2 respectivement de 67,46% et 19,65%, soit un total de 87,11%. Toutes les variables sont bien représentées sur le plan factoriel 1-2 à l'exception du potassium et du pH.

L'axe 1, qui domine largement dans son côté positif par le calcium. Ce même calcium est corrélé positivement au magnésium et au pH ($r=0,83$; $0,69$).

Selon Baque *et al.* (2006), Les alcalino-terreux (Ca, Mg,...), paraissent beaucoup plus labiles que les alcalins (Al, Si,...) et les métaux. L'adsorption de ces éléments semble être contrôlée par la fraction sédimentaire qui échange facilement des cations avec la solution et la fraction carbonatée. Ils sont donc sensibles aux changements de pH et de charge cationique de la phase aqueuse.

En effet, selon Devallois *et al.* (2008), le pH est l'un des paramètres clés du comportement des métaux dans les systèmes aquatiques. Vu son influence sur la partition entre la phase dissoute et particulaire et sur tous les paramètres qui en dépendent. C'est-à-dire, la mobilité, la réactivité, la biodisponibilité, la bioaccumulation et la toxicité.

Tandis que, le côté négatif est représenté par une forte association entre, l'Al, le Fe et le Mn.

Généralement, ces éléments sont présents dans les sédiments principalement, sous forme de minéraux, composés d'un mélange complexe d'oxydes, d'hydroxydes et ou d'oxyhydroxydes (Devallois *et al.*, 2008).

les résultats obtenus démontrent leur abondance relative qui varie d'une station à une autre et des corrélations significatives sont observées entre, Fe/Al ($r=0,93$), Fe/Mn ($r=0,81$), Al/Mn $r=0,85$ d'une part, et d'autre part, démontrent leur forte capacité d'adsorption vis-à-vis des métaux traces ; celle de l'aluminium et du fer avec le nickel, cobalt et chrome (Al/Ni, Al/Co, $r=0,94$; Al/Cr, $r=0,99$; Fe/Co, $r=0,94$; Fe/Cr, $r=0,97$; Fe/Ni, $r=1,00$), et celle du manganèse avec le zinc, nickel, chrome et surtout le cobalt ($r=0,74$; $0,83$; $0,85$; $0,95$).

Les éléments métalliques en traces, semblent un peu moins labiles que les alcalino-terreux. Ils sont principalement rattachés aux oxydes (oxydes, hydroxydes de Fe et de

Mn) présents dans la phase solide et à moindre mesure associés à la matière organique (Leleyter *et al.*, 1999). Le chrome et le cobalt seraient étroitement associés aux diverses concentrations ferro-manganiques (Baize, 1997).

Tandis que, le potassium, qui présente des corrélations significatives avec le fer et surtout l'aluminium ($r=0,65$; $0,77$) et avec les éléments traces métalliques, Co, Ni et surtout Cr ($r=0,66$; $0,70$; $0,75$), semble être négativement corrélé avec, le Ca, Mg, Cu et le pH ($r=-0,83$; $-0,53$; $-0,63$; $-0,85$).

Généralement, le potassium échangeable est la forme facilement utilisable à l'état d'ions K^+ dans la solution du sol ou adsorbés sur le complexe argilo-humique (Meybeck, 1986; Soltner, 2005).

En revanche, l'axe 2 est représenté seulement, dans son côté positif par les variables Cu, Pb et à un degré moindre en Zn, et des corrélations significatives semblent exister entre le Cu/Pb, ($r=0,77$) et le Zn/Pb, ($r=0,65$).

Selon N'Geussan *et al.* (2008), le cuivre est un contaminant qui accompagne notamment le zinc, le plomb et le cadmium dans les activités métallurgiques des métaux non ferreux.

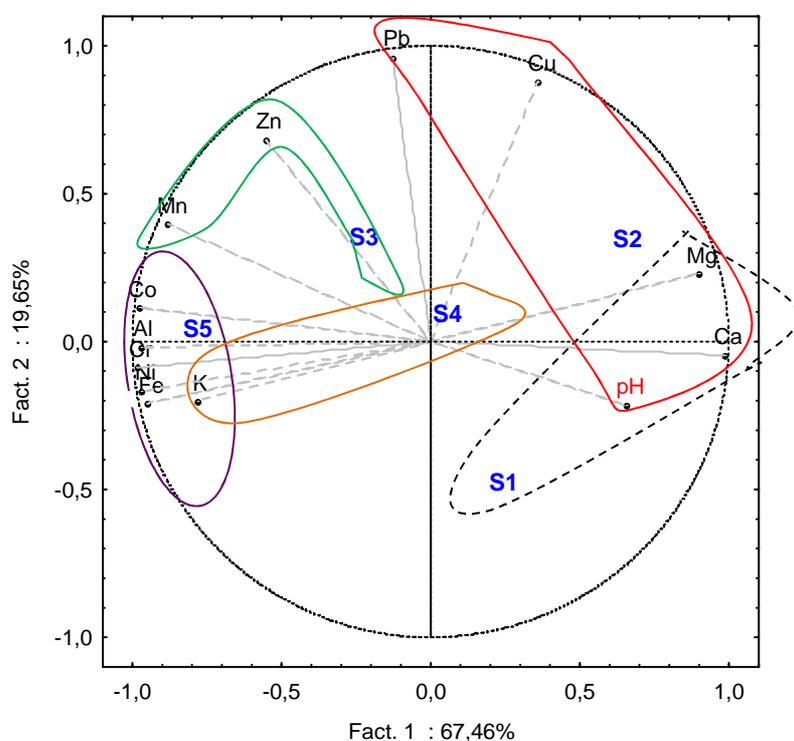


Figure 17 : Analyse en composante principale des différentes concentrations des éléments chimiques (majeurs et mineurs) et du pH dans les couches superficielles des sédiments.

3.2.4. Conclusion des résultats des éléments chimiques (majeurs et mineurs) et du pH des sédiments

Compte tenu, des résultats de la composante principale, et de la matrice de corrélation entre les différentes variables, il existe des compétitions sur les sites de sorption entre les métaux et les cations majeurs, notamment Ca^{2+} (Wang *et al.*, 1997), qui diminuent la rétention des métaux sur les particules (Devallois *et al.*, 2008).

Car, les résultats de la distribution de ces espèces métalliques dans les sédiments des cinq stations de prélèvement démontrent qu'ils sont riches en Ca et Mg, caractéristiques définissant la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) (Sigg *et al.*, 2006).

Par ailleurs, il est important de signaler, que plus le Ca et Mg diminuent, plus Al, Fe et Mn augmentent. D'autre part, l'Al, le Fe et le Mn semblent jouer un rôle important dans la séquestration des éléments traces métalliques et par conséquent sont de bons indicateurs de la qualité de ces sédiments.

En plus, il est important de signaler qu'au niveau des stations d'étude, la majorité du plomb transporté par les eaux de surfaces se trouve dans les sédiments (Rodier *et al.*, 1996).

De ces résultats, il ressort cinq groupes, déterminants plus ou moins la distribution de ces éléments chimiques au niveau des sédiments des cinq stations de prélèvement dévoilant ainsi leurs réactions variées d'une station à une autre.

Le premier groupe représentant le sédiment de la station S1 situé en amont de la ville d'Oued Athmenia, au niveau de l'écluse du barrage Hammam Grouz, est caractérisé par des teneurs affaiblis en métaux traces Mn, Ni, Cu, Zn et Pb et enrichis en Ca, Mg, et un pH élevé. Ces derniers évoluent inversement avec les éléments métalliques ; Al, Fe, Cr, Ni et Co.

Le deuxième groupe représentant le sédiment de la station S2, situé au niveau de la confluence Bou Yacour-Rhumel, caractérisé par la dominance du Ca, qui semble être influencé par le pH du milieu. Aussi ce groupe est caractérisé par une élévation en Mg, Cu et Pb et une diminution en Al, Fe, Cr, Ni, Co.

Tandis que, le troisième groupe représentant le sédiment de la station S3 est caractérisé particulièrement par l'abondance du zinc et son affinité particulière pour le manganèse.

Alors que, le quatrième groupe identifiant le sédiment de la station S4 est caractérisé par l'élévation du K, et dont sa distribution s'oriente beaucoup plus vers Al, Fe, Ni, Co et Cr, que les autres éléments.

Par ailleurs, le cinquième groupe représentant le sédiment de la station S5 est caractérisé par son abondance en Al, Fe, Mn, Ni, Co, Cr et faible en Ca.

De ces différentes constatations, il apparaît donc, que les sédiments sont le vecteur principal de transport des éléments métalliques et un dépôt de matériel de relargage naturel ou d'origines anthropiques. Et serait de ce fait, le reflet des différentes interactions soit entre les éléments chimiques eux-mêmes, ou phases solide/aqueuse. Soit sous l'action perpétuelle des paramètres physico-chimiques du milieu (pH).

Dans ces conditions, il est important de prendre en considération l'influence de ces éléments dans les couches sédimentaires et de la toxicité qu'ils pourraient générer lors de la mise en suspension de ces derniers par les matériaux d'irrigation des champs agricoles.



«Eau utilisée à des fins d'irrigation»

3.3. Résultats et discussion de l'accumulation des éléments chimiques dans les quatre espèces végétales

Les résultats mettent en évidence le taux d'accumulation des éléments essentiels (K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, Ni), non essentiels (Al, Co) et toxiques (Cr et Pb), par quatre espèces de plantes à aspect structurale différent.

D'après, Juste (1988), la plante est le meilleur indicateur de la biodisponibilité réelle d'un élément car elle intègre l'effet de tous les facteurs qui déterminent cette dernière (Chaignon & Hinsinger, 2003).

3.3.1. *Chlorella sp.*

3.3.1.1. Résultats de la bioconcentration des éléments chimiques dans l'espèce *Chlorella sp.*

Tableau 12: Résultats des éléments essentiels, non essentiels et toxiques accumulés par l'espèce *Chlorella sp.* au niveau des cinq stations (valeurs : moyenne, minimale, maximale et écart type).

Eléments chimiques (mmolkg ⁻¹ MS)	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
K	76,21	66,43	81,35	5,86
Ca	365,85	309,45	481,65	67,94
Mg	148,51	119,13	164,19	19,19
Fe	9,25	7,44	10,49	1,25
Mn	2,26	1,62	3,08	0,52
Zn	0,629	0,255	0,903	0,32
Cu	0,347	0,215	0,434	0,09
Ni	0,146	0,120	0,166	0,01
Co	0,110	0,054	0,156	0,03
Al	5,44	3,32	6,96	1,36
Cr	0,167	0,108	0,219	0,04
Pb	0,063	0,012	0,122	0,03

Les résultats de la bioconcentration des éléments chimiques dans l'espèce *Chlorella sp.* sont illustrés dans le tableau (12). La figure (18) pour les macroéléments potassium, calcium, magnésium. Les figures (19, 20, 21) pour les micro-éléments essentiels, bénéfiques et non essentiels (fer, manganèse, zinc, cuivre, nickel, cobalt, aluminium et la figure (22) pour les éléments toxiques, chrome et plomb.

Ainsi, les résultats (tableau 12, figure 18) démontrent que *Chlorella sp.* a beaucoup plus d'affinité pour le calcium que le magnésium et potassium. Par ailleurs, c'est au niveau de la station S1 que la valeur maximale de Ca est enregistrée avec une teneur de 481,65mmol/kg MS. Alors que sa valeur minimale enregistrée au niveau de la station S5 est de 309,45mmol/kg MS. La valeur moyenne et écart type sont de 365,85±67,94mmol/kg MS.

Pour le magnésium, la valeur moyenne et écart type sont de 148,51±19,19mmol/kg MS, tandis que les valeurs minimale et maximale enregistrées au niveau des stations S1 et S5 sont respectivement de 119,13 et 164,19mmol/kg MS.

La valeur moyenne et écart type relatifs au potassium sont de 76,21±5,86mmol/kg MS. Alors que les valeurs minimale et maximale enregistrées au niveau des stations S1 et S5 sont respectivement de 66,43 et 81,35mmol/kg MS.

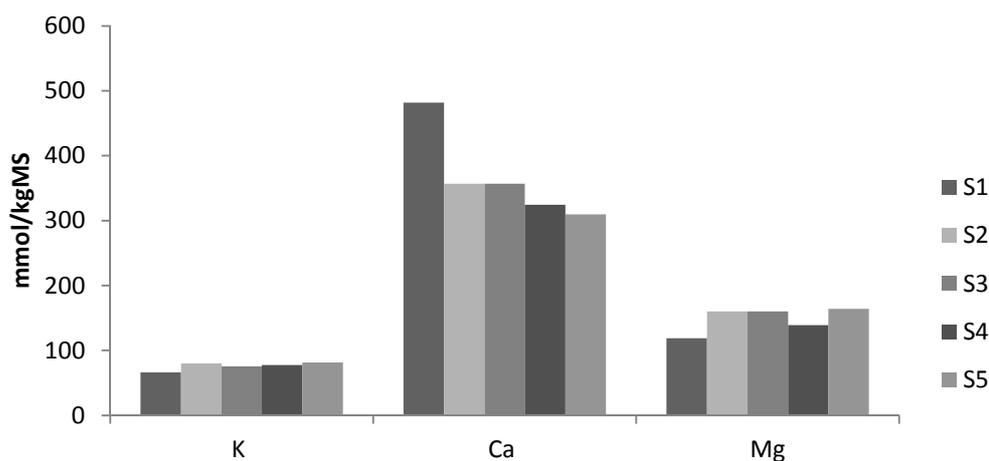


Figure 18 : Teneurs en potassium, calcium et magnésium (mmol/kg MS) dans *Chlorella sp.* au niveau des cinq stations de prélèvement

Pour ce qui est, du fer et du manganèse, les résultats (tableau 12, figure 19) révèlent que la bioconcentration la plus importante dans l'organisme de *Chlorella sp.* est celle du fer, avec une valeur moyenne et écart type de 9,25 ±1,25mmol/kg MS. La minimale et la maximale sont de 7,44 et 10,49mmol/kg MS enregistrées consécutivement au niveau des stations S1 et S5.

Pour le manganèse, la valeur moyenne et écart type sont de 2,26 ±0,52mmol/kg MS. Alors que les minimale et maximale sont de 1,62 et 3,08mmol/kg MS enregistrées respectivement au niveau des stations S1 et S3.

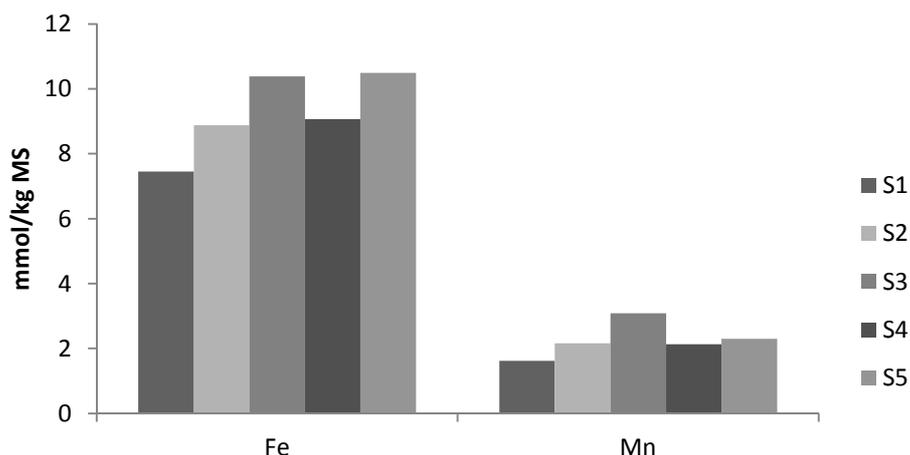


Figure 19 : Teneurs en fer et manganèse (mmol/kg MS) dans *Chlorella sp.* au niveau des cinq stations de prélèvement

Pour l'absorption du zinc, cuivre, nickel et cobalt (tableau 12, figure 20), les résultats démontrent que le taux d'accumulation le plus élevé est celui du zinc, avec une valeur moyenne et écart type de $0,629 \pm 0,32$ mmol/kg MS. Les minimale et maximale sont de 0,255 et 0,903 mmol/kg MS enregistrées respectivement au niveau des stations S1 et S4.

Pour le cuivre, la valeur moyenne et écart type sont de $0,347 \pm 0,09$ mmol/kg MS. Les minimale et maximale sont de 0,215 et 0,434 mmol/kg MS enregistrées respectivement au niveau des stations S1 et S5.

Par ailleurs, la valeur moyenne et écart type du nickel sont de $0,146 \pm 0,01$ mmol/kg MS. Alors que les minimale et maximale enregistrées également au niveau des stations S1 et S5 sont de 0,120 et 0,166 mmol/kg MS.

Pour le cobalt les résultats démontrent que, la valeur moyenne et écart type sont de $0,110 \pm 0,017$ mmol/kg MS. Les minimale et maximale enregistrées aussi au niveau des stations S1 et S5 sont de 0,054 et 0,156 mmol/kg MS.

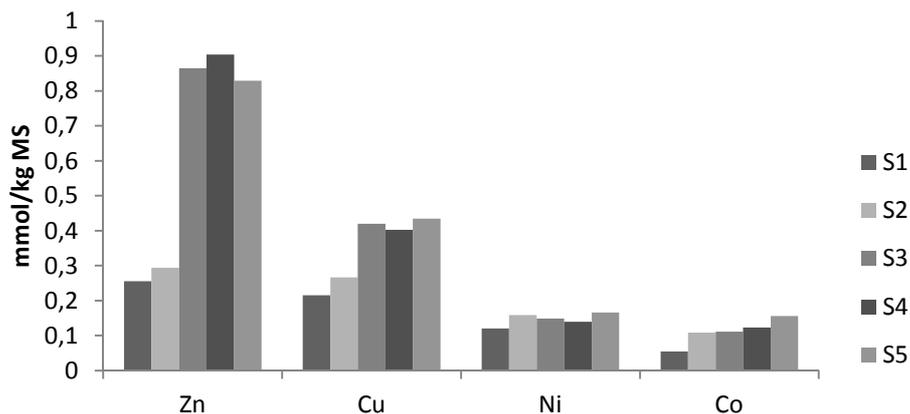


Figure 20 : Teneurs en zinc, cuivre, nickel et cobalt (mmol/kg MS) dans *Chlorella sp.* au niveau des cinq stations de prélèvement

Pour l'aluminium, les résultats (tableau 12, figure 21) démontrent que, la valeur moyenne et écart type sont de $5,44 \pm 1,36$ mmol/kg MS. La minimale et la maximale enregistrées respectivement au niveau des stations S1 et S5 sont de 3,32 et 6,96 mmol/kg MS.

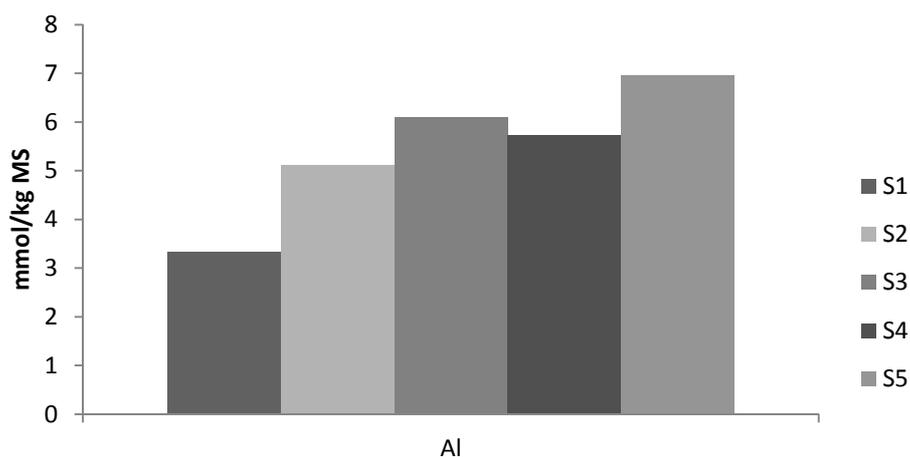


Figure 21 : Teneurs en aluminium (mmol/kg MS) dans *Chlorella sp.* au niveau des cinq stations de prélèvement

Finalement, pour l'accumulation des métaux traces toxiques chrome et plomb, les résultats révèlent (tableau 12, figure 22), que les valeurs moyennes et écart types sont de $0,167 \pm 0,04$ mmol/kg MS pour le Cr et $0,063 \pm 0,03$ mmol/kg MS pour le Pb. Alors que les teneurs minimales (0,108 et 0,012 mmol/kg MS) et maximales (0,219 et 0,122 mmol/kg MS) sont constatées pour ces deux métaux traces au niveau des stations S1 et S5.

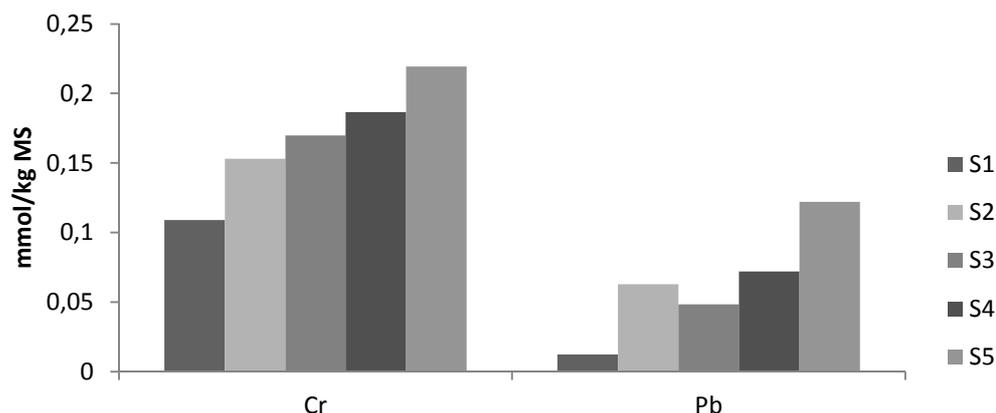


Figure 22: Teneurs en chrome et plomb (mmol/kg MS) dans *Chlorella sp.* au niveau des cinq stations de prélèvement

3.3.1.2. Interprétation et discussion de la bioconcentration des éléments chimiques dans l'espèce *Chlorella sp.*

La distribution spatiale de la composante principale (ACP) de l'algue *Chlorella sp.* (figure 23) révèle une part de variabilité définie par le plan factoriel (1x2) de 79,87% et 10,71% soit un total de 90,58%. Toutes les variables sont bien représentées sur ce plan, et à un degré moindre le Mn. D'autre part, le Ca semble être l'élément compétiteur et dominant au niveau de cette espèce.

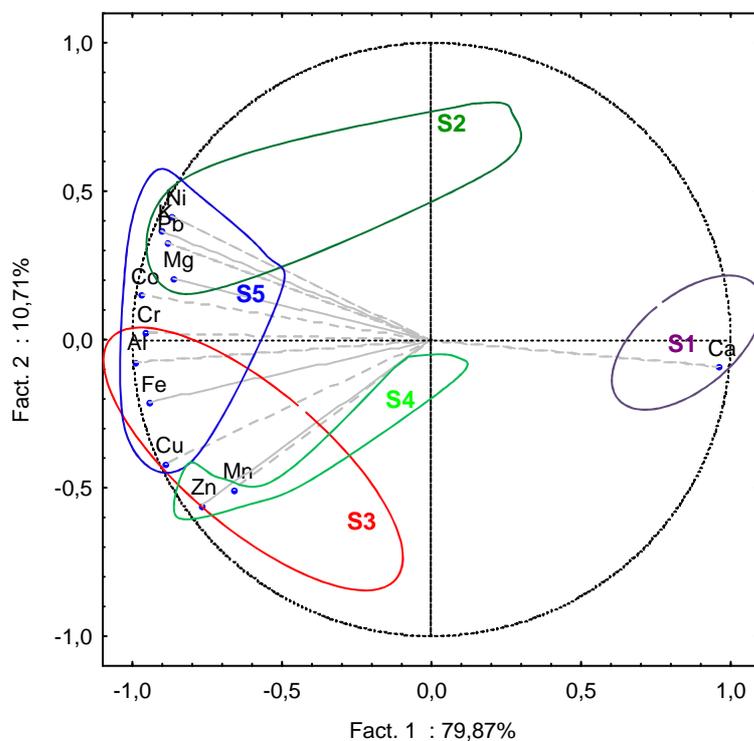


Figure 23: Analyse en composante principale de la bioconcentration des éléments chimiques essentiels, non essentiels et toxiques dans l'organisme de *Chlorella sp.*

Afin, d'évaluer le comportement des éléments chimiques au niveau de l'organisme de *Chlorella sp.* (interaction ou antagonisme), une analyse du test de coefficient de corrélation a été établi (tableau 13) et ce test révèle les points suivants : Corrélation positive des espèces métalliques Mg, Al, K, Cr, Mn, Fe, Ni, Co, Cu, Zn, Pb allant de 0,50 à 0,96 à l'exception du Mg/Zn, K/Mn, Mn/Pb et Zn/Ni ou les corrélations sont non significatives d'une part. Et d'autre part, le calcium est corrélé négativement à tous ces éléments cités.

Tableau 13 : Coefficient de corrélation de la réponse de *Chlorella sp.* à la présence des éléments chimiques dans son milieu environnant (N=5; p<0,05)

Eléments chimiques	Mg	Al	K	Ca	Cr	Mn	Fe	Ni	Co	Cu	Zn	Pb
Mg	1,00	0,83*	0,86*	-0,79*	0,70*	0,72*	0,86*	0,96*	0,79*	0,60*	0,41	0,70*
Al*		1,00	0,86	-0,93	0,96	0,68	0,96	0,83	0,96	0,92	0,81	0,88
K			1,00	-0,95*	0,85*	0,45	0,74*	0,93*	0,92*	0,64*	0,50*	0,88*
Ca*				1,00	-0,93	-0,54	-0,82	-0,83	-0,96	-0,82	-0,74	-0,87
Cr					1,00	0,47	0,85*	0,78*	0,99*	0,89*	0,81*	0,95*
Mn						1,00	0,83*	0,50*	0,47	0,70*	0,64*	0,26
Fe*							1,00	0,79	0,85	0,90	0,77	0,73
Ni								1,00	0,86*	0,56*	0,36	0,85*
Co									1,00	0,83*	0,72*	0,97*
Cu*										1,00	0,97	0,71
Zn											1,00	0,58*
Pb												1,00

D'après, Feirira (2009), plusieurs travaux (Say & Whinton, 1983; Fernandez *et al.*, 2006) montrent que l'accumulation du Cu, Zn et d'autre métaux dans les mousses aquatiques (*fontinalis antipyretica*) sont inhibés par une augmentation du calcium dans le milieu. Des résultats similaires ont été observés sur l'algue *Chlorella kesslerii*, pour l'accumulation du Zn et Pb (Hassler *et al.*, 2004).

Et selon, Jacobson *et al.* (1960), Johnston & Proctor (1977), les plantes peuvent limiter l'assimilation d'un métal toxique en maintenant des niveaux élevés en calcium intracellulaire par la modification de la perméabilité des surfaces cytoplasmiques. Ce qui conduit à une diminution de l'accès de certains cations monovalents à divers sites

d'absorption, et a pour conséquence de freiner la bioaccumulation des éléments métalliques (Biddappa & Bopaiah, 1989; Remon et al., 2006).

Ainsi, la bioconcentration des éléments métalliques dans l'espèce *Chlorella sp.* est caractérisée par un taux élevé en Ca au niveau des individus de cette espèce dans les cinq stations de prélèvement au dépend des autres éléments métalliques pris en considération et particulièrement au niveau des individus de la station (S1). Mais le cheminement de l'amont vers l'aval révèle que, les individus de la station (S2) accumulent des teneurs plus au moins importantes en K, Mg et Ni et des teneurs, de moyennes (Pb) à faibles pour les autres éléments.

Par contre, les individus de la station (S3) ont tendance à accumuler un taux élevé en Al, Fe, Cu et Zn et surtout en Mn, moyen en Mg et faible pour les autres éléments.

Alors que, pour les individus de la station (S4), la dominance de l'absorption du Zn au dépend des autres éléments est observée.

D'autre part, c'est au niveau des individus de la station (S5) que les fortes concentrations en ces éléments chimiques sont observées, surtout, en K, Mg, Fe, Al, Cu, Ni, Co, Cr et Pb.

Ces résultats soulignent parfaitement la biodisponibilité de ces éléments dans les cours d'eau, et leur intensité augmente de l'amont vers l'aval par l'influence des rejets anthropiques. Ces éléments semblent être gouvernés par les conditions du milieu, ce qui permet ou favorise leur potentialité (par affinité) à être absorbés par cette espèce.

3.3.2. *Lemna minor*

3.3.2.1. Résultats de la bioconcentration des éléments chimiques dans l'espèce *Lemna minor*

Tableau 14: Résultats des éléments essentiels, non essentiels et toxiques accumulés par l'espèce *Lemna minor* au niveau des cinq stations (valeurs : moyenne, minimale, maximale et écart type).

Eléments chimiques (mmol/kg MS)	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
K	635,94	596,44	708,47	46,79
Ca	568,79	499,02	717,99	86,75
Mg	168,04	158,89	178,15	7,64
Fe	9,02	7,44	11,10	1,82
Mn	7,43	4,67	8,49	1,58
Zn	0,764	0,598	0,935	0,12
Cu	0,054	0,033	0,078	0,01
Ni	0,104	0,060	0,120	0,02
Co	0,064	0,045	0,071	0,01
Al	18,07	11,08	23,10	4,50
Cr	0,080	0,035	0,103	0,02
Pb	0,062	0,053	0,069	0,006

Le tableau 14 et les figures (24, 25, 26, 27 et 28) démontrent le taux de bioconcentration des éléments essentiels (potassium, calcium magnésium, fer, manganèse, zinc, cuivre, et nickel), non essentiels (aluminium et cobalt) et enfin ceux, toxiques (chrome et plomb) au niveau de l'organisme de *Lemna minor*.

Ainsi, les résultats (tableau 14, figure 24) révèlent un taux important d'accumulation du potassium, avec une valeur moyenne et un écart type de $635,85 \pm 46,79$ mmol/kg MS, la teneur la plus élevée est enregistrée au niveau des individus de la station S1 avec 708,47 mmol/kg MS, puis cette accumulation diminue, surtout au niveau des individus de la station S4 avec une valeur minimale de 596,44 mmol/kg MS.

Pour le calcium, la valeur moyenne et écart type sont de : $568,79 \pm 86,75$ mmol/kg MS, la minimale et la maximale sont de : 499,02 et 717,99 mmol/kg MS enregistrées respectivement au niveau des stations (S3 et S5).

Pour le magnésium, la valeur moyenne et écart type sont de $168,04 \pm 7,64$ mmol/kg MS. la teneur maximale est enregistrée chez les

individus de la station S1 avec 178,15mmol/kg MS, puis cette bioconcentration diminue surtout au niveau des individus de la station S4, avec 158,89mmol/kg MS.

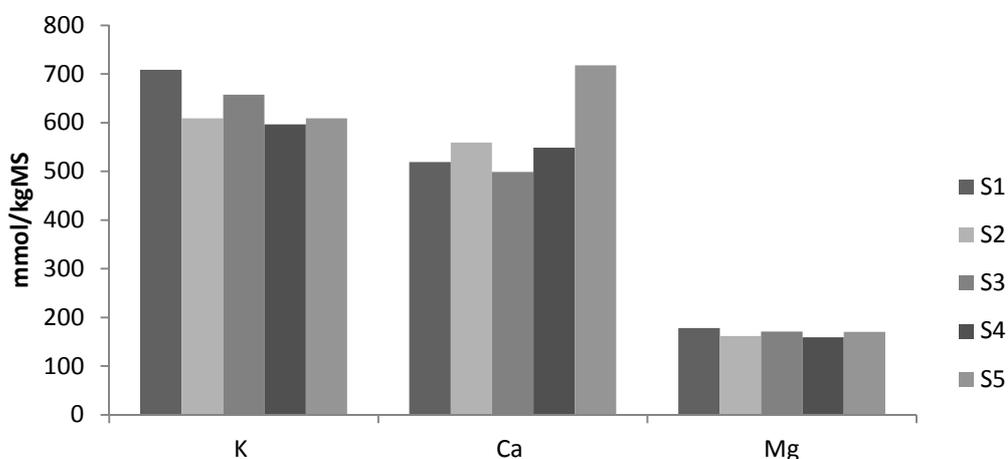


Figure 24 : Teneurs en potassium, calcium et magnésium (mmol/kg MS) dans *Lemna minor* au niveau des cinq stations de prélèvement

Tandis que, pour le fer et le manganèse, les résultats (tableau 14 et figure 25) révèlent leur importante accumulation par *Lemna minor*, et les valeurs moyennes et écart types sont respectivement de $9,02 \pm 1,82$ et $7,43 \pm 1,58$ mmol/kg MS. Les minimales et les maximales sont de 7,44 et 11,10 mmol/kg MS pour le fer, enregistrées consécutivement au niveau des individus des stations S1 et S3. Pareillement pour le manganèse c'est au niveau des individus de ces deux stations que les valeurs minimale et maximale ont été enregistrées et qui sont de 4,67 et 8,49 mmol/kg MS.

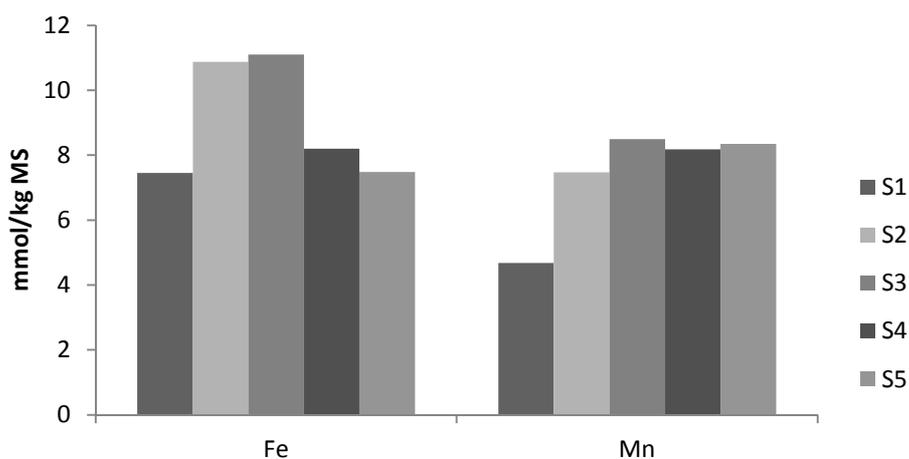


Figure 25 : Teneurs en fer et manganèse (mmol/kg MS) dans *Lemna minor* au niveau des cinq stations de prélèvement

Alors que, pour la bioconcentration du zinc, cuivre, nickel, et cobalt (tableau 14, figure 26), les résultats révèlent un taux d'accumulation élevé du zinc, avec une valeur moyenne et un écart type de $0,764 \pm 0,12$ mmol/kg MS, les minimale et maximale sont de 0,598 et 0,935 mmol/kg MS enregistrées respectivement au niveau des individus des stations S1 et S3.

Pour le cuivre, la valeur moyenne et écart type sont de $0,054 \pm 0,01$ mmol/kg MS, les minimale et maximale sont de 0,033 et 0,078 mmol/kg MS enregistrées également au niveau des stations S1 et S3.

Par ailleurs pour la bioconcentration du nickel dans l'organisme de *Lemna minor* les résultats révèlent que la valeur moyenne et écart type sont de $0,104 \pm 0,025$ mmol/kg MS, les minimale et maximale sont de 0,060 et 0,120 mmol/kg MS enregistrées au niveau des stations S1 et S2.

Finalement, pour le cobalt, la valeur moyenne et écart type sont de $0,064 \pm 0,10$ mmol/kg MS, les minimale et maximale sont de 0,045 et 0,071 mmol/kg MS enregistrées pareillement au niveau des stations S1 et S2.

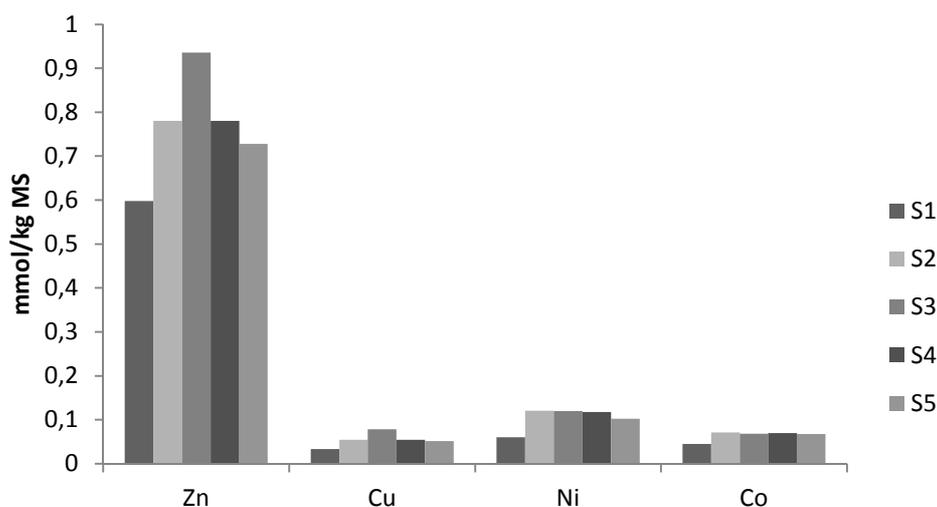


Figure 26 : Teneurs en zinc, cuivre, nickel et cobalt (mmol/kg MS) dans *Lemna minor* au niveau des cinq stations de prélèvement

Pour l'aluminium, les résultats (tableau 14), démontrent que la valeur moyenne et écart type sont de $18,07 \pm 4,50$ mmol/kg MS. Sur la figure (27), la teneur minimale est enregistrée au niveau des individus de la station S1, avec 11,08 mmol/kg MS, puis une élévation de cette teneur est observée surtout au niveau des individus de la station S5, où elle atteint 23,10 mmol/kg MS.

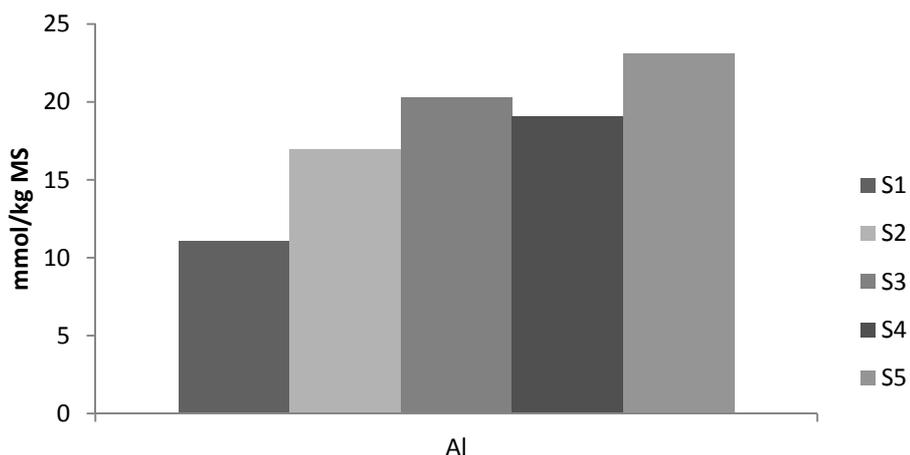


Figure 27 : Teneurs en aluminium (mmol/kg MS) dans *Lemna minor* au niveau des cinq stations de prélèvement

Pour l'accumulation des métaux traces toxiques chrome et plomb dans *Lemna minor*, les résultats révèlent consécutivement pour ces deux éléments (tableau 14, figure 28), que les valeurs moyennes et écart types sont de $0,080 \pm 0,027$ et $0,062 \pm 0,006$ mmol/kg MS. Les teneurs minimales sont de 0,035 et 0,053 mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S1 et les maximales sont de 0,103 et 0,069 mmol/kg MS, enregistrées respectivement au niveau des stations, S2 pour le chrome et S3, S5 pour le plomb.

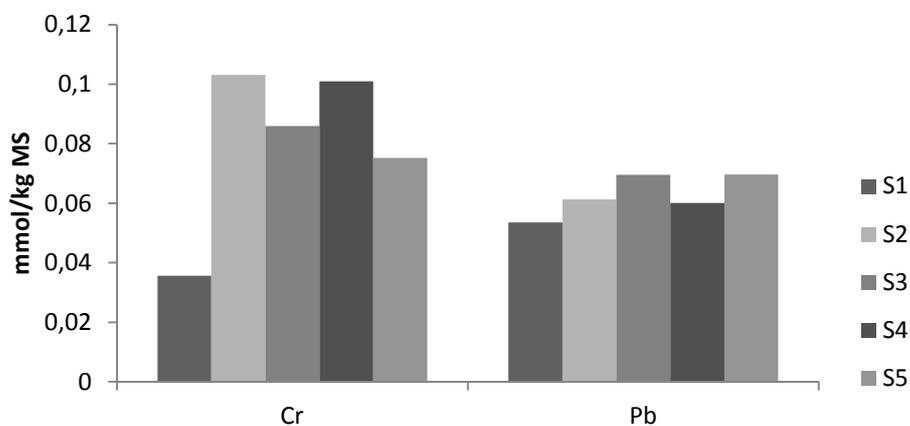


Figure 28 : Teneurs en chrome et plomb (mmol/kg MS) dans *Lemna minor* au niveau des cinq stations de prélèvement

3.3.2.2. Interprétation et discussion de la bioconcentration des éléments chimiques dans l'espèce *Lemna minor*

Les résultats de la distribution spatiale (ACP) révèlent une part de variabilité (figure 29) définie par le plan factoriel 1 x 2 de 65,69% et 18,76% soit un total de 84,45. Toutes les variables sont bien représentées sur ce plan factoriel à l'exception du Mg et Pb.

Cette projection de coordonnées des variables fait apparaître leur affinité vis-à-vis de chacun de ces deux axes. Ce qui permet de repérer les tendances dominantes décrites par l'individualisation de trois groupes.

L'axe 1 défini dans son côté positif par les variables K, Mg (premier groupe), et dans son côté négatif par les variables Al, Mn, Fe, Ni, Co, Cr, Cu, Zn et Pb (deuxième groupe).

Tandis que, l'axe 2 est représenté seulement dans son côté négatif par la variable Ca (troisième groupe).

Cette typologie de variables démontre qu'au niveau de cette espèce, le potassium joue un rôle important dans la diminution de l'absorption des éléments Al, Mn, Ni, Co, Cr, Cu, Zn et Pb d'une part, et d'autre part, le K en synergie avec le Mg entrent en compétition avec le calcium.

Selon Remon et al. (2006), le potassium et le magnésium sont essentiels aux plantes car ils jouent un rôle important dans leur nutrition (Brown, 1982).

Le potassium est soluble dans la cellule, il est émis quand la perméabilité de la membrane plasmique est altérée: de cette manière il se comporte comme un indicateur des changements de perméabilité membranaire (Buck & Brown, 1979; Brown & Wells, 1988).

Aussi, le magnésium intracellulaire est libéré en réponse aux changements de la perméabilité membranaire (Brown & Wells, 1990).

Par ailleurs, les auteurs (Market & Wtorova, 1992; Samecka-Cymerman *et al.*, 2000) émettent l'hypothèse qu'une accumulation de métaux est associée à une exclusion du magnésium et du calcium. En effet Samecka-Cymerman *et al.* (2000) ont montré des corrélations négatives entre ces cations divalents et les éléments traces métalliques dans la cellule.

D'une manière générale, l'accumulation d'un élément résulte souvent en la diminution d'un ou d'autre (s) éléments (s) du fait que la capacité de la plante à absorber les sels minéraux est limitée (Brooks, 1972).

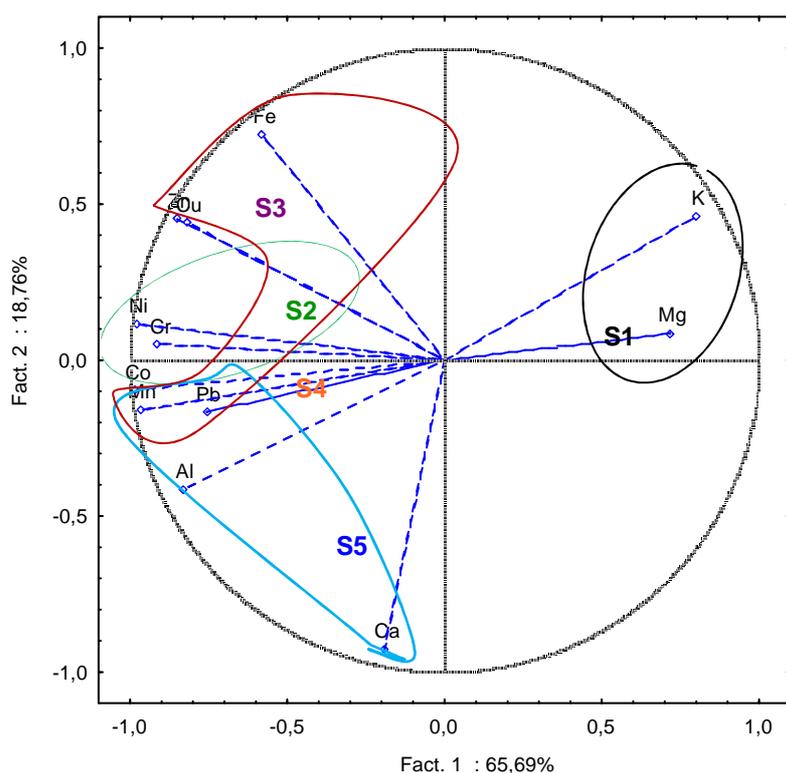


Figure 29: Analyse en composante principale de la bioconcentration d'éléments chimiques essentiels, non essentiels et toxiques dans l'organisme de *Lemna minor*

Tableau 15 : Coefficient de corrélation de la réponse de *Lemna minor* à la présence des éléments chimiques dans son milieu environnant (N=5; p<0,05)

Elément chimiques	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	Ni	Co	Al	Cr	Pb
K	1,00	-0,50*	0,87*	-0,13	-0,78*	-0,37	-0,32	-0,79*	-0,88*	-0,72*	-0,86*	-0,44
Ca		1,00	-0,04	-0,47	0,33	-0,23	-0,20	0,05	0,27	0,60*	0,05	0,45
Mg			1,00	-0,31	-0,62*	-0,41	-0,33	-0,80*	-0,80*	-0,40	-0,92*	-0,12
Fe				1,00	0,40	0,78*	0,76*	0,66*	0,53*	0,15	0,58*	0,35
Mn					1,00	0,80*	0,79*	0,90*	0,93*	0,94*	0,81*	0,84*
Zn						1,00	0,99*	0,84*	0,75*	0,62*	0,70*	0,72*
Cu							1,00	0,80*	0,71*	0,63*	0,63*	0,76*
Ni								1,00	0,97*	0,71*	0,97*	0,62*
Co									1,00	0,80*	0,95*	0,68*
Al										1,00	0,59*	0,91*
Cr											1,00	0,43
Pb												1,00

Conformément à ce qui a été dit auparavant, les résultats du test de corrélation, (tableau 15) démontrent une corrélation positive entre K/Mg ($r=0,87$), et des corrélations négatives du cation K avec le : Ca, Mn, Ni, Co, Al et Cr (r allant de $-0,50$ à $-0,88$) et celle du Mg avec le : Mn, Ni, Co, et Cr (r allant de $-0,62$ à $-0,92$). Par contre une corrélation positive est observée entre le Ca et l'Al ($r=0,60$).

Par ailleurs, des corrélations positives sont globalement observées entre les éléments traces métalliques, (r compris entre $0,53$ et $0,99$), exceptées celles du Fe/Mn, Al, Pb ; et du Cr/Pb ou les relations sont non significatives.

Des résultats issus de L'ACP et du test de corrélation des différents éléments traces métalliques (figure, 29, tableau 15), et leur effet vis-à-vis du comportement des individus de *Lemna minor* dans les cinq stations d'étude démontrent, la bioconcentration élevée du potassium dans les individus de cette espèce à l'exception des individus de la station S5, où la teneur de calcium est la plus importante.

D'autre part, cette distribution spatiale qui définit la bioconcentration des éléments métalliques dans les individus de cette espèce (figure 29) est caractérisée par : des teneurs élevées du potassium et du magnésium au niveau des individus de la station S1 et faible pour les autres éléments.

Par contre, un taux d'accumulation important du nickel, cobalt et chrome au niveau des individus de la station S2

Du fer, manganèse, zinc, cuivre et plomb au niveau des individus de la station S3. Et du calcium, manganèse, aluminium et plomb dans les individus de la station S5.

Par contre, l'accumulation de ces éléments semble être de moyenne à faible dans les individus de la station S4.

Ces résultats corroborent avec ceux de Remon et al. (2006), qui démontrent que, les concentrations en Fe et Mn, ainsi que, celle Cu, Zn et Pb dans les mousses suivent le même profil, mais à des concentrations différentes.

En outre, Yoshimura (1998) trouve que *Scapania undulata* (Bryophytes) accumulait plus préférentiellement Al, Ca et Mn en milieu neutre qu'en milieu acide. Alors que, Vincent *et al.* (2001) ont mis en évidence que cette accumulation augmentait avec des valeurs de pH croissant.

3.3.3. *Phragmites communis*

3.3.3.1. Résultats de l'accumulation des éléments chimiques dans les parties aérienne et souterraine de *Phragmites communis*

Tableau 16 : Résultats des éléments essentiels, non essentiels et toxiques accumulés au niveau des parties aérienne et souterraine de *Phragmites communis* au niveau des cinq stations (valeurs : moyennes, minimales, maximales et écart types).

Eléments chimiques (mmol/kg MS)	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
K _{pa}	312,66	145,81	483,49	128,47
K _{ps}	173,24	27,88	342,79	112,38
Ca _{pa}	444,22	279,51	519,09	96,91
Ca _{ps}	611,92	486,64	738,70	99,11
Mg _{pa}	58,76	42,38	78,18	12,92
Mg _{ps}	96,37	70,37	148,97	30,34
Fe _{pa}	12,48	5,89	21,84	6,28
Fe _{ps}	27,65	15,25	37,14	8,69
Mn _{pa}	1,33	0,50	1,92	0,61
Mn _{ps}	2,02	1,24	3,14	0,78
Zn _{pa}	0,661	0,455	0,786	0,12
Zn _{ps}	0,775	0,529	0,898	0,14
Cu _{pa}	0,060	0,035	0,108	0,02
Cu _{ps}	0,115	0,050	0,215	0,06
Ni _{pa}	0,258	0,168	0,429	0,10
Ni _{ps}	0,355	0,264	0,448	0,08
Al _{pa}	24,96	12,00	54,07	16,91
Al _{ps}	44,13	15,48	67,56	22,67
Cr _{pa}	0,024	0,015	0,038	0,01
Cr _{ps}	0,093	0,039	0,138	0,04
Pb _{pa}	0,021	0,016	0,027	0,00
Pb _{ps}	0,072	0,052	0,091	0,01

Le tableau (16) synthétise les résultats de la bioaccumulation des éléments essentiels (K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, Ni), non essentiel (Al) et toxiques (Cr et Pb) dans les parties aérienne et souterraine de *Phragmites communis*.

Ainsi, le tableau (16) et la figure (30) montrent les différences et les similitudes observées au niveau de l'absorption des macroéléments (K, Ca et Mg), et ces

résultats révèlent que, le potassium est principalement accumulé au niveau des parties aériennes en comparaison avec les parties souterraines, avec respectivement pour les deux compartiments de la plante, des valeurs moyennes et écart type de $312,66 \pm 128,47$ et $173,24 \pm 112,38$ mmol/kg MS. Les minimales sont de 145,81 et 27,88 mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S5 pour les parties aérienne et souterraine et les maximales de 483,49 et 342,79 mmol/kg MS, enregistrées au niveau de la station S3.

Pour le calcium, c'est dans les parties souterraines où les teneurs sont les plus importantes et les valeurs moyennes et écart type sont respectivement de : $444,22 \pm 96,91$ et $611,92 \pm 99,11$ mmol/kg MS. Les minimales sont de 279,51 et 486,64 mmol/kg MS enregistrées respectivement au niveau de la station S1 pour la partie aérienne et la station S2 pour la partie souterraine. Les maximales sont de 519,09 et 738,70 mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S4 pour les deux compartiments de la plante.

Egalement pour le magnésium, c'est dans la partie racinaire où les teneurs sont les plus élevées, avec des valeurs moyennes et écart type de $58,76 \pm 12,92$ et $96,37 \pm 30,34$ mmol/kg MS. Les minimales sont de 42,38 et 70,37 mmol/kg MS enregistrées respectivement au niveau des stations S5, pour la partie aérienne et S3, pour la partie souterraine. Les maximales sont de 78,18 et 148,97 mmol/kg MS enregistrées au niveau des parties aérienne et souterraine de la station S1.

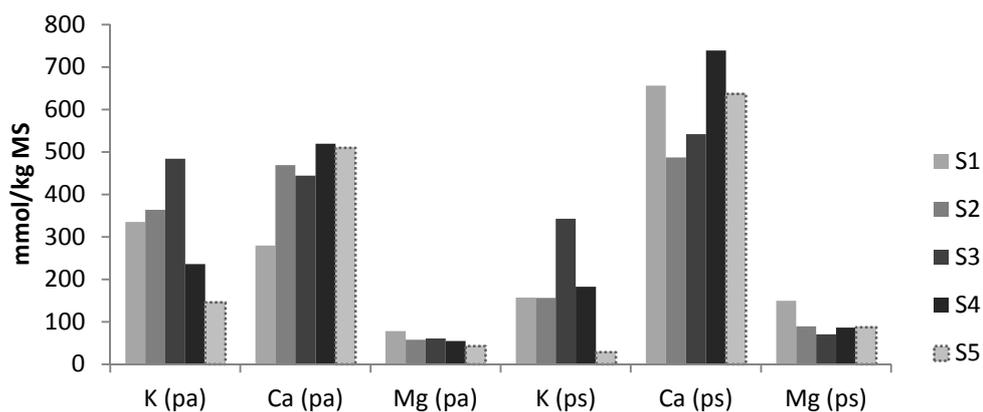


Figure 30: Teneurs en K, Ca et Mg (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de *Phragmites communis*

Par ailleurs, les résultats de la bioconcentration d'oligoéléments (Fe, Mn, Zn, Cu, Ni), illustrée dans le tableau (16) et les figures (31 et 32), révèlent que les valeurs les plus

élevées sont accumulées par la partie souterraine de la plante en comparaison avec la partie aérienne. Et les valeurs moyennes et écart type enregistrés pour le fer sont respectivement de $12,48 \pm 6,28$ et $27,65 \pm 8,69$ mmol/kg MS. Les valeurs minimales sont de 5,89 et 15,25 mmol/kg MS enregistrées dans la partie aérienne de la station S2 et la station S1 pour la partie souterraine. Les maximales sont de 21,84 et 37,14 mmol/kg MS, accumulées au niveau des échantillons des stations, S5 pour la partie aérienne et S2 pour la partie souterraine.

Pour le manganèse, les valeurs moyennes et écart type sont respectivement de $1,33 \pm 0,61$ et $2,02 \pm 0,78$ mmol/kg MS. Les minimales de 0,50 et 1,24 mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S2, et les maximales avec des valeurs de 1,92 et 3,14 mmol/kg MS sont enregistrées au niveau de la station S5.

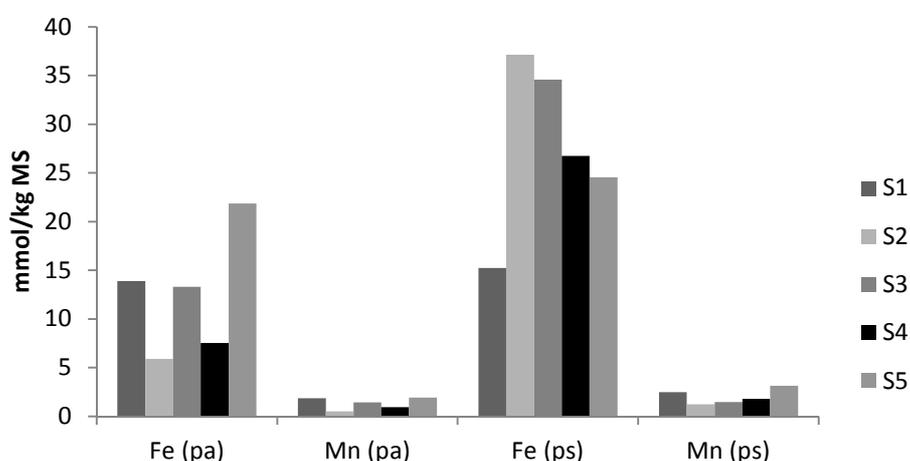


Figure 31: Teneurs en fer et manganèse (mmol/kg) dans les parties aérienne et souterraine de *Phragmites communis*

Tandis que, pour le zinc, les valeurs moyennes et écart type sont respectivement de $0,661 \pm 0,12$ et $0,775 \pm 0,14$ mmol/kg MS pour les parties aérienne et souterraine. Les valeurs maximales sont de l'ordre de 0,786 et 0,898 mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S4. Tandis que, les minimales de 0,455 et 0,529 mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S5 pour les deux parties de la plante.

Pour le cuivre, les résultats des valeurs moyennes et écart type sont respectivement de $0,060 \pm 0,02$ et $0,115 \pm 0,06$ mmol/kg MS. Avec des maximales de 0,108 et 0,215 mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S1 et des minimales de 0,035 et 0,050 au niveau de la station S2 pour les deux parties de la plante.

Pour le nickel, les résultats des valeurs moyennes et écart type sont respectivement de $0,258 \pm 0,10$ et $0,355 \pm 0,08$ mmol/kg MS. Les maximales de 0,429 et 0,448 mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S1, et les

minimales de 0,168 et 0,264mmol/kg MS au niveau de la station S4 pour la partie aérienne et la station S5 pour la partie souterraine.

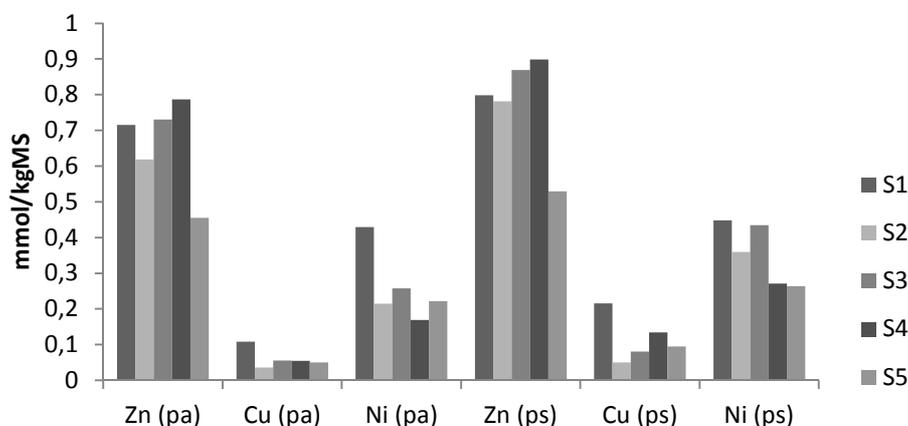


Figure 32: Teneurs en zinc, cuivre et nickel (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de *Phragmites communis*

Par contre, pour l'aluminium qui est un élément non essentiel à la vie de la plante, les résultats (tableau 16, figure 33) révèlent de fortes teneurs accumulées dans les parties aérienne et surtout souterraine de *Phragmites communis*.

Ainsi, Les valeurs moyennes et écart type sont de $24,96 \pm 16,91$ et $44,13 \pm 22,67$ mmol/kg MS. Les minimales de 12,00 et 15,48 mmol/kg MS sont enregistrées au niveau de la station S1 et les maximales de 54,07 et 67,56 mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S5 pour la partie aérienne et la station S3 pour la partie souterraine.

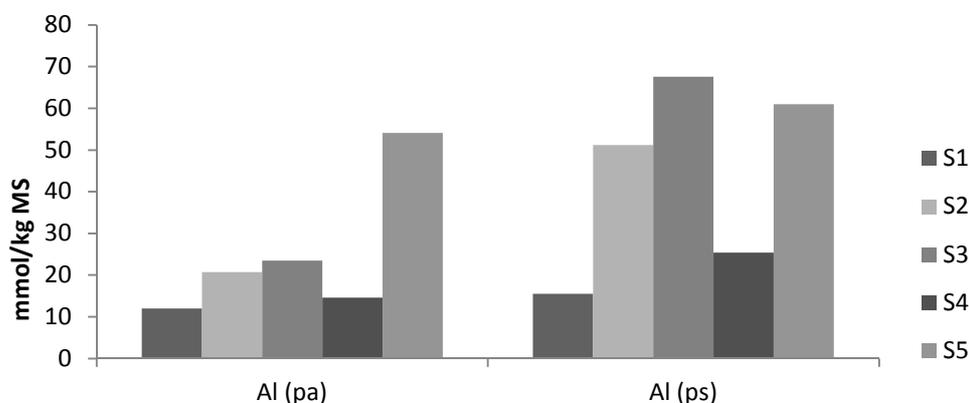


Figure 33 :Teneurs en aluminium (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de *Phragmites communis*

Par ailleurs, pour les deux éléments toxiques pris en considération dans cette étude, et qui sont le chrome et le plomb, les résultats (tableau 16, figure 34) démontrent d'une part, que les fortes teneurs sont accumulées au niveau de la partie souterraine en comparaison avec la partie aérienne et d'autre part, l'absorption du chrome est plus élevée que celle du plomb.

De ce fait, les résultats des valeurs moyennes et écart type pour le chrome sont consécutivement de $0,024 \pm 0,01$ et $0,093 \pm 0,04$ mmol/kg MS. Les minimales de : $0,015$ mmol/kg MS enregistrées aux stations S1, S3 et S4 pour la partie aérienne et $0,039$ mmol/kg MS au niveau de la station S5 pour la partie souterraine.

Les maximales sont de l'ordre de $0,038$ mmol/kg MS enregistrées au niveau des stations S2 et S5 pour la partie aérienne et $0,138$ mmol/kg MS à la station S1 pour la partie souterraine

Pour le plomb les valeurs moyennes et écart type sont de $0,021 \pm 0,00$ et $0,072 \pm 0,01$ mmol/kg MS. Les minimales de $0,016$ et $0,052$ mmol/kg MS accumulées dans les échantillons prélevés au niveau de la station S3 pour la partie aérienne et S1 pour la partie souterraine. Les maximales de $0,027$ et $0,091$ mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S5 pour les parties aérienne et la station S2 pour la partie souterraine.

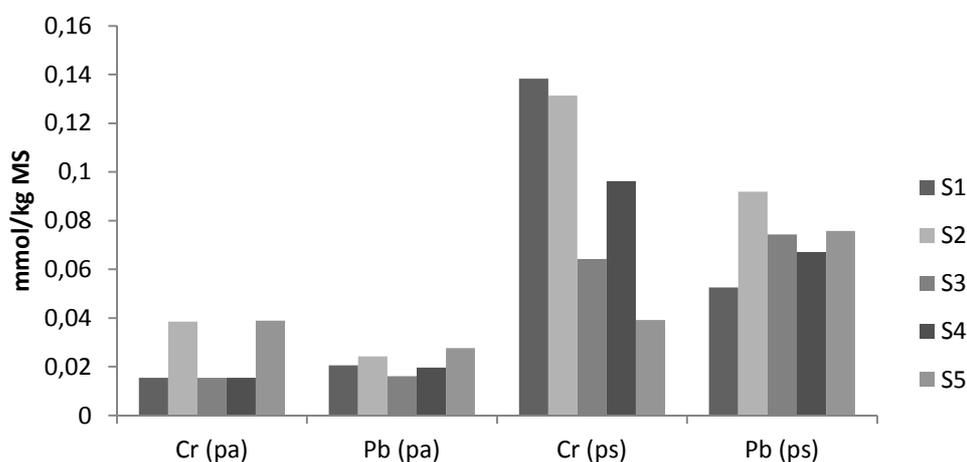


Figure 34: Teneurs en chrome et plomb (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de *Phragmites communis*

3.3.3.2. Interprétation et discussion de l'accumulation des éléments chimiques dans les parties aérienne et souterraine de *Phragmites communis*

Les résultats (figure 35, tableau 17), de la distribution spatiale de la composante principale (ACP) et de l'analyse de la matrice de corrélation (N=5, $p < 0,05$), entre les différentes variables, semblent être le reflet du milieu environnant, dévoilant ainsi, que la bioaccumulation de ces éléments dans *Phragmites communis* peuvent avoir une origine naturelle ou anthropique d'une part, et d'autre part, leur comportement au niveau de cette espèce se caractérise par l'interaction ou l'antagonisme.

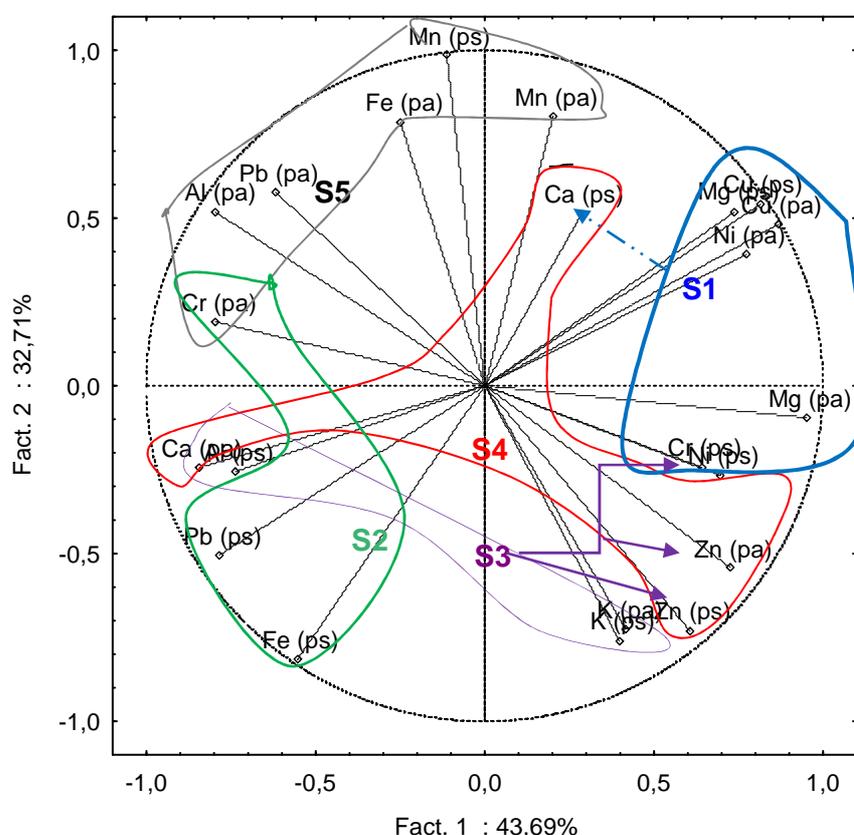


Figure 35 : Analyse en composante principale de la bioconcentration des éléments chimiques (indispensables et toxiques) au niveau des parties aérienne et souterraine de *Phragmites communis*

Ainsi, le cercle de corrélation démontre que la part de variabilité expliquée par le plan factoriel 1x2 est de 43,69% et 32,71% soit un total de 76,40%.

Ce sont les variables $Mg_{pa/ps}$, $Cu_{pa/ps}$, $Zn_{pa/ps}$, $Ni_{pa/ps}$, et à un degré moindre, les variables Ca_{ps} , Cr_{ps} qui contribuent à la formation de l'axe 1 dans sa partie positive. Et les variables Ca_{pa} , Al_{pa} , Cr_{pa} , $Pb_{pa/ps}$ et à un degré moindre celle de l' Al_{ps} , dans sa partie négative.

Tandis que, l'axe 2 est défini dans son coté positif par les variable Mn_{pa/ps}, Fe_{pa} et dans son coté négatif par les variables K_{pa/ps}, et Fe_{ps}.

Tableau 17 : Coefficient de corrélation de la réponse de *Phragmites communis* à la présence des éléments chimiques dans son milieu environnant (N=5; p<0,05)

Eléments chimiques	K _{pa}	K _{ps}	Ca _{pa}	Ca _{ps}	Mg _{pa}	Mg _{ps}	Fe _{pa}	Fe _{ps}	Mn _{pa}	Mn _{ps}	Zn _{pa}	Zn _{ps}	Cu _{pa}	Cu _{ps}	Ni _{pa}	Ni _{ps}	Al _{pa}	Al _{ps}	Cr _{pa}	Cr _{ps}	Pb _{pa}	Pb _{ps}
K _{pa}	1,00	0,89	-0,38	-0,61	0,57	-0,08	-0,42	0,44	-0,26	-0,73	0,53	0,65	0,08	-0,15	0,28	0,84	-0,55	0,20	-0,42	0,31	-0,74	0,10
K _{ps}		1,00	-0,15	-0,29	0,42	-0,28	-0,42	0,42	-0,25	-0,73	0,73	0,80	0,03	-0,11	0,05	0,62	-0,57	0,17	-0,66	0,08	-0,93	-0,04
Ca _{pa}			1,00	0,02	-0,92	-0,87	-0,06	0,60	-0,43	-0,13	-0,28	-0,18	-0,89	-0,73	-0,98	-0,81	0,48	0,52	0,42	-0,59	0,27	0,65
Ca _{ps}				1,00	-0,01	0,30	0,17	-0,70	0,35	0,50	0,27	0,06	0,42	0,67	0,02	-0,43	-0,08	-0,64	-0,46	-0,10	-0,05	-0,71
Mg _{pa}					1,00	0,75	-0,30	-0,41	0,11	-0,22	0,61	0,55	0,80	0,67	0,83	0,84	-0,78	-0,61	-0,62	0,75	-0,54	-0,59
Mg _{ps}						1,00	0,08	-0,82	0,40	0,37	0,13	-0,01	0,88	0,86	0,87	0,43	-0,38	-0,78	-0,25	0,65	0,07	-0,70
Fe _{pa}							1,00	-0,45	0,90	0,87	-0,65	-0,78	0,22	0,16	0,25	-0,12	0,78	0,32	0,21	-0,68	0,39	-0,27
Fe _{ps}								1,00	-0,72	-0,74	-0,02	0,21	-0,86	-0,93	-0,67	-0,07	0,05	0,70	0,33	-0,16	-0,12	0,88
Mn _{pa}									1,00	0,83	-0,32	-0,50	0,62	0,54	0,58	0,16	0,43	-0,03	-0,16	-0,42	0,10	-0,64
Mn _{ps}										1,00	-0,60	-0,78	0,38	0,44	0,29	-0,32	0,63	-0,11	0,21	-0,41	0,57	-0,45
Zn _{pa}											1,00	0,97	0,33	0,38	0,14	0,41	-0,90	-0,51	-0,88	0,47	-0,88	-0,42
Zn _{ps}												1,00	0,15	0,16	0,03	0,42	-0,90	-0,37	-0,76	0,49	-0,87	-0,20
Cu _{pa}													1,00	0,95	0,91	0,56	-0,40	-0,69	-0,59	0,40	-0,28	-0,91
Cu _{ps}														1,00	0,74	0,29	-0,41	-0,84	-0,61	0,39	-0,21	-0,96
Ni _{pa}															1,00	0,76	-0,32	-0,46	-0,36	0,45	-0,18	-0,68
Ni _{ps}																1,00	-0,53	-0,09	-0,46	0,45	-0,58	-0,30
Al _{pa}																	1,00	0,65	0,68	-0,80	0,69	0,34
Al _{ps}																		1,00	0,48	-0,69	0,14	0,70
Cr _{pa}																			1,00	-0,19	0,89	0,73
Cr _{ps}																				1,00	-0,15	-0,17
Pb _{pa}																					1,00	0,36
Pb _{ps}																						1,00

D'après les résultats de l'ACP et du test de corrélation, il existe des différences dans le comportement entre les variables au niveau des parties aérienne et souterraine des individus de *Phragmites communis* dans les cinq stations de prélèvement comme la bioconcentration du potassium qui est supérieure au niveau de la partie aérienne par rapport à la partie souterraine.

Selon, Pourrut *et al.* (2008), l'ion K⁺ est le seul ion dont la concentration diminue dans les racines, sans que cela n'affecte formellement sa concentration dans les parties aériennes.

D'autre part, il est important de signaler que l'accumulation du calcium est majoritaire au niveau des individus de cette espèce à l'exception de la partie

aérienne des individus des deux stations S1 et S3, ou elle est inférieure à celle du potassium.

Par ailleurs, les résultats du test de corrélation révèlent la présence de plusieurs ensembles de variables, déterminant ainsi leur comportement complexe au niveau des individus. Cela s'explique donc, soit par une spécificité pour certains éléments indispensables au dépend des éléments toxiques, soit par une accumulation à des degrés divers et d'une manière différente dans les deux organes de la plante.

A partir de cela, un premier ensemble de variables caractérisant les individus de la station S1 constitué par le $Mg_{pa/ps}$, $Cu_{pa/ps}$, $Ni_{pa/ps}$, Ca_{ps} , et Cr_{ps} , avec des corrélations importantes entre les variables Mg, Cu et Ni (r compris entre 0,67 et 0,91). En plus, la bioconcentration de ces variables dans les individus de cette espèce est autant importante dans les deux parties ($Mg_{pa/ps}$ $r=0,75$; $Cu_{pa/ps}$, $r=0,95$; $Ni_{pa/ps}$, $r=0,76$) démontrant ainsi leur translocation de la partie souterraine vers la partie aérienne (Bravin, 2008).

Par contre, la séquestration du Ca et Cr au niveau de la partie souterraine de ces individus est due à la présence du Cu pour le Ca (Ca_{ps}/Cu_{ps} ; $r=0,67$) et du Mg pour le Cr (Mg_{ps}/Cr_{ps} ; $r=0,75$). Ces résultats démontrent d'une part, la compétition de ces éléments métalliques pour les mêmes sites d'assimilation au niveau de la partie souterraine et corroborent avec ceux de Fortunati *et al.* (2005), qui ont montré que la quantité de cuivre adsorbé à la surface de la membrane plasmiques des cellules peuvent rentrer en compétition avec différents cations en particulier Ca^{2+} et Mg^{2+} . Et d'autre part, leur antagonisme apparent au niveau de la partie aérienne (Ca_{pa}/Cu_{pa} , $r=-0,89$; Mg_{pa}/Cr_{pa} , $r=-0,61$). Ce qui démontre que le Ca modifie la perméabilité des surfaces cytoplasmiques envers la présence du cuivre en bloquant son passage vers la partie aérienne et celle du Mg pour le Cr.

Samecka-Cymerman *et al.* (2000), démontrent le rôle protecteur du Mg envers les éléments traces métalliques chez les bryophytes. Tandis que, Golovatyj *et al.* (1999) ont démontré que la teneur maximale du Cr (élément toxique) se trouve généralement dans la partie souterraine de la plante ($Cr_{pa/ps}$, $r=-19$).

En outre, les individus de la station S2 ont tendance à accumuler des teneurs importantes en Cr dans la partie aérienne et Fe, Pb dans la partie souterraine.

Dans ce groupe d'individus, la bioconcentration du fer dans la partie végétative ne présente aucune corrélation avec la partie racinaire ($r=-0,45$) surtout dans un milieu riche en calcaire (Bravin, 2008).

Il en est de même pour le plomb ($r=0,36$), car d'après Peltier *et al.* (2003), Ali *et al.* (2008), la mobilité du plomb de la partie souterraine vers la partie aérienne des espèces de *Phragmites* est faible, ce qui induit une large différence de concentrations entre ces deux compartiments.

Tandis que, les individus de la station S3 sont caractérisés par une translocation importante du potassium de la partie souterraine vers la partie aérienne de la plante car le cation K^+ est le cation le plus abondant dans le cytoplasme. Son absence ou déficience affecte la photosynthèse étant donné son rôle dans l'ouverture et la fermeture des stomates. Comme il joue également un rôle d'équilibre cationique-anionique de la plante. Il contribue de façon majeure au potentiel osmotique et a un rôle pour stabiliser le pH (Niebes *et al.*, 1993).

Le K^+ est très mobile dans la plante (K_{pa}/K_{ps} , $r=0,89$) ; il intervient dans le transport des photosynthétats jusqu'aux feuilles et est impliqué dans le chargement du phloème (Marschner, 1995). Très échangeable, le K^+ joue un rôle majeur dans le transport membranaire. Il est aussi impliqué dans l'activation de plusieurs réactions enzymatiques dont celle intervenant dans la synthèse protéique (Marschner, 1995 ; Hinsinger, 1998).

En plus, des teneurs plus au moins importantes en $Zn_{pa/ps}$ et Ni_{ps} sont observées au niveau de ces individus, d'où des corrélations significatives entre K et Zn (r compris entre 0,53 et 0,80) ; K et Ni (r compris entre 0,62 et 0,84) d'une part, et d'autre part, une accumulation importante en aluminium au niveau de la partie souterraine et qui est corrélé négativement avec le K, Ni et surtout le Zinc ($r=-0,90$) qui par son antagonisme semble avoir un rôle dans la séquestration de l'aluminium dans la partie souterraine de cette espèce.

Par contre, les individus de la station S4 sont identifiés par leur accumulation du Ca et Zn au niveau des deux compartiments de la plante, $Ca_{pa/ps}$ ($r=0,89$), $Zn_{pa/ps}$ ($r=0,89$), et leur distribution spatiale (figure 35) montre clairement leur antagonisme et l'effet inhibiteur du calcium spécialement au niveau de la partie aérienne.

Par ailleurs, c'est au niveau des individus de la station S5, où la teneur en éléments traces métalliques est la plus importante, surtout au niveau de la partie aérienne pour Fe, Al, Cr, Pb, et en Mn au niveau des deux organes de la

plante, dévoilant ainsi le rôle du flux anthropique par l'élévation de ces polluants dans cette station, et de ce fait, par leur biodisponibilité toxicologique au travers des concentrations dans la partie aérienne. En plus, au niveau de ces individus un challenge complexe existe entre ces variables.

Le Fe qui est séquestré au niveau de la partie souterraine ($Fe_{pa/ps}$, corrélation non significatif, $r=-0,45$), semble joué un rôle antagoniste avec le Mn_{pa/ps} ($r=-0,72$ et $-0,74$) (Pavlovic *et al.*, 2005), ainsi qu'avec le Cu, au niveau des individus des cinq stations (r allant de $-0,86$ à $-0,93$) (Michaud *et al.*, 2008).

Par contre, un effet compétitif est observé entre le Fe_{pa} et le Mn surtout au niveau de la partie aérienne ($r=0,90$). Le même effet est observé au niveau de ce compartiment pour Al, Cr et Pb (r compris entre $0,68$ et $0,89$).

3.3.4. *Typha latifolia*

3.5.4.1. Résultats de l'accumulation des éléments chimiques dans les parties aérienne et souterraine de *Typha latifolia*

Tableau 18 : Résultats des éléments essentiels, non essentiels et toxiques accumulés au niveau des parties aérienne et souterraine de *Typha latifolia* au niveau des cinq stations (valeurs : moyennes, minimales, maximales et écart types)

Eléments chimiques (mmol/kg MS)	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
K _{pa}	130,01	27,50	331,51	133,83
K _{ps}	334,54	148,17	507,67	160,34
Ca _{pa}	523,11	363,43	679,31	135,07
Ca _{ps}	647,61	434,41	932,79	184,81
Mg _{pa}	70,43	58,88	78,80	7,64
Mg _{ps}	105,99	71,64	211,68	59,37
Fe _{pa}	14,29	7,66	21,54	6,26
Fe _{ps}	22,63	9,87	27,41	7,22
Mn _{pa}	1,90	1,14	3,36	0,87
Mn _{ps}	2,77	1,62	4,67	1,22
Zn _{pa}	0,228	0,120	0,455	0,13
Zn _{ps}	0,561	0,322	0,931	0,25
Cu _{pa}	0,221	0,140	0,279	0,05
Cu _{ps}	0,250	0,192	0,295	0,03
Ni _{pa}	0,356	0,256	0,458	0,07
Ni _{ps}	0,598	0,556	0,636	0,03
Al _{pa}	17,50	9,22	27,90	8,14
Al _{ps}	49,94	17,34	66,34	19,09
Cr _{pa}	0,043	0,020	0,063	0,01
Cr _{ps}	0,117	0,067	0,195	0,04
Pb _{pa}	0,018	0,005	0,028	0,01
Pb _{ps}	0,043	0,015	0,122	0,04

Les résultats (tableau 18, figure 36) montrent que la bioconcentration des macroéléments (K, Ca et Mg) dans l'organisme de *Thypha latifolia*, se trouve dans la partie souterraine en comparaison avec la partie aérienne.

Ainsi, les valeurs moyennes du potassium et écart type des teneurs accumulées au niveau des parties aérienne et souterraine sont de $130 \pm 133,83$ et $334,54 \pm 160,34$ mmol/kg MS. Les minimales sont de 27,50 et 148,17 mmol/kg

MS enregistrées respectivement au niveau de la station S5 pour les parties aérienne et souterraine. Les maximales sont de 331,51 et 507,67mmol/kg MS enregistrées respectivement au niveau de la station S3 pour la partie aérienne et la station S2 pour la partie souterraine.

Pour le calcium, les valeurs moyennes et écart type sont de $523,11 \pm 135,07$ et $647,61 \pm 184,81$ mmol/kg MS. Les minimales sont de 363,43 et 434,41mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S1 pour les deux parties aérienne et souterraine. Les maximales sont de 679,31 et 932,79mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S2 pour les deux compartiments de la plante.

Pour le magnésium, les valeurs moyennes et écart type sont de $70,43 \pm 7,64$ et $105,99 \pm 59,37$ mmol/kg MS. Les minimales sont de 58,88 et 71,64mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S3 pour les deux parties, aérienne et souterraine. Les maximales sont de 78,80 et 211,68mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S5 pour la partie aérienne et la station S2 pour la partie souterraine.

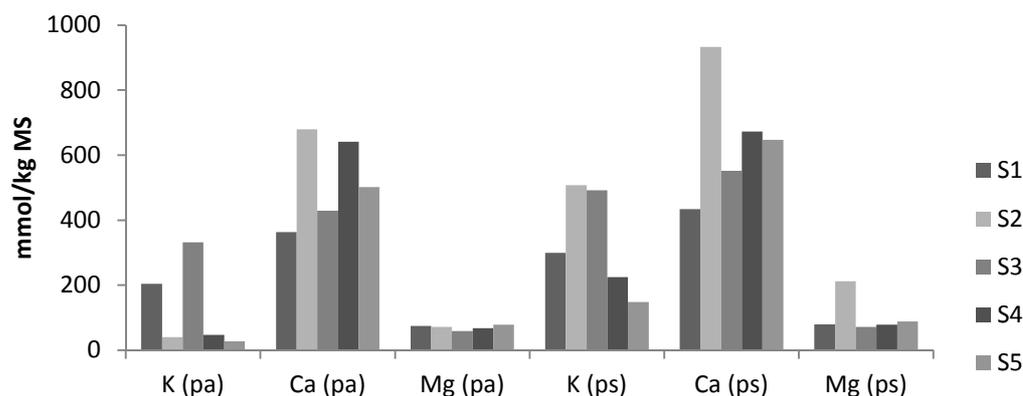


Figure 36 :Teneurs en potassium, calcium et magnésium (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de *Typha latifolia*

Par ailleurs, les résultats de la bioconcentration d'oligoéléments (Fe, Mn, Zn, Cu et Ni) illustrés dans le tableau (18) et les figures (37, 38) révèlent que les valeurs les plus élevées sont accumulées par les parties souterraines de la plante en comparaison avec les parties aériennes. Les valeurs moyennes et écart types pour le fer sont de $14,29 \pm 6,26$ et $22,63 \pm 7,22$ mmol/kg MS. Les valeurs minimales sont de 7,66 et 9,87mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S1 pour les deux parties aérienne et souterraine de la plante. Les maximales sont de 21,54 et 27,41mmol/kg MS accumulées dans les

échantillons de la station S5 pour la partie aérienne et de la station S3 pour la partie souterraine.

Pour le manganèse, les valeurs moyennes et écart types pour les deux compartiments de la plante sont de $1,90 \pm 0,87$ et $2,77 \pm 1,22$ mmol/kg MS. Les minimales atteignent les valeurs de 1,14 et 1,62 mmol/kg MS au niveau de la station S4 et les maximales avec 3,36 et 4,67 mmol/kg MS au niveau de la station S1.

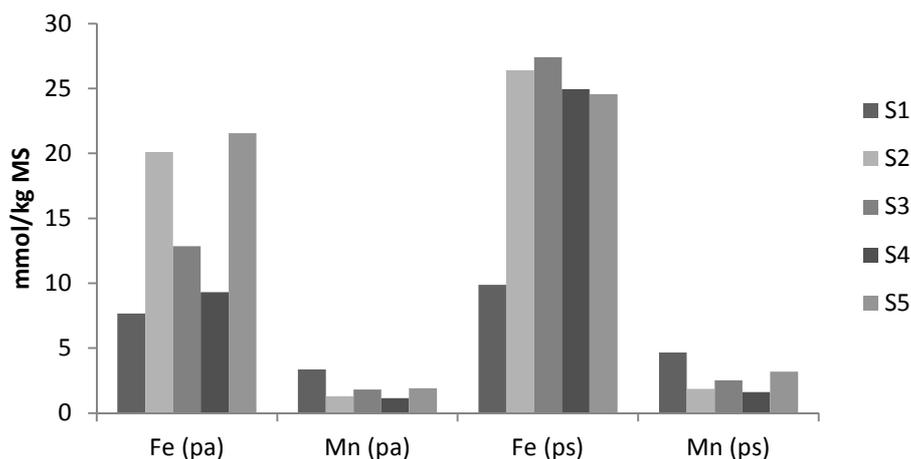


Figure 37 : Teneurs en fer et manganèse (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de *Typha latifolia*

Tandis que, pour le zinc, les valeurs moyennes et écart types sont respectivement de $0,228 \pm 0,13$ et $0,561 \pm 0,25$ mmol/kg MS pour les parties aérienne et souterraine. Les valeurs minimales sont de l'ordre 0,120 et 0,322 mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S4 pour la partie aérienne, et la station S2 pour la partie souterraine. Les maximales qui sont de 0,455 et 0,931 mmol/kg MS sont enregistrées au niveau de la station S1.

Pour le cuivre, les résultats des valeurs moyennes et écart types sont respectivement de $0,221 \pm 0,05$ et $0,250 \pm 0,03$ mmol/kg MS pour les parties aérienne et souterraine. Avec des minimales de 0,140 et 0,192 mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S1, et des maximales de 0,279 et 0,295 mmol/kg MS au niveau de la station S2 pour les deux organes de cette espèce.

Tandis que, pour le nickel les résultats des valeurs moyennes et écart types sont respectivement de $0,356 \pm 0,07$ et $0,598 \pm 0,03$ mmol/kg MS enregistrées au niveau des parties aérienne et souterraine. Les minimales sont de 0,256 et 0,556 mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S5 pour la partie aérienne et la station S1 pour la partie souterraine et les maximales de 0,458 et

0,636mmol/kg MS accumulées au niveau des échantillons de la station S2 pour la partie aérienne et la station S3 pour la partie souterraine.

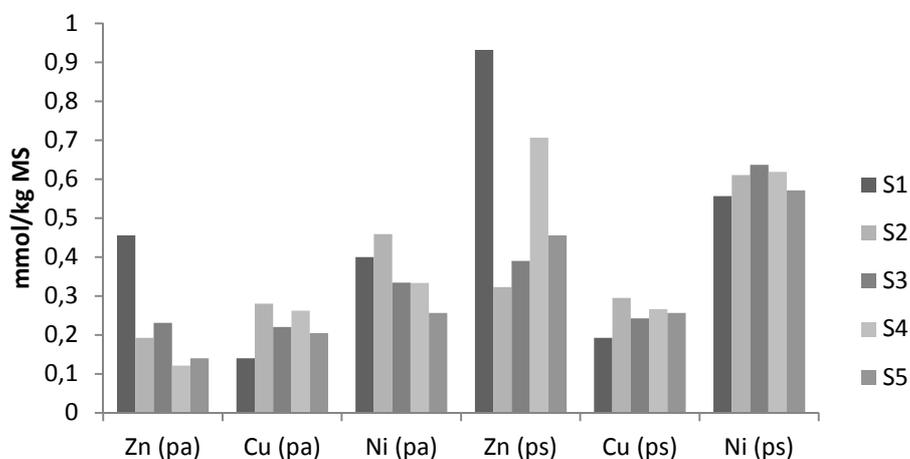


Figure 38 : Teneurs en zinc, cuivre et nickel (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de *Typha latifolia*

En outre, pour l'aluminium, les résultats (tableau 18, figure 39) révèlent de fortes teneurs accumulées surtout dans la partie souterraine de *Typha latifolia*. Et les valeurs moyennes et écart types accumulés dans les parties aérienne et souterraine sont consécutivement de $17,50 \pm 8,14$ et $49,94 \pm 19,09$ mmol/kg MS. Les minimales sont de 9,22 et 17,34 mmol/kg MS et les maximales de 27,90 et 66,34 mmol/kg MS. Les deux premières sont enregistrées au niveau de la station S2 et les deux dernières au niveau de la station S5 pour la partie aérienne et la station S3 pour la partie souterraine.

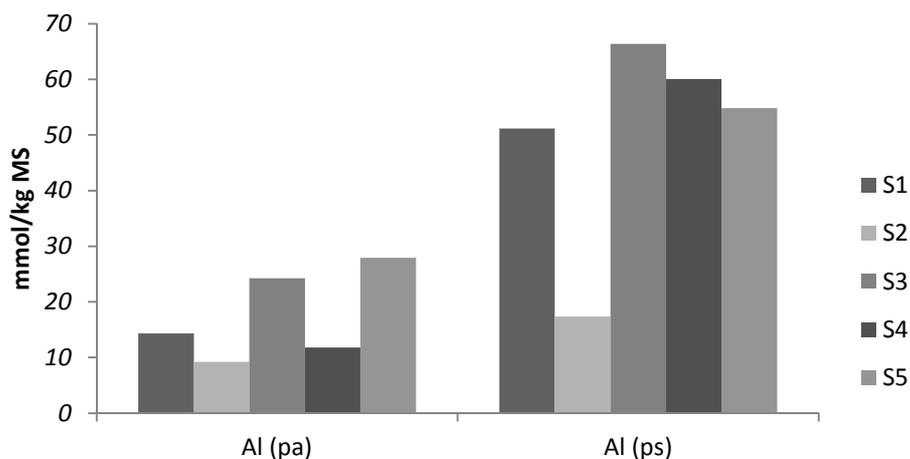


Figure 39: Teneurs en aluminium (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de *Typha latifolia*

Par ailleurs, pour les deux éléments toxiques Cr et Pb, les résultats (tableau 18, figure 40) démontrent le taux élevé du chrome au niveau de la partie souterraine de *Typha latifolia*. Et les résultats des valeurs moyennes et écart types de cet élément dans les deux compartiments de la plante sont consécutivement de l'ordre de $0,043 \pm 0,016$ et $0,117 \pm 0,49$ mmol/kg MS. Les minimales sont de 0,020 et 0,067 mmol/kg MS enregistrées au niveau des stations S3 et S5 et les maximales de 0,063 et 0,195 mmol/kg MS, accumulées au niveau des échantillons de la station S2.

Alors que, pour le plomb les valeurs moyennes et écart types sont de $0,018 \pm 0,01$ et $0,043 \pm 0,04$ mmol/kg MS. les minimales sont de 0,005 et 0,015 mmol/kg MS enregistrées au niveau de la station S1 et les maximales de 0,028 et 0,122 mmol/kg MS au niveau de la station S5 pour les deux parties aérienne et souterraine de *Typha latifolia*.

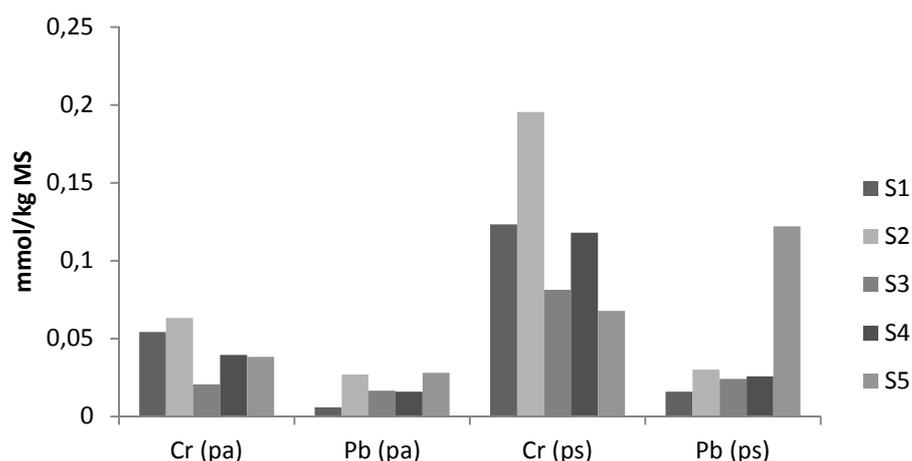


Figure 40 : Teneurs en chrome et plomb (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de *Typha latifolia*

3.3.4.2. Interprétation et discussion de l'accumulation des éléments chimiques dans les parties aérienne et souterraine de *Typha latifolia*

L'analyse de l'ACP et l'analyse de la matrice de corrélation (figure 41, tableau 19) permettent d'évaluer l'approche typologique des différentes variables sur le plan factoriel 1-2.

Ainsi, les résultats révèlent la part de variabilité définie par l'axe 1-2 de 46,30% et 25,65% ; soit un totale de 71,95%. Les différentes variables sont bien représentées sur le plan factoriel 1-2, à l'exception des variables du $K_{pa/ps}$, Fe_{pa} , Ni_{ps} , Pb_{ps} et Mg_{pa} .

L'axe 1 est défini par les variables K_{pa} , $Mn_{pa/ps}$, $Zn_{pa/ps}$ dans sa partie positive et les variables $Ca_{pa/ps}$, $Cu_{pa/ps}$, $Fe_{pa/ps}$, Ni_{ps} , et Pb_{pa} dans sa partie négative.

Tandis que, l'axe 2 est formé par les variables $Al_{pa/ps}$, Pb_{ps} dans sa partie positive et les variables $Mg_{pa/ps}$, K_{ps} , $Cr_{pa/ps}$ et Ni_{pa} dans sa partie négative.

De ce fait, la répartition de ces éléments chimiques dans les parties aérienne et souterraine de *Typha latifolia* est très complexe dévoilant le comportement des individus de cette espèce envers cette bioconcentration par l'antagonisme ou l'interaction des cations (majeurs et mineurs).

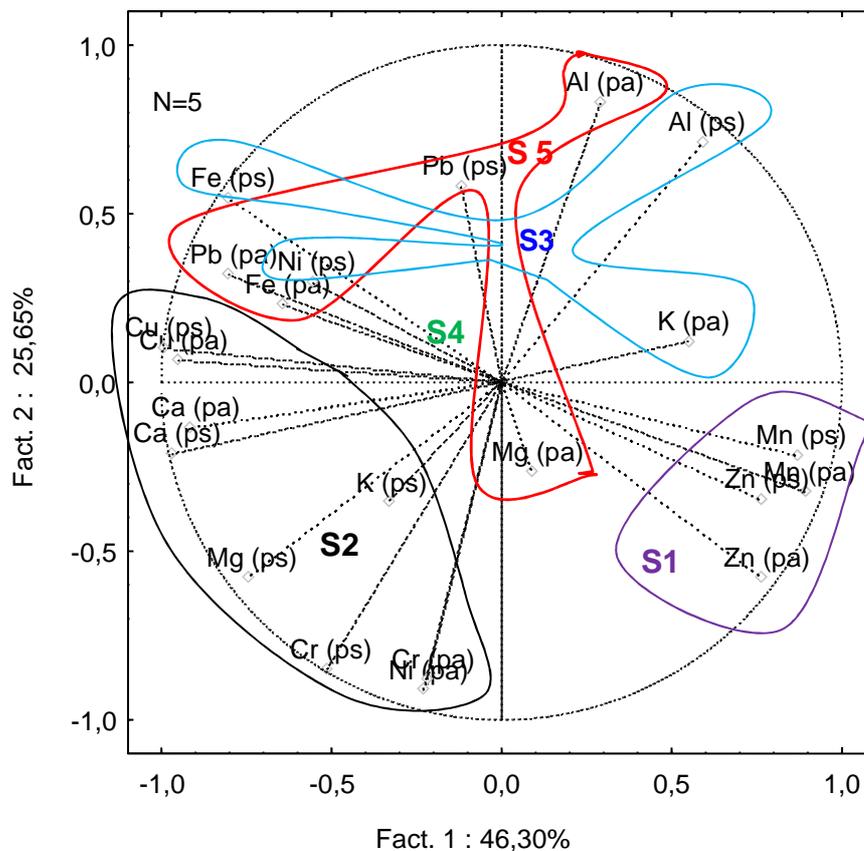


Figure 41: Analyse en composante principale de la bioconcentration des éléments chimiques (indispensables et toxiques) au niveau des parties aérienne et souterraine de *Typha latifolia*.

Tableau 19 : coefficient de corrélation de la réponse de *Typha latifolia* à la présence des éléments chimiques dans son milieu environnant (N=5 ; p<0,05)

Eléments chimiques	K _{pa}	K _{ps}	Ca _{pa}	Ca _{ps}	Mg _{pa}	Mg _{ps}	Fe _{pa}	Fe _{ps}	Mn _{pa}	Mn _{ps}	Zn _{pa}	Zn _{ps}	Cu _{pa}	Cu _{ps}	Ni _{pa}	Ni _{ps}	Al _{pa}	Al _{ps}	Cr _{pa}	Cr _{ps}	Pb _{pa}	Pb _{ps}
K _{pa}	1,00	0,49	-0,72	-0,64	-0,67	-0,45	-0,49	-0,18	0,44	0,34	0,54	0,10	-0,45	-0,59	0,04	0,26	0,29	0,49	-0,54	-0,33	-0,58	-0,48
K _{ps}		1,00	0,10	0,33	-0,60	0,53	0,05	0,27	-0,15	-0,28	0,17	-0,48	0,33	0,24	0,69	0,58	-0,30	-0,42	0,08	0,53	0,02	-0,60
Ca _{pa}			1,00	0,91	0,02	0,66	0,40	0,62	-0,86	-0,86	-0,73	-0,45	0,93	0,92	0,25	0,44	-0,52	-0,56	0,36	0,58	0,61	0,02
Ca _{ps}				1,00	0,09	0,87	0,66	0,63	-0,76	-0,74	-0,62	-0,68	0,87	0,94	0,38	0,37	-0,41	-0,77	0,45	0,67	0,77	0,10
Mg _{pa}					1,00	0,21	0,37	-0,44	0,33	0,45	0,12	0,25	-0,31	-0,08	-0,07	-0,87	-0,01	-0,38	0,62	0,10	0,24	0,58
Mg _{ps}						1,00	0,57	0,27	-0,37	-0,39	-0,17	-0,52	0,58	0,67	0,71	0,12	-0,54	-0,97	0,72	0,86	0,55	-0,09
Fe _{pa}							1,00	0,56	-0,42	-0,28	-0,54	-0,80	0,40	0,66	-0,14	-0,01	0,33	-0,49	0,14	0,08	0,95	0,71
Fe _{ps}								1,00	-0,91	-0,87	-0,88	-0,86	0,83	0,84	-0,23	0,78	0,21	-0,05	-0,40	-0,03	0,75	0,25
Mn _{pa}									1,00	0,98	0,92	0,67	-0,96	-0,92	0,08	-0,74	0,14	0,18	0,16	-0,20	-0,67	-0,11
Mn _{ps}										1,00	0,83	0,61	-0,98	-0,89	-0,06	-0,82	0,27	0,20	0,13	-0,30	-0,54	0,08
Zn _{pa}											1,00	0,63	-0,80	-0,84	0,43	-0,53	-0,17	-0,00	0,29	0,11	-0,76	-0,46
Zn _{ps}												1,00	-0,65	-0,76	0,03	-0,56	-0,28	0,33	0,19	-0,10	-0,84	-0,33
Cu _{pa}													1,00	0,95	0,19	0,73	-0,36	-0,41	0,06	0,46	0,63	-0,06
Cu _{ps}														1,00	0,11	0,55	-0,22	-0,51	0,14	0,42	0,83	0,20
Ni _{pa}															1,00	0,08	-0,82	-0,75	0,72	0,92	-0,19	-0,71
Ni _{ps}																1,00	-0,10	0,10	-0,47	0,10	0,20	-0,38
Al _{pa}																	1,00	0,60	-0,72	-0,88	0,24	0,69
Al _{ps}																		1,00	-0,86	-0,89	-0,43	0,09
Cr _{pa}																			1,00	0,82	0,06	-0,16
Cr _{ps}																				1,00	0,10	-0,50
Pb _{pa}																					1,00	0,66
Pb _{ps}																						1,00

Ainsi, les résultats mettent en évidence un effet inhibiteur entre K/Mg et K/Ca surtout au niveau des parties aériennes (r compris entre -0,67 et -0,72).

Selon, Marshner, 1986, le calcium n'est pas un élément toxique pour la plante, même à des concentrations élevées ; il joue en effet un rôle important dans la régulation des échanges ioniques entre les racines et leur milieu. En outre, la présence du magnésium dans les plantes est indispensable et diminue l'absorption excessive de potassium (Hopkins, 2003).

Et d'après, Soltner (2005), même si cet antagonisme n'est pas suffisamment intense pour créer des carences en Mg, Ca, et Br, la réduction de la teneur en ces éléments peut avoir des conséquences importantes sur l'alimentation de l'animale qui consomme ces végétaux. Comme la tétanie d'herbage en particulier. Cette dernière a pour cause de favoriser un excès de potassium par rapport au magnésium.

D'autre part, l'absorption des éléments par la plante démontre qu'il existe une corrélation positive entre les bioconcentrations des parties aérienne et souterraine de *Typha latifolia*, surtout, pour le Ca ($r=0,91$), Mn ($r=0,98$), Cu ($r=0,95$), Fe ($r=0,56$), Zn ($r=0,63$), Al ($r=0,60$), Cr ($r=0,82$) et Pb ($r=0,66$), démontrant ainsi, leur translocation des parties souterraines vers les parties aériennes.

Selon, Puig *et al.* (2007) et Bravin (2008), Une fois prélevés, les métaux se redistribuent dans la plante par l'intermédiaire de transporteurs plus au moins spécifiques, de manière à maintenir l'homéostasie et un fonctionnement adéquat de la plante.

Par contre, des corrélations non significatives sont observées entre ces deux parties pour le K, Mg et Ni ($r=0,49$; $0,21$; $0,08$), démontrant ainsi leur séquestration au niveau des parties racinaires.

Zhang *et al.* (2001) ont observé une diminution du flux d'absorption du nickel suite à l'augmentation de l'activité de calcium ou à la diminution du pH en solution, ce qui a été expliqué par une diminution de l'activité de nickel dans le compartiment apoplasmique.

En outre, une compétition entre K_{ps}/Mg_{ps} , $r=0,53$ et $K_{ps}/Ni_{pa,ps}$; $r=0,69$; $0,58$ est observée.

Par ailleurs, la réponse des individus au niveau des cinq stations aux différentes concentrations métalliques révèle une bioconcentration importante en zinc et surtout en manganèse dans les parties aérienne et souterraine des individus de la station S1 (r compris entre $0,61$ et $0,92$) et leur corrélation négative (antagonisme) avec les autres éléments, spécialement le calcium et le cuivre (r allant de $-0,62$ à $-0,98$).

Alors que, les individus de la station (S2) ont tendance à accumuler des teneurs élevées en Ni dans la partie aérienne, et en Ca, Cu dans les deux compartiments de la plante, et semblent séquestrer dans leurs parties souterraines un taux important en Mg et K

Tandis que, chez les individus de la station (S3) en plus, de leur accumulation dans les parties souterraines du Fe, Ni et Al. Et contrairement aux autres individus, des teneurs importantes en K sont enregistrées au niveau de la partie aérienne.

D'autre part, les individus de la station (S4) ont tendance à accumuler des teneurs moyennes à faibles pour l'ensemble des éléments analysés.

Par contre, les individus de la station (S5), accumulent des teneurs importantes en Pb dans les deux parties et du Mg, Fe, Al dans la partie aérienne seulement.

Finalement, le comportement des individus de cette espèce envers la présence de ces cations dans leur milieu environnant, constitue un facteur de contrôle important de la biodisponibilité des éléments métalliques dans le milieu aquatique d'une part. Et d'autre part, les interactions entre les cations majeurs et les éléments traces dans cette espèce révèlent leur compétition vers les mêmes sites actifs.

D'autre part, la présence d'une concentration importante en éléments traces métalliques dans la partie aérienne révèle que la partie souterraine de cette plante joue un rôle important dans l'absorption ou l'adsorption d'éléments toxiques de son milieu environnant (eau, sédiment).

D'après Bravin (2008), le flux de prélèvement des métaux par les plantes, la biodisponibilité environnementale, intègrent deux processus distincts, et les flux correspondants : l'adsorption des métaux dans l'apoplasme racinaire et à la surface des membranes plasmiques et l'absorption des métaux à travers des membranes plasmiques.

Toujours, selon Bravin (2008), plusieurs travaux ont démontré que la matrice intercellulaire dans la Racine, le compartiment apoplasmique se subdivise en trois couches successives : la lamelle moyenne, le premier manteau cellulaire et le second manteau cellulaire, ce dernier étant en contact avec la membrane plasmique (Sattelmacher, 2001). Cette matrice est principalement constituée de cellulose, d'hémicellulose, de pectines et de protéines. L'apoplasme racinaire présente la particularité d'être chargé négativement, ce qui est principalement dû à la prédominance des fonctions carboxyliques dans la lamelle moyenne et le premier manteau cellulaire (Marschner, 1995). Le compartiment apoplasmique présente une constante d'acidité (pK_a) de 3-3,6 et, en conséquence, plus de 80% des groupements fonctionnels sont dissociés pour des pH supérieurs à 4-4,5 Cette propriété confère à l'apoplasme racinaire la capacité d'adsorber les cations métalliques, soit sous forme d'interactions électrostatiques (Dufey *et al.*, 2001), soit sous forme d'adsorption spécifique comme cela peut être le cas pour Cu (Allan & Jarrell, 1989 ; Sattelmacher, 2001).

3.4. Résultats des paramètres physiologique et biochimique des quatre espèces

3.4.1. *Chlorella* sp.

Tableau 20: résultats des paramètres physiologique et biochimique de *Chlorella* sp. (valeur : moyenne, minimale, maximales et écart type)

Paramètres	Unités	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
Chl <i>a</i>	$\mu \text{ g}^{-1}\text{gMF}$	159,85	148,63	178,40	11,04
Chl <i>b</i>	$\mu \text{ g}^{-1}\text{gMF}$	49,06	38,28	67,65	11,04
Chl (<i>a+b</i>)	$\mu \text{ g}^{-1}\text{gMF}$	208,91	195,38	246,05	21,06
Chl <i>a/b</i>		3,34	2,63	4,10	0,54
AAT	$\text{g}100^{-1}\text{gMF}$	5,79	5,01	6,78	6,48

3.4.1.1a. Teneurs en Chlorophylles *a*, *b*, (*a+b*) et rapport Chl *a/b* de *Chlorella* sp.

Les résultats des teneurs en chlorophylles *a*, *b* et chlorophylle totale (*a+b*), ainsi que le rapport en chlorophylle *a/b* dans l'organisme de *Chlorella* sp. (Tableau 20, figures 42 et 43) montrent que la valeur moyenne et écart type de la chlorophylle *a* sont de $159,85 \pm 11,04 \mu\text{g g}^{-1} \text{MF}$, la minimale et la maximale sont de 148,63 et $178,40 \mu\text{g g}^{-1} \text{MF}$ enregistrées respectivement au niveau des stations S1 et S2.

Alors que, la valeur moyenne et écart type de la chlorophylle *b* sont de $49,06 \pm 11,04 \mu\text{g g}^{-1} \text{MF}$. La teneur maximale est de $67,65 \mu\text{g g}^{-1} \text{MF}$ enregistrée au niveau de la station S2, et la minimale de $38,28 \mu\text{g g}^{-1} \text{MF}$ enregistrée au niveau de la station S4.

Egalement, pour la teneur en chlorophylle totale (*a+b*), c'est au niveau des stations S2 et S4 que la maximale et la minimale sont enregistrées avec 246,05 et $195,46 \mu\text{g g}^{-1} \text{MF}$.

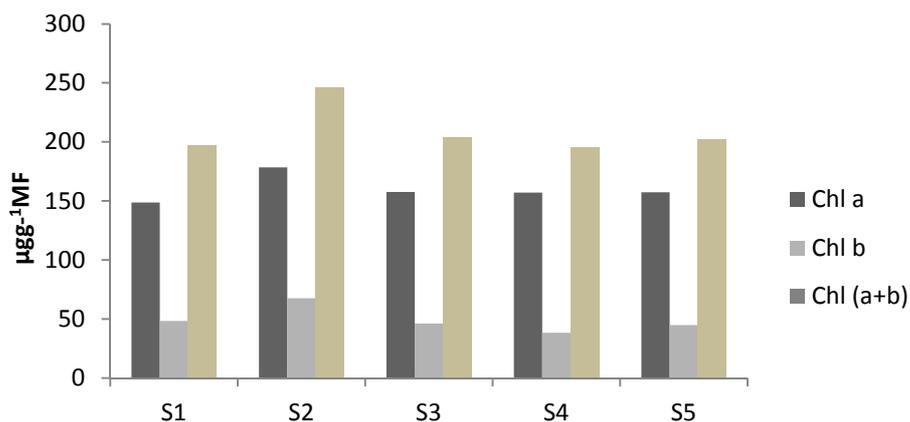


Figure 42: Teneurs en chlorophylles *a*, *b* et (*a+b*) de *Chlorella sp.*

Pour le rapport de chlorophylle *a/b*, la valeur moyenne est de $3,34 \pm 0,54$. Les variations du plus faible au plus élevé sont de 2,63 et 4,10 enregistrés consécutivement au niveau des stations S2 et S4.

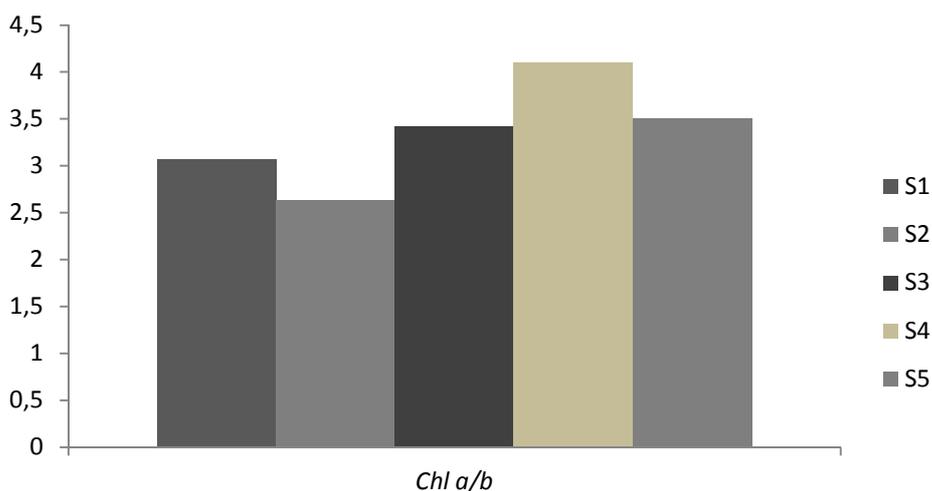


Figure 43 : Rapport chlorophylles *a/b* de *Chlorella sp.*

3.4.1.1b. Taux des acides aminés totaux de *Chlorella sp.*

Les résultats des acides aminés totaux (tableau 20, figure 44) révèlent que, la valeur moyenne et écart type sont de $5,79 \pm 0,64$ g/100g MF, les valeurs minimale et maximale sont de 5,01 et 6,78 g/100g MF enregistrées respectivement au niveau des stations S3 et S5.

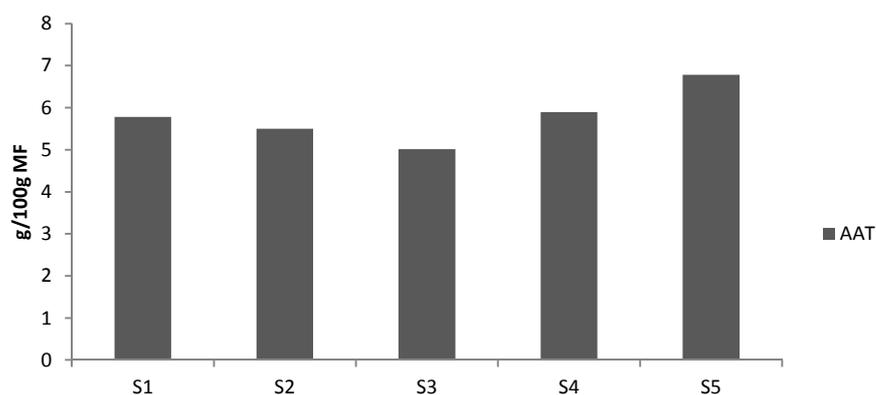


Figure 44: Taux des acides aminés totaux de *Chlorella sp.*

3.4.1.1c. Taux des acides aminés libres de *Chlorella sp.*

Tableau 21: Résultats du taux des acides aminés libres de *Chlorella sp.* (valeur : moyenne, minimale, maximale et écart type)

Acides aminés libres g/100g MF	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
Asp	0,721	0,621	0,844	0,08
Thr	0,313	0,273	0,374	0,03
Ser	0,306	0,260	0,356	0,03
Glu	0,868	0,748	1,012	0,09
Pro	0,262	0,241	0,301	0,02
Gly	0,387	0,351	0,455	0,04
Ala	0,450	0,394	0,523	0,04
Cys.Cys	0,036	0,020	0,050	0,01
Val	0,374	0,340	0,453	0,04
Met	0,118	0,107	0,130	0,01
Ile	0,268	0,226	0,316	0,03
Leu	0,464	0,392	0,531	0,05
Tyr	0,196	0,162	0,243	0,03
Phe	0,277	0,234	0,331	0,03
His	0,106	0,094	0,125	0,01
Lys	0,338	0,281	0,387	0,03
Arg	0,307	0,263	0,362	0,03

Les résultats du dosage des acides aminés libres dans *Chlorella sp.* (tableau 21, figure 45) montrent que le taux le plus élevé est celui de l'acide glutamique avec une valeur moyenne et écart type de $0,868 \pm 0,09$ g/100g MF, les valeurs

minimale et maximale sont de 0,748 et 1,012 g/100g MF enregistrées respectivement au niveau des stations S3 et S5. Alors que, le plus faible est celui de la cystine avec une valeur moyenne et écart type de $0,036 \pm 0,012$ g/100g MF, les valeurs minimale et maximale sont de 0,020 et 0,050 g/100g MF enregistrées respectivement au niveau des stations S2 et S4.

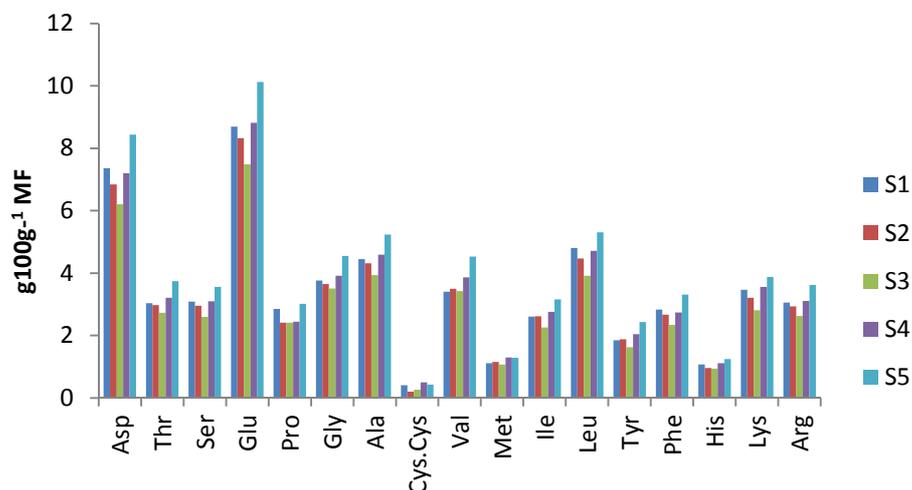


Figure 45: Taux des acides aminés libres de *Chlorella sp.*

3.3.1.2. Interprétation et discussion des résultats des indicateurs de stress au niveau de *Chlorella sp.*

Tableau 22: Test de corrélation de l'effet des éléments métalliques sur les paramètres physiologique et biochimique de *Chlorella sp.* (N=5; $p < 0,05$)

Espèces chimiques	Chl <i>a</i>	Chl <i>b</i>	Chl T (<i>a+b</i>)	Chl <i>a/b</i>	AAT
Mg	0,60*	0,29	0,47	-0,10	0,05
Al	0,19	-0,26	-0,04	0,45	0,32
K	0,62*	0,15	0,40	0,16	0,31
Ca	-0,40	0,15	-0,13	-0,45	-0,29
Cr	0,11	-0,36	-0,13	0,55*	0,53*
Mn	0,17	-0,10	0,03	0,19	-0,42
Fe	0,15	-0,21	-0,03	0,33	0,14
Ni	0,62*	0,29	0,48	-0,08	0,31
Co	0,27	-0,20	0,04	0,42	0,50*
Cu	-0,12	-0,58	-0,37	0,71*	0,23
Zn	-0,26	-0,73*	-0,52*	0,85*	0,17
Pb	0,24	-0,15	0,05	0,33	0,69*

3.4.1.2a. Effet des éléments métalliques sur les Chl *a*, *b*, (*a+b*), rapport de Chl *a/b* et acides aminés totaux de *Chlorella sp.*

Les résultats du test de corrélation représentés dans le tableau (22) relatent que l'effet des éléments métalliques sur le processus métabolique de *Chlorella sp.* se traduit par un effet positif du Mg et surtout celui du K et Ni sur la Chl *a* ($r=0,62$).

Le Mg est un constituant de la chlorophylle et une grande partie de cet élément est généralement localisée au niveau du chloroplaste (Luttge et Higinbotham, 1979). Et comme le Ni est un élément compétiteur du Mg (Briat & le Brun, 1999) peut rentrer en compétition avec celui-ci au niveau des différents sites d'assimilation du système photosynthétique.

Tandis que, l'ion K^+ exerce un rôle d'activateur de nombreuses enzymes, en particulier celles impliquées dans la photosynthèse (Hopkins, 2003).

Par contre, ce test démontre l'inhibition de la Chl *b* par la présence du cuivre et spécialement celle du zinc ($r=-0,73$) et celle de la chlorophylle totale, Chl (*a+b*) par la présence du Zn ($r=-0,52$). Cependant l'élévation du rapport Chl *a/b* est due à la présence du Cr, Cu et surtout celle du Zn ($r=0,85$).

Généralement, une altération structurale de la membrane des tylakoides de *Chlorella sp.* ainsi qu'une inhibition de la photosynthèse sont observées suite à une exposition prolongée des algues à de fortes concentrations en Cu (Wong *et al.*, 1994, Cid *et al.*, 1995).

D'après Fargasova (2001), un effet inhibiteur de la Chl *a* et caroténoïde est surtout causé par la présence du Cd et Cu. Par contre, le taux de Chl *b* diminue d'une manière plus importante que la Chl *a* en présence du Cd, Zn, Cu, et Pb et de ce fait, le rapport Chl *a/b* augmente sous l'effet de ces éléments (Slaveykova & Wilkison, 2002).

Par ailleurs, l'élévation des acides aminés totaux est due à la présence du chrome, cobalt et surtout à celle du plomb ($r=0,69$).

Cette élévation du taux des acides aminés totaux en présence d'un excès d'éléments métalliques et plus précisément de polluants serait une forme de résistance ou de protection envers ce stress environnant (Kamal *et al.*, 2004).

3.4.1.2b. Effet des éléments métalliques sur le processus des acides aminés libres de *Chlorella sp.*

Tableau 23 : Test de corrélations de l'effet des éléments métalliques sur les acides aminés libres de *Chlorella sp.* (N=5; p <0,05)

Eléments métalliques	Asp	Thr	Ser	Glu	Pro	Gly	Ala	Cys.Cys	Val	Met	Ile	Leu	Tyr	Phe	His	Lys	Arg
Mg	-0,02	0,17	-0,00	0,04	-0,17	0,22	0,09	-0,50	0,40	0,12	0,13	-0,13	0,21	0,03	-0,04	-0,17	0,07
Al	0,23	0,45	0,24	0,30	-0,01	0,51	0,36	0,04	0,70	0,50	0,36	0,10	0,47	0,23	0,35	0,13	0,32
K	0,21	0,42	0,27	0,30	-0,18	0,42	0,36	-0,15	0,61	0,56	0,43	0,15	0,50	0,24	0,22	0,17	0,32
Ca	-0,18	-0,42	-0,23	-0,27	0,20	-0,43	-0,34	-0,05	-0,65	-0,63	-0,39	-0,10	-0,47	-0,18	-0,28	-0,17	-0,29
Cr	0,43	0,64	0,45	0,50	0,12	0,68	0,57	0,27	0,84	0,71	0,57	0,33	0,66	0,42	0,55	0,38	0,52
Mn	-0,48	-0,30	-0,51	-0,45	-0,43	-0,21	-0,39	-0,43	-0,01	-0,24	-0,42	-0,62	-0,30	-0,48	-0,36	-0,61	-0,43
Fe	0,06	0,27	0,05	0,11	-0,04	0,35	0,18	-0,13	0,54	0,24	0,16	-0,09	0,27	0,07	0,17	-0,09	0,14
Ni	0,24	0,41	0,27	0,30	-0,00	0,44	0,35	-0,33	0,59	0,35	0,40	0,14	0,47	0,29	0,19	0,11	0,33
Co	0,40	0,62	0,43	0,48	0,07	0,64	0,54	0,14	0,81	0,68	0,57	0,31	0,65	0,41	0,49	0,34	0,50
Cu	0,13	0,35	0,12	0,19	-0,04	0,42	0,26	0,26	0,61	0,47	0,23	0,01	0,35	0,10	0,35	0,08	0,21
Zn	0,07	0,28	0,06	0,13	-0,10	0,34	0,20	0,39	0,52	0,48	0,16	-0,03	0,27	0,02	0,33	0,07	0,15
Pb	0,61	0,78	0,64	0,68	0,28	0,80	0,73	0,22	0,92	0,76	0,75	0,53	0,82	0,63	0,65	0,54	0,70

Comme l'indique les résultats du test de corrélation de *Chlorella sp.* (tableau 23), l'effet du chrome et surtout celui du plomb était apparent sur tous les acides aminés pris en considération dans cette étude (r compris entre 0,53 et 0,92) à l'exception de la proline et la cystine ou le test s'est révélé non significatif.

Par ailleurs, l'effet des cations se traduit par l'inhibition de la synthèse de la cystine par la présence du magnésium (r=-0,50), celle de la valine et la méthionine par le calcium (r=-0,65, -0,63). Alors que, la synthèse de ces deux dernier, ainsi que celle de la tyrosine est stimulé par la présence du potassium (r compris entre 0,50 et 0,61).

Pour les oligoéléments, le test se traduit par un effet négatif du manganèse sur la serine, la lysine et surtout la leucine (r=-0,62), et un effet positif du fer, nickel, zinc et spécialement du cuivre sur la valine (r=0,61). Cet effet significatif est également observé en présence de l'élément bénéfique le Co sur la thréonine, glycine, alanine, valine, méthionine, isoleucine, tyrosine, arginine (r compris entre 0,50 et 0,81).

Pour l'élément non essentiel l'Al, ce test se traduit par son effet positif sur la glycine, la méthionine et spécialement la valine (r=0,70).

L'éventail de l'action des éléments métalliques sur les acides aminés libres au niveau des différents processus métaboliques de *Chlorella* sp. est très complexe.

Tout en sachant qu'ils sont indispensables à la nutrition de tout organisme vivant puisqu'ils constituent les unités structurales des protéines.

En effet, en présence de stress très variés certains végétaux sont capables d'induire certains métabolites de défense comme l'accumulation des acides aminés.

Et selon ces résultats, les deux acides aminés impliqués beaucoup plus dans ce phénomène d'accumulation seraient la valine et la méthionine.

Le parcours réactionnel de synthèse de ces deux acides aminés est la glycolyse située au niveau du cytosol dont l'une de ces réactions aboutit à la formation du pyruvate qui est le précurseur de synthèse de la valine. Et au niveau du cycle citrique (mitochondrie) qui aboutit à la formation de l'oxaloacétate précurseur de la biosynthèse de l'acide aspartique et dont la méthionine est l'un de ces dérivés. Ceci s'explique par le transport de ces éléments via le cycle du métabolisme respiratoire de cette espèce.

Selon, Remon et al. (2006), dans la cellule, les métaux ayant pénétré dans le cytoplasme sont pris en charge par diverses molécules afin de stocker ou d'éviter tout dommage cellulaire.

Cependant, une inhibition de la synthèse de certains acides aminés (cystine, serine, valine et méthionine) en présence des éléments Ca, Mg et Mn est observée. Traduisant ainsi des perturbations au niveau des différents métabolites parmi eux, celui du 3-phospho-D-glycerate issus du cycle de Calvin (photosynthèse; chloroplaste) et de la photorespiration (peroxysome, mitochondrie) et celui du pyruvate (cycle de la glycolyse; cytosol) et de l'oxaloacétate (cycle citrique; mitochondrie).

D'après Moffett (1997), dans les milieux pollués, la synthèse de certains ligands protecteurs apparaît comme faible par rapport au temps de mélange des eaux en particulier lorsqu'il ya un apport (anthropique) continu en métaux. La saturation de ce type de ligands dans un milieu naturel pourrait être un indicateur du «dépassement» du système de défense des organismes et donc d'un effet toxique. En compétition des métaux traces avec les autres cations pour les la compléxation aux sites de surfaces des cellules (ex. : Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , H^+). Les sites de surface de cellules sont considérés comme des ligands avec des constantes de compléxation données (Di Toro et al., 1999).

3.4.2. *Lemna minor*

Tableau 24 : Résultats des paramètres physiologique et biochimique de *Lemna minor* (valeur : moyenne, minimale, maximale et écart type)

Paramètres	Unités	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
Chl a	$\mu \text{ gg}^{-1}\text{MF}$	382,02	356,00	447,61	37,37
Chl b	$\mu \text{ gg}^{-1}\text{MF}$	137,00	86,27	262,59	71,65
Chl (a+b)	$\mu \text{ gg}^{-1}\text{MF}$	519, 03	710,20	458, 27	107,97
Chl a/b		3,16	1,70	4,31	0,96
AAT	$\text{g } 100\text{g}^{-1}\text{MF}$	16,70	13,16	22,61	3,51

3.4.2.1a. Teneurs en Chlorophylles *a*, *b*, (*a+b*) et rapport Chl *a/b* de *Lemna minor*

Pour les teneurs en chlorophylles *a*, *b* et (*a+b*), ainsi que, le rapport en chlorophylles *a/b* dans l'organisme de *Lemna minor*, les résultats (Tableau 24, figures 46 et 47) montrent que, les valeurs moyennes et écart types de la chlorophylle *a* et *b* sont respectivement de $382,02 \pm 37,37$ et $137,00 \pm 71,65 \mu\text{gg}^{-1} \text{MF}$.

Tandis que, pour l'évolution des chlorophylles *a* et *b* de l'espèce *Lemna minor*, au niveau des stations d'étude, les concentrations sont décroissantes en comparaison avec celles de la station S1, ou les valeurs maximales atteignent $447,61$ et $262,59 \mu\text{gg}^{-1} \text{MF}$. Alors que, les minimales sont de $356,00$ et $86,27 \mu\text{gg}^{-1} \text{MF}$, enregistrées respectivement au niveau des stations S2 et S4.

Pour la teneur de chlorophylle totale (*a+b*), la valeur moyenne et écart type sont de $519, 03 \pm 107,97 \mu\text{gg}^{-1} \text{MF}$.

Pour son évolution dans les individus de cette espèce au niveau des cinq stations d'étude, les résultats révèlent une élévation au niveau de la station S1, avec $710,20 \mu\text{gg}^{-1} \text{MF}$ et une fluctuation à partir de la deuxième station et surtout au niveau de la station S4 avec $458, 27 \mu\text{gg}^{-1} \text{MF}$.

Tandis que, le rapport en chlorophylle *a/b*, le plus faible pour cette espèce est de 1,7 et le plus élevé de 4,31 tous les deux enregistrés d'une manière respective au niveau des stations S1 et S4.

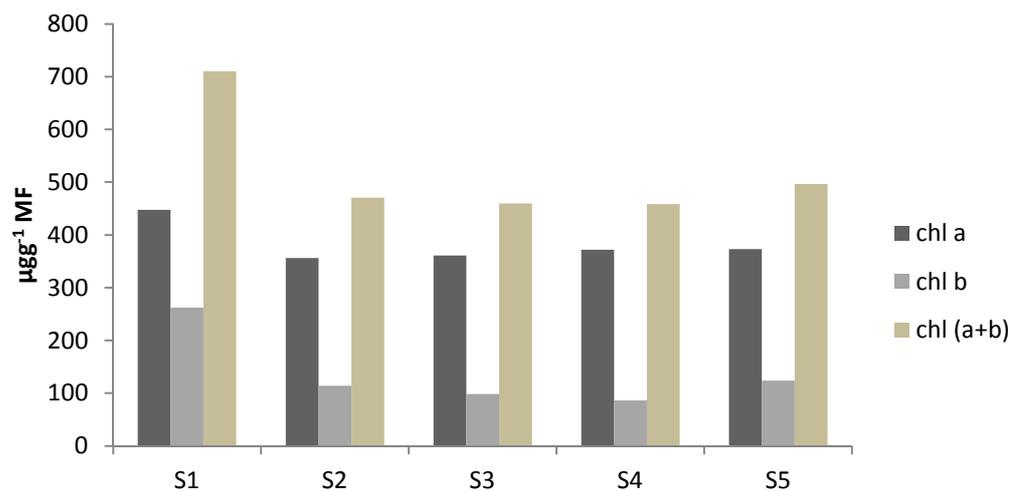


Figure 46 : Teneurs en chlorophylles *a*, *b* et (*a+b*) de *Lemna minor*

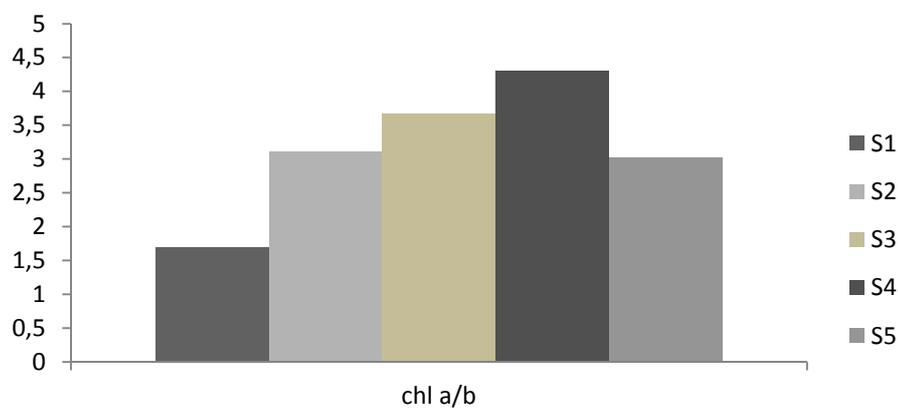


Figure 47 : Rapport Chl *a/b* de *Lemna minor*

3.4.2.1b. Taux des acides aminés totaux de *Lemna minor*

Pour les acides aminés totaux, les résultats (tableau 24, figure 48) révèlent que, la valeur moyenne et écart type sont de $16,70 \pm 3,51 \text{ g } 100 \text{ g}^{-1}$ MF, les valeurs maximale et minimale sont de 22,61 et 13,16 $\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$ MF enregistrées respectivement au niveau des stations S1 et S2.

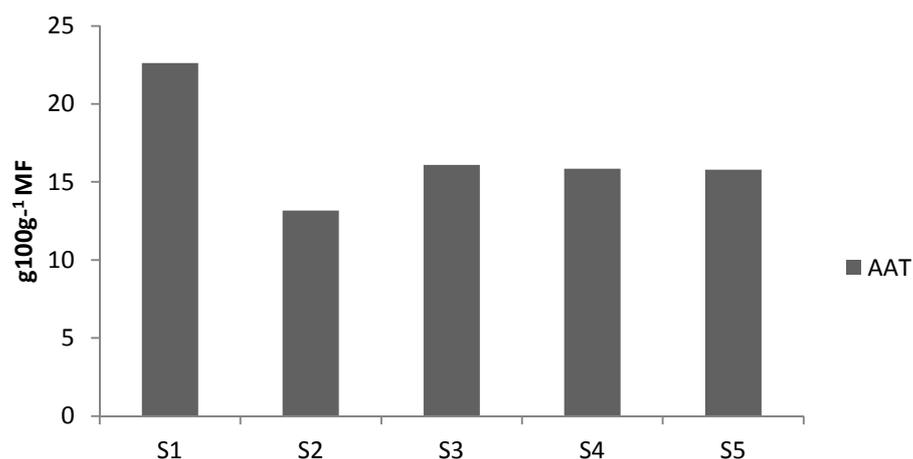


Figure 48 : Taux des acides aminés totaux de *Lemna minor*

3.4.2.1c. Taux des acides aminés libres de *Lemna minor*

Tableau 25 : Résultats du taux des acides aminés libres de *Lemna minor* (valeur : moyenne, minimale, maximale et écart type).

Acides aminés libres g/100g MF	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
Asp	2,52	2,06	3,23	0,45
Thr	0,847	0,699	1,15	0,17
Ser	0,87	0,70	1,19	0,19
Glu	2,53	1,98	3,41	0,53
Pro	0,789	0,666	1,07	0,16
Gly	1,00	0,826	1,36	0,20
Ala	1,12	0,862	1,58	0,27
Cys-Cys	0,139	0,086	0,205	0,04
Val	1,022	0,789	1,45	0,25
Met	0,269	0,180	0,412	0,08
Ile	0,715	0,536	1,05	0,19
Leu	1,33	1,031	1,92	0,33
Tyr	0,474	0,341	0,706	0,14
Phe	0,770	0,559	1,17	0,23
His	0,333	0,239	0,509	0,10
Lys	0,942	0,669	1,40	0,28
Arg	0,961	0,719	1,33	0,23

Les résultats du dosage des acides aminés libres dans *Lemna minor* (tableau. 25, figure 49) montrent que le taux le plus élevé est celui de l'acide glutamique avec une valeur moyenne et écart type de $2,53 \pm 0,53$ g/100g MF, la valeur

minimale est de 1,98 g/100g MF enregistrée au niveau de la station S2 et la maximale de 3,41g/100g MF enregistrée au niveau des stations S1.

Par Ailleurs, le plus faible taux de ces acides aminés est celui de la cystine avec une valeur moyenne et écart type de $0,139\pm 0,04$ g/100g MF, les valeurs minimale et maximale sont de 0,086 et 0,205g/100g MF enregistrées respectivement au niveau des stations S2 et S1.

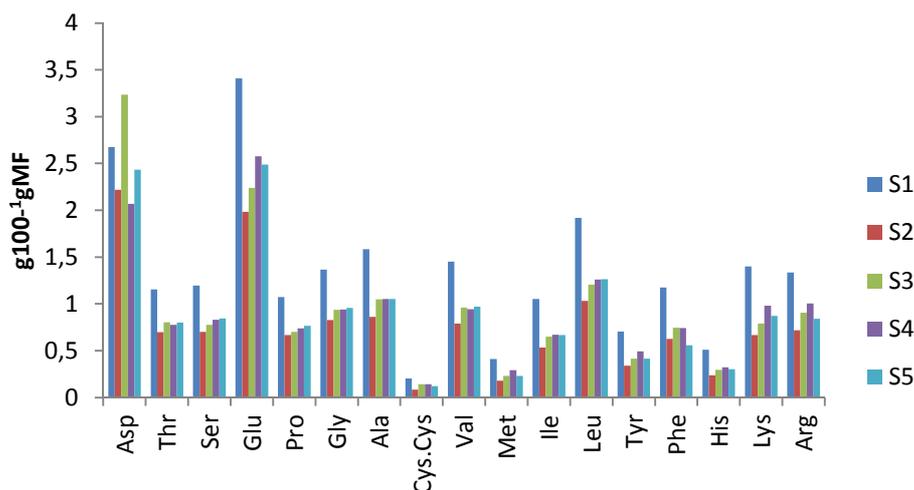


Figure 49 : Taux des acides aminés libres de *Lemna minor*

3.4.2.2. Interprétation et discussion des résultats des indicateurs de stress au niveau de *Lemna minor*.

Tableau 26 : Test de corrélation de l'effet des éléments métalliques sur les paramètres physiologique et biochimique de *Lemna minor* (N=5; $p < 0,05$).

Eléments métalliques	Chl a	Chl b	Chl a/b	Chl T (a+b)	AAT
K*	0,81	0,84	-0,75	0,84	0,87
Ca	-0,21	-0,17	-0,02	-0,19	-0,28
Mg*	0,73	0,79	-0,81	0,78	0,79
Fe	-0,64*	-0,49	0,36	-0,55*	-0,59*
Mn*	-0,92	-0,96	0,86	-0,96	-0,83
Zn*	-0,81	-0,81	0,75	-0,82	-0,66
Cu*	-0,78	-0,77	0,71	-0,78	-0,61
Ni*	-0,98	-0,97	0,88	-0,99	-0,94
Co*	-0,99	-0,98	0,84	-0,99	-0,97
Al*	-0,78	-0,82	0,68	-0,81	-0,70
Cr*	-0,93	-0,93	0,86	-0,94	-0,94
Pb	-0,72*	-0,68*	0,49	-0,70*	-0,60*

3.5.2.2a. Effet des éléments métalliques sur les Chl *a*, *b*, (*a+b*), rapport de Chl *a/b* et acides aminés totaux de *Lemna minor*

Les résultats du test de corrélation des paramètres physiologique et biochimique de *Lemna minor* (tableau 26), démontrent un effet positif des cations majeurs K et Mg sur ces deux processus (r compris entre 0,73 et 0,87) à l'exception du rapport Chl *a/b* ou ce test s'est révélé négatif (r compris entre -0,75 et -0,81). Par contre ce test est non significatif en présence du Ca.

Parmi les ions minéraux, les deux cations K^+ et Mg^{2+} sont bien représentés dans le transport de la sève élaborée au niveau du phloème car avec les ions phosphates ($H_2PO_4^-$, HPO_4^{2-}) ils peuvent migrer facilement avec les substances assimilées; d'autres tels Ca^{2+} , ne sont pratiquement pas mobiles, car ils forment des sels peu solubles. Ainsi ils ne peuvent se déplacer dans le phloème et être repartis dans les divers organes (Richter, 1993).

Pour les oligoéléments, le test s'est révélé négatif sur ces deux processus (r compris entre -0,55 et -0,99), à l'exception du rapport Chl *a/b* ou le test était positif (r allant de 0,68 à 0,88) et non significatif pour le Fe sur la Chl *b* et Chl *a/b*.

Le même effet est observé pour les éléments non essentiels Al et Co, ainsi que, les deux éléments toxiques Cr et Pb à l'exception du Pb sur le rapport Chl *a/b*.

Selon Kamal *et al.*, (2004), les espèces de la lentille d'eau sont affectées par des doses élevées en Cd, Cu, Ni et Zn. Ces effets toxiques se traduisent morphologiquement par des nécroses et jaunissement entraînant ainsi une baisse de la chlorophylle dévoilant ainsi l'altération du système photosynthétique.

Aussi, les travaux de Hegazy *et al.* (2009) sur la lentille d'eau *Lemna gibba*, démontrent le déclinement de la Chl *a*, *b* et Chl totale (*a+b*) chez cette plante en présence de concentrations élevées en Cr, Cu, Pb et Zn.

Tandis que, Radic *et al.* (2009) trouvèrent le même effet en présence du Zn mais un effet non significatif en présence d'Aluminium.

Pour l'effet du Fe et Mn sur le processus métabolique de *Lemna minor*, tout en sachant que le premier joue un rôle dans la formation de la chlorophylle. Il est aussi présent dans la structure de plusieurs enzymes qui participent dans les processus d'oxydoréductions d'une part, et d'autre part, joue le rôle d'activateur de certaines enzymes qui participent dans le cycle de synthèse des porphyrines. Un excès de cet

élément dans les cellules perturbera la synthèse chlorophyllienne entraînant ainsi le jaunissement des feuilles (Pavlovic *et al.*, 2005) .

Tandis que, le deuxième élément (Mn), qui joue un rôle important dans les processus d'oxydoréductions, dans les fonctions catalytiques comme l'enolase, hydrogénase, phosphoglucomutase, carboxylase, etc. le Mn est un stimulateur de la croissance des plantes. En plus, c'est un activateur de plusieurs enzymes de la synthèse des acides gras et des acides nucléiques. Il joue un rôle dans le chloroplaste. De ce fait une élévation dans les teneurs en cet élément perturbera le rôle de N, P, K et Ca entraînant ainsi une désorganisation au niveau du système lamellaire du chloroplaste d'où l'apparition de symptômes de chlorose sur les feuilles (Weil, 1983 ; Neskovic *et al.*, 2003).

Ainsi, les travaux de Neskovic *et al.* (2003), Pavlovic *et al.* (2005) sur l'accumulation de Fe et Mn dans les macrophytes aquatiques (*Myriophyllum spicatum* L., *Lemna minor* L. *Lemna gibba* L) démontrèrent la bioconcentration importante de ces deux éléments au niveau de l'espèce *Lemna minor* et plus particulièrement le Fe dont la capacité de mobilité est supérieure à celle du Mn ce qui corrobore avec les résultats de notre étude.

D'une manière générale, il a été rapporté que le système photochimique de ces plantes bioindicatrices est toujours inhibé lors de l'utilisation de ces espèces dans la phytoremédiation des milieux contaminés par les éléments métalliques. Et la dégradation de la chlorophylle de cette espèce est due à la désorganisation de l'ultra structure du chloroplaste provoquée par le déclinement de la chlorophylle et la ration photosynthétique (Gensemer *et al.*, 1999 ; Vajpayee *et al.*, 1999 ; Razinger *et al.*, 2006).

Par ailleurs, pour l'effet des éléments métalliques sur les acides aminés; Bassi & Cherma (1993) en exposant la lentille d'eau *lemna minor* pendant une longue durée à des doses de 5ppm pour le Cu et 10ppm pour le Zn, ont observé le déclinement du taux de la proline ainsi que, le taux des acides aminés totaux.

3.5.2.2b. Effet des éléments métalliques sur le processus des acides aminés libres de *Lemna minor*

Tableau 27 : Test de corrélation de l'effet des éléments métalliques sur les acides aminés libres de *Lemna minor* (N=5; p<0,05).

Eléments métalliques	Asp	Thr	Ser	Glu	Pro	Gly	Ala	Cys-Cys	Val	Met	Ile	Leu	Tyr	Phe	His	Lys	Arg
K*	0,64	0,89	0,80	0,71	0,81	0,86	0,86	0,82	0,87	0,73	0,84	0,83	0,76	0,88	0,82	0,72	0,78
Ca	-0,37	-0,27	-0,17	-0,14	-0,16	-0,24	-0,26	-0,36	-0,24	-0,32	-0,25	-0,22	-0,32	-0,58	-0,27	-0,21	-0,38
Mg*	0,66	0,82	0,75	0,66	0,76	0,79	0,78	0,70	0,81	0,58	0,77	0,76	0,62	0,63	0,72	0,62	0,62
Fe	0,36	-0,56	-0,68	-0,76	-0,66	-0,60	-0,60	-0,55	-0,60	-0,66	-0,62	-0,64	-0,64	-0,35	-0,63	-0,72	-0,59
Mn	-0,03	-0,88	-0,87	-0,81	-0,90	-0,88	-0,85	-0,70	-0,85	-0,80	-0,87	-0,87	-0,84	-0,89	-0,86	-0,83	-0,79
Zn	0,40	-0,70	-0,78	-0,77	-0,81	-0,73	-0,70	-0,51	-0,70	-0,69	-0,72	-0,74	-0,71	-0,57	-0,72	-0,76	-0,62
Cu	0,48	-0,65	-0,74	-0,74	-0,77	-0,68	-0,65	-0,46	-0,65	-0,67	-0,68	-0,70	-0,68	-0,55	-0,69	-0,73	-0,59
Ni	-0,14	-0,96	-0,97	-0,93	-0,99	-0,97	-0,95	-0,82	-0,96	-0,87	-0,96	-0,96	-0,89	-0,83	-0,94	-0,92	-0,86
Co	-0,25	-0,99	-0,98	-0,93	-0,99	-0,99	-0,98	-0,88	-0,98	-0,91	-0,98	-0,98	-0,93	-0,93	-0,97	-0,93	-0,91
Al	-0,00	-0,74	-0,71	-0,65	-0,75	-0,74	-0,72	-0,61	-0,71	-0,72	-0,73	-0,73	-0,74	-0,88	-0,74	-0,70	-0,72
Cr	-0,37	-0,96	-0,94	-0,88	-0,95	-0,95	-0,94	-0,85	-0,96	-0,82	-0,94	-0,94	-0,85	-0,80	-0,91	-0,86	-0,82
Pb	0,36	-0,62	-0,66	-0,66	-0,68	-0,64	-0,63	-0,53	-0,60	-0,72	-0,65	-0,65	-0,73	-0,77	-0,68	-0,71	-0,69

Les résultats du test de corrélation (tableau 27) démontrent un effet positif des deux cations majeurs K et Mg sur les acides aminés libres (r compris entre 0,58 et 0,89). Par contre, un effet non significatif du Ca sur tous les acides aminés libres à l'exception de la méthionine ou le test s'est révélé négatif (r=-0,58).

Alors que, l'effet des éléments traces s'est révélé par leur inhibition des acides aminés libres à l'exception de l'acide aspartique ou l'effet était non significatif. Même effet est observé pour le Fe sur la phénylalanine et celui du Cu sur la cystine.

Ces résultats démontrent sans aucun doute la compétition entre ces différents ions au niveau des différents sites fonctionnels et ces résultats ne sont que l'expression fonctionnelle de cette espèce qui s'exprime par le rôle stimulateur des deux cofacteurs enzymatiques K⁺ et Mg²⁺ sur ce processus métabolique.

En outre, comme antagonistes des ions Ca²⁺, les ions K⁺ déterminent le degré d'hydratation des protéines cytoplasmiques d'une part. Et d'autre part, par son efflux plus important au niveau de la membrane plasmique des cellules, le K

par un mécanisme limiterait la perméabilité membranaire vis-à-vis du Cu (Devos et al., 1992).

En plus, comme il a été signalé auparavant, les deux ions K^+ et Mg^{2+} peuvent migrer facilement avec les substances assimilées, alors que, ce n'est pas le même cas pour le Ca^{2+} (Richter, 1993).

En outre, ces résultats démontrent l'inhibition de la phénylalanine (Phe) par le Ca. Cet acide aminé est l'un des acides aminés aromatiques synthétisés à partir du phosphoénolpyruvate (cycle de la glycolyse) et de l'érythrose-4-phosphate (cycle des pentoses phosphate) au cours d'une succession de réactions appelées voie de l'acide shikimique.

Par ailleurs, les mécanismes de réponse de cette espèce envers les éléments traces est complexe car les deux acides aminés ; l'acide aspartique et l'acide glutamique issus tous les deux du même cycle (cycle citrique, mitochondrie), le premier à partir de l'oxaloacétate, ne semble pas être affecté par la présence des métaux traces. Par contre, le second dont le précurseur est le 2-cétoglutarate, ainsi que, la biosynthèse des acides aminés de l'aspartate (lysine, méthionine, phénylalanine) et du glutamate (tyrosine, arginine) semble être inhibé par cette présence.

D'une manière générale, les ions métalliques peuvent être toxiques en activant les formes réduites de l'oxygène pour aboutir à la formation d'espèces radicalaires. Ces dernières, en réagissant avec les molécules essentielles de l'architecture du vivant engendrent une altération des fonctions vitales, conduisant parfois à la mort cellulaire (Briat & Le brun, 1998).

3.4.3. *Phragmites communis*

Tableau 28: Résultats des paramètres physiologique et biochimique de *Phragmites communis* (valeur : moyennes, minimale, maximale et écart type).

Paramètres	Unités	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
Chl <i>a</i>	μ gg ⁻¹ MF	172,00	163,97	178,29	6,67
Chl <i>b</i>	μ gg ⁻¹ MF	63,92	51,05	75,22	10,76
Chl (<i>a+b</i>)	μ gg ⁻¹ MF	235,93	223,91	253,51	15,83
Chl <i>a/b</i>		2,74	2,37	3,40	0,42
AAT	g100g ⁻¹ MF	9,39	5,82	13,35	2,95

3.4.3.1a. Teneurs en chlorophylles *a*, *b*, (*a+b*) et rapport chlorophylle *a/b* de *Phragmites communis*.

Pour le taux des chlorophylles *a*, *b* et (*a+b*), ainsi que, le rapport chlorophylles *a/b* dans la partie aérienne de *Phragmites communis*, les résultats (Tableau 28, figure 50 et 51) révèlent que, la valeur moyenne et écart type de la chlorophylle *a* sont de 172,00±6,67μgg⁻¹ MF, les valeurs minimale et maximale sont de 163,97 et 178,29μgg⁻¹ MF enregistrées respectivement au niveau des stations S4 et S2.

Alors que, la valeur moyenne et écart type la chlorophylle *b* sont de 63,92±10,76μgg⁻¹ MF, la minimale et la maximale sont de 51,05 et 75,22μgg⁻¹ MF enregistrées respectivement au niveau des stations S3 et S2.

Par ailleurs, les résultats de la teneur en chlorophylle totale (*a+b*) révèlent une valeur moyenne 235,93±15,83μgg⁻¹ MF.

Tandis que, pour le taux de chlorophylle totale (*a+b*) au niveau de la partie aérienne de cette espèce, est caractérisé par une élévation au niveau de l'échantillon de la station S2, avec 253,51μgg⁻¹ MF, puis une fluctuation de ce taux au niveau des échantillons prélevés en aval et surtout pour ceux de la station S4 avec 223,91μgg⁻¹ MF.

Pour le rapport chlorophylle *a/b*, la moyenne est de 2,74±0,42, le plus faible 2,37 est celui des stations S1, S2, et le plus élevé 3,4 concerne la station S3.

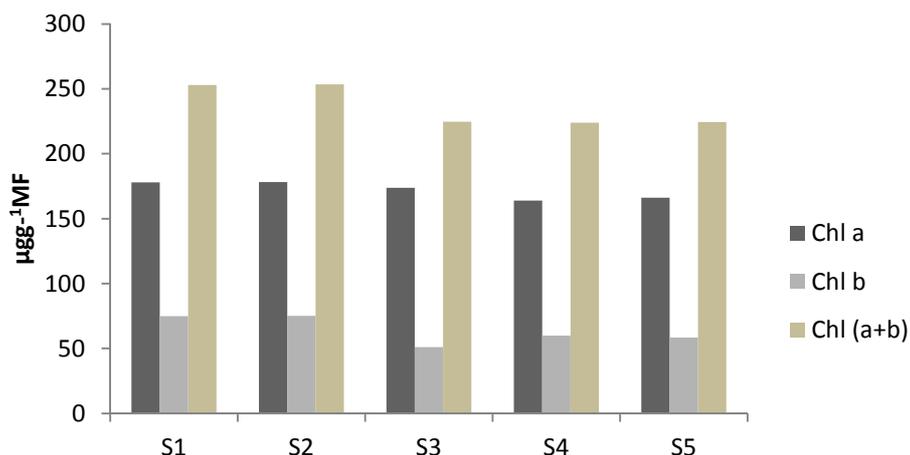


Figure 50: Teneurs en chlorophylles *a*, *b* et (*a+b*) de *Phragmites communis*

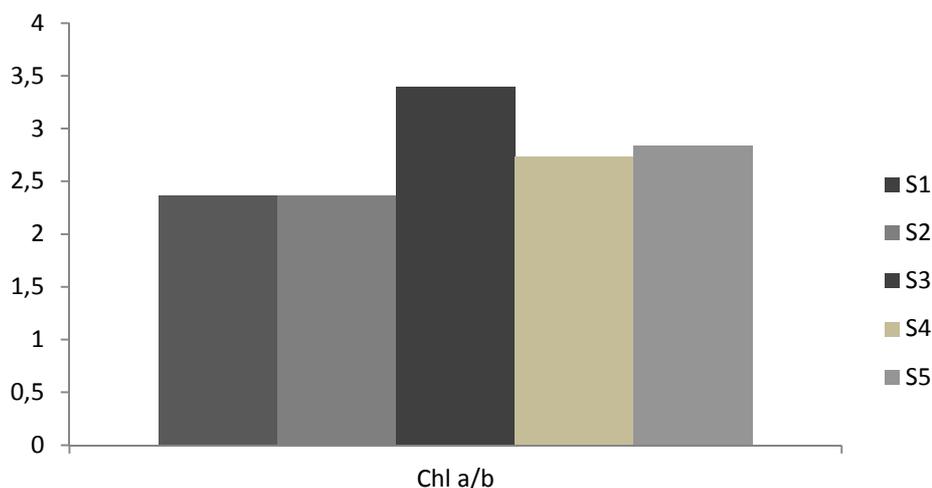


Figure 51: Rapport chlorophylles *a/b* de *Phragmites communis*

3.4.3.1b. Taux d'acides aminés totaux dans la partie aérienne de *Phragmites communis*

Les résultats des acides aminés totaux dans la partie aérienne de *Phragmites communis*, (tableau 28, figure 52) révèlent que, la valeur moyenne et écart type sont de $9,39 \pm 2,95$ g/100g MF, les valeurs minimale et maximale sont de 5,82 et 13,35 g/100g MF enregistrées respectivement au niveau des stations S3 et S5.

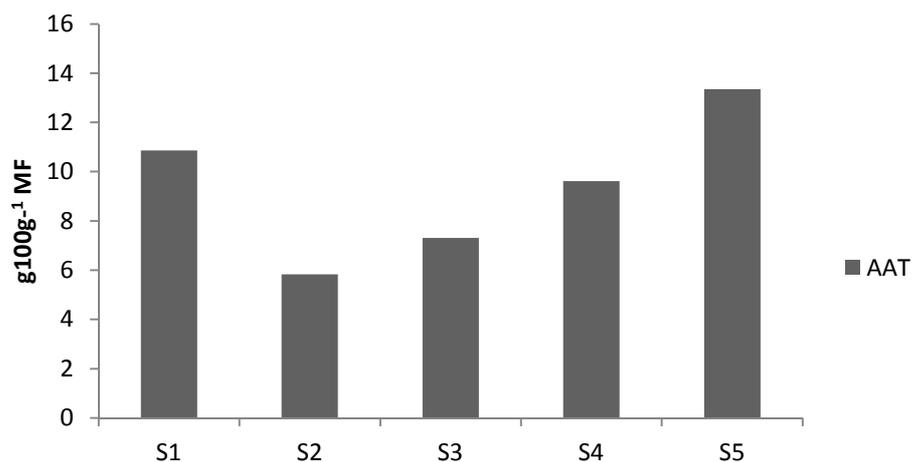


Figure 52: Taux des acides aminés totaux de *Phragmites communis*

3.4.3.1c. Taux des acides aminés libres dans la partie aérienne de *Phragmites communis*

Tableau 29: Résultats des acides aminés libres de *Phragmites communis* (valeurs : moyennes, minimales, maximales et écart types). Pour les autres

Acides aminés libres g/100g MF	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
Asp	1,46	0,950	2,01	0,48
Thr	0,447	0,286	0,640	0,13
Ser	0,565	0,377	0,785	0,15
Glu	1,78	0,930	2,51	0,69
Pro	0,440	0,323	0,591	0,10
Gly	0,508	0,343	0,718	0,14
Ala	0,524	0,351	0,773	0,16
Cys-Cys	0,043	0,024	0,082	0,02
Val	0,588	0,380	0,802	0,17
Met	0,139	0,093	0,222	0,05
Ile	0,407	0,247	0,574	0,13
Leu	0,689	0,447	1,015	0,22
Tyr	0,229	0,126	0,357	0,08
Phe	0,446	0,279	0,652	0,14
His	0,203	0,129	0,282	0,07
Lys	0,490	0,304	0,712	0,15
Arg	0,406	0,248	0,611	0,13

Les résultats du dosage des acides aminés libres dans la partie aérienne de *Phragmites communis* (tableau 29, figure 53) montrent que le taux le plus élevé est celui de l'acide

glutamique, le plus faible est celui de la cystine. Les valeurs moyennes respectives pour ces deux acides sont de $1,78 \pm 0,69$ et $0,043 \pm 0,02$ g/100g MF.

Les valeurs minimales pour ces deux acides aminés sont de 0,930 et 0,024 g/100g MF, enregistrées au niveau de la station S2 pour l'acide glutamique et la station S3 pour la Cystine.

Tandis que, les valeurs maximales sont de 2,51 et 0,082 g/100g MF enregistrées au niveau de la station S5.

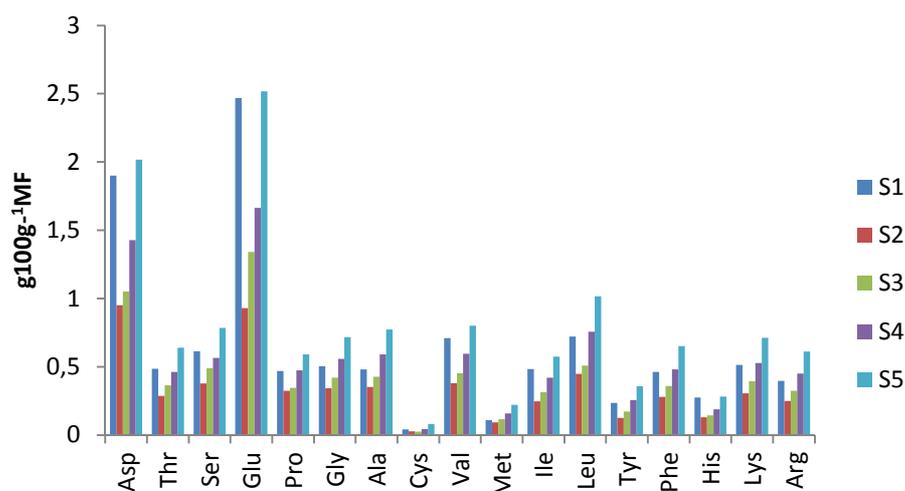


Figure 53: Taux des acides aminés libres de *Phragmites communis*

3.4.3.2. Interprétation et discussion des résultats des indicateurs de stress au niveau de *Phragmites communis*.

Tableau 30 : Test de corrélation de l'effet des éléments métalliques sur les paramètres physiologique et biochimique de *Phragmites communis* (N=5; $p < 0,05$).

Eléments métalliques	Chla	Chlb	Chla/Chlb	Chl T (a+b)	AAT
K	0,69*	-0,03	0,32	0,27	-0,78*
Ca	-0,70*	-0,53*	0,35	-0,66*	-0,05
Mg	0,70*	0,51*	-0,32	0,64*	-0,25
Fe	-0,28	-0,38	0,32	-0,37	0,80*
Mn	-0,13	-0,24	0,22	-0,22	0,80*
Zn	0,11	-0,02	0,09	0,03	-0,45
Cu	0,31	0,33	-0,27	0,36	0,38
Ni	0,63*	0,46	-0,30	0,58*	0,20
Al	-0,44	-0,40	0,29	-0,46	0,56*
Cr	0,02	0,24	-0,29	0,17	0,07
Pb	-0,16	0,34	-0,48	0,16	0,46

3.4.3.2a. Effet des éléments métalliques sur les Chl *a*, *b*, (*a+b*), rapport de Chl *a/b* et acides aminés totaux de *Phragmites communis*

Le test de corrélation (tableau 30) effectué sur les paramètres physiologique et biochimique de la partie aérienne de *Phragmites communis* révèle un effet positif du K sur la Chl *a* et celui du Mg sur la Chl *a* et *b* et Chl totale (*a+b*) (*r* compris entre 0,51 et 0,70) par contre un effet négatif du Ca sur la Chl *a*, *b* et Chl totale (*a+b*) (*r* compris entre -0,53 et -0,70).

Lacroix (1999) a démontré que le Ca entre en compétition avec l'absorption d'autres cations comme le Mg et K, ce qui peut induire l'apparition d'un stress physiologique au niveau de la plante.

Et selon Richter (1993), les ions K^+ et Ca^{2+} sont des ions qui se gênent mutuellement lors de l'absorption. Cette concurrence représente un argument de faveur des transporteurs (protéines) qui s'étendent à travers la membrane et qui fonctionnent comme un tunnel. Ces mêmes transporteurs se comportent à beaucoup d'égards comme des enzymes.

Par ailleurs, pour les éléments traces métalliques, le test de corrélation révèle un effet non significatif à l'exception du Ni sur la Chl *a* ($r= 0,63$) et Chl total (*a+b*) ($r=0,58$).

D'après Dalton *et al.* (1988), le Ni doit jouer un rôle important au niveau des plantes et sa présence est aussi bien importante que celle des éléments considérés comme essentiels et ceci vu son rôle comme constituant de l'urease, une enzyme largement répandue chez les plantes et dont elle est supposée jouer un rôle dans la mobilisation des composés azotés.

En outre, pour l'effet des éléments métalliques sur le processus des acides aminés totaux, ce test révèle un effet non significatif à l'exception du K par son inhibition ($r=-0,78$) et celui du Mn et Fe et Al par sa stimulation (*r* compris entre 0,56 et 0,80).

Foy *et al.* (1978) démontrent que l'aluminium interfère avec l'accumulation, le transport et l'action du Ca, Mg, P, et K lors des différents processus métaboliques des plantes.

Par contre, il stimule celle du Mn (Roy *et al.*, 1988). En plus, le Mn en excès au niveau de la plante accroît sa compétition avec le Fe (Hopkins, 2003).

3.4.3.2b. Effet des éléments métalliques sur le processus des acides aminés libres de *Phragmites communis*.

Tableau 31: Test de corrélation de l'effet des éléments métalliques sur les acides aminés libres de *Phragmites communis* (N=5; p<0,05).

Eléments métalliques	Asp	Thr	Ser	Glu	Pro	Gly	Ala	Cys-Cys	Val	Met	Ile	Leu	Tyr	Phe	His	Lys	Arg
K	-0,71	-0,80	-0,75	-0,60	-0,88	-0,85	-0,86	-0,89	-0,75	-0,84	-0,76	-0,88	-0,84	-0,83	-0,66	-0,82	-0,85
Ca	-0,27	0,06	0,02	-0,35	0,11	0,25	0,38	0,27	-0,16	0,53	-0,10	0,17	0,19	0,16	-0,35	0,14	0,27
Mg	-0,03	-0,35	-0,33	0,05	-0,38	-0,51	-0,61	-0,58	-0,13	-0,75	-0,19	-0,44	-0,46	-0,44	0,04	-0,42	-0,52
Fe	0,74	0,83	0,87	0,78	0,72	0,76	0,73	0,78	0,77	0,71	0,79	0,74	0,77	0,79	0,74	0,79	0,77
Mn	0,81	0,78	0,82	0,89	0,67	0,66	0,58	0,60	0,82	0,48	0,81	0,66	0,69	0,72	0,83	0,73	0,66
Zn	-0,40	-0,50	-0,51	-0,34	-0,47	-0,49	-0,52	-0,72	-0,41	-0,59	-0,42	-0,50	-0,48	-0,49	-0,40	-0,48	-0,50
Cu	0,56	0,28	0,30	0,63	0,24	0,11	-0,02	-0,00	0,48	-0,20	0,43	0,18	0,17	0,19	0,61	0,21	0,10
Ni	0,41	0,10	0,14	0,49	0,04	-0,10	-0,23	-0,11	0,31	-0,37	0,25	-0,02	-0,04	-0,01	0,49	0,01	-0,11
Al	0,42	0,64	0,65	0,38	0,58	0,67	0,72	0,80	0,48	0,81	0,52	0,63	0,65	0,66	0,39	0,64	0,69
Cr	0,04	0,12	0,10	-0,07	0,15	0,15	0,22	0,44	0,02	0,33	0,03	0,18	0,14	0,13	0,03	0,12	0,16
Pb	0,46	0,48	0,45	0,34	0,53	0,48	0,51	0,72	0,44	0,54	0,43	0,54	0,48	0,48	0,45	0,47	0,49

Les résultats du test de corrélation (tableau 31) sur le processus des acides aminés libres au niveau de la partie aérienne de cette espèce démontrent l'inhibition surtout en présence du K (r compris entre -0,60 et -0,89) et à un degré moindre en présence du Mg, par son effet inhibiteur sur la glycine, alanine, Cystine, méthionine et arginine (r allant de -0,51 à -0,75). Par contre, l'effet du Ca était apparent positivement sur la méthionine seulement (r= 0,53).

Alors que, l'effet des éléments traces est complexe et qui se caractérise par un effet positif du Fe sur tous les acides aminés libres (r compris entre 0,71 et 0,87), ainsi que celui du Mn et Al (r compris entre 0,66 et 0,89) à l'exception de l'effet non significatif du Mn sur la méthionine et celui de l'Al sur l'acide aspartique, l'acide glutamique, la valine et l'histidine.

Par contre, la présence du Cu a stimulé seulement la synthèse de l'acide aspartique, glutamique et l'histidine (r=0,56; 0,63; 0,61) et celle du Pb, la proline, alanine, cystine, méthionine et leucine (r compris entre 0,53 et 0,72).

Tandis que, pour le Zn, sa présence se révèle par un effet inhibiteur de la synthèse de la thréonine, serine, alanine, cystine, méthionine, leucine et arginine (r compris entre -0,50 et -0,72). En outre, ce test est non significatif en présence du Ni et Cr.

D'après les résultats du test de corrélation, les différents cycles de biosynthèse des différents acides aminés ou certains acides aminés (cycle de Calvin, cycle des pentoses phosphate, glycolyse, cycle citrique) semblent être inhibés en présence de Mg, Zn et surtout K d'une part. Et d'autre part, stimulés en présence du Ca, Cu, Al, Pb et surtout Mn et Fe.

Selon Devez (2004), l'inhibition des acides aminés ou certains des acides aminés libres engendre un arrêt rapide de la division cellulaire donc de la croissance. Cette perturbation serait liée à un manque d'acides aminés essentiels sinon elle est due à une accumulation de produit de synthèses intermédiaires et toxiques.

D'après Jana & Choudhri (1982), les éléments métalliques présents dans le cytoplasme peuvent interagir avec les protéines. Et de fortes concentrations seraient responsables de la diminution de ce pool protéique et cette conséquence s'exprime par la diminution des acides aminés libres (Xiong *et al.*, 2006), corrélé à une forte perturbation du métabolisme de l'azote.

Cependant certains acides aminés libres augmentent, comme l'effet du Pb sur la proline ou celui du cuivre sur l'histidine démontrant ainsi la tolérance de la plante à cette accumulation (Saradhi & Saradhi, 1991). Ce qui corrobore avec les résultats au niveau de cette espèce pour le Cu et les deux éléments Pb (toxique) et Al (non essentiel) dont leur présence a induit l'élévation de certains acides aminés libres.

3.4.4. *Typha latifolia*

Tableau 32: Résultats des paramètres physiologique et biochimique de *Typha latifolia* (valeur : moyenne, minimale, maximale et écart type)

Paramètres	Unités	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
Chl a	$\mu \text{ gg}^{-1}\text{MF}$	175,23	166,06	182,89	6,18
Chl b	$\mu \text{ gg}^{-1}\text{MF}$	55,64	43,37	75,36	11,88
Chl (a+b)	$\mu \text{ gg}^{-1}\text{MF}$	230,87	209,43	258,25	17,66
Chl a/b		3,2	2,4	3,8	0,51
AAT	$\text{g}100\text{g}^{-1}\text{MF}$	9,39	5,77	12,78	3,14

3.4.4.1a. Teneurs en Chlorophylles *a*, *b*, et (*a+b*) et rapport Chl *a/b* de *Typha latifolia*

Pour le taux des chlorophylles *a*, *b* et (*a+b*), ainsi que le rapport chlorophylle *a/b* dans la partie aérienne de *Typha latifolia*, les résultats (Tableau 32, figure 54, 55) montrent que, la valeur moyenne et écart type de la chlorophylle *a* sont de $175,23 \pm 6,18 \mu\text{gg}^{-1}\text{MF}$, la minimale et la maximale sont de 166,06 et $182,89 \mu\text{gg}^{-1}\text{MF}$ enregistrées au niveau des stations S2 et S1.

Alors que, la valeur moyenne et écart type la chlorophylle *b* sont de $55,64 \pm 11,88 \mu\text{gg}^{-1}\text{MF}$, la minimale et la maximale sont de 43,37 et $75,36 \mu\text{gg}^{-1}\text{MF}$ enregistrées également au niveau des stations S2 et S1.

Tandis que, la teneur moyenne et écart type en chlorophylle totale (*a+b*) sont de $230,87 \pm 17,66 \mu\text{gg}^{-1}\text{MF}$. La valeur maximale de $258,25 \mu\text{gg}^{-1}\text{MF}$ enregistrée au niveau de la station S1 et la minimale de $209,43 \mu\text{gg}^{-1}\text{MF}$ enregistrée au niveau de la station S2.

Pour le rapport chlorophylle *a/b*, la moyenne est de $3,2 \pm 0,51$, le plus faible est de 2,4 enregistré au niveau de la station S1 et le plus élevé de 3,8 au niveau de la station S2.

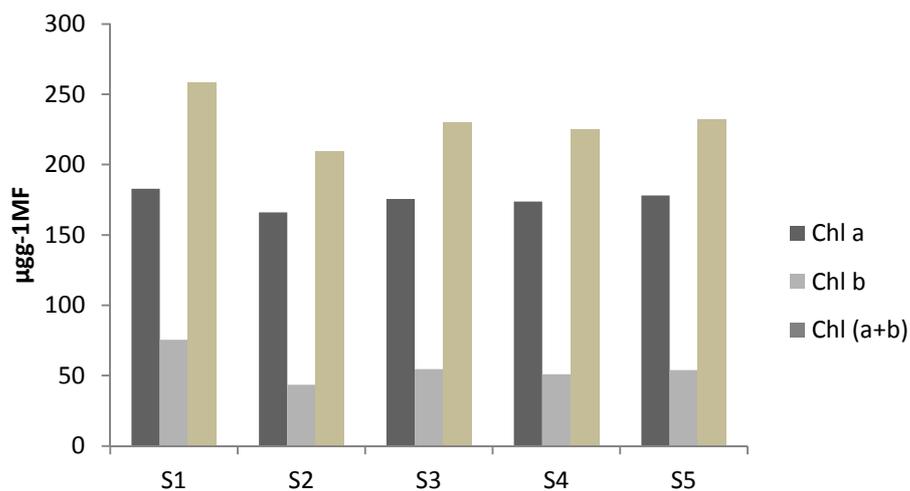


Figure 54: Teneurs en chlorophylles *a*, *b* et (*a+b*) de *Typha latifolia*

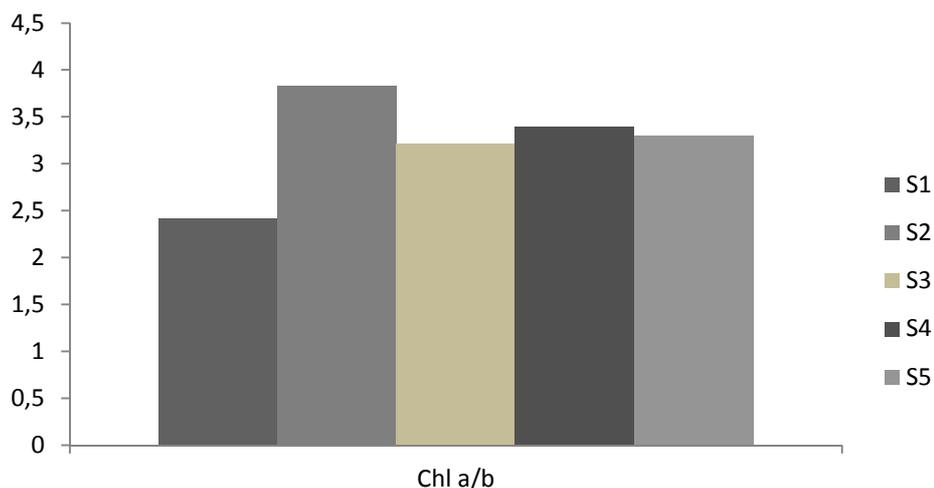


Figure 55: Rapport chlorophylles *a/b* de *Typha latifolia*

3.4.4.1b. Taux des acides aminés totaux dans la partie aérienne de *Typha latifolia*

Les résultats des acides aminés totaux dans la partie aérienne de *Typha latifolia* (tableau 32, figure 56) révèlent que, la valeur moyenne et écart type sont de $9,39 \pm 3,14$ g/100g MF, les valeurs minimale et maximale sont de 5,77 et 12,79 g/100g MF enregistrées respectivement au niveau des stations S4 et S5.

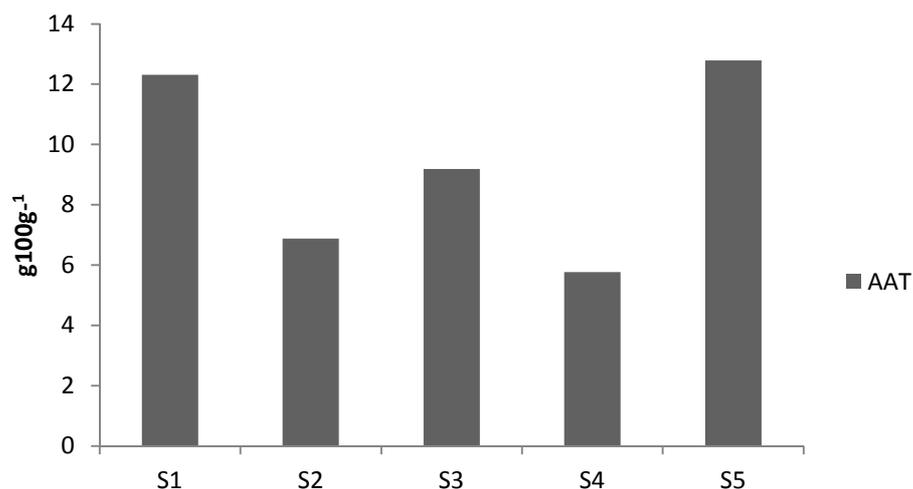


Figure 56: Taux des acides aminés totaux de *Typha latifolia*

3.4.4.1c. Taux des acides aminés libres dans la partie aérienne de *Typha latifolia*

Tableau 33: Résultats des acides aminés libres de *Typha latifolia* (valeurs : moyennes, minimales, maximales et écart types).

Acides aminés libres g/100g MF	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart-type
asp	1,33	0,933	1,62	0,26
thr	0,468	0,292	0,664	0,17
ser	0,542	0,386	0,691	0,12
glu	1,56	0,831	2,20	0,55
pro	0,454	0,332	0,679	0,13
gly	0,558	0,348	0,794	0,20
ala	0,617	0,349	0,968	0,28
cys-cys	0,049	0,022	0,090	0,02
val	0,586	0,367	0,787	0,19
met	0,166	0,092	0,263	0,07
ile	0,418	0,238	0,596	0,16
leu	0,744	0,442	1,08	0,28
tyr	0,267	0,139	0,428	0,12
phe	0,457	0,275	0,659	0,16
his	0,182	0,135	0,225	0,04
lys	0,518	0,312	0,776	0,20
arg	0,479	0,254	0,792	0,23

Les résultats du dosage des acides aminés libres dans la partie aérienne de *Typha latifolia* (tableau 33, figure 57) montrent que le taux le plus élevé est celui de l'acide glutamique, le plus faible est celui de la cystine. Les valeurs moyennes respectives pour ces deux acides sont de $1,56 \pm 0,55$ et $0,049 \pm 0,02$ g/100g MF.

Les valeurs minimales pour ces deux acides aminés sont de 0,831 et 0,022 g/100g MF, enregistrées au niveau de la station S4 pour le glutamate et la station S2 pour la cystine. Tandis que, les valeurs maximales sont de 2,20 et 0,090 g/100g MF enregistrées, au niveau de la station S5 pour l'acide glutamique et la station S1 pour la Cystine.

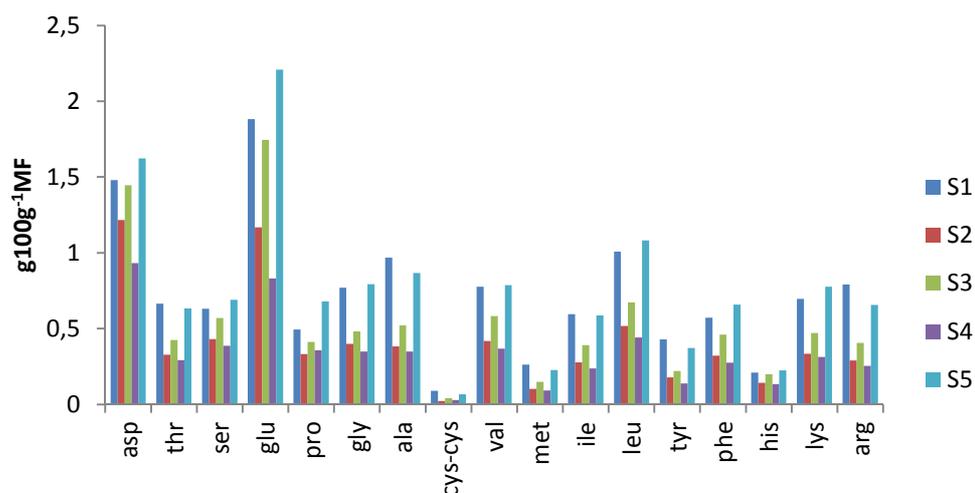


Figure 57: Taux des acides aminés libres de *Typha latifolia*

3.4.4.2. Interprétation et discussion des résultats des indicateurs de stress au niveau de la partie aérienne de *Typha latifolia*

Tableau 34 : Test de corrélation de l'effet des éléments métalliques sur les paramètres physiologique et biochimique de de *Typha latifolia* (N=5; $p < 0,05$)

Eléments métalliques	Chla	chl b	Chl a/b	Chl (a+b)	AAT
K	0,39	0,46	-0,51	0,45	0,21
Ca	-0,87	-0,85	0,88	-0,88	-0,79
Mg	0,23	0,22	-0,15	0,23	0,52
Fe	-0,50	-0,64	0,66	-0,60	0,11
Mn	0,82	0,95	-0,93	0,93	0,77
Zn	0,60	0,87	-0,83	0,79	0,50
Cu	-0,94	-0,95	0,95	-0,97	-0,86
Ni	-0,45	-0,02	0,10	-0,17	-0,40
Al	0,45	0,10	-0,16	0,23	0,64
Cr	-0,28	0,03	0,08	-0,08	-0,08
Pb	-0,64	-0,82	0,83	-0,78	-0,14

3.4.4.2a. Effet des éléments métalliques sur les Chl *a*, *b*, (*a+b*), rapport de Chl *a/b* et acides aminés totaux de *Typha latifolia*.

Le résultat du test de corrélation de la réponse des paramètres physiologique et biochimique de *Typha latifolia* envers la présence des éléments métalliques (tableau 34) révèlent un effet inhibiteur du Ca, Fe, Cu et de l'élément toxique Pb sur les Chl *a*, *b* et Chl totale (*a+b*) (r compris entre -0,50 et -0,95), inversement au Mn et Zn dont leur présence est positive sur cette synthèse (r compris entre 0,60 et 0,95). Par contre, un effet non significatif en présence Mg, Ni, Al et Cr.

En outre, un effet négatif du K, Mn et Zn sur le rapport Chl *a/b* (r entre -0,51 et -0,93), et positif en présence du Ca, Fe, Cu et Pb (r compris entre 0,66 et 0,93).

Cependant, la réponse du système photosynthétique de cette plante envers les concentrations importantes en ces éléments métalliques est très complexe se traduisant soit par une inhibition ou une stimulation.

En effet, en suivant le parcours des éléments essentiels (cations majeurs et mineurs) durant les différentes réactions du processus métabolique de la chlorophylle, ces photosystèmes contiennent des centres Fe-S, présent dans plusieurs molécules intervenant dans la photosynthèse comme les cytochromes B6F, ferrédoxines. De plus, le complexe producteur d'oxygène contient quatre atomes de Mn, la plastocyanine contient du Cu et les chlorophylles sont constituées d'un noyau tetrapyrrolique avec un atome de Mg en son centre.

Tandis que, la présence des ions Ca et bien sur le Cl, qui interviennent comme facteurs importants de l'oxydation photochimique de l'eau et celui du Zn dans la réduction enzymatique de Zn-protochlorophylle *b* en Zn-chlorophylle *b* (Richter, 1993; Hopkins, 2003).

Par ailleurs, chez les plantes, l'exposition au Pb conduit à une forte inhibition de la photosynthèse. Cette inhibition s'explique par la diminution des teneurs en chlorophylles et caroténoïdes (Chen *et al.*, 2007), la chl *b* semble plus sensible que la Chl *a* (Stibrova *et al.*, 1986).

D'autre part, le rapport Chl *a/b* est considéré comme une bonne caractéristique pour exprimer les différences interspécifiques et serait l'expression des plantes aux différents stress, car d'une manière générale, la chlorophylle *a* est trois fois plus abondante que la Chl *b* (Heller, 1977).

D'autre part, le test de corrélation des acides aminés totaux révèle leur inhibition en présence du Ca et surtout le Cu ($r=-0,86$). Par contre, ce processus biochimique est stimulé en présence du Mg, Zn, Al et surtout en présence de Mn ($r=0,77$).

Une telle diversité de réponses ne peut s'exprimer que par le biais de nombreuses fonctions au sein de la plante qui interviennent dans tous les processus physiologique et biochimique d'une part, et d'autre part, seraient liés à la spéciation chimique de ces métaux et leur biodisponibilité dans leur milieu environnant. Ce qui pourrait engendrer une toxicité et de ce fait, participent à la réponse aux différents stress.

Selon Zhang et al. (2001), les protéines permettant le transport transmembranaire des métaux sont rarement spécifiques à un seul métal, ce qui entraîne des effets de compétitions pour l'absorption en fonction de l'activité des autres métaux en solution.

3.4.4.2b. Effet des éléments métalliques sur le processus des acides aminés libres de *Typha latifolia*

Tableau 35: Test de corrélation de l'effet des éléments métalliques sur les acides aminés libres de *Typha latifolia* (N=5; $p<0,05$).

Eléments métalliques	asp	thr	ser	glu	pro	gly	ala	cys-cys	val	met	ile	leu	tyr	phe	his	lys	arg
K	0,33	0,17	0,29	0,30	-0,13	0,07	0,16	0,25	0,25	0,23	0,20	0,11	0,15	0,18	0,40	0,10	0,21
Ca	-0,72	-0,79	-0,79	-0,76	-0,50	-0,72	-0,79	-0,84	-0,82	-0,83	-0,80	-0,73	-0,77	-0,75	-0,84	-0,73	-0,81
Mg	0,33	0,58	0,40	0,36	0,62	0,65	0,59	0,50	0,49	0,54	0,55	0,61	0,61	0,50	0,28	0,59	0,57
Fe	0,34	0,00	0,18	0,26	0,34	0,10	-0,06	-0,28	0,07	-0,10	0,04	0,14	-0,04	0,20	0,11	0,14	-0,11
Mn	0,61	0,84	0,69	0,63	0,42	0,78	0,87	0,93	0,79	0,90	0,82	0,75	0,88	0,68	0,68	0,72	0,91
Zn	0,38	0,58	0,40	0,36	0,05	0,49	0,62	0,72	0,52	0,66	0,55	0,46	0,65	0,38	0,40	0,41	0,68
Cu	-0,68	-0,91	-0,80	-0,74	-0,59	-0,85	-0,92	-0,98	-0,88	-0,94	-0,89	-0,84	-0,92	-0,79	-0,80	-0,82	-0,94
Ni	-0,34	-0,33	-0,49	-0,46	-0,70	-0,38	-0,29	-0,24	-0,40	-0,27	-0,37	-0,42	-0,22	-0,50	-0,52	-0,48	-0,23
Al	0,74	0,53	0,77	0,79	0,76	0,55	0,46	0,36	0,64	0,46	0,58	0,62	0,42	0,74	0,81	0,66	0,42
Cr	-0,18	0,02	-0,23	-0,24	-0,19	0,04	0,06	0,05	-0,11	0,04	-0,04	-0,03	0,13	-0,17	-0,35	-0,08	0,08
Pb	0,08	-0,25	-0,06	0,02	0,18	-0,14	-0,31	-0,51	-0,19	-0,35	-0,21	-0,11	-0,30	-0,04	-0,12	-0,09	-0,37

Le test de corrélation des acides aminés libres de l'espèce *Typha latifolia* (tableau 35) révèlent l'inhibition de cette synthèse en présence du Ca et Cu (r compris entre -0,50 et -0,98) (Devez, 2004). Ce même effet est également

observé en présence du Ni sur la proline, phénylalanine et histidine (r compris entre -0,50 et -0,70) et celui Pb sur la cystine seulement ($r=-0,51$) (Jana & Choudhri, 1982; Saradhi & Saradhi, 1991; Xiong *et al.*, 2006). Dévoilant ainsi une perturbation du cycle de Calvin (photosynthèse, Chloroplaste) ou se déroule la voie du métabolisme du 3-phospho-D-glycerate.

Par contre, ce processus semble être stimulé en présence du Mn (r allant de 0,61 à 0,93) à l'exception de la proline ou ce test est non significatif. Le même effet positif en présence du Mg est observé (r compris entre 0,50 et 0,65), à l'exception de son effet non significatif sur l'acide aspartique, serine, glutamate, valine et histidine.

Stimulation aussi de certains acides aminés en présence de Al (r compris entre 0,53 et 0,81) à l'exception de l'alanine, cystine, méthionine, tyrosine, arginine ou cet effet est non significatif.

Tandis que, l'effet du Zn était apparent sur la thréonine, alanine, cystine, valine méthionine, isoleucine, tyrosine et arginine seulement (r compris entre 0,58 et 0,72), alors qu'en présence des éléments toxique Cr et Pb, ce test s'est révélé non significatif pour le premier et significatif seulement sur la proline ($r=0,51$) pour le deuxième.

Les acides aminés libres ou certains de ces acides aminés, s'accumulent lors d'un stress métallique et pourraient être eux aussi impliqués dans la chélation de divers métaux lourds (Briart & Lebrun, 1999 ; Rahmoun, 1999, 2000) et ceci par l'élévation du taux des acides aminés qui se traduit par une augmentation des protéines produites dans les parties aériennes (Rahmoune, 1992).

D'une manière générale, la réponse de cette espèce envers la présence des éléments métalliques se traduit par deux phénomènes, l'un s'expliquant par une inhibition de cette synthèse, démontrant ainsi l'altération des différents parcours biologiques importants (cycles métaboliques), lieu de la photosynthèse et la respiration et l'autre, par une tolérance, qui est due sans doute au rôle protecteur de cette plante par l'activation des différents sites protéiques afin de préserver son métabolisme de ce stress environnant.

3.5. Conclusion de la réponse des espèces végétales au stress métallique

D'une manière générale, les indicateurs de stress : Chl *a*, *b*, Chl totale (*a+b*), acides aminés totaux, acides aminés libres ont permis d'identifier un certain nombre de réponses, qui peuvent être liées aux différents mécanismes de défense contre le stress métallique. Et d'autres, sont plutôt des conséquences de la toxicité.

Car le rôle majeur de la réponse physiologique de ces espèces envers ce stress abiotique s'est révélé par la baisse de la chlorophylle, qui serait peut être due à une diminution de l'apport énergétique fourni par le chloroplaste au niveau du système photosynthétique.

Tandis que, La réponse des acides aminés était très complexe, dévoilant ainsi, les différentes conditions subies par ces espèces, et qui s'exprime tantôt par une élévation des acides aminés, tantôt par leur baisse. D'autre part, l'éventail de certains acides aminés libres se traduit par des teneurs importantes comme c'est le cas du glutamate et l'aspartate au niveau de *Chlorella sp.*, *Phragmites communis* et *Typha latifolia* et chez *Lemna minor*. En plus de ces deux acides aminés libres, deux autres acides aminés (leucine et alanine) ont montré plus ou moins une certaine élévation au niveau de *Chlorella sp.*

L'augmentation de certains acides aminés peut contribuer à la tolérance de la plante au stress par l'élévation du potentiel osmotique ou par la réserve de l'azote, principalement pour la synthèse des enzymes spécifiques (Stewart & Larher, 1984; Rai, 2002) mais, causera en contrepartie une baisse d'autres acides aminés libres et plus particulièrement (cystine, méthionine, histidine). Ceci peut s'expliquer par des perturbations au niveau des pools protéiques de ces acides aminés, surtout au niveau du pool soufré (cystine, méthionine).

De cette partie, on peut conclure que la mesure des paramètres physiologique et biochimique est affectée par la toxicité métallique, notamment pour des cibles (plantes) exposées pendant de longues durées à un stress environnant d'une part, et d'autre part, les résultats obtenus, de ces analyses ; chlorophylles et acides aminés libres et totaux ont permis d'identifier un certain nombre de réponses au niveau du métabolisme de ces espèces. De ce fait, si certaines réponses peuvent être liées aux mécanismes de défense contre le stress métallique, d'autres par contre, sont plutôt des conséquences de la toxicité.

Chapitre 4. Conclusion générale et perspective

4.1. Conclusion générale

Les écosystèmes aquatiques sont des milieux cibles à toutes formes de pollution, qui pourraient les fragiliser à long terme. Tout en sachant que, l'effet de certains contaminants n'est pas visible. Seule l'utilisation de certains indicateurs sentinelles pourraient nous informer sur la qualité de ces écosystèmes.

D'une manière générale, les caractéristiques physico-chimiques des cours d'eau de la zone d'étude (Oued Athmenia) sont caractérisées par un pH légèrement basique. Une concentration moyenne à faible en oxygène dissous. La température est conforme aux normes. Par contre, la conductivité électrique, les matières en suspension, ainsi que, la DBO₅ et la DCO sont élevées.

Ces cours d'eau reflètent un caractère lithologique riche en Ca et Mg. L'apport de ces deux éléments ainsi que l'apport des éléments métalliques k, Mn, Fe, Al et Zn augmente dans les stations situées en aval influencés par l'apport des rejets anthropiques.

Par ailleurs, la concentration de Cu, Co, Ni, Cr et Pb dans ces mêmes cours d'eau est au-dessous du seuil de détection.

En outre, les concentrations des éléments traces métalliques dans les couches superficielles des sédiments des cinq stations d'étude sont supérieures aux normes.

Tandis que, l'éventail de l'absorption des éléments métalliques par quatre espèces végétales à aspect structurel différent (*Chlorella sp.*, *lemna minor*, *Phragmites communis*, *Typha latifolia*), permet de refléter la qualité de ces cours d'eau et les différentes concentrations accumulées dans leur organisme seraient l'indice de pollution.

L'effet toxique engendré, a été évalué par des paramètres, physiologique (chlorophylles), ou biochimique (acides aminés), qui sont liés aux différents processus métaboliques de ces espèces.

Le dosage de la chlorophylle (roue tournante du système photosynthétique) et des acides aminés qui jouent le rôle de briques de construction des protéines a permis d'identifier un certain nombre de réponses au niveau du métabolisme de ces espèces végétales. Certains s'expriment par la tolérance alors que d'autres s'expriment par leur inhibition.

4.1. Perspective

Il serait souhaitable de faire d'autres études beaucoup plus approfondies en multipliant le nombre d'espèces végétales et les formes toxiques du métal polluant d'une part. D'autre part, il serait préférable de laisser les cours d'eau à leur état naturel et de ne pas perturber leurs écosystèmes aquatiques (ci-dessous des images démontrant l'état des différents cours d'eau de la zone d'étude).







Références bibliographiques

AH-Peng C., 2003. Mise au point d'un outil diagnostic basé sur l'utilisation de la mouss aquatique *Fontinalis antipyretica* Hedw. en culture pour l'estimation de la qualité des cours d'eau. Etude, Analyse, Expertise, 187 p.

Ali M.A. Mohamed H.F., Amer W.M., 2008. Biophysical measurements of lead in some bioindicateur plants. Romanian J. Biophysic., Vol. 18, N°1, p. 57-66.

Allan D.L & Jarrell W.M., 1989. Proton and copper adsorption to maize and soybean root cell walls. Plant Physiology 89, p. 823-832.

Alloway B.J., 1995. Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional, Glasgow, UK, 368 p.

Alloway B.J. & Ayers D.C., 1997. Chemical principals of environmental pollution. Chaman et Hall Eds, 395 p.

ANRH., 2000. Agence national des ressources hydriques.

Arnon D.I & Stout P.R., 1939. The essentiality of certain elements in minute quality for plants with special reference to copper. Plant Physiology 14, p. 371-375.

Arnon D.I., 1949. Copper enzymes in isolated chloroplasts: poly phenol oxydase In *Beta vulgaris*. Plant Physiol, 24, p.1-15.

Audry S., Blanc G., Schafer J., 2006. Solid state partitioning of trace metals in suspended particulate matter from a river system affected by smelting-waste drainage. Science of the Total Environment, 363, p. 216-236.

Baaziz M., 2012. 'Sciences de la vie. Biochimie'. Edition de livres & e-books, 270 p.

Baize D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans le sol (France). INRA, Paris, 408 p.

Baque D., Loubet M., Sauvage S., Sánchez-Pérez J.M., Vervier P., 2006. Evaluating anthropogenic inputs and their downstream impact in a great river including an urban area: the Garonne River (SW. France) around Toulouse city. River Research and Applications, 34 p.

Barbier F., 2003. Le cadmium. Etude bibliographique. Solaize : Service central d'analyse, 10 p.

Barthet C., 2003. Contribution de l'évaluation de l'impact sur les écosystèmes de la valorisation de résidus de procédés thermiques en BTP. INSA (France), 218 p.

Bassi R & Sharma S.S., 1993. Changes in proline content accompanying the uptake of zinc and copper by *Lemna minor*. Annals of Botany 72, p. 151-154.

- Benchaabane R., 2009. Etude spatio-temporelle des caractères physico-chimiques des cours d'eau de la commune d'Oued Athmenia. Ing. d'Etat en Pathologie des Ecosystèmes, 89 p.
- Bertau I., Martin, S., Vasiliadis A., 1993. Le curage des cours d'eau lorsque les sédiments contiennent des éléments toxiques. Courrier de l'environnement de l'INRA. N° 22, p. 27-35.
- Biddappa C.C & Bopaiah M.G., 1989. Effect of heavy metals on the distribution of P, K, Ca, Mg and micronutrients in the cellular constituents of coconut leaf. J. Plantation Crops; 17, p. 1–9.
- Blifert C & Perraud R., 2001. Chimie de l'environnement, air, sol, déchets, Ed.Deboek, Paris, 494 p.
- Blinova I., 2004. Use of freshwater algae and duckweeds for phytotoxicity testing. Wiley Periodicals, Inc. Environ Toxicol 19, p. 425-428.
- Bonnar R., Lafont M., Le Pimpec P., 2003. Notions d'hydro-écologie et de la qualité biologique des eaux courantes. Ingénierie N°33, 10 p.
- Bonnet C., 2000. Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude en laboratoire de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Cemagref, Lyon, 326 p.
- Bouakeze F.Z & Bekkouche S., 2010. Evaluation de la qualité des eaux d'Oued Athmenia par mesure des paramètres physico-chimiques et l'utilisation d'un bioindicateur (*Phragmites communis*). Ing. d'état en Pathologie des Ecosystèmes, 93 p.
- Bourrely P., 1966. Les algues des eaux douces. Initiation à la systématique. Tome I : les algues vertes. Edition N. Boubée & Cie. 511 p.
- Bravin M.N., 2008. Procédus rhizosphériques déterminant la biodisponibilité du cuivre pour le blé dur cultivé en sols à antécédent viticole. INRA, Montpellier, 237p.
- Briat J. F & Lebrun M., 1998. Plant responses to metal toxicity. Plant biology and pathology/ Biologie et pathologie végétales. Academie des sciences. Elsevier, Paris, p. 43-54.
- Brooks R.R., 1972. Geobotany and Biogeochemistry in Mineral Exploitation. Harper and Row, New-York, 290 p.
- Brown D.H., 1982. Mineral nutrition. In: A.J.E. Smith (Editor), Bryophyte Ecology. Academic Press, London, p. 383-443.
- Brown D.H. & Wells J.M., 1988. Sequential elution technique for determining the cellular location of cations. In: J.M. Glime (Editor), Methods in Bryology. The Hattori Botanical Laboratory, p. 227-233.
- Brown D.H. & Wells J.M., 1990. The extracellular and intracellular uptake of inorganic chemicals by bryophytes. In: H.D.Z.a.R. Mues (Editor),

Bryophytes: their Chemistry and Chemical Taxonomy. Clarendon press, Oxford, p. 299-318.

Brown G.E., Foster A.L., Ostergren J.D., 1999. Mineral surfaces and bioavailability of heavy metals: A molecular-scale perspective. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 96, p.3388–3395.

Buck G.W. & Brown D.H., 1979. The effect of desiccation or cation location in lichens. Annals of Botany, 44, p. 265-277.

Calmano W., Ahlf W., Forstner U., 1996. Sediment quality and assessment: chemical and biological approaches. In Calmano, & Forstner, U. (Eds). Sediments and toxic substances, environmental toxicology and chemistry, 18, p. 30-39.

Campbell P., 1995. Interaction between trace metals and aquatic organisms : A critic of free-ion activity model. In: <<Metal speciation and Bioavailability in aquatic systems>>. Tessier A. and Turner D.R. Eds. Chichester, John Wiley and Sons. 102 p.

Casas S., Casas D., Cossa J.L., Gonzalez Bacher C., Andral B., 2004. Modeling trace métal accumulation in the mediterranean mussel, *Mytilus galloprovincialis* Rapp. Comm. int. Mer Médit., p. 37-45.

Cemagref., 2000. Mesure d'un marqueur de pollution chez les poissons d'eau douce. Validation et optimisation, Fre. Coll. Etudes du Cemagref, Série gestion des milieux aquatiques N°15, Flammarion Paris, 2000, 100 p.

Chaignon V. & Hinsinger P., 2003. A biotest for evaluating copper bioavailability to plants in a contaminated soil. J. Environ. Qual. 32, p.824-833.

Chamley H., 2000. Bases de sédimentologie (2^{ème} Edition). Edition. Dunod, Paris, 178 p.

Chaise M.W. & Revea J.L., 2009. «A phylogenetic classification of the land plants to accompany APG III», Bot. J. Linn. Soc., vol. 161. p. 122-127.

Chen J., Zhu C., Li L. P., Sun Z.Y., Pan X.B., 2007. Effects of exogenous salicylic acid on growth and H₂O₂-metabolizing enzymes in rice seedlings under lead stress. Journal of Environmental Sciences 19, p. 44-49.

Chen M., Schliep M., Willows D.R., Zheng-Li C., Neilan A.B., Sheer H., 2010. A red shifted chlorophyll. Science: Vol. 329 (5997), p. 1318-1319.

Chouteau C., 2004. Développement d'un biocapteur conductimétrique bi-enzymatique à cellules algales. Chimie, Procédés, Environnement. N° d'ordre : 04-ISAL-0066, 179 p.

Cid A., Herrero C., Torres E., Abalde J., 1995. Copper toxicity on the marine microalga *Phaeodactylum tricornutum*-effects on photosynthesis and related parameters. Aquat Toxicol, 31, p 165-174.

Commission Directive 98/64/EC of 3 Septembre 1998. Dosage des acides aminés. Official Journal of the European community's L 257, p. 14-28.

Dalton D.A., Russel H., Evans H., 1988. Nickel as a micronutrient element for plants. *Biofactors* 11, p. 11-16.

Davis J.S. & Zobrist J., 1978. Inter relationships among chemical parameters in rivers—analyzing effect of naturel and anthropogenic sources. *Progress in Water Technology* 10, p. 65-78.

Devallois V., Boyer P., Boudenne J.-L., Coulomb B., 2008. Contribution for modeling vertical evolution of O₂, nutrients and pH in saturated bottom sediments. *International Journal of Limnology* 44 (4), p. 275-288.

Devez A., 2004. Caractéristiques des risques induits par les activités agricoles sur les écosystèmes aquatiques. ENGREF. Sciences de l'eau : 206 p.

De Vos C.H.R., Vonk M.J., Vooijs R., Schat H., 1992. Glutathione depletion due to copperinduced phytochelatin synthesis causes oxidative stress in *Silene cucubalus*. *Plant Physiology* 98, 853-858.

Dirilegen N., 2000. Accumulation of heavy metals in freshwater organisms: Assessment of toxic interactions. *Turk. J. Chem*, p. 137-179.

Di Toro D., Allen H., Bergman H., 1999. A biotic ligand model of the acute toxicity of metals. I. Technical basis. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20 (10), p. 2383-2396.

Djemai A., 1985. Hydrologie du bassin versant du Haut-Sébaou-Hydrologie des formations alluviales (Algérie). *Ing.Geol. Appl. (Hydrogéol.)*, U.S.M. 261 p.

Dufey J.E., Genon J.G., Jaillard B., Calba H., Rufyikiri G., Delvaux B., 2001. Cation exchange on plant roots involving aluminum: experimental data and modeling. *In Trace elements in the rhizosphere*, Eds. G. R. Gobran, W. W. Wenzel and E. Lombi. p. 227-252.

El Morhit M., 2009. Hydrochimie, Eléments traces métalliques et Incidence écotoxicologique sur les différentes composantes d'un Ecosystème Estuarien (Bas Loukkos).. AGDAL. 260 p.

EPA. 187-Zn. Ambient water quality for zinc-1987. EPA 440/5-87-003. US. Environmental Protection Agency, Washington, D. C.

Epstein E., 1972. Mineral nutrition of plants: principles and and perspectives. New York: Wiley Ed. 175 p.

Fanit O., 2009. Etude des ressources hydriques en Algérie (Mila). Agence hydraulique de Mila, 15 p.

- Fargasova A., 2001. Phytotoxic effects of Cd, Zn, Cu and Fe o *Sinapis alba* L. seedlings and their accumulation in roots and shoots. *Biologia Plantarum* 44 (33), 471-473.
- Fernandez J.A., Vazquez M.D., Lopez J., Carballeira A. 2006. "Modelling the extra and intracellular uptake and discharge of heavy metals in *Fontinalis antipyretica* transplanted along a heavy metal and pH contamination gradient." *Environmental Pollution* 139 (1), p. 21-31.
- Ferrat L., Pergent-Martini C., Romeo M., 2003. Assessment of the use of the biomarkers in aquatic plants for the evaluation of environmental quality: application to seagrasses. *Aquatic Toxicology*. 65, p. 187-204.
- Ferreira D., 2009. Caractérisation de la biodisponibilité du cuivre dans les écosystèmes aquatiques par échantillonnage passif (DGT : Diffusion Gradient in Thin films), bio-indication (bryophytes aquatiques), et modélisation (BLM : Biotic Ligand Model). Thèse Doct. Chimie, Environnement et santé, 220 p.
- Fortunati P. Lombi E. Hamon R.E., Nolan A.L., McLaughlin M.J., 2005. Effect of toxic cations on copper rhizotoxicity in wheat seedlings. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, p. 372-378.
- Foy C.D., Chaney R.L., White M.C., 1978. The Physiology of metal toxicity in plants. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 29, p. 511-566.
- Gabelle C., 2006. Etude de la contamination des sédiments par les métaux dans les canaux et rivières du nord de France. These Doct. en Structure des Systems Reactifs, 233 p.
- Gardner J.L. & Al-Hamdani S.H., 1997. Interactive effect of aluminum and humic substances on *Salvinia*. *J. Aquat. Plant Manage.* 35, p. 30-34.
- Garnham G.W., Codd G.A., Gadd, G.M., 1992. Kinetics uptake and unicellular location of cobalt, manganese and zinc in the estuarine green algae (*Chlorella salina*). *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 37, p. 274-276.
- Gaujous D., 1995. La pollution des milieux aquatique. ISIM lyonnaise des eaux. Aide-mémoire de 220 p, 2e édition.
- Gensemer R.W., Dixon D.G., Greenberg B.M., 1999. Using chlorophyll a fluorescence to detect the onset of anthracene photo induced toxicity in *Lemna gibba*, and the mitigating effects of a commercial humic acid, *Limnol. Oceanogr.* 44, p. 870-878.
- Gilbin R., 2001. Caractérisation de l'exposition des écosystèmes aquatiques à des produits phytosanitaires : Spéciation, biodisponibilité et toxicité. Exemple du cuivre dans les eaux de ruissellement de parcelles viticoles (Roujan, Hérault, France). *Terre et environnement*, vol. X, XXIII, 192 p.

- Gimbert F., 2006. Cinétique du transfert de polluants métalliques du sol à l'Escargot. (EA 3184, USC INRA), n°1191, 192 p.
- Gleick P.H., 1996. Water resources. In Encyclopedia of Climate and Weather, ed. by S.H. Schneider, Oxford University press, New York, vol. 2, p. 817-823.
- Golovatyj S.E., Bogatyreva E.N., Golovatyj S.E., 1999. Effect of levels of chromium content in a soil on its distribution in organs of corn plants. Soil Res Fert, p 194-204.
- Hart B.T. & Hines T., 1995. Traces elements in rivers «In Traces elements in natural waters», Brit Salbu & Eiliv Steinnes ed. p. 14- 27.
- Hassler C.S., Slaveykova V.I., Wilkinson K.J., 2004. "Some fundamental (and often overlooked) considerations underlying the free ion activity and biotic ligand models." Environmental Toxicology and Chemistry 23(2), p. 283-291.
- Hegazy A.K., Kabil H.F., Fawzy M., 2009. Duckweed as heavy metal accumulator and pollution indicator in industrial wastewater ponds. Desalination and water treatment. P. 400-406.
- Heller R., 1977. Physiologie végétale. Tome I. Nutrition. Eds. Masson, Paris, 244 p.
- Hem J.D., 1970. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. US Geol. Surv. Water Supply paper 1473, 363 p.
- Hillman W.S & Culley, D.D.Jr., 1978. "The Uses of Duckweed." American Scientist 66, p. 442-451.
- Hinsinger P., 1998. How do plant roots acquire mineral nutrients? Chemical processes involved in rhizosphere. Advances in Agronomy, 24, p. 225-265.
- Hopkin S.P., 1989. Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates. Elsevier Applied Science, NY, USA, 366 p.
- Hopkin G.W., 2003. Physiologie végétale. Edition De Boeck & Larcier. Introd. Bruxelles, 514 p.
- Huang W., Giannoni A., Meybeck M., 1992. Surveillance des flux de micropolluants inorganiques. Agence de l'eau Seine, rapport final, 67 p.
- IBGE., 2005. Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : cadre général, 16 p.
- INERIS., 2004. Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. DRC-03-46822-FLG/JL-03. 06931/85, 83 p.
- Jacobson L., Hannapel R., Moore D., Schaedle M., 1960. Influence of calcium on selectivity of ion absorption process. Plant Physiology, p, 58-61.
- Jain C.K & Ram D., 1997. Adsorption of metal ions on bed sediments. Hydrological sciences Journal, 42, p. 713-723.

- Jana S & Choudhuri M., 1982. "Senescence in submerged aquatic angiosperms: effects of heavy metals." *New Phytologist*. 90 (3), p. 477-484.
- Johnston W. & Proctor J., 1977. Metal concentration in plants and soils from two british serpentine sites. *Plant Soil*, 46, p. 275-278.
- Jones H.G & Jones M.B., 1989. Introduction: Some terminology and common mechanisms. In: H.G. Jones, T. J. Flowers, M. B. Jones Edt. *Plants under stress*. Cambridge University Press, p.1-10.
- JORA., 2006. Journal officiel de la république Algérienne. Décret, ministériel n°06-141, du 19 Avril 2006, définissant les valeurs limitent des rejets d'effluents liquides industriels.
- Julve P., 1998. Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France. Ed. Morin, p 855, 856.
- Juste C., 1988. Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Science du Sol*, 26, p. 103-112.
- Kamal M., Ghaly A.E., Mahmoud N., Côté R., 2004. Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants. *Environment International* 29, p. 1029-1039.
- Karayucel S & Karayucel I., 2000. The effect of environment factors, depth and position on the growth and mortality of raft-cultured blue mussels (*Mytilus edulis* L.). *Aquaculture Research* 31, p. 893- 899.
- Koller E., 2004. *Traitement des pollutions industrielles*. Ed, Dunod. Paris, 424 p.
- Lacroix M., 1999. *Nutrition en calcium: problèmes et solution*. Publication VT046. 15 p.
- Landrum P.F & Robbins J.A., 1990. Bioavailability of sediment associated contaminants to benthic invertebrates. In Baudo, R., Giesy, J.P. et Mantau, H (Eds). *Sediment: chemistry and toxicity of pollutants*, Chelsea, MI, USA. p. 237-263.
- LE Goff, F., Bonnomet V., Magaud H., Thybaud E., 2004. Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. «Evaluation des Risques Ecotoxicologiques» INERIS. DRC-03-46822-FLg/JL-03.0693, 89 p.
- Leleyter L., Probst J.L., Depetris P., Haida S., Mortatti J., Rouault R., Samuel J., 1999. REE distribution pattern in river sediments: partitioning into residual and labile fractions. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series IIA - Earth and Planetary Science*, 329, 1, p. 45-52.
- Levitt J., 1980. *Responses of plants to environmental stresses. Volume II: Water radiation, salt, and other stresses*. Academic Press, New York.
- Loez C.R., Salibian A., Topallian M.L., 1998. Phytoplanktonic associations as indicators of zinc pollution. *Rev. Sci. Eau*, 11 (3), p. 315-332.

Long E.R., MacDonald D.D., Smith S.L., Calder F.D., 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19, p. 81-97.

Luttge U & Higinbotham N., 1979. *Transport in plant*. Ed. Springer-Verlag. New York Inc. 468p.

Lytle S.J & Lytle F.T., 2001. Use of plants for toxicity assessment of estuarine ecosystems environmental toxicology and chemistry, Vol. 20, N°1, p. 68-83.

Manning W.M. & Strain H.H. 1943. Chlorophyll *d*, a green pigment of red algae. *Journal of biological chemistry*, 151, p. 1-19.

Markert B. & Wtorova W., 1992. Inorganic chemical investigations in the Forest Biosphere Reserve near Kalinin. Part 3. Comparison of the multielement budget with a forest ecosystem in Germany-aspects of rejection indication and accumulation of chemicals elements. *Vegetations*, 98, p. 43-58.

Marshner H., 1986. Mineral nutrition of higher plants. Chapter 8: Function of mineral nutrients: Macronutrients. London Academic Press. pp 195-267.

Marschner H., 1995. Mineral nutrition of higher plants. Academic Press, London. 889 p.

Mebarki A & Bencheikh-Lehocine M., 1997. Sources et charges de pollution dans le bassin du kebir-Rhumel (Algerie orientale). *Eléments d'étude pour la protection des ressources en eau*. *Revue des Sciences de la Terre et de l'Aménagement*, p. 33-45.

Merrad A., 2004. La pollution des eaux douces de la région d'Oued Athmenia et son influence sur des espèces végétales bioindicatrices (*Phragmites communis* et *Chlorella vulgaris*). *Ing. d'Etat pathologie des écosystèmes*, 60 p.

Masleard E & Perennou C.M., 1996. La végétation aquatique émergente. *Ecologie & gestion*, 86 p.

Meade H.R., Yuzik T.R., Day T.R., 1990. Movement and storage of sediment in rivers of the United States and Canada. *Surface Water Hydrology. Geology of North America*. The Geological Society of America, 1, 255-280.

Meybeck M., 1986. Composition chimique des ruisseaux non pollués de France. *Sciences Geologiques* : 73 p.

Miao S., Delaun R.D., Jugsujiinda A., 2006. Influence of sediment redox conditions on release/solubility of metals and nutrients in a Louisiana Mississippi river deltaic plain freshwater lake. *Science of the Total Environment*, p. 334-374.

Michaud A.M., Chappellaz C., Hinsinger P., 2008. Copper phytotoxicity affects root elongation and iron nutrition in durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.). *Plant and Soil*, 310, p. 151-165.

Miquel M., 2001. Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, N° 2979. Assemblée Nationale, N° 261 Sénat.

Moffett J., 1997. Cu speciation and cyanobacterial distribution in harbors subject to anthropogenic Cu inputs. *Limnology and Oceanography* 42(5), p.789-799.

Moreno J.L., Garcia C., Hernandez T., Pascual J.A., 1996. Transference of heavy metals from a calcareous soil amended with sewage-sludge compost to barley plants. *Bioresource technology*, 55, p. 251-258.

Morlon H., 2005. Mécanismes de prise en charge du sélénite-Se (IV) – chez l'algue verte unicellulaire *Chlamydomonas reinhardtii*. Bioaccumulation et effets induits sur la croissance et l'ultrastructure. Thèse, Doct. Sciences du Vivant, Géosciences et Sciences de l'Environnement. *Ecotoxicologie*, 172 p.

Mullin M., Hardwick K., Thuman D.A., 1985. Heavy metal location by analytic electron microscopy in conventionally fixed and freeze-substituted roots of metal tolerant and non-tolerant ecotypes. *Proc. Int. Conf. Heavy metals in the environment*, p. 43-46.

Nedjai I & Bendoukhane S., 2010. Évaluation de la qualité des eaux de Hammam Grouz (commune d'Oued Athmania) et d'un cours d'eau (commun d'Ain Smara). Mémoire d'ingénieur d'état en écologie (pathologie des écosystèmes), 90 p.

NF EN ISO 11885., 1998. Dosage de 33 éléments par spectroscopie d'émission atomique avec plasma couplé par induction. Norme européenne. Ed. Afnor, p.166-185.

NFX31-147., 1996. Qualité des sols. Sols, sédiments. Mise en solution par attaque acide. Norme Française. Ed Afnor, p. 299-305.

N'Guessan, Y.M., Probst J.L., Bur T., Probst A., 2008. Trace elements in stream bed sediments from agricultural catchments (Gascogne region, S-W France): Where do they come from? *Science of the Total Environment*, 407, p. 2939-2952.

Nieboer E, & Richardson D.H., 1980. The replacement of the nondescript term 'heavy metals' by a biological and chemically significant classification of metal ions. *Environmental Pollution* 1B, p. 3-26.

Niebs J.F., Hinsinger P., Jaillard B., Dufy J.E., 1993. Release of non-exchangeable potassium from different size fractions of two highly K-fertilized soils in the rhizosphere of rape (*Brassica napus* cv DRAKKAR). *Plant and Soil* 155/156, p. 403-406.

Nescovic M., Konjevic R., Culafic Lj., 2003. *Fisilogia, biologica*, Biograd.

Newman M & Jago C., 1994. Ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments. In: <<Bioavailability Physical, Chemical and Biological

interactions>>. Hamelin J.L.L., P.F. Bergman, H.L. Benson, W.H. Ed. USA, Lewis Pub. Inc. p 39- 61.

Newmann D. & Zur-Neiden U. 2001. Silicon and heavy metal tolerance of higher plants. *Phytochemistry* 56, p. 685-692.

O'Donnell J., Kaplan B., Allen H., 1985. Bioavailability of trace metals in natural water. 7th Symposium: Aquatic Toxicology and Hazard assessment, Philadelphia, ASTM.

O.M.S. (Organisme Mondial de la Santé), 1994. Normes Internationales Applicables à l'Eau.

Panfili F., 2004. Etude de l'évolution de la spéciation du zinc dans la phase solide d'un sédiment de curage contaminé, induit par phytostabilisation. Thèse Doct. Géochimie de l'Environnement, 229 p.

Pavlovic S., Pavlovic D., Topuzovic M., 2005. Comparative analysis of heavy metal content in aquatic macrophytes in the reservoirs of Gruza, BuBanj and Memorial Park. *Krajevaca J. Sci.* 27, p 146-157.

Peltier E.F., Webb S.M., Gaillard J.F., 2003. Zinc and lead sequestration in an impacted wetland system. *Advances in Environmental Research* 8, p. 103-112.

Pincon C., 2013. Les voies de synthèse des acides aminés chez les plantes. Edition Dunod, 166 p.

Pourrut B., Perchet G., Silvestre J., Cecchi M., Guiresse M., Pinelli E., 2008. "Potential role of NADPH-oxidase in early steps of lead-induced oxidative burst in *Vicia faba* roots." *Journal of Plant Physiology* 165(6): 571-579.

Puig S., Andres-Colas N., Garcia-Molina A., Penarrubia L., 2007. Copper and iron homeostasis in *Arabidopsis*: responses to metal deficiencies, interactions and biotechnological applications. *Plant Cell Environ.* 30, p. 271-290.

Radic S., Babic M., Skobic D., Roje V., Pevaleka-Kozlina B., 2009. Ecotoxicological effects of aluminum and zinc on growth and antioxidants in *Lemna minor* L. *Ecotoxicol. and Environ. Saf.* Elsevier, p. 1-7.

Rahmoune C., 1992. Interaction entre le cadmium et le zinc chez le pois (*Pisum sativum* L.) en culture hydroponique. Thèse Doct. En Sciences Agronomiques. Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique, 150 p.

Rahmoune C., 1999. Capability of reed (*Phragmites communis*) to reduce chromic pollution of water. 3rd I international symposium <<Irrigation of horticultural crops>>, 28 Jun. 02 Jul. Estoril (Portugal).

Rahmoune C., Seridi, R., Paul, R., Dreze, P., 2000. Influence of Zn Concentration in Solution Applied to Leaves and Roots on the Absorption and Translocation of Cd by leaves. *Agricultural Sciences*, 27 (1). P. 72-77.

Rai V.K., 2002. Role of amino acids in plant responses to stresses. Dept. of Biosciences, H.P. Univ. Shimla 171005, India.

Ralph P.J & Birchett M.D., 1998. Impact of petrochemicals of the photosynthesis of *Halophila ovalis* using chlorophyll fluorescence. Mar. Pollut. Bull. 36 (6), p. 429-436.

Ralph P.J., 2000. Herbicide toxicity of *Halophila ovalis* assessed by chlorophyll a fluorescence. Aquat. Bot. 66, p. 141-152.

Ramade F., 1992. Précis d'Ecotoxicologie. Ed. Masson. Paris. 224 p.

Ramade F. 1993. Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. Ediscience International, Paris, 822 p.

Ramade F., 2000. Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. Dunod 2^{ème} édition, 930 p.

Ramade F., 2007. Introduction à l'écotoxicologie. Fondements et applications. Ed. Lavoisier, Paris, 618 p.

Raven P.H., Evert R.F., Eichhorn S.E., 2007. Biologie végétale, 2^e édition, De Boeck, (trad. de la 7^e édition américaine Jules Bouharmont et révision scientifique Charles-Marie Evrard), (ISBN 978-2-8041-5020-4), et d'après P.R. Scout, Proceeding of the Ninth Annual California Fertilizer Conference, 1961. 127p.

Ravera O., 2001. Monitoring of the aquatic environment by species accumulator of pollutants: 2003-2004. A review. – In: Ravera O. (ed): Scientific and legal aspects of biological monitoring in freshwater. J. Limnol. 60 (Suppl. 1), p. 63-78.

Razinger J., Demastia M., Drinovec I., Drobne D., Zimec A., Koce J.D., 2006. Antioxidative responses of duckweed *lemna minor* L. to short-term copper exposure environ. Sci. Pollut. Res., 8, p.1-8.

Remon E., Bouchardon, J.L., Cornier B., Guy, B., Leclerc J.C., Faure O., 2005. Soil characteristics, heavy metal availability and vegetation recovery at a former metallurgical landfill: implications in risk assessment and site restoration. Environmental Pollution 137, p. 316-323.

Richter G., 1993. Métabolismes des végétaux. Physiologie et Biologie. Editon Française ISBN2-88074-231-5. 526 p.

Rio B., 2006. L'eau et la vie. Edition du Dauphin, 217 p.

Rodier J., 1984. L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires eaux de mer. 7^e édition, Dunod, Paris, 1365 p.

Rodier J., 1996. L'analyse de l'eau. Eau naturelle, eau résiduaire, eau de mer. 8^{ème} édition, Edit. Dunod, Paris, 1383 p.

Rodier J., Bazinc A.C., Broutin J.P., Chambon P., Champsaur H., Rodier L., 2005. L'analyse de l'eau - Eaux naturelles et Eaux résiduaires et Eau de mer. Dunod, 8^{ème} édition, 1384 p.

- Roy A.K., Sherma A., Talukdar G., 1988. Some aspects of aluminum toxicity in plants. *Bot. Rev.* 54, p. 145-178.
- Rusoff L.L., Blakeney E.W., Culley D.D. Jr., 1980. "Duckweeds (Lemnaceae): A Potential Source of Protein and Amino Acids." *J. Agricult. Food Chem.* 28, p. 848-850.
- Sagascience@cnsr-dir.fr. CNRS. en ligne., 2007. Dossier scientifique : L'eau. Agence de l'eau Artois- Picardie.
- Sahraoui M & Madoui F., 2010. Etude de l'impact des caractères physico-chimiques sur la communauté algale des cours d'eaux de la région d'Oued Athmenia, Ing. d'Etat en Ecologie et Environnement, 81 p.
- Salvarredy Aranguren M.M., 2008. Contamination en métaux lourds des eaux de surface et sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers. Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. 489 p.
- Samecka-Cymerman A., Kempers A.J., Kolon K., 2000. Concentrations of heavy metals in aquatic bryophytes used for biomonitoring in rhyolite and trachybasalt areas: a case study with *Platyhypnidium rusciforme* from the Sudety Mountains. *Annales Botanici Fennici*, 37, p. 95-104.
- Saradhi A.P & Saradhi P.P., 1991. "Proline accumulation under heavy metal stress." *Journal of Plant Physiology* 138(5), p, 554-558.
- Sarret G., Saumitou-Laprade P., Bert V., Proux O., Hazermann J.L., Traverse A., Manceau M.A., 2002. Forms of zinc accumulated in hyperaccumulator *Arabidopsis halleri*. *Plant physiol.* 130, p. 1815-1826.
- Sattelmacher B., 2001. The apoplast and its significance for plant mineral nutrition. *New Phytologist.* 149, p. 167-192.
- Say P. J. & Whitton B. A., 1983. "Accumulation of heavy metals by aquatic mosses. 1: *Fontinalis antipyretica* Hedw." *Hydrobiologia* 100(1), p. 245-260.
- Schützendübel A & Polle A., 2002. Plant responses to abiotic stresses: heavy metal-induced oxidative stress and protection by mycorrhization. *Journal of Experimental Botany*, Oxford University Press. Vol. 53, No. 372, p. 1351-1365.
- Serage M, S., 1996. Ecology and biomass of *Phragmites australis*. *Ecoscience.* 3(4), p. 473-482.
- Sergey S., Demidchik, V., Shabala L., Cuin T.A., Smith S.J., Miller A.J., Davies J.M., Newman I.A., 2006. Environmental stress and adaptation to stress. *American Society of Plant Biologists. Plant Physiology* 141, p.1653-1665.
- Sigg L., Behra P., Stumm W., 2000 : Chimie des milieux aquatiques. Chimie des naturelles et des interfaces dans l'environnement. 3^e édition, Dunod, Paris, 565 p.

Sigg L., Behra P., Stumm W., 2006. Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. 4^e édition, Dunod, Paris, 564p.

Slaveykova V.I & Wilkinson K.J., 2002. Physicochemical aspects of lead bioaccumulation by *Chlorella vulgaris*. Environ. Sci. & Technol. 36, p. 969-975.

Soltner D., 2005. Les bases de la production végétale. Le sol et son amélioration. Tome 1. Collection Sciences et Techniques Agricoles. 24^{ème} Edition. 471 p.

St-Cyr L., Cattaneo A., Chassé R., Fraikin C.G.J., 1997. Technical evaluation of monitoring methods using macrophytes, phytoplankton and periphyton to assess the impacts of mine effluents on the aquatic environment, 187 p.

Stewart C.R & Larher F., 1980. Accumulation of amino acids and related compounds in relation to environmental stress. In: Miflin, B.J. ed. The biochemistry of plants: a comprehensive treatise, New York: Academic press, Vol. 5, p. 609-635.

Stiborova M., Doubravova M., Brezinova A.F., 1986. Effect of heavy metal ions on growth and biochemical characteristics of photosynthesis of barley (*Hordeum vulgare* L.). Photosynthetica 20, p. 418-425.

Town R.M., Fillala M., 2002. Implication of natural organic matter binding heterogeneity on understanding lead (II) complexation in aquatic systems. The science of total environment, Vol. 300, p. 143-154.

USEPA., 1985. 'Lemna Acute Toxicity Test'.

USEPA., 1986. Recommended protocols for measuring trace metals in Puget Sound sediments and tissue samples. Puget Sound protocols, prepared by tetra tech in. for the United States Environmental Protection Agency.

Vajpayee P., Sharma S.C., Tripathi R.D., Rai U.N., Yunus M., 1999. Bioaccumulation of chromium and toxicity of photosynthetic pigments, nitrate reductase activity and protein content of *Nelumbo nucifera* Gaertn. Chemosphere, 39, p. 2159-2169.

Vangronsveld J., Mench M., Mocquot B., Clijsters H., 1998. Biomarqueurs d'exposition des végétaux terrestres aux polluants. Application à la pollution par les métaux. In : Lagadic, I., Caquet, T., Amiard, J.C., Ramade, F. (Eds), Utilisations des biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Lavoisier publ. Tec & Doc, p. 320.

Van Steveninck R.F.M., Barbare A., Fernando D.R., Van Steveninck M.E., 1994. The binding of zinc, but not cadmium, by phytic acid in roots of crop plants. Plant and soil 167, p. 157-164.

Vazquez M.D., Barcelo J., Poschneider C., Madico J., Hatton P., Baker A.J., Cope J.H., 1992. Localization of zinc and cadmium in *Thlaspi caerulescens* (brassicaceae), a metallophyte that can hyperaccumulate both metals. J. Plant Physiol. 140, p. 350-355.

Vincent C.D., Lawlor A.J., Tipping E., 2001. Accumulation of Al, Mn, Fe, Cu, Zn, Cd and Pb by the bryophyte *Scapania undulata* in three upland waters of different pH. *Environmental Pollution*, 114(1), p. 93-100.

Wang W.Z., Brusseau M.L., Artiola J.F. 1997. The use of calcium to facilitate desorption and removal of cadmium and nickel in subsurface soils. *Journal Contaminant Hydrology*, 25, p. 325-336.

Wasson J.G., Malvoi J.R., Maridet L., Souchon Y., Paulin L., 1998. Impacts écologiques de la Chenalisation des rivières. Edition, Coll. Etudes du Cemagref, Série gestion des milieux aquatiques N°14, 158 p.

Weil J.H., 1983. *Biochimie générale*, Edition Masson, Paris, ISBN : 2-225-77209-6, 446 p.

Wen X., Du Q., Tang H. 1998. Surface complexation model for the heavy metal adsorption on natural sediment. *Environmental Science and Technology*, 32, p. 870-875.

Wong S.L., Nakamoto L., Wainwright J.F., 1994. Identification of toxic metals in affected algal cells in assays of wastewaters. *J. Appl. Phycol.* 6, p. 405-414.

Xiong Z., Zhao F., Li M., 2006. "Lead toxicity in *Brassica pekinensis* Rupr.: Effect on nitrate assimilation and growth." *Environmental Toxicology* 21(2), p. 147-153.

Yalls J.A., Neuenschwander M.J., Willits M.G., Molina A., Steiner H.Y., Hunt D., 1996. Systemic acquired resistance. *The plant cell* 8, p. 1809-1819.

Yoshimura E., 1998. Accumulation of metals and cellular distribution of aluminium in the liverwort *Scapania undulata* in acidic and neutral streams in Japan. *Journal of Environmental Science & Health Part A Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, 33(4), p. 671-680.

Zaimeche S., Rahmoune C., Delaa Y., 2004. Impact de la Pollution Hydrique sur la qualité des eaux d'Oued Athmenia «Séminaire International en Ecologie Environnementale Urbaine : Etat Actuel et Perspective. Université Mentouri, Constantine (Algerie), du 15 au 17 mai».

Zhang Q., Smith F., Sekimoto H., Reid R., 2001. Effect of membrane surface charge on nickel uptake by purified mung bean root protoplasts. *Planta* 213, p.788-793.

Annexe

-Attestations de participation aux séminaires Nationaux et Internationaux

*Impact de la Pollution Hydrique sur la qualité des eaux d'Oued Athmenia « Séminaire International en Ecologie Environnementale Urbaine : Etat Actuel et Perspective. Université Mentouri, Constantine (Algerie), du 15 au 17 mai 2004 »

*Pollution Hydrique et Santé dans des Zones Urbaines et Périurbaines de Constantine « Séminaire International en Ecologie Environnementale Urbaine : Etat Actuel et Perspective. Université Mentouri, Constantine (Algerie), du 15 au 17 mai 2004 »

*Utilisation des algues et macrophytes comme bioindicateurs de la pollution des eaux « 1^{er} Seminaire International sur l'Environnement et ces Problèmes Connexes (SIEPC'2005)- Bejaia du 05 au 07 juin 2005 »

*Rôle des acides aminés comme bioindicateur des stress métalliques chez les végétaux aquatiques « 1^{er} Colloque Euro- Méditerranéen en Biologie Végétale & Environnement. Université Badji Mokhtar, Annaba, du 28 au 30 novembre 2005 »

*Effet de la pollution hydrique par les métaux sur le métabolisme et le développement des végétaux aquatiques « 1^{er} Colloque Euro- Méditerranéen en Biologie Végétale & Environnement. Université Badji Mokhtar, Annaba, du 28 au 30 novembre 2005 ».

*Effet et accumulation des métaux traces sur certaines espèces végétales des cours d'eau « Journées du SIBVE Constantine : 22-25 novembre 2010 »

*Réponse des espèces végétales des cours d'eau au stress environnant. Les Troisièmes Journées Scientifiques de l'ATT. Toxicologie-Environnement-Santé du 03 au 05 février 2012, Tabarka, Tunisie.

***articles publiés :**

- **Effet du cuivre, zinc et cadmium sur l'activité métabolique de *Chlorella sp.*, *Lemna minor* et *Phragmites communis***

Reçu le 04/10/2009 – Accepté le 16/05/2011

- **Plants capacity to accumulate and remove trace metals from wastewater**

Scottish Journal of Arts, Social Sciences and Scientific Studies, Vol. 8, 2013.

EFFET DU CUIVRE, ZINC ET CADMIUM SUR L'ACTIVITE METABOLIQUE DE CHLORELLA VULGARIS, LEMNA MINOR ET PHRAGMITES COMMUNIS

Reçu le 04/10/2009 – Accepté le 16/05/2011

Résumé

Les pollutions urbaine, industrielle et agricole sont les causes de la pollution aquatique, par le rejet de nombreux polluants organiques et inorganiques. Cette pollution peut avoir des conséquences sur la santé de l'homme soit par l'ingestion directe des végétaux et animaux contaminés soit par consommation de l'eau. Les micropolluants les plus importants sont les métaux lourds (Cu, Zn, Cd, Cr, Pb, Ni, et le Hg), sont le plus fréquemment rencontrés. Certains végétaux sont connus pour leur rôle: Epurateur (les phragmites pour le chrome); accumulateur (la lentille d'eau *Lemna minor* pour le Cadmium, et le Cuivre) et indicateur (l'algue *Chlorélla vulgaris* pour le Cadmium). La toxicité par les métaux lourds se manifeste par une perturbation au niveau du système métabolique des végétaux conduisant à des troubles au niveau des fonctions physiologiques. Différentes analyses telles que le dosage des métaux lourds (Cd, Cu et Zn), chlorophylles, acides aminés et protéines ont été effectuées sur trois végétaux: une algue (*Chlorélla vulgaris*), une lentille d'eau (*Lemna minor*) et un roseau (*Phragmites communis*) prélevés dans différentes stations situées dans la région de Oued El Athmania, le long des cours d'eau ou sont déversés plusieurs rejets d'eaux usées domestiques et industrielles. Cette étude a été menée dans le but, d'une part, de mettre en évidence l'importance du rôle de certains végétaux comme bio indicateurs de la dégradation du milieu environnant par la présence de rejets polluants, et d'autre part, de voir l'effet de toxicité de ces polluants sur les fonctions vitales de ces végétaux.

Mots Clés : Pollution Hydrique, traces de Métaux, Bio indicateurs, *Chlorélla vulgaris*, *Lemna minor*, *Phragmites communis*.

Abstract

The urban pollution, industrial and agriculture are the leading causes of water pollution, by rejecting many organic and inorganic pollutants. This pollution may have an impact on human health or by direct ingestion of plants and animals or contaminated water consumption. The micro pollutants are the most important heavy metals (Cu, Zn, Cd, Cr, Pb, Ni, and Hg), are most frequently encountered. Some plants are known for their role: Epurateur (phragmites for Chrome); accumulator (Duckweed *Lemna minor* for Cadmium and copper) and Indicator (seaweed *Chlorélla vulgaris* for Cadmium). The toxicity of heavy metals is manifested by a disruption at the system level plant metabolic disorders leading to the level of physiological functions. Different tests such as the determination of heavy metals (Cd, Cu and Zn), chlorophyll, amino acids and proteins were carried out on three plants: an alga (*Chlorélla vulgaris*), a lens of water (*Lemna minor*) and a reed (*Phragmites communis*) taken from different stations in the region of Wadi El Athmania along the rivers or spilled several discharges of sewage and industrial applications. This study was conducted in order, firstly, to highlight the important role of certain plants as bio indicators of the degradation of environment by the presence of polluting discharges, and on the other hand, see the toxicity effect of these pollutants on the vital functions of these plants.

Keywords: Pollution Hydrique, Heavy Metals, Bio indicators, *Chlorélla vulgaris*, *Lemna minor*, *Phragmites communis*

S. ZAÏMECHE¹
C. RAHMOUNE¹
B. WATHELET²

¹ Ecotoxicologie et Stress Abiotique, Dépt Biologie et Ecologie, Faculté des Sciences de la Nature et de le Vie, Université Mentouri Constantine, Algérie.

² Chimie Biologique Industrielle, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques Gembloux, Belgique.

التلوث الحضري، الزراعي والصناعي من أهم أسباب تلوث المياه. وهذا التلوث قد يؤثر على صحة الإنسان سواء من خلال تناول المبيات والنباتات والحيوانات أو استهلاك المياه الملوثة. ومن أهم الملوثات المعادن الثقيلة (النحاس، الزنك، الكروم، الكاديوم، الرصاص، الزئبق...). أن بعض النباتات لها دور هام في تنقية المياه من هذه الملوثات كالتصبي *Chlorélla vulgaris* (الطحلب الأخضر) للكاديوم والنحاس و الطحلب الأخضر *Chlorélla sp* للكاديوم. سمية المعادن الثقيلة تتجلى عند هذه النباتات بظهور أعراض كاضطرابات في نظام التمثيل الغذائي مما يؤدي إلى اضطرابات في الوظائف الفسيولوجية.

اختبارات مختلفة أجريت على هذه النباتات التي جمعت من مختلف المحطات في منطقة وادي الثمانية على طول الوديان أين تصب مياه الصرف الحضري والصناعي مثل قياس المعادن الثقيلة (الكاديوم، النحاس والزنك)، الكلوروفيل، الأحماض الأمينية والبروتينات. وقد أجريت هذه الدراسة من أجل أولاً تسليط الضوء على أهمية بعض النباتات كمؤشرات بيولوجية عن تدهور البيئة وثانياً مدى تأثير الملوثات السامة على الوظائف الحيوية لهذه النباتات.

الكلمات المفتاحية : تلوث المياه، المعادن الثقيلة، المؤشرات البيولوجية، *Chlorélla vulgaris*, *Lemna minor*, *Phragmites communis*

Les eaux courantes sont le milieu constamment modifié par l'homme. Les concentrations urbaines et le développement industriel ont conduit à utiliser ces eaux comme exutoire des déchets [1].

Un excès de matériaux organiques, ainsi que le rejet de certains composés chimiques et métaux ont pour conséquence une pollution toxique. Les micros polluants tels que les métaux lourds sont fréquemment rencontrés dans les effluents. Les végétaux (aquatiques et semi aquatiques) sont continuellement confrontés à ce stress dû à des taux élevés d'éléments métalliques très toxiques, tel que le Cadmium; également pour ceux qui sont indispensables (oligo éléments) tel que le Cuivre et le Zinc, lorsqu'ils sont absorbés par la plante à des concentrations endocellulaires dépassant un certain seuil.

Actuellement plusieurs végétaux sont utilisés comme bio indicateurs de la pollution des écosystèmes [2] [3]. En plus, certains végétaux sont connus pour leur rôle épurateur [4].

L'action des polluants sur les algues, et les macrophytes est différente, les phragmites par exemple peuvent accumuler des quantités importantes de Chrome [5], la lentille d'eau (*Lemna minor*) est un accumulateur de Cadmium, sélénium et Cuivre [6], l'algue verte (*Chlorélla vulgaris*) est un indicateur de la pollution par le Cadmium et le Zinc [7].

Dans l'environnement l'association du Cadmium et Zinc et leur assimilation peuvent entraîner des interactions entre ces deux ions [8]. Aussi Le Cadmium est toxique à de faible concentration inférieure à celle du Zinc [9].

MATERIEL ET METHODES

Différentes analyses ont été effectuées sur trois végétaux, une algue verte (*Chlorélla vulgaris*), une lentille d'eau (*lemna minor*) et un roseau (*Phragmites communis*) prélevés dans huit stations (S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7 et S8) situées dans la région de Oued El Athmania le long des cours d'eau ou sont déversés plusieurs rejets d'eaux usées.

1-Mesure des paramètres physico-chimiques de l'eau.

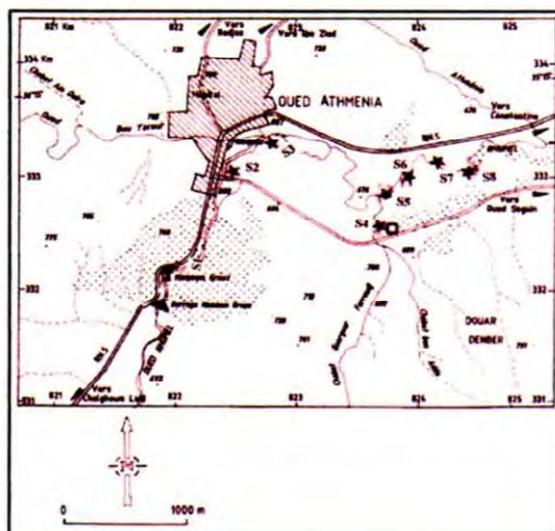
La température (°C), pH (en unité de PH), turbidité de l'eau (NTU) et conductivité électrique en $\mu\text{S}/\text{cm}$ ont été réalisés dans chaque point de prélèvement.

2-Dosages et mesures réalisés au laboratoire

- Mesure de l'oxygène dissous mgO_2/l [10].
- Dosages des métaux lourds [11] [12]
- Mesure des paramètres biochimiques :
- Taux des chlorophylles a et b [13]
- Acides aminés [14]
- Protéines [14]

3- Analyse statistique

Des tests sont effectués afin de mettre en évidence l'effet de toxicité des métaux traces Cuivre, Zinc et Cadmium et leur interaction sur l'évolution de l'activité photosynthétique et biochimique des trois espèces considérées dans cette étude.



Cartel : Localisation des stations d'échantillonnage

RESULTATS

Les résultats des différentes variables sont rapportés sur le tableau suivant :

Tableau 1. Résultats des caractères physico-chimiques et concentration en métaux traces Cu, Zn et Cd dans les huit plans d'eau.

Var		Moyenne	Minumum	Maximum	σ
T°	°C	20,37	19	26	2,97
pH		8,36	7,92	8,55	0,18
CE	$\mu\text{S}/\text{cm}$	1123,25	980	1953	335,61
T	NTU	30,43	8,41	88,37	34,36
OD	mg/l	3,5	2,92	4,10	0,49
Cu	$\mu\text{g}/\text{l}$	7,93	7,8	8,2	0,16
Zn	$\mu\text{g}/\text{l}$	93,75	41	180	49,25
Cd	$\mu\text{g}/\text{l}$	7,28	7,2	7,7	0,17

T° :Température, CE : Conductivité Electrique, T : Turbidité, OD : Oxygène dissous

Les valeurs moyennes et écart-types des caractères physico-chimiques synthétisés dans le tableau 1. montrent que tous les cours d'eau sont d'un pH basique avec une légère variation d'une saturation à une autre ($8,36 \pm 0,18$).

Une concentration moyenne en oxygène dissous ($3,5 \pm 0,49$ mg/L). La température est conforme aux normes ($20 \pm 2,97$) à l'exception de la station S1 ou la température de l'eau est de 26°C (présence de source thermique). Une

conductivité électrique élevée ($1123,25 \pm 335,61$) μ S/cm, ainsi que la turbidité ($30,43 \pm 34,36$) NTU.

Concentration en métaux traces dans les huit plans d'eau

Les résultats (Fig.1) montrent que Les valeurs moyennes varient d'une manière faible pour le Cuivre ($7,93 \pm 0,16$), Cd ($7,28 \pm 0,17$), par contre les concentrations du Zinc diffèrent de l'amont vers l'aval ($93,75 \pm 49,25 \mu$ g/L)

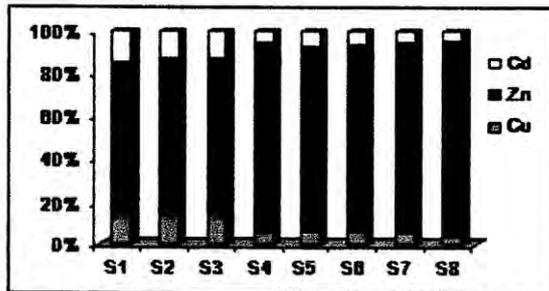


Figure 1 : Concentrations en métaux traces (μ g.g⁻¹) dans les huit stations

Les matrices de corrélation entre ces différents paramètres sont significativement marquées à $p < ,05$. De fortes corrélations positives et négatives existent entre les différentes variables :

-Corrélations positives entre conductivité électrique, Cuivre, Cadmium et température ($r > 0,87, 0,78$ et $0,93$), entre Cuivre et Cadmium ($r > 0,80$), turbidité et Zinc ($r > 0,73$).

-Corrélations négatives entre: le pH et la conductivité électrique ($r > -0,94$), la turbidité et l'oxygène dissous ($r > -0,75$), le Zinc et le Cuivre ($r > -0,74$).

Evaluation de la contamination des trois espèces par les métaux traces Cuivre, Zinc et Cadmium.

Les résultats des valeurs moyennes et écart type (Fig. 2) de la bioaccumulation des métaux traces Cuivre, Zinc et Cadmium (μ g/g) par l'algue verte *Chlorélla vulgaris*, la lentille d'eau *Lemna minor* et le roseau *Phragmites communis* montrent que :

- Pour *Chlorélla vulgaris* la valeur moyenne en Cuivre est de ($1,12 \pm 0,025$), en Zinc ($3,51 \pm 0,85$) et en Cadmium ($0,97 \pm 0,02$).
- Pour *Lemna minor* la valeur moyenne en Cuivre est de ($7,13 \pm 2,02$), en Zinc ($19,59 \pm 2,7$) et en Cadmium ($3,35 \pm 0,02$).
- Pour *Phragmites communis* la valeur moyenne en Cuivre dans la partie aérienne est de ($14,20 \pm 3$), en

Zinc ($46,32 \pm 8,06$) et en Cadmium ($1,08 \pm 0,06$). Et dans la partie souterraine la valeur moyenne est de ($15,15 \pm 2,22$) pour le Cuivre et ($71,81 \pm 10,33$) pour le Zinc et ($7,45 \pm 0,63$) pour le Cadmium.

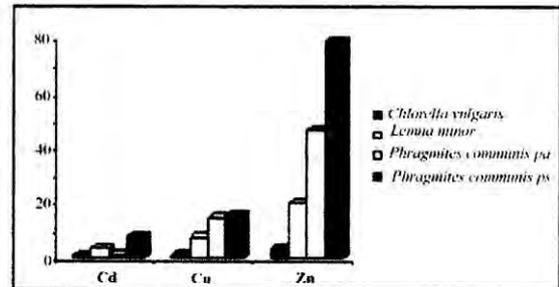
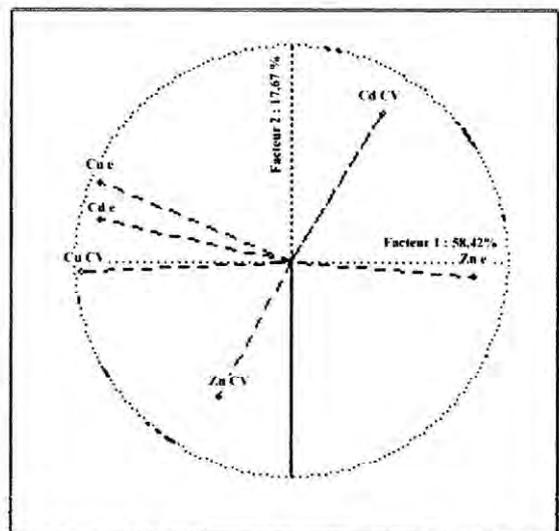


Figure 2 : Teneurs en métaux traces dans les trois espèces.

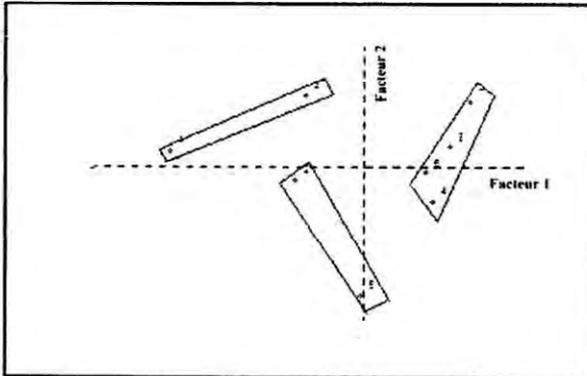
Une analyse en composantes principales a été effectuée pour chacune des espèces étudiées. Pour *Chlorélla vulgaris* les résultats révèlent (graphe 1a) une part de variabilité définie par l'axe 1 et l'axe 2 de 58,42 % et 17,67 % ; soit un total de 76,15 %. Toutes les variables sont bien représentées sur le plan 1-2 à l'exception de la teneur en Zinc (CV). L'axe 1 est défini par la variable concentration du Zinc dans l'eau dans sa partie positive et par les variables concentration du Cuivre, Cadmium dans l'eau et teneurs en Cuivre (CV) dans sa partie négative. L'axe 2 est formé par les variables : teneur en Cadmium dans (CV) dans sa partie positive et teneur en Zinc (CV) dans sa partie négative.



Graphé 1a : Cercle de corrélation de Cuivre, Zinc et Cadmium dans *Chlorélla vulgaris* dans les sites de prélèvement

La représentation des individus sur le plan factoriel 1-2 met en évidence trois groupes d'individus (Graphé 1b). Le premier groupe représenté par les individus CV4, CV6 CV8 et CV7 caractérisé par des teneurs élevées en Cadmium moyenne en Zinc et faible en Cuivre Le deuxième groupe représenté par les individus CV2 et CV5

caractérisé par des teneurs élevées en Zinc, moyenne en Cuivre, et faible en Cadmium. Le troisième groupe représenté par les individus CV1 et CV3 caractérisé par des teneurs élevées en Cuivre moyenne en Zinc et Cadmium.



Graph 1b : Représentation des individus sur le plan 1-2

Pour *Lemna minor* (Graph 2a) la part de variabilité montrée par les axes 1 et 2 est respectivement de 51,58 % et 25,07 % soit un total de 76,65% toutes les variables sont bien présentées sur le plan factoriel 1-2 à part les deux variables concentration du Cadmium dans l'eau et teneur en Zinc (LM).

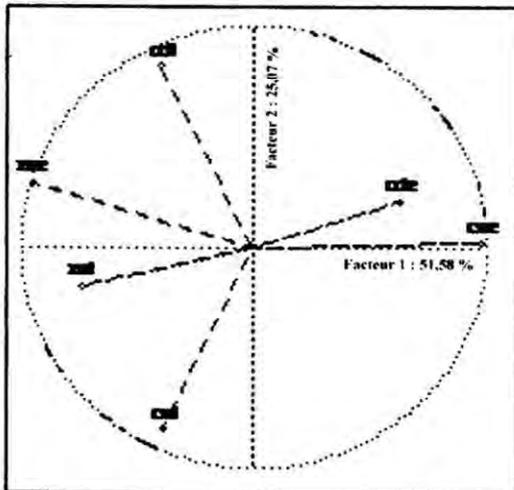
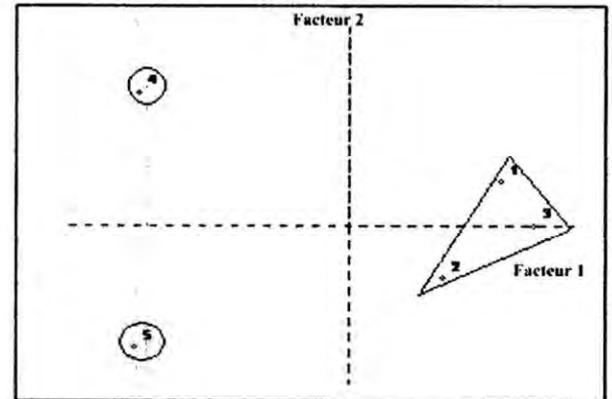


Figure 2a : Cercle de corrélation de Cuivre, Zinc et Cadmium dans *Lemna minor* dans les sites de prélèvement

Axe 1 est représenté dans sa partie positive par les variables concentration Cadmium, Cuivre (eau) et par les variables concentration Zinc (eau) et la teneur en Zinc (LM) dans sa partie négative. L'axe 2 est représenté par les variables teneur en Cadmium (LM) dans sa partie positive et teneur en Cuivre (LM) dans sa partie négative.

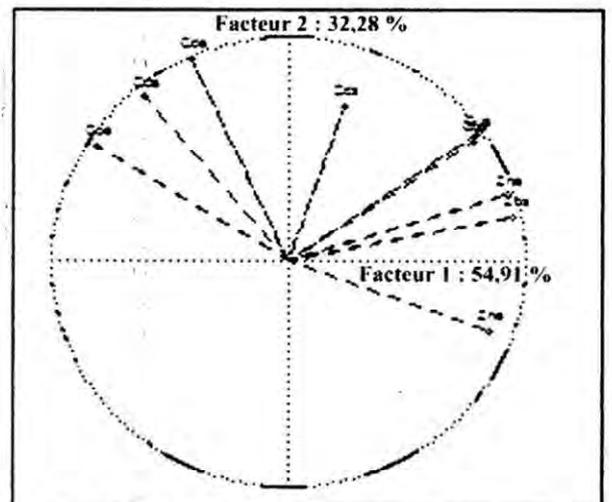
La représentation des individus sur le plan factoriel (1-2) démontre trois groupes d'individus (Fig. 2b). Le premier

groupe représenté par l'individu LM5 caractérisé par des teneurs élevées en Cuivre, Zinc et faible en Cadmium. Le deuxième groupe formé par l'individu LM4 caractérisé par un taux élevé en Cadmium, moyen en Zinc et faible en Cuivre. Le troisième groupe représenté par les individus LM1, LM2, LM3 caractérisé par un taux moyen en ces trois métaux traces.



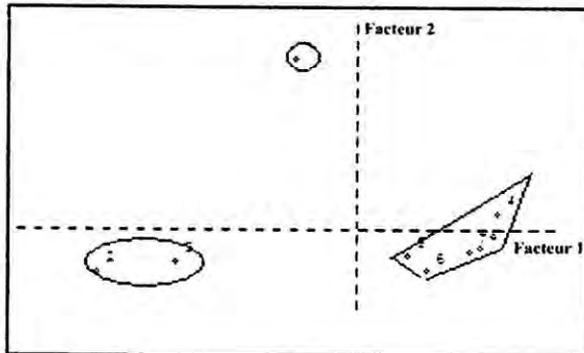
Graph 2b : Représentation des individus sur le plan 1-2

Pour *Phragmites communis* (Graph 3a) le pourcentage d'énergie des deux axes 1- 2 est de 86,19% (54,91 et 32,28%). Toutes les variables sont bien présentées sur le plan factoriel 1-2 à part la variable Cadmium (partie souterraine). L'axe 1 est défini dans sa partie positive par les variables Cuivre et Zinc (partie aérienne et souterraine) et dans sa partie négative par la concentration du Zinc et Cuivre dans l'eau. L'axe 2 est défini dans sa partie positive par les variables Cadmium (partie aérienne et souterraine), et la concentration du Cadmium dans l'eau alors qu'aucune Variable ne représente sa partie négative.



Graph 3a : Cercle de corrélation de Cuivre, Zinc et Cadmium dans *Phragmites communis* dans les sites de prélèvement

La représentation des individus sur le plan 1-2 est caractérisée par la présence de trois groupes d'individus (Graphe 3b). Le premier groupe représenté par les individus PC4, PC5, PC6, PC7 et PC8 caractérisé par des teneurs élevées en Cuivre, Zinc (dans la partie aérienne et souterraine) et moyenne en Cadmium (partie souterraine). Le deuxième groupe représenté par l'individu PC1 caractérisé par un taux élevé en Cadmium et moyenne en Zinc et Cuivre. Le troisième groupe représenté par les individus PC2 et PC3 caractérisé par des teneurs faibles en ces trois métaux traces.



Graph 3b : Représentation des individus sur le plan factoriel 1-2

Résultats des paramètres physiologique et biochimique

Les résultats des valeurs moyennes de l'activité métabolique et photosynthétique varient d'une espèce à l'autre (Fig.3).

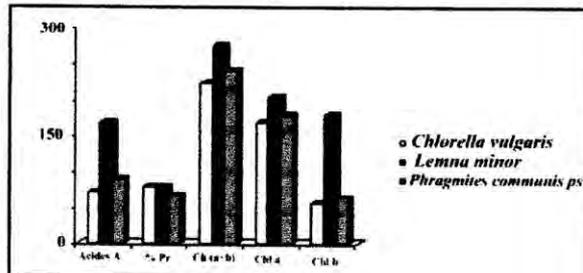


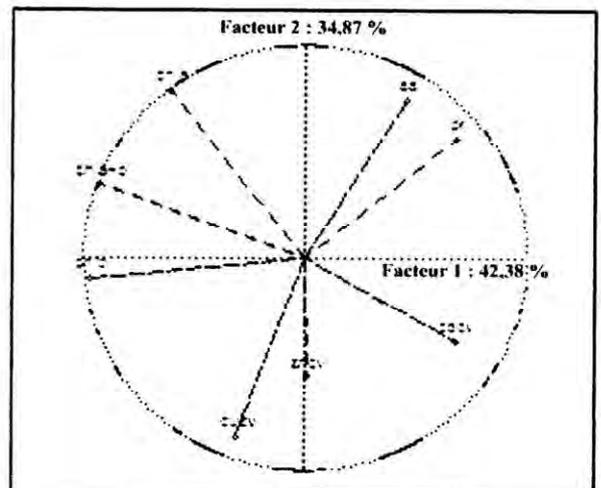
Figure 3 : Valeurs moyennes en acides aminés, protéines, chlorophylle (a+b), chlorophylle a et chlorophylle b.

- *Lemna minor* a les valeurs moyennes et écart-types les plus élevées, avec 167 ±35,16 mg/g en acides aminés, 79,46 ±1,49 % en protéines, 271,81 ±77,60 µg/g en chlorophylle totale (a+b), 202 ±43,38 µg/g en chlorophylle a, et 69,38 ±34,41 µg/g en chlorophylle b.
- Pour *Phragmites communis* les valeurs sont de 89,98 ±30,36 mg/g en acides aminés, 66,75 ±6,93 % en protéines, 238 ±14,28 µg/g en chlorophylle totale (a+b), 176,19 ±12,04 µg/g en chlorophylle a et 63,23 ±10,41 µg/g en chlorophylle b.

- Pour *Chlorella vulgaris* les valeurs sont de 69,81 ±27,5 mg/g en acides aminés, 77,85 ±22,3% en protéines, 222,11 ±24,31 µg/g en chlorophylle totale (a+b), 166,22 ±12,58 µg/g en chlorophylle a et 55,83 ±15,34 µg/g en chlorophylle b.

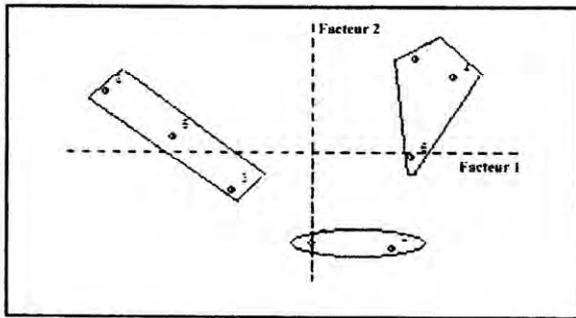
Une analyse en composante principale a été réalisée pour mettre en évidence le degré de variabilité physiologique et biochimique des espèces étudiées.

Pour *Chlorella vulgaris* le pourcentage d'énergie du plan 1- 2 est de 77,25% (42,38 et 34,87%). Toutes les variables sont présentées sur le plan 1-2 à l'exception de la variable teneur en Zinc (CV) (Graphe 4a). L'axe 1 est représenté dans sa partie positive par les variables %de protéines et teneur en Cadmium et dans sa partie négative par les variables chlorophylle totale (a+b), chlorophylle a et b. L'axe 2 est défini dans sa partie positive par la variable acide aminée et dans sa partie négative par la variable teneur en Cuivre et Zinc.



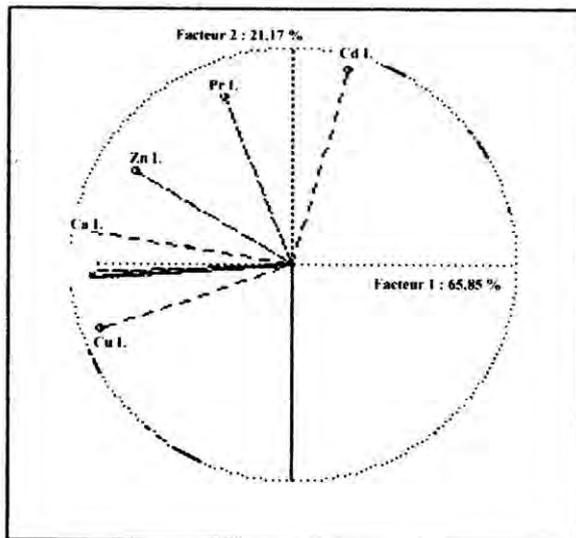
Graph 4a : Cercle de corrélation des paramètres physiologiques et biochimiques de *Chlorella vulgaris*

La représentation des individus sur le plan factoriel 1-2 met en évidence trois groupes d'individus (Graphe 4b). Le premier groupe représenté par les individus Cv4, Cv6 et Cv7 caractérisé par des teneurs élevées en acides aminés, pourcentage de protéines, Cadmium et moyennes en Cuivre, Zinc, faible en chlorophylle totale (a+b), chlorophylle a et b. Le deuxième groupe représenté par les individus Cv1 et Cv2 caractérisé par des teneurs élevées en Cuivre, Zinc et Cadmium et moyennes en acides aminés, pourcentage de protéines et faible en chlorophylle totale (a+b), chlorophylle a et b. Le troisième groupe représenté par les individus Cv3 et Cv5 et Cv8 caractérisé par des teneurs élevées en chlorophylle totale (a+b), chlorophylle a et chlorophylle b et moyennes en Cuivre, Zinc, Cadmium, acides aminés, % de protéines.



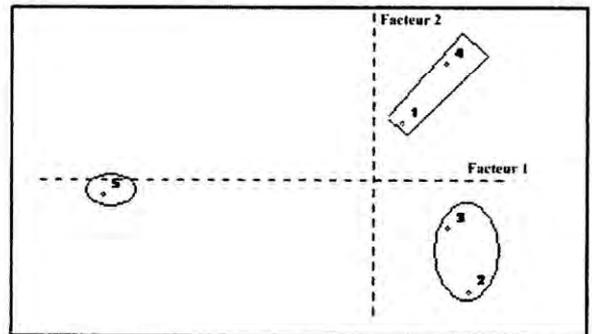
Graph 4b : Représentation des individus sur le plan factoriel 1-2

Pour *Lemna minor* la part de variabilité exprimé par l'axe 1-2 est respectivement de 65,85 % et 21,17% soit un total de 87,02% toutes les variables sont bien représentées sur le plan factoriel 1-2. L'axe1 est défini dans sa partie négative par les variables acides aminés, chlorophylle totale (a+b), chlorophylle a et b, Zinc et Cuivre mais aucune variable ne représente sa partie positive. L'axe2 est représenté dans sa partie positive par les variables pourcentage en protéines et teneur en Cadmium, aucune variable ne représente sa partie négative.



Graph 5a : Cercle de corrélation des paramètres Physiologiques et biochimiques de *Lemna minor*

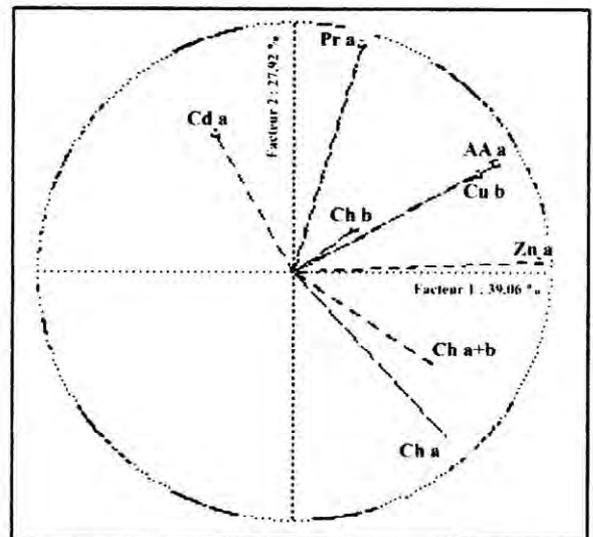
La représentation des individus sur le plan factoriel (1-2) est définie par trois groupes d'individus (Graph 5b). Le premier groupe représenté par les individus LM1 et LM4 qui ont une teneur élevée en Cadmium et moyenne pour les autres paramètres. Le deuxième groupe représenté par l'individu LM5 caractérisé par une teneur moyenne en Cadmium et élevée des autres paramètres. Le troisième groupe représenté par les individus LM2 et LM3 ont une teneur faible en ces différents paramètres.



Graph 5b : Représentation des individus sur le plan factoriel 1-2

Pour *Phragmites communis* la part de variabilité exprimée par l'axe 1-2 est de l'ordre de 39,06% et 27,92%, soit un total de 66,98% (Graph 6a).

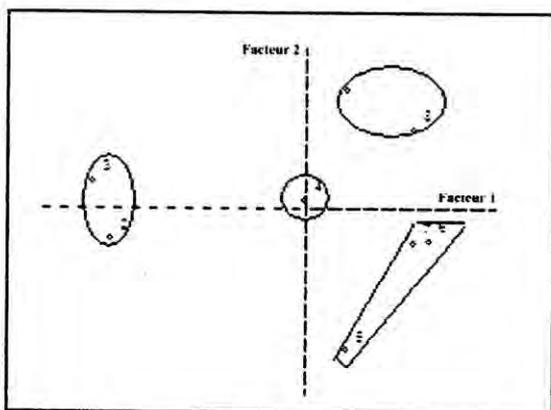
Toutes les variables sont bien représentées sur le plan factoriel 1-2 à l'exception des deux variables chlorophylle b et Cadmium partie aérienne. L'axe1 est représenté dans sa partie positive par les variables acides aminés, teneur en Zinc et Cuivre (partie aérienne), chlorophylle totale (a+b), chlorophylle a et b par contre aucune variable ne représente sa partie négative. L'axe2 est représenté dans sa partie positive par les variables %de protéines et Cadmium partie aérienne mais aucune variable ne définit sa partie négative.



Graph 6a : Cercle de corrélation des paramètres Physiologiques et biochimiques de *Phragmites communis*

La représentation des individus sur le plan factoriel 1-2 met en évidence quatre groupes d'individus (Graph 6b). Le premier groupe représenté par les individus PC1 et PC8 caractérisés par des teneurs élevées en acides aminés, %de protéines, Zinc et Cuivre et des teneurs moyenne en Cadmium, chlorophylle totale (a+b), chlorophylle a et b. Le deuxième groupe représenté par les individus PC5, PC6 et PC7 marquée par l'élévation de chlorophylle totale (a+b), chlorophylle a et Zinc et des valeurs moyenne pour

les autres paramètres. Le troisième groupe représenté par les individus PC2 et PC3 a une valeur faible en ces paramètres. Le quatrième groupe représenté par l'individu PC4 caractérisé par des valeurs intermédiaires en ces paramètres.



Graphique 6b : Représentation des individus sur le plan factoriel 1-2

DISCUSSION

Les résultats obtenus sont influencés par divers facteurs qui englobent les conditions du milieu environnant, l'espèce végétale et la nature des effluents.

Ainsi le degré de concentration en métaux traces Cuivre, Zinc et Cadmium dans les huit plans d'eau est supérieur à la concentration nominale même pour la station S1 située en amont de la ville, cette contamination pourrait être liée au système de dragage du barrage [15] [16] [17].

Aussi la bioaccumulation de ces métaux traces par ces espèces végétales est démontrée par l'altération de l'activité photosynthétique et biochimique.

Inhibition de la chlorophylle de *Chlorella vulgaris* par l'effet toxique du Cuivre, Zinc et surtout du Cadmium sur la chlorophylle a [18] [19].

Pour *Lemna minor* et *Phragmites communis* cette inhibition est due à la présence du Cadmium [20] [21].

Cet effet est également observé sur la synthèse des acides aminés et protéines.

Pour *Chlorella vulgaris* interaction du Cadmium avec les protéines, et le Cuivre par son inhibition des acides aminés [22].

Interaction du Cadmium Pour *Lemna minor* et du Cuivre pour *Phragmites communis* avec les protéines [23].

Par contre il est important de remarquer que le Cuivre et le Zinc ont stimulés le processus métabolique des acides aminés de *Lemna minor* et de *Phragmites communis* (partie aérienne) [24].

Ainsi, ces espèces végétales ont montrée leur capacité à absorber les métaux traces en particulier *Chlorella vulgaris* pour le Cuivre, *Lemna minor* pour le Zinc et *Phragmites communis* pour le Zinc (parties aérienne et souterraine) et le Cadmium (parties aérienne).

De plus, l'assimilation de ces polluants n'est pas sans effet drastique sur leur métabolisme par l'altération de l'activité photosynthétique et biochimique.

L'algue *Chlorella vulgaris* (premier maillon de la chaîne trophique) a montré sa sensibilité aux trois métaux traces.

La lentille d'eau *Lemna minor* beaucoup plus au Cadmium mais elle semble moins résistante aux conditions du milieu environnant (disparition de l'espèce dans les trois dernières stations).

L'effet du stress observé sur *Phragmites communis* est dû beaucoup plus à l'effet toxique du Cadmium.

REFERENCES

- [1]- Angelier, E., 2000. Ecologie des eaux courantes. Ed. TEC&DOC. Paris.
- [2]- Rahmoune C., 1999. Capability of reed (*Phragmites communis*) to reduce chromic pollution of water. 3rd I international symposium <<Irrigation of horticultural crops>>, 28 Jun. 02 Jul. Estoril (Portugal).
- [3]- Lytle S. J., Lytle F.T., 2001. Use of plants for toxicity assessment of estuarine ecosystems. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 20, N°1. pp. 68-83.
- [4]- Williams J. M., Bahgat M., May M., Ford M., Butler J., 1994. The removal pathogenic micro organisms during sewage treatment in gravel bed hydroponics constructed wetlands. In proceedings of a conference on wetlands systems for water pollution control, IAWQ. Guangzhou. pp. 200-209.
- [5]- Zayed A., Gowthaman S., Terry, N., 1998. Phyto accumulation of trace elements by wetland plants I. Duckweed J. Environ. Qual. 27.715-721.
- [6]- Kaplan D., Heimer y. M., Abeliovich A., Golds brough P.B., 1995 Cadmium toxicity and resistance in *Chlorella* sp. Plant Sci. 109:129-137.
- [7]- McKenna I. M., Chaney L. R., Williams M. F., 1993. The effect of Cadmium and Zinc interactions on the accumulation and tissue distribution of Zinc and Cadmium in Lettuce and Spinach. Environ. Pollut. 79: 113-120.
- [8]- Rahmoune C., Seridi R., Paul R and Dreze P., 2000. Influence of Zn Concentration in Solution Applied to Leaves and Roots on the Absorption and Translocation of Cd by leaves. Agricultural Sciences, 27 (1): 72-77.
- [9]- Das P., Samantaray S., Rout G. R., 1997. Studies on Cadmium toxicity in plants: A review Environmental pollution. Vol. 98, N°1, pp. 29-36.

- [10]- Rodier J., (1984). L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer 7^e édition, Dunod, paris, 1365p.
- [11]- Perkin, E., 1971. Analytical methods for atomic absorption spectrophotometry, Norwalk
- [12]- Spectrophotométrie d'absorption atomique avec flamme. Modèle (SAA. Perkin E. 110 OB)
- [13]- Arnon, D.I., 1949. Copper enzymes in isolated chloroplasts: poly phenol oxydase In *Beta vulgaris*. Plant Physiol, 24: 1-15.
- [14]- Commission Directive 98/64/EC of 3 Septembre 1998. Dosage des acides aminés. Official Journal of the European communities L 257, 14-28
- [15]- INERIS-DRC-02-25590-02DF54. Version N°1-5-fevrier 05.
- [16]- Environmental health criteria., 221 (Zinc) (World health organisation). Geneva 2001.
- [17]- INERIS-DRC-01-25590-00DF249. doc. Version N°2-3 fevrier 05.
- [18]- Natasha M. F., Stauber J. L., Lim R. P., 2000. Development of flow cytometry-based algal bioassays for assessing toxicity of copper in natural waters. Environmental toxicology and chemistry, vol. 20, N°1, pp. 160-170.
- [19]- De Fillipis, L. F., Ziegler, H., 1993. Effect of sublethal concentrations of Zn, Cd and Hg on photosynthetic carbon reduction cycle of *Euglena*. Plant Physiol. 42: 167-172.
- [20]- Somashekaraiah B. V., Padmaja K., Prasad A. R. K., 1992. Phytotoxicity of Cadmium ions on germinating seedlings of mung bean (*Phaseolus vulgaris*): involvement of lipid peroxides in chlorophyll degradation. Physiologia Plantarum 85: 85-89. Copenhagen.
- [21]- Fargasova A., 2001. Phytotoxic effects of Cd, Zn, Cu and Fe on *Sinapis alba* L. seedlings and their accumulation in roots and shoots. Biologia Plantarum 44 (33): 471-473.
- [22]- Omar H.H., 2002. Adsorption of Zn ions by *Scenedesmus obliquus* and *S. quadricauda* and its effects on growth and metabolism. Biologia Plantarum 45 (2): 261-266.
- [23]- Briat J. F., Lebrun M., 1999. Plant response to metal toxicity. Plant biology and pathologie. Life Sciences. 322. 43-64.
- [24]- Rai V. K., 2002. Role of amino acids in plant responses to stresses. Dept. of Biosciences, H.P. Univ. Shimla 171005, India.

SCOTTISH JOURNAL OF
ARTS, SOCIAL SCIENCES
AND
SCIENTIFIC STUDIES

VOLUME 8, ISSUE I
JANUARY, 2013

Articles

Iṣùàà Numerals System	3
<i>Taiwo O Agoyi</i>	3
A Study on Environmental Worldview of Undergraduate Business Students in Malaysia	13
<i>Shaharudin Yunus, Dr.</i>	13
<i>Mohd Helmy Rizal Abdullah</i>	13
<i>Noor Maizudin Mohamad Noor</i>	13
Identifying significant Land Use Patterns as major contributors to the Vibrancy of Urban Commercial Districts in the context of Malaysia	24
<i>Elahe Anjomshoaa</i>	24
<i>Dr. Tareef Hayat Khan</i>	24
Optimally Tuned Flatness Control of a Magnetic Levitation System using Particle Swarm Optimization	42
<i>Ejike C. Anene</i>	42
<i>Ganesh K. Venayagamoorthy</i>	42
Plants capacity to accumulate and remove trace metals from wastewater	61
<i>Zaïmeche Saida</i>	61
<i>Chaabane Rahmoune,</i>	61
<i>Bernard Wathelet,</i>	61

Plants capacity to accumulate and remove trace metals from wastewater

Zaïmeche Saida

*Ecotoxicology and Abiotic Stress, Dept of Biology and Ecology, Faculty of NLS,
University of
Constantine 1, 25000 Constantine, Algeria. Zaimeche_s@yahoo.fr*

Chaabane Rahmoune,

*Ecotoxicology and Abiotic Stress, Dept of Biology and Ecology, Faculty of NLS,
University of
Constantine 1, 25000 Constantine, Algeria. chab_rahmoune@yahoo.fr*

Bernard Wathelet,

*Biological Chemistry, Faculty of Agricultural Sciences Gembloux, Belgium. Email:
wathelet.b@fsagx.ac.be*

Abstract

Major environmental and human health problems are due to the toxicity of the metals accumulated in different compartments of the ecosystems. Four aquatic species; unicellular alga *Chlorella sp.* and macrophytes floating as well as emergent plants (*Lemna minor*, *Phragmites communis* and *Typha latifolia*) were examined for their bioaccumulation of essential (Mg, K, Ca, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn), no essential (Co, Al), and toxic metals (Cr, Pb). This investigation showed that, these plants have the capacity in removing metals from the environment and also could accumulate the various metals in different manner. Beside this study is reflected the different impact of trace metals over alga and macrophytes, by their effect on metabolism process of chlorophyll (*a*, *b*), total amino acids and percentage of proteins.

Keys words: Trace metals, Bioaccumulation, *Chlorella sp.*, *Lemna minor*, *Phragmites communis*, *Typha latifolia*, Chlorophyll (*a*, *b*), Total amino acids, Percentage of proteins.

Introduction

The urban activities, industrial and agricultural are the most leading causes of the water pollution, by rejecting many organic and inorganic pollutants. This type of pollutants may have an impact on human health by direct ingestion of plants and animals or consumption of contaminated water.

Plants materials exhibit a great potential as biosorbents for the removal of water pollutants. Unlike organic pollutants in water, metals are not degraded through biological processes and their removal is required for water remediation (Cheng et al., 2002; Boutemedjet and Hamdaoui, 2009).

Microalgae are one of the most important organisms in our ecosystem because they are the main primary producer and the base of the food chain; are characterized by their rapid growth rates and ubiquitous distribution in natural environments and they show greater sensitivity to environmental variation (Rama, 2001).

Macrophytes being an important component on the aquatic ecosystem not only as food source of aquatic invertebrates but also as an efficient accumulator of heavy metals. They are unchangeable biological filters and play an important role in the maintenance of the aquatic ecosystem (Peletier et al., 2002). The common duckweed *Lemna minor* is potentially useful as an indicator of pollution because of its ability to integrate and rapidly monitor the pollutant's variation in the water. Moreover, they tolerate instable environmental conditions and exhibit, sensitivity to metal toxicity (U.S. EPA, 1985b, St-Cyr et al., 1997). The interaction of dissolved metals with biological surfaces such as cell membranes can affect the transport, chemistry, bioaccumulation, and toxicity of metals. Biological surfaces are the more important substrate for metal binding in lakes and, in some cases, dissolved metal concentration are controlled by adsorption to settling biological surfaces (Dirilgen, 2001).

Material and methods

Various tests were performed on a green alga *Chlorella sp.* and macrophytes; *Lemna minor* *Phragmites communis* and *Typha latifolia* taken from five sites (S1, S2, S3, S4, S5) which located in the region of Wadi Athmenia, located in the Algerian eastern along the rivers or spilled several wastewater discharges.

1- Assays of trace metals:

The trace metals were analyzed in plants sampling in five sites using atomic absorption ICP according to a method described by [NFX31-147(1996), NF EN ISO 11885 (1998)].

2- Dosage of physiologic and biochemical parameters

2-1- The concentrations of chlorophyll *a* and *b* were measured by spectrophotometer Shimadzu 120-02 (Arnon, 1949).

2-2- The amino acids and the percentage of proteins were analyzed by the method according to (CD 98/64/EC, 1998).

Statistical analysis

Different tests are carried out in order to highlight the effect of toxicity of these trace metals and their interaction on the evolution of the photosynthetic activity and the metabolism process of these species.

Results

Results showed considerable differences in trace metals accumulation ($p < 0.05$), and their bioaccumulation in aquatic microphyte *Chlorella sp.* and macrophytes; *Lemna minor*, *Phragmites communis* and *Typha latifolia* (Figures a, b, c, d, e) was very interesting, especially that these species were collected from identical sites as the water is being used for irrigation, except the site number one which is located upstream of the agglomeration.

The higher mean concentration of metals was found in *Chlorella sp.* for chromium and cobalt (0,161, 0,111 mmolkg⁻¹ DW) respectively, *Lemna minor* for potassium and manganese (635,94; 7,43 mmolkg⁻¹ DW) respectively, *Phragmites communis* for iron, zinc and aluminum (49,10; 1,43; 69,09 mmolkg⁻¹ DW) respectively, and *Typha latifolia* for magnesium, calcium, nickel, copper and lead (177,2; 671,46; 0,95; 0,47; 0,10 mmolkg⁻¹ DW) respectively.

For the content of chlorophyll *a* and *b*, the mean values as shown in (figure f) was for *Chlorella sp.* (164,4; 49,54 µg⁻¹FW) respectively, *Lemna minor* (382,02; 133,08 µg⁻¹FW) respectively, *Phragmites communis* (172; 69,92 µg⁻¹FW) respectively, and *Typha latifolia* (175,25; 62,44 µg⁻¹FW) respectively.

For amino acids, the results revealed that the high mean value was for *Lemna minor* (16,7 g100g⁻¹ WF), then *Phragmites communis*, *Typha latifolia* with (9,38 and 9,39 g100g⁻¹ WF) respectively, and finally for *Chlorella sp.* (5,79 g100g⁻¹ WF) as shown in (figure g).

For the percentage of proteins the results showed that, the high mean value was for *Lemna minor* (79,69%), then *Chlorella sp.* (79,19%), *Phragmites communis* (69,13%), and finally *Typha latifolia* (65,60%) as shown in (figure h).

The relation between the accumulation of trace metals and metabolism process showed that, the high bioconcentration of metallic ions reflect the influence of urban and industrial effluents. Beside this, these species evolved different manner in response of their effect. In one hand the affinity of plant to accumulate an element than another (interaction and antagonism). In other hand, the role played by different mechanisms of biological membranes of these plants to translocate and to store them.

For *Chlorella sp.* (table1), the metallic ions (macronutrients and micronutrients) which have been played significant role ($p < 0,05$) were magnesium, potassium, manganese and specially nickel ($r=0,62$), by the increase of chlorophyll *a*, but the decrease in chlorophyll *b* content was mainly associated with the increase of copper and zinc ($r=-0,53$, $-0,73$). In other part, the sensitivity of the high levels of zinc and toxic metals; chromium and especially lead caused the increase of amino acids ($r=0,69$).

However, *Lemna minor* exhibited different reactions in the presence of trace metals in their area. The results (table 2) revealed that, the physiological and biochemical processes of this plant were significantly influenced by the presence of magnesium and potassium, and wasn't significant effect with calcium. But, the correlation between benefit and micronutrients contents and mechanism process revealed negative relationships with chlorophyll contents specially with cobalt for chlorophyll *a* ($r=-0,99$) and for total amino acids ($r=-0,94$), nickel for chlorophyll *b* ($r=-0,97$), iron for percentage of proteins ($r=-0,58$). Similar effects were observed with no essential (aluminum) for total amino acids ($r=-0,80$), and toxic elements (lead) for chlorophyll *b* ($r=-0,78$).

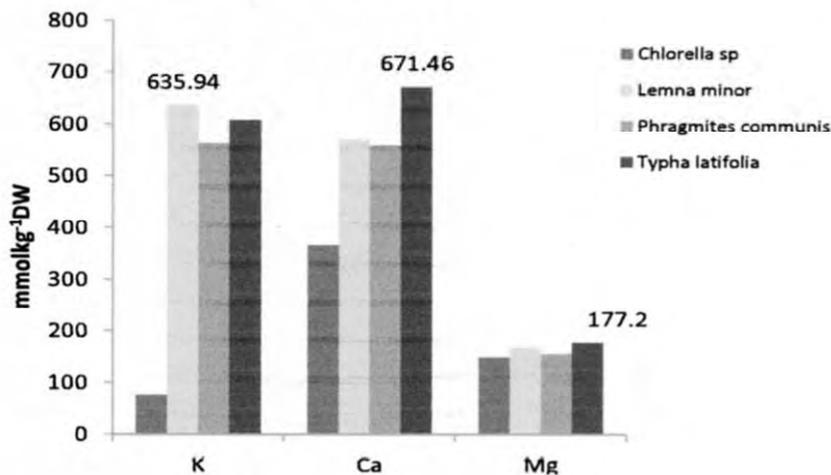
For *Phragmites communis* (table 3), the effect of magnesium was appeared significantly on chlorophyll *a* and chlorophyll *b* ($r=0,70, 0,51$). The potassium for chlorophyll *a* ($r=0,69$), but caused negative effect for total amino acids ($r=-0,78$). The decrease in the content of chlorophyll *a* ($r=-0,70$) and *b* ($r=-0,53$) caused by several effect of calcium.

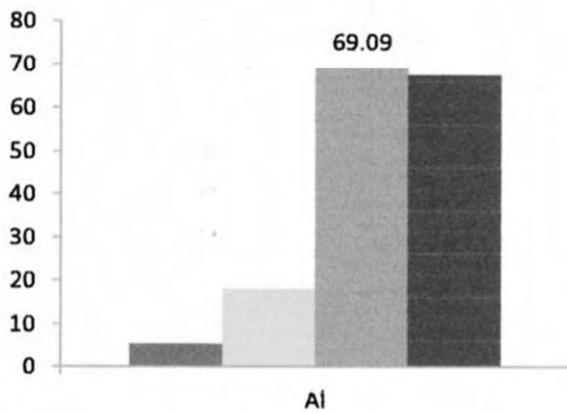
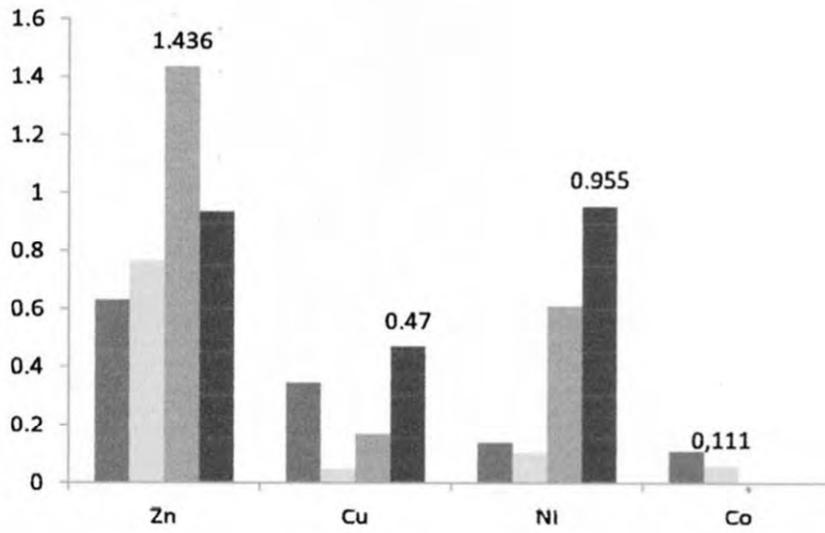
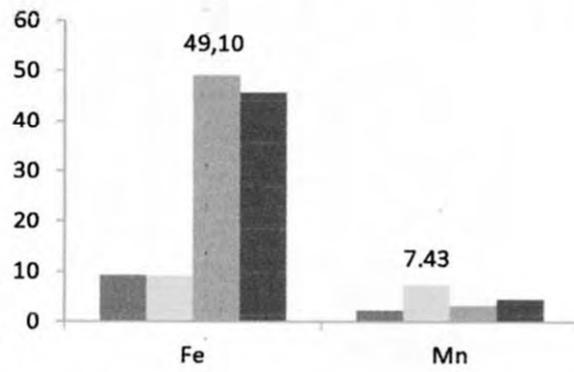
The effect of micronutrients appeared positively for manganese on total amino acids and specially for percentage of proteins ($r=0,88$), nickel for chlorophyll *a* ($r=0,63$), and negatively for the zinc on percentage of protein ($r=-0,72$). The effect of aluminum was appeared positively on total amino acids and especially on the percentage of protein ($r=0,72$).

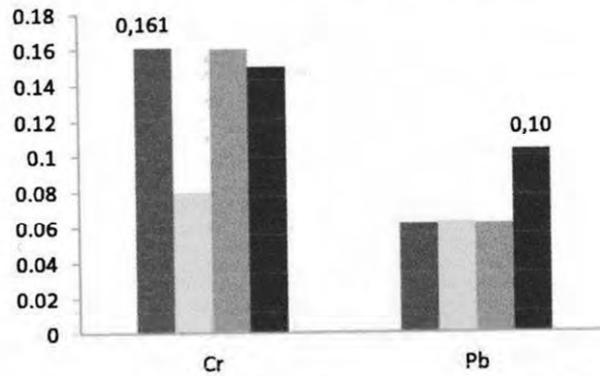
Significant effect of toxic elements was appeared with the presence of lead only, for percentage of protein ($r=0,51$).

The physiological and biochemical processes of *Typha latifolia* (table 4) were more sensitive particularly by the presence of calcium. The effects of magnesium is induced the increase of amino acids only ($r=0,52$), the potassium on chlorophyll *a* and specially *b* ($r=0,91$), and percentage of protein ($r=0,86$). Beside this, the correlation between micronutrients concentrations and metabolism process revealed positive relationships with zinc and especially manganese on chlorophyll *a* and percentage of protein ($r=0,95$), but iron and copper caused drastic effect. Aluminum was significantly correlated with the increase in total amino acids ($r=0,64$).

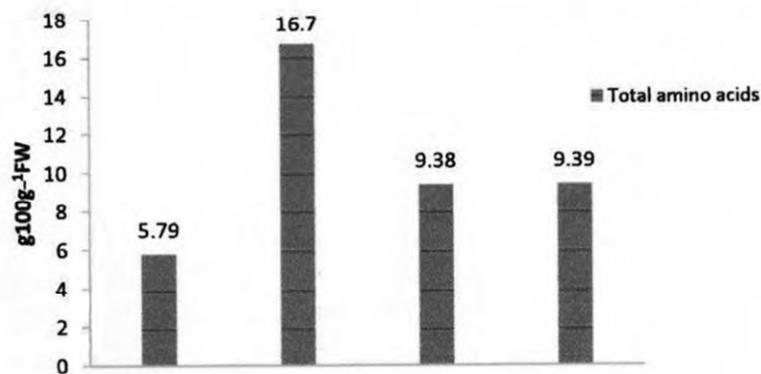
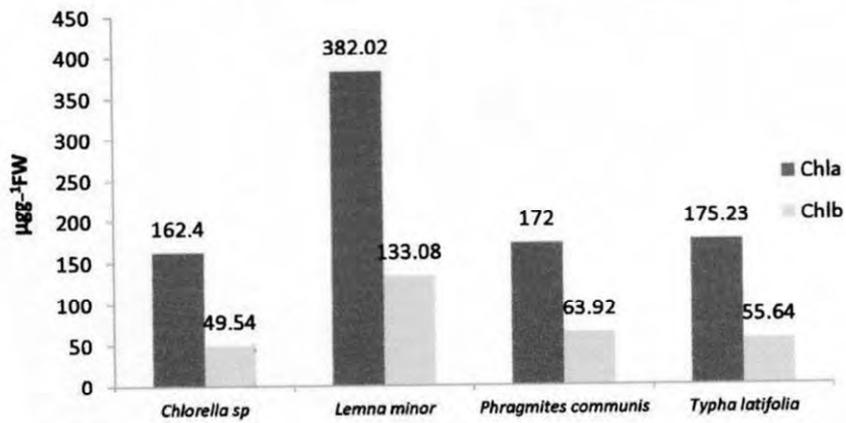
The bioaccumulation of toxic elements appeared by the effect of lead on chlorophyll *a*, percentage of protein and especially on chlorophyll *b* ($r=-0,82$)

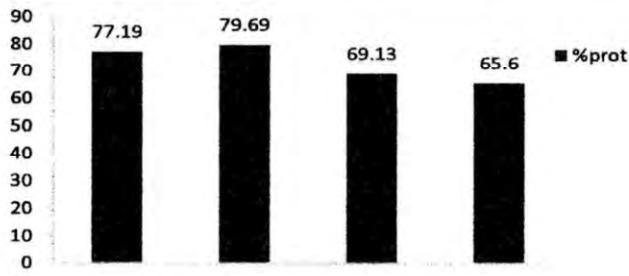






Figures a, b, c, d, e: Mean values of trace metals accumulate by *Chlorella sp.*, *Lemna minor*, *Phragmites communis* and *Typha latifolia* in five sites of samplina





Figures f, g, h: Mean values of chlorophyll (*a* and *b*), total amino acids, percentage of proteins in *Chlorella sp.*, *Lemna minor*, *Phragmites communis* and *Typha latifolia*

Tables (1, 2, 3, 4): The relation between trace metals and metabolism process of *Chlorella sp.*, *Lemma minor*, *Phragmites communis* and *Typha latifolia*

Correlations significantly marked at p<0,05				
Trace metals	<i>Chlorella sp</i>			
	Chl a	Chl b	TAA	%Prot
Mg	0,60	NS	NS	NS
Al	0,70	NS	NS	NS
K	0,61	NS	NS	NS
Ca	NS	NS	NS	NS
Cr	NS	NS	0,53	NS
Mn	0,50	NS	NS	NS
Fe	NS	NS	NS	NS
Co	NS	NS	0,50	NS
Ni	0,62	NS	NS	NS
Cu	NS	-0,58	NS	NS
Zn	NS	-0,73	0,56	NS
Pb	NS	NS	0,69	NS

1

Correlations significantly marked at p<0,05				
Trace metals	<i>Lemma minor</i>			
	Chl a	Chl b	TAA	%Prot
Mg	0,86	0,64	0,85	0,63
Al	-0,78	-0,79	-0,80	NS
K	0,91	0,70	0,90	NS
Ca	NS	NS	NS	NS
Cr	-0,97	-0,88	-0,91	NS
Mn	-0,92	-0,94	-0,93	NS
Fe	-0,63	NS	-0,59	-0,58
Co	-0,99	-0,95	-0,94	NS
Ni	-0,97	-0,97	-0,92	NS
Cu	-0,67	-0,89	-0,64	NS
Zn	-0,72	-0,91	-0,68	NS
Pb	-0,62	-0,78	-0,58	NS

2

Correlations significantly marked at p<0,05				
Trace metals	<i>Phragmites communis</i>			
	Chl a	Chl b	TAA	%Prot
Mg	0,70	0,51	NS	NS
Al	NS	NS	0,56	0,72
K	0,69	NS	-0,78	NS
Ca	-0,70	-0,53	NS	NS
Cr	NS	NS	NS	NS
Mn	NS	NS	0,80	0,88
Fe	NS	NS	0,80	0,95
Co	-	-	-	-
Ni	0,63	NS	NS	NS
Cu	NS	NS	NS	NS
Zn	NS	NS	NS	-0,72
Pb	NS	NS	NS	0,51

3

Correlations significantly marked at p<0,05				
Trace metals	<i>Typha latifolia</i>			
	Chl a	Chl b	TAA	%Prot
Mg	NS	NS	0,52	NS
Al	NS	NS	0,64	NS
K	0,65	0,91	NS	0,86
Ca	-0,87	-0,85	-0,79	-0,87
Cr	NS	NS	NS	NS
Mn	0,82	0,95	0,77	0,95
Fe	-0,50	-0,64	NS	-0,59
Co	-	-	-	-
Ni	NS	NS	NS	NS
Cu	-0,94	-0,95	-0,86	-0,97
Zn	0,60	0,87	0,50	0,82
Pb	-0,64	-0,82	NS	-0,78

4

Discussion

The metals concentrations were increased from surrounding environment to these species (*Chlorella sp.*, *Lemna minor*, *Phragmites communis*, *Typha latifolia*), which have been showed the high potential for accumulation of elements and might be an indicators and useful in phytoremediation of aquatic systems contaminated by trace metals (Rahmoune, 1999., Ravera, 2001., Baldantoni, 2004., Peng, 2008).

However the major accumulation of different metals analysis in this study depended of many parameters based on the sensibility of plants to certain elements than others which could be developed synergetic or antagonist effects on physiological and biochemical processes.

The decrease of chlorophyll *a* and *b* contents were considered a sensitive indicator of photo inhibition in response to the bioconcentration of metallic ions which could react with these chlorophyll (*a*, *b*) and caused their degradation.

This toxicity could generate many disorders by the increase of total amino acids, percentage of proteins, or by their drastic effect caused alteration and damage of metabolism process (Fargosova, 2001., Rai, 1999).

Conclusion

This study revealed that these species played a very significant role in removing different metals from the ambient environment, and often taking up elements in excess of need and can accumulate essential as well as their ability in accumulation no essential and toxic elements for concentrations many times higher than those of the surrounding environment. These species had also demonstrated a large difference in bioconcentration of trace metals; *Chlorella sp.* supported the effect of metal stress compared to the macrophytes *Lemna minor* which was so affected, that its biomass declined significantly in the sites localized especially in the downstream of the effluent, *Phragmites communis* and *Typha latifolia* by the senescence symptoms caused by the degradation of metabolism.

Acknowledgement

The authors are grateful to the DG-RSDT at the MESRS (Ministry of Scientific Research, Algeria) for the financial support. We wish to thanks Pr Wathelet, B., for his help in his laboratory research (Belgium). Our thanks also to the Responsible and the personal of GreenLab (Tunisia).

References

- Arnon, DI. (1949). Copper enzymes in isolated chloroplasts : poly phenol oxidase in *Beta vulgaris*. *Plant Physiol*, (24), 1-15.
- Baldantoni, D., Alfani, P., Tommasi, P.D., Bartoli, G., De Santo, A.V. (2004). Assessment of macro and microelement accumulation capability of two aquatic plants. *Environmental pollution*, (130), 149-156.
- Bouttemedjet, S., Hamdaoui, O. (2009). Sorption of malachite green by eucalyptus bark as a non- conventional low-cost biosorbent, *Desal. Wat. Treat*, (8), 201-210.
- Cheng, S., Grosse, W.F., Karrenbrock, F., Thoennessen. (2002). Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals, *Ecol. Eng*, (18), 317-325.
- Commission Directive 98/64/EC of 3 September (1998). Dosage of amino acids. *Official Journal of the European communities L 257*, 14-28.
- Dirilgen, N. (2001). Accumulation of heavy metals in freshwater organisms: Assessment of toxic interactions. *Turk. J. Chem*, (25), 173-179.
- Fargasova A. (2001). Phytotoxic effects of Cd, Zn, Cu and Fe o *Sinapis alba* L. seedlings and their accumulation in roots and shoots. *Biologia Plantarum* 44 (33), 471-473.
- NFX31-147. (1996). Qualité des sols. Sols, sédiments. Mise en solution par attaque acide. Norme Française. Ed Afnor, pp 299- 305.
- NF EN ISO 11885. (1998). Dosage de 33 éléments par spectroscopie d'émission atomique avec plasma couplé par induction. Norme européenne. Ed. Afnor, pp 166-185.
- Peletier, E., Webb, S.M., Gaillard, J.F. (2003). Zinc and lead sequestration in an impacted wetland system. *Advances in environmental research*, (8), 103-112.
- Peng, K., Luo, C., Lou, L., Li, X., Chen, Z. (2008). Bioaccumulation of heavy metals by the aquatic plants *Potamogeton pectinatus* L. and *Potamogeton malaianus* Miq. And their potential use for contamination indicators and in wastewater treatment. *Sci.Tât. Env*, (392), 22-29.
- Rai V. K. (2002). Role of amino acids in plant responses to stresses. Dept. of Biosciences, H.P. Univ. Shimla 171005, India.

Rahmoune, C. (1999). Capability of reed (*Phragmites communis*) to reduce chronic pollution of water. 3rd International symposium <<Irrigation of horticultural crops>>. 28 Jun. 02 Jul. Estoril (Portugal).

Rama, M. P., Lopez, C. H., Alonso, J.A., Vaamonde, E.T., 2001. Class III metallothioneins in response to cadmium toxicity in the marine microalga *Tetraselmis Suecica* (KYLIN) Butch. *Env. Tox. and Chem*, 20 (9), 2061-2066.

Ravera, O. (2001). Monitoring of the aquatic environment by species accumulator of pollutants: 2003-2004. a review. – In Ravera O. (ed): Scientific and legal aspects of biological monitoring in freshwater. *J. Linnol*, 60 (1), 63-78.

St-Cyr, I., Cattaneo, A., Chassé, R., Fraikin, C. G. J. (1997). Technical evaluation of monitoring methods using macrophytes, phytoplankton and periphyton to assess the impacts of mine effluents on the aquatic environment, pp. 1-187.

U.S. EPA. (1985b). "Lemna Acute Toxicity Test".

- Modalité des techniques de mesure et d'analyse des caractéristiques physico-chimiques des échantillons d'eau

Les différentes techniques de mesure et d'analyses des paramètres physico-chimiques T°, pH, CE ; oxygène dissous, DBO₅, DCO ont été effectuées selon les méthodes de Rodier (1984; 1996).

Techniques de prélèvements des échantillons d'eau:

Les échantillons d'eau à analyser sont prélevés à environ, une vingtaine de centimètres de la profondeur.

Mesure et analyses physico-chimiques

L'ensemble des échantillons ont été prélevés dans des flacons en polyéthylène, nettoyés auparavant selon les étapes suivantes :

- Nettoyage au détergent, puis rinçage à l'eau courante
- Nettoyage à l'acide chromique, puis rinçage à l'eau distillée
- Nettoyage à l'acide nitrique, puis rinçage à l'eau bi distillée
- Séchage à l'étuve (100 ° C)
- Conservation dans du papier aluminium
- Dernier rinçage à l'eau d'analyse juste avant le prélèvement

Après les prélèvements, les flacons sont hermétiques fermés et transportés dans des glacières à température égale à 4°C, afin d'éviter toute contamination et détérioration de l'échantillon.

Méthodes de mesure et d'analyse :

Mesure du pH :

Principe de la méthode :

Détermination potentiométrique de la concentration des ions hydrogènes dans l'eau.

Appareillage:

- Bêcher de 250 ml.
- pH mètre de terrain.

Mode opératoire :

- Etablir les connexions électroniques nécessaires du pH.
- laver l'électrode avec l'eau distillée.
- verser l'échantillon d'eau dans le bêcher puis y plonger les électrodes et lire le pH lorsque la valeur du pH-mètre se stabilise.

Mesure de la température :

La mesure de la température a été effectuée sur terrain à l'aide d'une sonde de terrain.

Mesure de la conductivité :**Principe de la méthode :**

La conductivité correspond au passage du courant électrique dans l'échantillon de l'eau, elle est en fonction directe de la concentration ionique de la solution, sa détermination donne donc une mesure directe de substances dissoutes.

Appareillage :

1. conductimètre de terrain avec électrode en verre.
2. bécher de 250ml.

Mesure :

La mesure de la conductivité selon le procédé suivant :

- Etablir les connexions électroniques nécessaires de la conductivité.
- laver l'électrode avec de l'eau distillée.
- verser l'échantillon d'eau dans le bécher puis y plonger les électrodes et lire la conductivité lorsque la valeur se stabilise.

Détermination de l'oxygène dissous (O₂) :**Principe de la méthode :**

Détermination potentiométrique de la teneur en oxygène dissous dans l'eau par mgO₂/l.

Appareillage :

- oxymètre avec électrode en verre.
- bécher de 250ml.

Mesure

Pour la mesure de l'oxygène dissous. L'oxymètre affiche les résultats de l'oxygène dissous en mg O₂/l.

Détermination de la DBO₅ :**Principe de la méthode :**

La détermination de la DBO₅ a été effectuée par l'instrument de mesure (OXITOP BOX WTW), qui est basée sur la mesure manométrique de la pression avec agitation inductive à l'obscurité à 20°C.

Appareillage:

- Bouteilles de DBO₅.
- Barreaux magnétiques.
- Tiges noires.
- Tête de DBO₅.
- Incubateur.

Réactifs :

- pastille de NaOH ou de KOH.

Mode opératoire:

Laver les bouteilles de DBO₅ avec de l'eau distillée et verser un volume adéquat de l'échantillon, plonger les barreaux magnétiques et quelques pastilles de KOH ou NaOH pour fixer et absorber le CO₂ formé dans les tiges noires. Fixer bien les têtes (WTW OXITOP), les remettre à zéro (0), en appuyant sur les deux touches M et S à la fois jusqu'à l'affichage de 0-0. Placer les bouteilles dans l'incubateur. La lecture s'effectuera en appuyant sur la touche M. la valeur lue doit être multipliée par le facteur qui lui correspond.

Détermination de la DCO :**Principe de la méthode :**

Dans des conditions définies, certaines matières contenues dans l'eau sont oxydées par un excès de dichromate de potassium, en milieu acide et en présence de sulfate d'argent et de sulfate de mercure. L'excès de dichromate de potassium est dosé par le sulfate de fer et d'ammonium.

Appareillage:

Appareil à reflux composé d'un ballon à fond plat de 250 ml à col rodé et d'un réfrigérant adaptable, réservé exclusivement à la détermination de la DCO. Le nettoyage de l'appareil est effectué en portant à ébullition sous reflux un mélange composé de 5 ml de solution de dichromate de potassium, 15 ml de solution d'acide sulfurique

- sulfate d'argent et 10 ml d'eau.
- Régulateur d'ébullition.

Réactifs:

- Eau permutée.
- Sulfate mercurique cristallisé.
- Acide sulfurique ($d = 1,84$).

- Solution d'acide sulfurique à 4 mol/ l : acide sulfurique ($d = 1,84$).
- Solution de sulfate d'argent.
- Solution de sulfate de fer et d'ammonium à 0,12 mol/l.
- Solution de dichromate de potassium à 0,04 mol/ l.
- Solution de ferroïne.

Mode opératoire :

Introduire 50 ml d'eau à analyser (ou de dilution) soigneusement homogénéisée dans un ballon de 500 ml contenant quelques billes pour régulariser l'ébullition. Ajouter 1 g de sulfate mercurique cristallisé et 5 ml de solution sulfurique de sulfate d'argent. Ajouter 25 ml de solution de dichromate de potassium 0,25N, puis avec précaution 70 ml de solution sulfurique de sulfate d'argent en agitant par un mouvement circulaire du ballon et en refroidissant sous un courant d'eau froide. Porter à ébullition pendant deux heures sous réfrigérant à reflux adapté au ballon. Laisser refroidir. Diluer à environ 350 ml avec de l'eau permutée. Ajouter quelques gouttes de solution de ferroïne. Déterminer la quantité nécessaire de solution de sulfate de fer et d'ammonium pour obtenir une couleur rouge violacé. Procéder aux mêmes opérations sur 50 ml d'eau permutée.

L'expression et la lecture des résultats pour la DCO et DBO₅ se feront selon les méthodes de Rodier (1984, 1996).

Résumé

L'objectif général de cette étude de terrain est de mettre en évidence les paramètres déterminant la contamination des cours d'eau de la commune d'Oued Athmenia par les éléments métalliques et d'évaluer leurs effets potentiels sur des espèces végétales, aquatiques (*Chlorella sp.* et *Lemna minor*), semi aquatiques (*Phragmites communis* et *Typha latifolia*).

Devant la multitude de polluants relargués dans leur environnement, ces espèces peuvent-elles s'adapter ou non à la présence de ces contaminants? Surtout que ces derniers peuvent rentrer en compétition avec certains ions indispensables à leurs métabolites et les remplacer au niveau des sites actifs de plusieurs enzymes. Cet effet entrainerait une diminution du rendement énergétique provoquant ainsi, des perturbations importantes dans leurs fonctionnements physiologique et biochimique.

Par ailleurs, durant ce parcours expérimental, la lentille d'eau *Lemna minor* est la plus stressée et ceci par la diminution de sa biomasse dans les stations d'étude, surtout celles situées en aval.

Chlorella sp. premier maillon de la chaîne alimentaire, ne possédant pas de racine peut être préservée de l'influence du substrat et permet donc de refléter la qualité de ces cours d'eau.

Phragmites communis et *Typha latifolia* ont démontré leur capacité à accumuler des teneurs importantes en ces éléments, mais des symptômes de chlorose étaient visuels sur leurs parties aériennes.

Finalement, ces espèces végétales concernées par cette étude peuvent donner une évaluation globale de la qualité de ces cours d'eau et les différentes concentrations accumulées dans leur organisme seraient l'indice de pollution. Ces espèces ont démontré leur rôle comme plantes bioindicatrices, bioaccumulatrices en plus de leur capacité dans la phytoremediation de ce milieu aquatique par conséquent il serait important de préserver cette flore, vu son rôle dans ce milieu.

Mots clés : Eléments métalliques; Bioaccumulation; *Chlorella sp.*; *Lemna minor*; *Phragmites communis*; *Typha latifolia*; Paramètres Physiologique et Biochimique.

Abstract

The aim of this study could put in evidence the parameters determined the contamination of water course of the locality of Oued Athmenia with elements traces metallic and evaluated their potential effects on aquatic vegetable species.

Four aquatic species; unicellular alga *Chlorella sp.* and macrophytes floating as well as emergent plants (*Lemna minor*, *Phragmites communis* and *Typha latifolia*) were examined for their bioaccumulation of metallic elements.

Beside this multitude of pollutants rejected in the environment, this species could or not adapted and therefore responded to the presence of these contaminants? Specially, that these contaminants can enter in competition with some ions necessary for their essential metabolites and replaced them at the active sites of several enzymes, which could cause decreased performance energetic, significant disturbance in their physiological and biochemical functioning.

In the other hand, during this experimentation, the duck weed *Lemna minor* was more sensitive to the environment stress by the decline of their biomass, especially in the stations localized downstream.

Chlorella sp. first link of the food chain, without root can be preserved of the influence of the substratum can reflected the quality of water course.

Phragmites communis and *Typha latifolia* were demonstrated their capacity to accumulate high contents of these elements, but apparition of morphological (visual) symptoms of chlorosis on above ground part.

Finally, these species take into consideration in this study could give overall assessment of the quality of these water courses and the bioaccumulation of these elements in their organisms was an index of pollution. Beside this, these species were demonstrated their capacity to accumulate and to remove pollutants from this aquatic environment it's very important to preserve this aquatic flora, seeing their function in this environment.

Keys words: Metallic elements; Bioaccumulation; *Chlorella sp.*; *Lemna minor*; *Phragmites communis*; *Typha latifolia*; Physiologic and BioChemical parameters.

ملخص

المحور العام لهذه الدراسة الميدانية هي وضع تقييم لبعض مظاهر تلوث المجاري المائية لدائرة وادي العثمانية بولاية ميلة بواسطة المعادن وثاثيرها علي بعض الفصائل النباتية المائية *Lemna minor, Chlorella sp.* و شبه مائية : *Typha latifolia, Phragmites communis*.

وأمام هذا التلوث البيئي هل تستطيع هذه النباتات التأقلم، المقاومة و بذلك التعايش في هذا المحيط وخاصة أن هذه الملوثات المعدنية تصبح في تنافس علي المراكز الفعالة مع بعض المعادن التي تلعب دور هاماً أثناء عملية الايض للأنزيما ت مما يؤدي إلي تثبيط و نقصان في هذا المردود الطاقوي. مؤديا بذلك إلي تثبيط بعض العوامل الفيزيولوجية و الامينية كعلامة للمقاومة مؤثرات المحيط أو بتثبيطها و هذه الحالة تمثل شكل من أشكال التسمم البيئي. ومن ناحية أخرى و أثناء هذه الدراسة الميدانية تبين ان عدسة الماء *Lemna minor* كانت أكثر حساسية مما أدي إلي نقصان كتلتها الحيوية في المحطات السفلية لهذه المجاري المائية. و *Chlorella sp.* اول كائنات السلسلة الغذائية و بما ان ليس لها جذور فسوف تعكس نوعية مياه هذه المجاري. *Phragmites communis* و *Typha latifolia* قد كانت لهما القابلية في امتصاص كميات معتبرة من هذه الملوثات.

و لكن شكلها المرفولوجي اظهري علامة الاصفرار الموضوعي كأحدي التأثيرات السلبية لهذه الملوثات. و اخيرا فان هذه الفصائل النباتية المؤخودة بعين الاعتبار في هذه الدراسة لها القابلية من جهة في اضهار نوعية هذه المجاري المائية و من جهة أخرى، الكميات المعدنية المتراكمة في جهازها ما هي إلا علامة للتلوث. و عليه يجب المحافظة علي هذه النباتات المائية نظرا لدور الفعال الذي تقوم به في تنظيف هذا الوسط المائي.

الكلمات المفاتيح : المعادن; التراكم; *Typha latifolia; Phragmites communis; Lemna minor, Chlorella sp.*
العوامل الفيزيولوجية و البيوكيميائية.

Remerciements

Je tiens en premier lieu à remercier mon directeur de thèse, le professeur Rahmoune Chaabane de m'avoir dirigé, conseillé dans ce travail de recherche et de m'avoir accueilli dans son laboratoire d'Ecotoxicologie et Stress Abiotique.

Je remercie aussi, les membres du jury : Mme Ouahrani Ghania professeur à l'université des frères Mentouri, Constantine, d'avoir accepté de présider ce jury, ainsi que les examinateurs Mme Meksem Leila, Mr Djebbar Mohamed Redha, professeurs à l'université Badji Mokhtar, Annaba, Mr Toumi Mohamed professeur à l'Ecole Normale Supérieure, Kouba, Alger et Mme Boudour Leila, professeur à l'université des frères Mentouri, Constantine d'avoir accepté d'examiner ce travail.

Mes remerciements vont également :

- Au ministère de l'enseignement supérieur pour le financement des stages effectués en Belgique.
- Aux Professeurs P. Roger & B. Wathelet (Faculté des Sciences Agronomiques, Gembloux, Belgique), de m'avoir accueillie dans leurs laboratoires d'Ecotoxicologie Environnementale et de Chimie Biologique industrielle, sans oublier de remercier Monsieur B. Campanella et Madame l'opératrice M. Ardenne de m'avoir guidé et orienter tout au long de la période de mon stage.
- A monsieur El H. Ghanouchi (Green Lab, Tunisie) de m'avoir facilité l'accès à son laboratoire.

Je remercie chaleureusement mes collègues, proches et toute personne qui m'ont soutenue et encouragé à terminer cette thèse.

Sommaire

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

Introduction générale.....	1
Chapitre I. Synthèse bibliographique.....	4
1.1. Ecosystème écologique.....	5
1.2. Ecosystèmes aquatiques.....	5
1.3. Cycle de l'eau.....	5
1.4. Pollution du système aquatique par les métaux traces	6
1.5. Causes de la pollution du milieu aquatique.....	8
1.5.1. Sources de la pollution du milieu aquatique.....	8
1.5.2. Diverses formes de métaux traces dans le milieu aquatique.....	9
1.5.3. Comportement des métaux traces dans le milieu aquatique.....	10
1.5.4. Spéciation des métaux traces dans le milieu aquatique.....	11
1.6. Biodisponibilité des métaux traces dans les écosystèmes aquatiques.....	12
1.7. Bioaccumulation des métaux traces dans les organismes aquatiques	12
1.8. Conséquences des pollutions par les métaux sur les écosystèmes aquatiques	12
1.9. Devenir des particules sédimentaires dans le cours d'eau.....	13
1. 10. Les sédiments récepteurs de contaminants.....	13
1.11. Caractérisation physico-chimique de l'eau.....	15
1.12. Modification d'aspect de l'eau par les matières en suspension	16
1.13. Le compartiment des producteurs	17
1.14. Toxicologie et Ecotoxicologie	17
1.15. Ecosystème cours d'eau	17
1.16. Les indicateurs biologiques de qualité des cours d'eau	18
1.17. Effet des métaux lourds sur les végétaux.....	19
1.18. Complexation des métaux avec le ligand biotique	20
1.19. Besoins de végétaux en éléments minéraux.....	21
1.20. Matière minérale et nutrition des végétaux.....	22

1.21. Tolérance aux métaux traces chez les végétaux.....	23
1.22. Notion de stress.....	23
1.23. Les bioindicateurs de stress.....	24
Chapitre 2. Matériel et Méthodes.....	27
2.1. Présentation de la zone d'étude.....	28
2.2. Choix des stations d'échantillonnages	29
2.3. Matériel végétal	31
2.3.1. Rôle et importance des espèces végétales.....	31
2.3.2. Caractéristiques botaniques des espèces végétales.....	32
2.4. Méthodologie et techniques de dosages.....	35
2.4.1. Mesures réalisés sur terrain.....	35
2.4.2. Dosages réalisés au laboratoire.....	36
2.4.2.1. pH des sédiments.....	36
2.4.2.2. Matières en suspension.....	36
2.4.2.3. Paramètres biologique et chimique.....	36
2.4.2.4. Dosage des éléments métalliques dans les échantillons	36
2.4.2.5. Mesure des paramètres physiologique et biochimique.....	37
2.5. Analyses statistiques.....	38
Chapitre 3. Interprétation et discussion des résultats.....	39
3.1. Résultats et interprétation de l'évaluation de la qualité des eaux de surfaces de la zone d'étude.....	40
3.1.1. Caractéristiques physico-chimiques.....	41
3.1.2. Paramètres biologique et chimique.....	45
3.1.3. Concentration en ions majeurs Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ dans l'eau des cinq Stations.....	47
3.1.4. Concentrations en éléments traces métalliques dans l'eau des cinq stations	48

3.1.5 Discussion des résultats des éléments traces métalliques dans l'eau des cinq stations.....	49
3.1.6. Conclusion de l'évaluation de la qualité des cours d'eau de la zone d'étude	52
3.2. Résultats et interprétation de l'accumulation des éléments chimiques et du pH des sédiments	54
3.2.1. Teneurs en éléments majeurs et éléments traces métalliques dans les sédiments.....	54
3.2.2. pH des sédiments.....	57
3.2.3. Discussion des résultats des éléments chimiques et du pH des sédiments des cinq stations.....	58
3.2.4. Conclusion des résultats des éléments chimiques (majeurs et mineurs) et du pH des sédiments.....	61
3.3. Résultats et discussion de l'accumulation des éléments chimiques dans les quatre espèces végétales	63
3.3.1. <i>Chlorella sp.</i>	63
3.3.2. <i>Lemna minor</i>	70
3.3.3. <i>Phragmites communis</i>	77
3.3.4. <i>Typha latifolia</i>	87
3.4. Résultats des paramètres physiologique et biochimique des quatre espèces	96
3.4.1. <i>Chlorella sp.</i>	96
3.4.2. <i>Lemna minor</i>	103
3.4.3. <i>Phragmites communis</i>	111
3.4.4. <i>Typha latifolia</i>	118
3.5. Conclusion de la réponse des espèces végétales au stress métalliques.....	125
Chapitre 4. Conclusion générale et perspective.....	126
4.1. Conclusion générale.....	127
4.2. Perspective.....	128
Références bibliographiques.....	131

Annexe.....	145
Résumé.....	171

Liste des abréviations

ANRH : Agence nationale des ressources hydriques

DBO : (Demande biochimique en oxygène) représente la quantité d'oxygène utilisée par les bactéries pour décomposer partiellement ou pour oxyder totalement les matières biochimiques oxydables présentes dans l'eau et qui constituent leur source de carbone (graisses, hydrates de carbone, etc..).

DCO : (Demande chimique en oxygène) correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation par voie chimique, effectuée à l'aide d'un oxydant puissant, des composés organiques présent dans l'eau. Elle permet de mesurer la teneur en matières organiques totales, y compris celles qui ne sont dégradables par les bactéries.

MS : Matière sèche

RN n°5 : Route nationale numéro 5

Coor Geo: Coordonnées géographiques

CO₂ : dioxyde de carbone

QT (m³/s) : quantité totale en mètre cube par seconde du débit ou intensité de la précipitation (débit) en fonction du temps

PJ max (mm): précipitation journalière maximale

S : superficie en Km²

pH : potentiel hydrique

°C: degré Celsius

μS/cm : micro Siemens par centimètre

mg/l : milligramme par litre

MES: Matières en suspension

V: volume totale de la solution de chlorophylle en millilitre (ml)

W : poids des tissus végétaux extrait en gramme (g).

D : densité optique de l'absorbance de l'extrait de chlorophylle dans l'échantillon végétal analysé.

Chl *a* : chlorophylle *a*

Chl *b* : chlorophylle *b*

Pa : partie aérienne

Ps : partie souterraine

K : potassium

Ca : calcium

Mg : magnésium

Fe : fer

Mn : manganèse

Al : aluminium

Cu : cuivre

Co : cobalt

Zn : zinc

Cd : cadmium

Cr : chrome

Pb : plomb

Ni : nickel

Hg : mercure

As: arsenic

ETM : éléments traces métalliques

PCB : polychlorobiphényles

µg/g : microgramme par gramme

Asp : acide aspartique

Thr : thréonine

Ser : serine

Glu : acide glutamique

Pro: proline

Gly: glycine

Ala: alanine

Cys-Cys : cystine

Val : valine

Met : méthionine

Ile : isoleucine

Leu : leucine

Tyr : tyrosine

Phe : phénylalanine

His : histidine

Lys : lysine

Arg : arginine

Liste des figures

Chapitre 1

Figure 1 : Cycle de l'eau (Agence de l'eau Artois-Picardie, Le U.S. Geological Survey. Source : Gleick, 1996, Sagascience@cnrs-dir.fr.)..... 6

Figure 2 : Interactions subies par les métaux au cours de leur transport en milieu aquatique (Gilbin, 2002, adapté de Turner et Tissier, 1996, d'après Devez, 2004)..... 10

Chapitre 2

Figure 3 : Localisation des stations d'échantillonnage au niveau des cours d'eau traversant la commune d'Oued Athmenia..... 30

Chapitre 3

Figure 4 : Evolution de la température (°C) dans les cinq stations de prélèvement... 41

Figure 5 : Evolution du pH dans les cinq stations de prélèvement..... 42

Figure 6 : Evolution de la conductivité électrique ($\mu\text{s}/\text{cm}$) dans les cinq stations de prélèvement..... 43

Figure 7 : Taux d'oxygène dissous mgO_2/l au niveau des cinq stations de prélèvement 44

Figure 8 : Teneurs de matières en suspension mg/l dans les cinq stations de prélèvement 45

Figure 9 : Taux de DBO5 et DCO mgO_2/l dans les cinq stations de prélèvement..... 46

Figure 10 : Facteur DCO/DBO dans les cinq stations de prélèvement..... 47

Figure 11 : Concentrations en calcium, magnésium et potassium (mg/l) dans les cinq stations de prélèvement..... 48

Figure 12 : Concentrations en aluminium, manganèse, fer et zinc (mg/l) dans les cinq stations de prélèvement..... 49

Figure 13 : Analyse en composante principale des éléments chimiques (cations majeurs, éléments traces métalliques) et leur comportement vis-à-vis du pH du milieu 50

Figure 14 : Teneurs en éléments majeurs (g/kg) dans les sédiments des cinq stations de prélèvement..... 56

Figure 15 : Teneurs en éléments traces métalliques (mg/kg) dans les sédiments des cinq stations de prélèvement..... 56

Figure 16 : Mesure du pH dans les sédiments des cinq stations de prélèvement.....	58
Figure 17 : Analyse en composante principale des différentes concentrations des éléments chimiques (majeurs et mineurs) et du pH dans les couches superficielles des sédiments de la zone d'étude.....	60
Figure 18 : Teneurs en potassium, calcium et magnésium (mmol/kg MS) dans <i>Chlorella sp.</i> au niveau des cinq stations de prélèvement.....	64
Figure 19 : Teneurs en fer et manganèse (mmol/kg MS) dans <i>Chlorella sp.</i> au niveau des cinq stations de prélèvement.....	65
Figure 20 : Teneurs en zinc, cuivre, nickel et cobalt (mmol/kg MS) dans <i>Chlorella sp.</i> au niveau des cinq stations de prélèvement.....	66
Figure 21 : Teneurs en aluminium (mmol/kg MS) dans <i>Chlorella sp.</i> au niveau des cinq stations de prélèvement.....	66
Figure 22: Teneurs en chrome et plomb (mmol/kg MS) dans <i>Chlorella sp.</i> au niveau des cinq stations de prélèvement.....	67
Figure 23: Analyse en composante principale de la bioconcentration des éléments chimiques essentiels, non essentiels et toxiques dans l'organisme de <i>Chlorella sp.</i>	67
Figure 24 : Teneurs en potassium, calcium et magnésium (mmol/kg MS) dans <i>Lemna minor</i> au niveau des cinq stations de prélèvement.....	71
Figure 25 : Teneurs en fer et manganèse (mmol/kg MS) dans <i>Lemna minor</i> au niveau des cinq stations de prélèvement.....	71
Figure 26 : Teneurs en zinc, cuivre, nickel et cobalt (mmol/kg MS) dans <i>Lemna minor</i> au niveau des cinq stations de prélèvement.....	72
Figure 27 : Teneurs en aluminium (mmol/kg MS) dans <i>Lemna minor</i> au niveau des cinq stations de prélèvement.....	73
Figure 28 : Teneurs en chrome et plomb (mmol/kg MS) dans <i>Lemna minor</i> au niveau des cinq stations de prélèvement.....	73
Figure 29: Analyse en composante principale de la bioconcentration d'éléments chimiques essentiels, non essentiels et toxiques dans l'organisme de <i>Lemna minor</i>	75
Figure 30 : Teneurs en K, Ca et Mg (mmol/kg MS) au niveau des parties aérienne et souterraine de <i>Phragmites communis</i>	78
Figure 31 : Teneurs en fer et manganèse (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de <i>Phragmites communis</i>	79

Figure 32 : Teneurs en zinc, cuivre et nickel (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de <i>Phragmites communis</i>	80
Figure 33 : Teneurs en aluminium (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de <i>Phragmites communis</i>	80
Figure 34 : Teneurs en chrome et plomb (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de <i>Phragmites communis</i>	81
Figure 35 : Analyse en composante principale de la bioconcentration des éléments chimiques (indispensables et toxiques) au niveau des parties aérienne et souterraine de <i>Phragmites communis</i>	82
Figure 36 : Teneurs en potassium, calcium et magnésium (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de <i>Typha latifolia</i>	88
Figure 37 : Teneurs en fer et manganèse (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de <i>Typha latifolia</i>	89
Figure 38 : Teneurs en zinc, cuivre et nickel (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de <i>Thypha latifolia</i>	90
Figure 39 : Teneurs en aluminium (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de <i>Typha latifolia</i>	90
Figure 40 : Teneurs en chrome et plomb (mmol/kg MS) dans les parties aérienne et souterraine de <i>Typha latifolia</i>	91
Figure 41 : Analyse en composante principale de la bioconcentration des éléments chimiques (indispensables et toxiques) au niveau des parties aérienne et souterraine de <i>Typha latifolia</i>	92
Figure 42 : Teneurs en chlorophylles a, b et (a+b) de <i>Chlorella sp</i>	97
Figure 43 : Rapport chlorophylles a/b de <i>Chlorella sp</i>	97
Figure 44 : Taux des acides aminés totaux de <i>Chlorella sp</i>	98
Figure 45 : Taux des acides aminés libres de <i>Chlorella sp</i>	99
Figure 46 : Teneurs en chlorophylles a, b et (a+b) de <i>Lemna minor</i>	104
Figure 47 : Rapport Chl a/b de <i>Lemna minor</i>	104
Figure 48 : Taux des acides aminés totaux de <i>Lemna minor</i>	105
Figure 49 : Taux des acides aminés libres de <i>Lemna minor</i>	106
Figure 50 : Teneurs en chlorophylles a, b et (a+b) de <i>Phragmites communis</i>	112

Figure 51: Rapport chlorophylles <i>a/b</i> de <i>Phragmites communi</i>	112
Figure 52 : Taux des acides aminés totaux de <i>Phragmites communis</i>	113
Figure 53 : Taux des acides aminés libres de <i>Phragmites communis</i>	114
Figure 54 : Teneurs en chlorophylles <i>a</i> , <i>b</i> et (<i>a+b</i>) de <i>Typha latifolia</i>	119
Figure 55 : Rapport chlorophylles <i>a/b</i> de <i>Typha latifolia</i>	119
Figure 56 : Taux des acides aminés totaux de <i>Typha latifolia</i>	120
Figure 57 : Taux des acides aminés libres de <i>Typha latifolia</i>	121

Liste des tableaux

Chapitre 1

Tableau 1: Classification des principaux ETM selon leur affinité pour des ligands oxygénés (classe A), des ligands azotés ou soufrés (classe B) et pour les deux types de ligands (classe intermédiaire) (d'après Niorboer et Richardson, 1980 selon Gimbert, 2006) 7

Tableau 2: Origines et natures de différentes sources de pollution du milieu aquatique (source : les Dossiers scientifiques du CNRS : l'eau, Chouteau, 2004)..... 8

Tableau 3: Formes physico-chimiques possibles des métaux dans le milieu aquatique (Campbell et Tissier, 1986, d'après chouteau, 2004).....10

Tableau 4: Les éléments essentiels des plantes supérieures : Estimation des concentrations optimales permettant une croissance normale (Marshner, 1986).....21

Tableau 5: Rôle des macro et micro-éléments dans les plantes (Marchner, 1986; Richter, 1993; Hopkins, 2003; Raven et al, 2007)..... 22

Chapitre 2

Tableau 6 : Débits des différentes fréquences du bassin d'Oued Bou Yacour..... 28

Tableau 7 : Coordonnées géographiques des stations de prélèvement..... 30

Chapitre 3

Tableau 8 : Résultats des paramètres physico-chimiques et des concentrations des éléments métalliques dans l'échantillon d'eau des cinq stations (valeurs : moyenne, minimale, maximale et écart type)..... 40

Tableau 9 : Coefficient de corrélation (N=5; $p < 0,05$) entre les éléments chimiques et le pH du milieu..... 50

Tableau 10 : Résultats des éléments majeurs, des éléments traces métalliques et du pH dans les sédiments des cinq stations de prélèvement (valeurs : moyenne, minimale, maximale et écart type)..... 54

Tableau 11 : Coefficient de corrélation entre les éléments chimiques et l'action du pH au niveau des sédiments des cinq stations de prélèvement (N= 5; $p < 0,05$) 58

Tableau 12: Résultats des éléments essentiels, non essentiels et toxiques accumulés par l'espèce *Chlorella sp.* au niveau des cinq stations (valeurs : moyennes, minimales maximales et écart types)..... 63

Tableau 13: Coefficient de corrélation de la réponse de *Chlorella sp.* à la présence des éléments chimiques dans son milieu environnant (N=5; $p < 0,05$)..... 68

Tableau 14: Résultats des éléments essentiels, non essentiels et toxiques accumulés par l'espèce <i>Lemna minor</i> au niveau des cinq stations d'échantillonnage (valeurs : moyennes, minimales maximales et écart types).....	70
Tableau 15: Coefficient de corrélation de la réponse de <i>Lemna minor</i> à la présence des éléments chimiques dans son milieu environnant (N=5; p<0,05).....	75
Tableau 16: Résultats des éléments essentiels, non essentiels et toxiques accumulés au niveau des parties aérienne et souterraine de <i>Phragmites communis</i> au niveau des cinq stations (valeurs: moyennes, minimales maximales et écart types).....	77
Tableau 17 : coefficient de corrélation de la réponse de <i>Phragmites communis</i> à la présence des éléments chimiques dans son milieu environnant (N=5; p<0,05).....	83
Tableau 18: Résultats des éléments essentiels, non essentiels et toxiques accumulés au niveau des parties aérienne et souterraine de <i>Typha latifolia</i> au niveau des cinq stations (valeurs : moyennes, minimales, maximales et écart types).....	87
Tableau 19 : Coefficient de corrélation de la réponse de <i>Typha latifolia</i> à la présence des éléments chimiques dans son milieu environnant (N=5; p<0,05).....	93
Tableau 20: résultats des paramètres physiologique et biochimique de <i>Chlorella sp.</i> (valeur : moyenne, minimale, maximale et écart type).....	96
Tableau 21: Résultats du taux des acides aminés libres de <i>Chlorella sp.</i> (valeur : moyenne, minimale, maximale et écart type).....	98
Tableau 22 : Test de corrélation de l'effet des éléments métalliques sur les paramètres physiologique et biochimique de <i>Chlorella sp.</i> (N=5; p<0,05).....	99
Tableau 23 : Test de corrélation de l'effet des éléments métalliques sur les acides aminés libres de <i>Chlorella sp.</i> (N=5; p <0,05).....	101
Tableau 24 : Résultats des paramètres physiologique et biochimique de <i>Lemna minor</i> (valeur : moyenne, minimale, maximale et écart type).....	103
Tableau 25: Résultats du taux des acides aminés libres de <i>Lemna minor</i> (valeur : moyenne, minimale, maximale et écart type).....	105
Tableau 26 : Test de corrélation de l'effet des éléments métalliques sur les paramètres physiologique et biochimique de <i>Lemna minor</i> (N=5; p<0,05).....	106
Tableau 27 : Test de corrélation de l'effet des éléments métalliques sur les acides aminés libres de <i>Lemna minor</i> (N=5; p<0,05).....	109
Tableau 28: Résultats des paramètres physiologique et biochimique de <i>Phragmites communis</i> (valeur : moyenne, minimale, maximale et écart type).....	111
Tableau 29: Résultats des acides aminés libres de <i>Phragmites communis</i> (valeur : moyenne, minimale, maximale et écart type)	113

Tableau 30: Test de corrélation de l'effet des éléments métalliques sur les paramètres physiologique et biochimique de <i>Phragmites communis</i> (N=5; p<0,05).....	114
Tableau 31: Test de corrélation de l'effet des éléments métalliques sur les acides aminés libres de <i>Phragmites communis</i> (N=5; p<0,05).....	116
Tableau 32: Résultats des paramètres physiologique et biochimique de <i>Typha latifolia</i> (valeur : moyenne, minimale, maximale et écart type).....	118
Tableau 33: Résultats des acides aminés libres de <i>Typha latifolia</i> (valeur : moyenne, minimale, maximale et écart type).....	120
Tableau 34: Test de corrélation de l'effet des éléments métalliques sur les paramètres physiologique et biochimique de de <i>Typha latifolia</i> (N=5; p<0,05).....	121
Tableau 35: Test de corrélation de l'effet des éléments métalliques sur les acides aminés libres de <i>Typha latifolia</i> (N=5; p<0,05).....	123