

RESUME

Lac Dayet Er-Roumi est le seul lac continental permanent de basse altitude au Maroc classé comme site d'Intérêt Biologique et Ecologique (SIBE). Ce site d'attraction internationale est affecté par plusieurs formes de pollution anthropique essentiellement liés à l'agriculture (engrais et pesticides), à l'utilisation des fosses septiques des habitations mitoyennes, aux déchets domestiques, aux rejets directs des sites touristiques mitoyens, aux effluents d'huileries, etc. en plus des effets du changement climatique. Ces raisons rendent nécessaire une étude sur l'état des lieux du lac naturel Dayet Er-Roumi en vue d'appréhender son fonctionnement et sa sensibilité aux aléas climatiques et aux différentes pressions et dégradations. Notre étude vient compléter les travaux antérieurs réalisés sur ce site et sera consacrée en grande partie aux causes de dégradation, de mortalités périodiques de poissons et à la qualité ichtyologique de ce site en particulier. L'objectif de ce travail est d'évaluer l'état de la pollution lacustre du lac Dayet Er-Roumi à travers un suivi spatio-temporelle de la qualité physico-chimique et métallique de l'eau, des sédiments et des poissons.

L'étude de la variation des paramètres physico-chimiques des eaux a révélé une eau fortement minéralisée (6825µs/cm) avec un pH alcalin (9,74) et des concentrations élevées des éléments chimiques (Cl⁻, TH, CO₃²⁻, HCO₃⁻, NT, DBO₅, DCO, etc.) dépassent largement les normes des eaux piscicoles et des eaux de surface, cela montre un état médiocre des eaux du lac et ses affluents indiquant une dégradation intense de la qualité qui se traduit par une importante charge minérale et organique. Le suivi de la qualité métallique dans les trois compartiments du lac (eau, sédiment et poissons) a montré une importante contamination de l'eau du lac, ses affluents et la nappe phréatique avec des oligoéléments (Zn, Mn, Al, Fe et Co) et des éléments toxiques (Pb et Ba) et une forte contamination des sédiments par le Zn, le Pb, le Cu, le Cr et le Mn. Les différents indices de contamination calculés (FC, DC, FE, Igéo) confirment une réelle contamination polymétallique. Les résultats de l'analyse des métaux dans les poissons témoignent de la présence des micropolluants (Fe, Zn, Cu, Al, Mn et Ba) à des degrés élevés chez les poissons pêchés dans le lac Dayet Er-Roumi (*Cyprinus carpio*, *Cyprinus carpio carpio*, *Barbus sp*, *Coptodon zilli* et *Lepomis gibbosus*). Les concentrations des métaux lourds trouvées dans les poissons, les eaux et les sédiments dépassent largement les normes recommandées montrent que la pollution physico-chimique et métallique du lac Dayet Er-Roumi est critique et la situation actuelle est alarmante. Ces constatations permettent de déduire que les mortalités de poissons enregistrées périodiquement sont provoquées par les concentrations élevées des micropolluants toxiques.

Le diagnostic ichtyologique montre une faible richesse ichtyologique, le calcul des indices de diversité (Richesse Spécifique (8), Diversité de Shannon (0,59) et Equitabilité (0,7)) indique un état relativement instable, un peuplement non diversifié et une biodiversité faible à modérée. L'étude de la communauté planctonique du lac Dayet Er-Roumi montre une diversité importante dans la composition phytoplanctonique avec la dominance des chlorophyceae suivies par des Bacillariophyceae (Diatomophyceae). Le peuplement zooplanctonique est réparti en quatre groupes : Copépodes, Cladocères, Rotifères et Protozoaires avec la dominance des Copépodes et Cladocères.

Le plan d'aménagement proposé explique les grandes étapes à adopter pour protéger et restaurer ce SIBE, préserver la biodiversité ichtyologique et assurer un développement économique et social durable au niveau de toute la zone.

Mots clés : Lac Dayet Er-Roumi, SIBE, pollution, éléments métalliques, physico-chimie, eau, sédiments, poissons, dégradation, mortalité, biodiversité, phytoplancton, zooplancton, plan d'aménagement.

N° d'ordre : 452/22

ETUDE ENVIRONNEMENTALE DE L'ECOSYSTEME LACUSTRE DAYET ERROUMI
(KHEMISSSET, MAROC) POUR UN AMENAGEMENT DURABLE : ASPECTS GEOCHIMIQUE
ET ECOTOXICOLOGIQUE

SARA EL GHIZI



UNIVERSITE SULTAN MOULAY SLIMANE

Faculté des Sciences et Techniques

Béni-Mellal

Centre d'Études Doctorales : Sciences et Techniques

Formation Doctorale : Ressources Naturelles, Environnement et Santé

THÈSE

Présentée par

SARA EL GHIZI

Pour l'obtention du grade de

DOCTEURDiscipline : **Biologie**Spécialité : **Ecotoxicologie et Aquaculture**

ETUDE ENVIRONNEMENTALE DE L'ECOSYSTEME LACUSTRE DAYET ERROUMI (KHEMISSSET, MAROC) POUR UN AMENAGEMENT DURABLE :
ASPECTS GEOCHIMIQUE ET ECOTOXICOLOGIQUE

Soutenue le Samedi 23 Juillet 2022 à 10h devant la commission d'examen :

Pr. Aziz HASSIB	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Béni-Mellal, Maroc	Président
Pr. Hassan ER-RAIOUI	Professeur, Université Abdelmalek Essaadi, F.S.T. Tanger, Maroc	Rapporteur
Pr. Hicham CHAIRI	Professeur, Université Abdelmalek Essaadi, F.P. Larache, Maroc	Rapporteur
Pr. Nadra LEKOUCH	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Béni-Mellal, Maroc	Rapporteur
Pr. Nadia BERDAY	Professeur, Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, Rabat, Maroc	Examineur
Dr. Mohamed EL BOUCH	Chef du laboratoire National des Etudes et de la Surveillance de la pollution, Département du Développement durable Rabat, Maroc	Invité
Pr. Mustapha HASNAOUI	Professeur, Université Sultan Moulay Slimane, F.S.T. Béni-Mellal, Maroc	Directeur de Thèse

AVANT PROPOS

Doctorante : Mlle Sara EL GHIZI

Intitulé du travail :

ETUDE ENVIRONNEMENTALE DE L'ECOSYSTEME LACUSTRE DAYET ERROUMI (KHEMISSSET, MAROC) POUR UN AMENAGEMENT DURABLE : ASPECTS GEOCHIMIQUE ET ECOTOXICOLOGIQUE.

Directeur de la thèse :

Pr. Mustapha HASNAOUI, Directeur du Laboratoire Génie Environnemental, Ecologique et Agro-Industriel, Département de Sciences de la vie, Faculté des Sciences et Techniques Béni-Mellal, Université Sultan Moulay Slimane. Maroc.

Lieux de réalisation des travaux :

- Laboratoire Génie Environnemental, Ecologique et Agro-Industriel (LGEEAI), Département des Sciences de la vie, Faculté des Sciences et Techniques, Béni Mellal, Maroc.
- Centre National d'Hydrobiologie et de Pisciculture (CNHP) d'Azrou, Haut-Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte Contre la Désertification, Maroc.
- Laboratoire National des Etudes et de Surveillance de la Pollution (LNESE), Rabat, Département de l'Environnement, Ministère de la Transition Energétique et du Développement Durable, Maroc.

Cadres de coopération (ou de soutien) :

- Convention de recherche entre la Faculté des Sciences et Techniques et le Haut Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte Contre la Désertification.
- Convention de recherche entre la Faculté des Sciences et Techniques et Laboratoire National des Etudes et de Surveillance de la Pollution (LNESE), Rabat.

Date de commencement de ce travail : Décembre 2017.

Les résultats de ce travail ont été l'origine des publications et des communications suivantes :

 **Publications scientifiques :**

➤ Anouar Ouizgane, Fatima Zahra Majdoubi, Bahija Harzani, **Sara El ghizi**, Aziz Elmoujtahid, Mohammed Droussi and Mustapha Hasnaoui, Effect of Temperature and Density on Diet Training of the Largemouth Bass (*Micropterus Salmoides*, Lacepede, 1802). Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions. EMCEI **2017**. Advances in Science, Technology & Innovation (IEREK

Interdisciplinary Series for Sustainable Development). Springer, Cham. [https://doi.org/ 10.1007/978-3-319-70548-4_345](https://doi.org/10.1007/978-3-319-70548-4_345)

➤ **Sara El ghizi**, Fatima-zahra Majdoubi, Anouar Ouizgane, Naziha Aderj, Mohamed Sadik and Mustapha Hasnaoui. Ecological study of the DAYET Er-Roumi's ecosystem for sustainable management. International Conference on aquaculture & marine biology, J. Mar. Biol. Oceanogr. **2018**, Volume: 7, DOI: 10.4172/2324-8661-C1-012

➤ **S. El Ghizi**, S. Hssaissoune, M. El Bouch, N. El Aadel, M. Sadik and M. Hasnaoui. Assessment of Metallic Pollution in Water of Lake Dayet Er-Roumi (Morocco). In Proceedings of International conference Geo-IT and Water Resources **2020** (GEOIT4W'2020). Al-Hoceima, Morocco, <https://doi.org/10.1145/3399205.3399212>

➤ **Sara El Ghizi**, Nezha El Aadel, Mohamed Sadik, Mohammed El Bouch and Mustapha Hasnaoui. The physicochemical characteristics and the pollution level of Dayet Er-Roumi Lake in Morocco. E3S Web of Conferences 234, 00036 (**2021**), <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202123400036>

➤ **Sara El Ghizi**, Sliman Hssaissoune, Mohammed El Bouch, Mohamed Sadik and Mustapha Hasnaoui. Metallic trace elements contained in the sediments of Dayet Er-Roumi Lake (Morocco). E3S Web Conf. Volume 298, **2021**. [https://doi.org/ 10.1051 /e3sconf /202129805004](https://doi.org/10.1051/e3sconf/202129805004)

➤ **Sara El Ghizi**, Sliman Hssaissoune, Mohammed El Bouch, Mohammed Sadik and Mustapha Hasnaoui. Assessment of heavy metal contamination in the water of Dayet Er-Roumi Lake (Morocco). Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries, Vol. 25(4): 1099 – 1115 (**2021**). DOI: 10.21608/ejabf.2021.197307. [https://ejabf.journals.ekb.eg/ article 197307.html](https://ejabf.journals.ekb.eg/article/197307.html)

➤ **Sara El ghizi**, Mohamed Sadik, Mohamed El Bouch, and Mustapha Hasnaoui. Contribution to the study of the hydro-chemical characteristics of the lake ecosystem Dayet Er-Roumi, Morocco. E3S Web Conf. Volume 314, **2021**. [https://doi.org/10.1051/ e3 sconf /202131407004](https://doi.org/10.1051/e3sconf/202131407004)

Communications nationales et internationales :

➤ **Sara El Ghizi**, Nezha El Aadel, Mohamed Sadik & Mustapha Hasnaoui. "Ecological study of the Dayet Er-Roumi's ecosystem for sustainable management". The International Conference on Aquaculture & Marine Biology, 2018; Rome, Italy. June 25-27, **2018**.

➤ **Sara El Ghizi**, Nezha El Aadel, Mohamed Sadik & Mustapha Hasnaoui. Ichthyological diversity of Dayet Er-Roumi (Khemisset, Morocco): classical indices for a

diagnosis on the evolution of the ecosystem. The International Conference on Environmental Protection and Climate Change, Barcelona, Spain. **2019.**

➤ **Sara El Ghizi**, Nezha El Aadel, Mohamed Sadik & Mustapha Hasnaoui. Caractérisation physico-chimique des eaux du lac Dayet Er-Roumi, Maroc. 2^{ème} édition du Congrès International sur Les zones humides-Bassins versants et le développement local 2019 (ZH-BV-DL 2019). Nador, Maroc. **2019.**

➤ **Sara El ghizi**, Sliman Hssaissoune, Mohammed El Bouch, Mohamed Sadik & Mustapha Hasnaoui. Evaluation de la contamination métallique des eaux lacustres du lac Dayet Er-Roumi Khémisset. La 1^{ère} Journée scientifique, Environnement & Climat, Béni Mellal, Maroc, 14 Juin **2019.**

➤ **Sara El ghizi**, Sliman Hssaissoune, Mohammed El Bouch, Mohamed Sadik & Mustapha Hasnaoui. Assessment of metal pollution in the sediments of lake Dayet Er-Roumi Khmisset (Morocco). The 6th International symposium „Environment and Sustainable Development“, Rabat, Maroc, Octobre **2019.**

➤ **Sara El Ghizi**, Sliman Hssaissoune, Mohammed El Bouch, Mohamed Sadik & Mustapha Hasnaoui. Evaluation de la qualité métallique des eaux lacustres du lac Dayet Er-Roumi, (khémisset) Maroc. Le 1^{er} Séminaire international sur aquaculture (SIAQUA-2020). Ouargla, Algérie. Février **2020.**

➤ **Sara El Ghizi**, Sliman Hssaissoune, Mohammed El Bouch, Mohamed Sadik & Mustapha Hasnaoui. Evaluation du niveau de pollution par les métaux lourds du lac Dayet Er-Roumi, région de Khémisset, Maroc. IT, Technologies Géospatiales et Ressources en eau en Méditerranée, ENSA Al Hoceima, 11-12 Mars **2020.**

➤ **Sara El Ghizi**, Sliman Hssaissoune, Mohammed El Bouch, Mohamed Sadik and Mustapha Hasnaoui. Metallic trace elements contained in the sediments of Dayet Er-Roumi Lake (Morocco). 1st International Congress on Coastal Research (ICCR 2020), Al Hoceima, Morocco, July 6-9, **2021.**

➤ **Sara El Ghizi**, Nezha El Aadel, Mohamed Sadik, Mohammed El Bouch and Mustapha Hasnaoui. Contribution to the study of the hydro-chemical characteristics of the lake ecosystem Dayet Er-Roumi, Morocco. 6th edition of SAWIS International Conference on "GIS and Applied Computing for Water Resources", ENSA Kénitra, Morocco. 24-25 September **2021.**

DEDICACE

Je dédie ce travail

A mes parents,

Toutes les lettres ne sauraient trouver les mots qu'il faut...

*Tous les mots ne sauraient exprimer la gratitude, l'amour,
le respect, la reconnaissance, ...*

Aussi, c'est tout simplement que

Je souhaite que Dieu vous préserve une longue vie.

A mes deux sœurs,

A elles, je souhaite un avenir plein de joie et de bonheur

A tous les membres de ma famille,

A mes professeurs, que dieu les garde,

A tous mes amis,

A tous ceux qui me sont chers.

*« Je vous dédie ce travail avec tous mes vœux de bonheur, de santé,
de réussite et de sérénité ».*

REMERCIEMENTS

Ce travail est le fruit d'une collaboration scientifique entre la Faculté des Sciences et Techniques de Béni-Mellal représentée par le laboratoire Génie Environnemental, Ecologique et Agro-Industriel, le Haut-Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte Contre la Désertification au Maroc, représenté par le Centre National d'Hydrobiologie et de Pisciculture (CNHP) d'Azrou et le Ministère de la Transition Energétique et du Développement Durable représenté par le Laboratoire National des Etudes et de Surveillance de la Pollution (LNESE) de Rabat.

Mes remerciements vont également au **Pr. Said MELLIANI**, Doyen de la Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal. Qu'il trouve ici l'expression de ma haute considération.

Mes remerciements vont au Haut Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte Contre la Désertification, Centre National d'Hydrobiologie et de Pisciculture (CNHP), Azrou et au Ministère de la Transition Energétique et du Développement Durable représenté par le Laboratoire National des Etudes et de Surveillance de la Pollution (LNESE), Rabat qui m'ont donné l'opportunité de réaliser ce travail de recherche au sein de leurs établissements.

C'est avec un immense plaisir que j'exprime toute ma reconnaissance et ma profonde gratitude à mon professeur et directeur de thèse le **Pr. Mustapha HASNAOUI**, directeur du Laboratoire Génie Environnemental, Ecologique et Agro-Industriel pour la confiance qu'il m'a témoigné, et qui malgré ses lourdes responsabilités, m'a guidé de bout en bout, encouragé, conseillé, facilité les multiples démarches, et pour sa haute compétence scientifique dont il m'a fait profiter. Sa rigueur et son exigence, ses remarques et conseils avisés, sa disponibilité, sa confiance, son ouverture aux discussions argumentées étaient toujours au profit du bon déroulement et de l'avancement de mon travail au cours de ces années. Je vous dois mon profond respect et ma sincère gratitude.

Je tiens à remercier très chaleureusement **Mr. Mohammed SADIK**, Ex-chef du Centre National d'Hydrobiologie et de Pisciculture (CNHP) Azrou, pour m'avoir ouvert les portes du centre. Il n'a jamais hésité à me consacrer une partie de son temps pour réaliser ce travail dans des conditions favorables.

J'adresse mes sincères remerciements au **Dr. Mohammed EL BOUCH**, Directeur du Laboratoire National des Etudes et de Surveillance de la Pollution (LNESE) à Rabat, pour m'avoir accordé l'opportunité de réaliser les analyses physico-chimiques et métalliques au

sein du LNESE. Je lui adresse ma grande gratitude pour sa précieuse aide, ses conseils et sa disponibilité.

Je suis très honorée par la participation du **Mr. Aziz HASSIB**, Professeur à la Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal, à ce jury. Je le remercie d'avoir accepté de présider le jury de ma thèse.

Je remercie vivement **Mr. Hicham CHAIRI**, Professeur à la Faculté Polydisciplinaire de Larache, d'avoir accepté d'être rapporteur de cette thèse et membre de jury.

Je tiens à remercier sincèrement **Mr. Hassan ER-RAOUI**, Professeur à la Faculté des Sciences et Techniques de Tanger, d'être l'un des rapporteurs de cette thèse et de siéger au jury de thèse.

Je tiens à remercier **Mme. Nadra LEKOUCH**, Professeur à la Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal pour sa gentillesse. Qu'elle trouve ici l'expression de ma profonde gratitude et de toute ma reconnaissance. Je la remercie d'avoir accepté d'être rapporteur de cette thèse et de siéger au jury de thèse.

Mme. Nadia BERDAY, Professeur à l'Institut Agronomique et Vétérinaire Hassan II, a accepté avec amabilité d'évaluer mon travail de recherche et me faire part de ses critiques en siégeant parmi les membres de mon jury de thèse. Je vous prie de bien croire à mon profond respect et toute ma gratitude.

Je tiens à remercier très chaleureusement **Mr. Mohammed DROUSSI**, Ex-chef de la Station de Pisciculture de la Deroua, pour ses précieux conseils, je voudrais qu'elle trouve ici toute mon émotion et mes marques de reconnaissance et de remerciements.

Je ne saurais oublier de remercier l'ensemble des membres du Centre National d'Hydrobiologie et de Pisciculture (CNHP), Azrou spécialement H. Drissi, A. Benrahmoune, A. Zraouti, N. El Aadel, H. El bazi, Y. Baladia, D. Serti, M. Amar pour m'avoir apporté leurs soutiens techniques durant toute la période d'échantillonnage et d'analyse.

Mes sincères remerciements vont aux membres du Laboratoire National des Etudes et de Surveillance de la Pollution (LNESE), Rabat : H. Wahidi, S. Hssaissoune, A. Bensaber, B. Berkan, M. kabriti, A. Sourouri et R. Essaidi pour m'avoir apporté leurs aides précieuses durant mon séjour au LNESE.

Mes remerciements les plus vifs sont adressés à mes collègues du Laboratoire Génie Environnemental, Ecologique et Agro-Industriel de la Faculté des Sciences et Techniques de Béni Mellal : A. Krithi, K. Ouassa, S. Meriyeg, M. Bousba, S. Ouhab, L. Ferraj, A.

Ouizgane, A. Moujtahid, S. Farid et F.Z. Majdoubi qui ont pu créer une ambiance gaie et sympathique et des conditions agréables de travail au sein de notre laboratoire.

Le fruit de ce travail n'a pas pu être récolté sans les grands encouragements de ma famille, mes parents et mes deux sœurs, que je tiens énormément à leur dire merci et c'est à eux que ce travail est dédié.

Enfin, je tiens à exprimer ma profonde reconnaissance envers toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de ce travail.

RESUME

Lac Dayet Er-Roumi est le seul lac continental permanent de basse altitude au Maroc classé comme site d'Intérêt Biologique et Ecologique (SIBE). Ce site d'attraction internationale est affecté par plusieurs formes de pollution anthropique essentiellement liés à l'agriculture (engrais et pesticides), à l'utilisation des fosses septiques des habitations mitoyennes, aux déchets domestiques, aux rejets directs des sites touristiques mitoyens, aux effluents d'huileries, etc. en plus des effets du changement climatique.

Ces raisons rendent nécessaire une étude sur l'état des lieux du lac naturel Dayet Er-Roumi en vue d'appréhender son fonctionnement et sa sensibilité aux aléas climatiques et aux différentes pressions et dégradations. Notre étude vient compléter les travaux antérieurs réalisés sur ce site et sera consacrée en grande partie aux causes de dégradation, de mortalités périodiques de poissons et à la qualité ichtyologique de ce site en particulier. L'objectif de ce travail est d'évaluer l'état de la pollution lacustre du lac Dayet Er-Roumi à travers un suivi spatio-temporelle de la qualité physico-chimique et métallique de l'eau, des sédiments et des poissons.

L'étude de la variation des paramètres physico-chimiques des eaux a révélé une eau fortement minéralisée ($6825\mu\text{s/cm}$) avec un pH alcalin (9,74) et des concentrations élevées des éléments chimiques (Cl^- , TH, CO_3^{2-} , HCO_3^- , NT, DBO_5 , DCO, etc.) dépassent largement les normes des eaux piscicoles et des eaux de surface, cela montre un état médiocre des eaux du lac et ses affluents indiquant une dégradation intense de la qualité qui se traduit par une importante charge minérale et organique.

Le suivi de la qualité métallique dans les trois compartiments du lac (eau, sédiment et poissons) a montré une importante contamination de l'eau du lac, ses affluents et la nappe phréatique avec des oligoéléments (Zn, Mn, Al, Fe et Co) et des éléments toxiques (Pb et Ba) et une forte contamination des sédiments par le Zn, le Pb, le Cu, le Cr et le Mn. Les différents indices de contamination calculés (FC, DC, FE, Igéo) confirment une réelle contamination polymétallique.

Les résultats de l'analyse des métaux dans les poissons témoignent de la présence des micropolluants (Fe, Zn, Cu, Al, Mn et Ba) à des degrés élevés chez les poissons pêchés dans le lac Dayet Er-Roumi (*Cyprinus carpio*, *Cyprinus carpio carpio*, *Barbus sp*, *Coptodon zilli* et *Lepomis gibbosus*).

Les concentrations des métaux lourds trouvées dans les poissons, les eaux et les sédiments dépassent largement les normes recommandées montrent que la pollution physico-chimique et

métallique du lac Dayet Er-Roumi est critique et la situation actuelle est alarmante. Ces constatations permettent de déduire que les mortalités de poissons enregistrées périodiquement sont provoquées par les concentrations élevées des micropolluants toxiques. Le diagnostic ichtyologique montre une faible richesse ichtyologique, le calcul des indices de diversité (Richesse Spécifique (8), Diversité de Shannon (0,59) et Equitabilité (0,7)) indique un état relativement instable, un peuplement non diversifié et une biodiversité faible à modérée.

L'étude de la communauté planctonique du lac Dayet Er-Roumi montre une diversité importante dans la composition phytoplanctonique avec la dominance des chlorophyceae suivies par des Bacillariophyceae (Diatomophyceae). Le peuplement zooplanctonique est réparti en quatre groupes : Copépodes, Cladocères, Rotifères et Protozoaires avec la dominance des Copépodes et Cladocères.

Le plan d'aménagement proposé explique les grandes étapes à adopter pour protéger et restaurer ce SIBE, préserver la biodiversité ichtyologique et assurer un développement économique et social durable au niveau de toute la zone.

Mots clés : Lac Dayet Er-Roumi, SIBE, pollution, éléments métalliques, physico-chimie, eau, sédiments, poissons, dégradation, mortalité, biodiversité, phytoplancton, zooplancton, plan d'aménagement.

ABSTRACT

Lake Dayet Er-Roumi, the only permanent continental lake of low altitude in Morocco, is classified as a Site of Biological and Ecological Interest (SBEI). In addition to the effects of climate change, this international attraction site is affected by several forms of anthropogenic pollution mainly related to agriculture (Fertilizers and pesticides), the use of septic tanks, domestic waste, direct discharges from adjoining tourist sites, oil mills effluents, etc.

These reasons make it necessary to study the state of Dayet Er-Roumi Lake in order to understand its functioning and its sensitivity to climatic hazards and the various pressures and degradation. Our study comes to supplement the previous works carried out on this site and will be devoted largely to the causes of degradation, periodic fish mortality and the ichthyological quality in particular. The objective of our present study is to evaluate the pollution state of the lake Dayet Er-Roumi through a spatio-temporal monitoring of the physico-chemical and metallic quality of water, sediments and fish.

The study of water physico-chemical parameters variation revealed an alkaline pH (9.74), a strongly mineralized water ($6825\mu\text{s}/\text{cm}$) with high concentrations of chemical elements (Cl^- , TH, CO_3^{2-} , HCO_3^- , NT, DBO_5 , etc) largely exceeding the standards of fish farming waters and surface waters, this shows a poor state of the lake water and its tributaries with a significant mineral and organic load indicating an intense degradation of water quality.

Monitoring of the metal quality in the three compartments of the lake (water, sediments and fish) showed a significant contamination of the lake's water, its tributaries and the groundwater with the following trace elements : Zn, Mn, Al, Fe, and Co and toxic elements : Pb, and Ba. A high contamination of the sediments by Zn, Pb, Cu, Cr and Mn was also observed. The different calculated contamination indices (FC, DC, FE, Igeo) confirm real polymetallic contamination.

The results of the metal analysis in fish show the presence of Fe, Zn, Cu, Al, Ma, and Ba at high levels in fish caught in lake Dayet Er-Roumi (*Cyprinus carpio*, *Cyprinus carpio carpio*, *Barbus sp*, *Coptodon zilli*, and *Lepomis gibbosus*). Concentrations of metals found in fish, water, and sediments greatly exceed recommended standards. These results show that the physico-chemical and metallic pollution of Lake Dayet Er-Roumi is critical and the situation is alarming. These observations make it possible to deduce that the fish mortalities recorded periodically at this lake are caused by the high concentrations of toxic micropollutants.

The ichthyological diagnosis shows low richness in fish species; the calculation of diversity indices (Specific Richness (8), Shannon Diversity (0.59), and Equitability (0.7)) indicates an unstable status, an undiversified population, and low to moderate biodiversity.

The study of the plankton community of Lake Dayet Er-Roumi shows an important diversity in the composition of phytoplankton with the dominance of chlorophyceae followed by Bacillariophyceae (Diatomophyceae) and a zooplankton population composed of Copepods, Cladocera, Rotifers and Protozoa with dominance of Copepods and Cladocera.

The proposed development plan illustrates the main measures to be taken to protect and restore this SIBE, protect fish biodiversity and ensure sustainable economic and social development of the entire area.

Keywords: Lake Dayet Er-Roumi, SBEI, pollution, metallic elements, physico-chemical parameters, water, sediments, fish, mortality, degradation, phytoplankton, zooplankton, development plan.

ملخص

بحيرة ضاية الرومي هي البحيرة القارية الدائمة الوحيدة ذات الارتفاع المنخفض في المغرب وهي مصنفة كموقع بيولوجي وإيكولوجي مهم. تأثر هذا الموقع بعدة أشكال من التلوث الناجم عن الأنشطة البشرية والمتعلقة بشكل أساسي بالزراعة (الأسمدة والمبيدات)، الصرف الصحي، النفايات المنزلية، والمخلفات المباشرة من المواقع السياحية المجاورة، ونفايات الزيوت السائلة، وما إلى ذلك، بالإضافة إلى آثار تغير المناخ.

هذه الأسباب تجعل من الضروري إجراء دراسة لبحيرة ضاية الرومي لفهم كيفية عملها وحساسيتها للمخاطر المناخية ومختلف الضغوط الخارجية. تكمل هذه الدراسة الأعمال السابقة التي تم إجراؤها على هذا الموقع وستخصص إلى حد كبير لمعرفة أسباب التدهور، الوفيات الدورية للأسماك والجودة السمكية لهذا الموقع على وجه الخصوص. الهدف من دراستنا هو تقييم حالة تلوث بحيرة ضاية الرومي من خلال المراقبة المكانية والزمانية للجودة الفيزيائية والكيميائية والمعدنية للمياه، الرواسب والأسماك.

كشفت دراسة الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه عن وجود نسبة عالية من المعادن ($6825\mu\text{s/cm}$) مع درجة حموضة قاعدية ($9,74$) وتركيزات عالية من العناصر الكيميائية تتجاوز إلى حد كبير معايير مياه تربية الأسماك والمياه السطحية، وهذا يدل على حالة سيئة لمياه البحيرة وروافدها مشيرة إلى تدهور شديد مما يترجم الحمل المعدني والعضوي الكبير.

أظهرت مراقبة الجودة المعدنية في الأجزاء الثلاثة للبحيرة (الماء والرواسب والأسماك) تلوثاً كبيراً لمياه البحيرة وروافدها ومياه الجوفية بالمعادن الأساسية (الزنك، المنغنيز، الألمنيوم، الحديد، والكوبالت)، والمعادن السامة (الرصاص والباريوم)، والتلوث الشديد للرواسب بالزنك والرصاص والنحاس والكروم والمنغنيز. تؤكد مختلفة مؤشرات التلوث (FC, DC, FE, Igéo) وجود تلوث حقيقي متعدد المعادن. تظهر نتائج تحليل المعادن في الأسماك وجود ملوثات دقيقة (الحديد، الزنك والنحاس، الألومنيوم، المنغنيز والباريوم) بمستويات

عالية في الأسماك التي تم صيدها في بحيرة ضاية الرومي (*Cyprinus carpio*, *Cyprinus carpio carpio*, *Barbus sp*) تتجاوز تركيزات المعادن الموجودة في الأسماك والمياه والرواسب المعايير الموصى بها (*Lepomis gibbosus*, *Coptodon zilli*). وتظهر أن تلوث الفيزيائي والكيميائي والمعدني ببحيرة ضاية الرومي خطير والوضع مخيف ومقلق جداً. هذه الملاحظات تجعل من الممكن استنتاج أن فوق الأسماك المسجل بشكل دوري ناتج عن التركيزات العالية من الملوثات الدقيقة السامة.

وأظهرت هذه الدراسة ثراءً سمكياً منخفضاً، وتشير مؤشرات التنوع (الثراء النوعي (8)، وتنوع شانون (0.59)، والتساوي (0.7)) إلى حالة غير مستقرة، والمستوطنات غير متنوعة، وتنوع بيولوجي منخفض إلى متوسط.

وأثبتت دراسة المكونات البيولوجية العالقة تنوعاً كبيراً في تكوين العوالق النباتية مع هيمنة Chlorophyceae تليها

Bacillariophyceae . بالنسبة للعوالق الحيوانية، فهي تنقسم إلى أربع مجموعات : Copépodes, Cladocères, Rotifères

Protozoaires مع هيمنة Copépodes, Cladocères .

توضح خطة التنمية المقترحة التدابير الرئيسية التي يجب اتخاذها لحماية واستعادة الحياة لهذه البحيرة، وحماية التنوع السمكي، وضمان التنمية الاقتصادية والاجتماعية المستدامة للمنطقة بأكملها.

الكلمات المفاتيح: بحيرة ضاية الرومي، التلوث، العناصر المعدنية، الفيزيائية والكيميائية، المياه، الرواسب، السمك، التدهور، الوفيات، التنوع البيولوجي، العوالق النباتية، العوالق الحيوانية، خطة التنمية.

Liste des abréviations

ACP : Analyse en Composantes Principales.

CAH : Classification Ascendante Hiérarchique.

CCME : Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement.

CE : Conductivité Electrique.

CR : Critically Endangered.

DBO₅ : Demande Biologique d'Oxygène en 5 jours.

DCO : Demande Chimique en Oxygène.

DS : Disque de Secchi.

DC : Degré de Contamination.

ETM : Eléments Traces Métalliques.

EF : Facteur d'Enrichissement.

FAO : Food and Agriculture Organisation.

FC : Facteur de Contamination.

HDPE : High Density Poly-Ethylene.

HPI : Heavy metal Pollution Index.

Igéo : Indice de géo-accumulation.

LC : Least Concern.

MEO : Ministère de l'Environnement de l'Ontario.

MES : Matière en suspension.

MO : Matière Organique.

MOF : Matière Organique Fermentescible.

MEQEC : Ministère du développement durable, de l'Environnement et des parcs du Québec, Environnement Canada.

NRC : National Research Council.

OD : Oxygène Dissous.

SIBE : Sites d'Intérêt Biologique et Ecologique.

TAC : Titre Alcalimétrique Complet.

TA : Titre Alcalimétrique.

TDS : Total Dissolved Solids.

TH : Titre hydrotimétrique.

UCC : Upper Continental Crust.

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature.

Vu : Vulnerable.

Liste des figures

Figure 1 : Chronologie approximative des principales sources de pollution des eaux continentales (Lévêque, 1996).	6
Figure 2 : Mécanismes de transferts et de transformations des pesticides dans les milieux de l'environnement (Merhi, 2008).	8
Figure 3 : Effets de la pollution organique sur la teneur de l'eau en oxygène dissous et sur l'abondance de divers organismes (Dajoz, 2003).	10
Figure 4 : Effets de la pollution des eaux suite au déversement dans une rivière d'un émissaire d'égout chargé de matières organiques fermentescibles sur la biocénose aquatique (Ramade, 2002).	11
Figure 5 : Disque de Secchi et mesure de la transparence de l'eau.	14
Figure 6 : Variation des diverses formes du CO ₂ dissous dans l'eau en fonction du pH.	17
Figure 7 : Transfert des polluants dans l'organisme aquatique.	21
Figure 8 : Phénomènes de complexations des métaux dans l'eau (Le Goff et Bonnet, 2004).	23
Figure 9 : Illustration des principales interactions entre les éléments traces métalliques et les différents ligands influençant la spéciation des métaux en milieu aquatique (Buffle, 1988).	26
Figure 10 : Propriétés physico-chimiques des contaminants agissant sur leur bioaccumulation (Norstrom et Letcher, 1996).	31
Figure 11 : Schématisation du partage des polluants entre les différents compartiments du milieu aquatique.	33
Figure 12 : Principes des toxicités aiguës et chroniques (Sittig, 1985 ; Elinder et al., 1994).	35
Figure 13 : Situation géographique du lac Dayet Er-Roumi.	45
Figure 14 : Coupes géologiques au niveau du lac Dayet Er-Roumi (Elabidi et al., 2015).	46
Figure 15 : Carte piézométrique au niveau du lac Dayet Er-Roumi (Elabidi et al., 2015).	47
Figure 16 : Précipitations au niveau de la région de Khémisset 2009 à 2019.	48
Figure 17 : Régime pluviométrique saisonnier du lac Dayet Er-Roumi.	48
Figure 18 : Répartition de la température selon les saisons dans la région d'étude 2009 à 2019.	49
Figure 19 : Zone d'étude et emplacement des stations d'échantillonnage.	56
Figure 20 : Variation spatio-temporelle de la température de l'eau du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.	60
Figure 21 : Variation spatio-temporelle de pH de l'eau au niveau des différentes stations de mesure.	61
Figure 22 : Variation spatio-temporelle de l'oxygène dissous de l'eau du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.	62
Figure 23 : Variation spatio-temporelle de CE de l'eau du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.	62
Figure 24 : Variation spatio-temporelle de la concentration des hydroxydes dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.	63
Figure 25 : Variation spatio-temporelle de la concentration des bicarbonates dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.	63
Figure 26 : Variation spatio-temporelle de la concentration des carbonates dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.	64
Figure 27 : Variation spatio-temporelle de DBO ₅ dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.	64
Figure 28 : Variation spatio-temporelle de DCO dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.	65
Figure 29 : Variation spatio-temporelle de la dureté totale des eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.	66
Figure 30 : Variation spatio-temporelle de la dureté calcique des eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.	66

Figure 31 : Variation spatio-temporelle de la dureté magnésienne des eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.....	67
Figure 32 : Variation spatio-temporelle de l'ammonium dans le lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.....	68
Figure 33 : Variation spatio-temporelle des nitrites dans le lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.....	68
Figure 34 : Variation spatio-temporelle des nitrates dans le lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.....	69
Figure 35 : Variation spatio-temporelle de l'azote total dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.....	69
Figure 36 : Variation spatio-temporelle des orthophosphates dans le lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.....	70
Figure 37 : Variation spatio-temporelle des sulfates dans le lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.....	71
Figure 38 : Variation spatio-temporelle des chlorures dans les stations du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.....	71
Figure 39 : Répartition des paramètres physico-chimiques selon le plan F1x F2.....	75
Figure 40 : Répartition des stations selon les axes F1 et F2.....	76
Figure 41 : Dendrogramme de paramètres sélectionnés dans des échantillons d'eau en utilisant la méthode de Ward.....	77
Figure 42 : Variation spatio-temporelle de la transparence de l'eau du lac Dayet Er-Roumi.....	78
Figure 43 : Estimation de la couche euphotique du lac Dayet Er-Roumi.....	78
Figure 44 : Diagramme de classement du niveau trophique du lac Dayet Er-Roumi (Beveridge, 1984).....	88
Figure 45 : Répartition géographique des points d'échantillonnage des poissons.....	96
Figure 46 : Abondance des différentes familles de poissons pêchés.....	99
Figure 47 : Abondance des différentes espèces de poissons pêchés.....	99
Figure 48 : Emplacement des stations d'échantillonnage des puits.....	104
Figure 49 : Variation spatio-temporelle du Manganèse dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.....	107
Figure 50 : Variation spatio-temporelle du Baryum dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.....	108
Figure 51 : Variation spatio-temporelle du Plomb dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.....	108
Figure 52 : Variation spatio-temporelle du Fer dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.....	109
Figure 53 : Variation spatio-temporelle du Zinc dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.....	109
Figure 54 : Variation spatio-temporelle d'Aluminium dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.....	110
Figure 55 : Variation spatio-temporelle du Cobalt dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.....	110
Figure 56 : Répartition des métaux selon le plan F1x F2.....	111
Figure 57 : Répartition des stations selon les axes F1 et F2.....	112
Figure 58 : Dendrogramme de métaux sélectionnés dans des échantillons d'eau.....	113
Figure 59 : Variation spatio-temporelle du Manganèse dans les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi.....	115
Figure 60 : Variation spatio-temporelle du Baryum dans les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi.....	115
Figure 61 : Variation spatio-temporelle du Plomb dans les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi.....	116
Figure 62 : Variation spatio-temporelle du Fer dans les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi.....	116
Figure 63 : Variation spatio-temporelle du Zinc dans les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi.....	116

Figure 64 : Variation spatio-temporelle d'Aluminium dans les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi.....	117
Figure 65 : Variation spatio-temporelle du Cobalt dans les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi.....	117
Figure 66 : Emplacement des stations d'échantillonnage des sédiments.....	126
Figure 67 : Variation spatio-temporelle du Manganèse dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi..	129
Figure 68 : Variation spatio-temporelle du Baryum dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.....	129
Figure 69 : Variation spatio-temporelle du Plomb dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.	130
Figure 70 : Variation spatio-temporelle du Fer dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.	130
Figure 71 : Variation spatio-temporelle du Zinc dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.	131
Figure 72 : Variation spatio-temporelle d'Aluminium dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi. ...	131
Figure 73 : Variation spatio-temporelle du Cobalt dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.	131
Figure 74 : Variation spatio-temporelle du cuivre dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.....	132
Figure 75 : Variation spatio-temporelle du Chrome dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.....	132
Figure 76 : Répartition des métaux selon le plan F1x F2.....	134
Figure 77 : Répartition des stations des sédiments selon les axes F1 et F2.	135
Figure 78 : Dendrogramme de métaux sélectionnés dans les échantillons des sédiments.	135
Figure 79 : Emplacement des stations d'échantillonnage des poissons.	148
Figure 80 : Variation des différents métaux lourds (mg/kg de poids sec) dans le muscle et le foie de la carpe miroir.	152
Figure 81 : Variation des différents métaux lourds (mg/kg de poids sec) dans le muscle et le foie de la carpe commune.	153
Figure 82 : Variation des différents métaux lourds (mg/kg de poids sec) dans le muscle et le foie du barbeau sp.....	153
Figure 83 : Variation des différents métaux lourds (mg/kg de poids sec) dans le muscle et le foie du Tilapia Zilli.....	154
Figure 84 : Variation des différents métaux lourds (mg/kg de poids sec) dans le muscle et le foie de la perche soleil.....	154
Figure 85 : Variation des concentrations des métaux lourds (mg/kg de poids sec) dans le muscle et le foie.....	155
Figure 86 : Variation de la concentration totale des métaux lourds en fonction des poissons et l'âge	155
Figure 87 : Concentration totale des métaux lourds selon l'espèce de poissons.	156
Figure 88 : Concentration totale des métaux lourds entre les différents poissons étudiés.	156
Figure 89 : Répartition des métaux lourds dosés selon le plan F1x F2.	157
Figure 90 : Répartition des poissons selon le plan F1x F2.....	158

Liste des tableaux

Tableau 1 : Principaux radio-isotopes d'importance écologique (Ramade, 2000).....	9
Tableau 2 : Sources industrielles et agricoles des métaux lourds.....	19
Tableau 3 : Phytoplancton au niveau du lac Dayet Er-Roumi.	50
Tableau 4 : Avifaune du lac Dayet Er-Roumi.....	51
Tableau 5 : Ichtyofaune du lac Dayet Er-Roumi.....	52
Tableau 6 : Liste taxonomique du zooplancton du Dayet Er- Roumi.	52
Tableau 7 : Coordonnées géographiques des points de prélèvement.	56
Tableau 8 : Méthodes d'analyse physico-chimique utilisées.	57
Tableau 9 : Corrélacion entre les paramètres physico-chimiques des eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.....	73
Tableau 10 : Corrélacion entre variables et facteurs.....	75
Tableau 11 : Qualité de l'eau en fonction de la dureté selon Bremond et Vuichard (1973).....	82
Tableau 12 : Phytoplancton au niveau du lac Dayet Er-Roumi.	92
Tableau 13 : Inventaire de l'ichtyofaune des eaux lacustre du lac Dayet Er-Roumi et leur statut dans la liste rouge de l'IUCN 2022.	98
Tableau 14 : Indices de diversité du lac Dayet Er-Roumi.....	100
Tableau 15 : Corrélacion des différents métaux lourds dans l'eau du lac Dayet Er-Roumi.....	111
Tableau 16 : Corrélacion entre les variables.....	111
Tableau 17 : Calcul de l'indice de la pollution des métaux lourds (HPI).	114
Tableau 18 : Corrélacion entre les différents métaux lourds dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.....	133
Tableau 19 : Corrélacion entre les variables.....	134
Tableau 20 : Facteur de contamination (FC) des stations étudiées.	136
Tableau 21 : Degré de Contamination (DC) des stations étudiées.....	137
Tableau 22 : Indice de géo-accumulation (I _{géo}) des stations étudiées.	138
Tableau 23 : Facteur d'enrichissement (FE) des stations étudiées.....	138
Tableau 24 : Caractéristiques biométriques des poissons pêchés.....	151
Tableau 25 : Corrélacion entre les différents métaux lourds dans les poissons du lac Dayet Er-Roumi.....	157
Tableau 26 : Ordre décroissant de la bioaccumulation des métaux dans les différentes espèces de poissons étudiées.....	160
Tableau 27 : Présentation des données révélées à partir des études effectuées.....	167
Tableau 28 : Normes de la qualité physico-chimique des eaux de surface.....	208
Tableau 29 : Normes de la qualité physico-chimique des eaux piscicoles.....	209
Tableau 30 : Normes de la qualité métallique des eaux de surface.....	210
Tableau 31 : Normes de la qualité métallique des eaux piscicoles.....	211
Tableau 32 : Normes de la qualité métallique des eaux souterraines.....	212
Tableau 33 : Normes de la qualité métallique des sédiments d'eau douce selon MEO.....	213
Tableau 34 : Normes de la qualité métallique des sédiments d'eau douce selon MEQEC.....	214
Tableau 35 : Normes de la qualité métallique des sédiments d'eau douce selon CCME.....	215
Tableau 36 : Teneurs des métaux admissibles pour les poissons selon NRCC.....	216
Tableau 37 : Teneurs des métaux admissibles pour les poissons selon FAO.....	217

Liste des photos

Photo 1 : Phytoplancton dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi	92
Photo 2 : Zooplancton dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi	93
Photo 3 : Echantillonnage des poissons.....	97
Photo 4 : Pêche des poissons et les filets utilisés.	148
Photo 5 : Poissons prélevés et détermination d'âge.	149
Photo 6 : Etapes de préparation des échantillons de poissons.	150
Photo 7 : Effets des activités anthropiques (un pique nique).	168
Photo 8 : Pression exercée par les activités des estivants.....	169
Photo 9 : Embarcations motorisées.	169
Photo 10 : Déchets générés par les activités anthropiques	169
Photo 11 : Terres agricoles autour du lac.	170
Photo 12 : Remblai de gravier.....	172

SOMMAIRE

Avant propos	
Dédicace	
Remerciements	
Résumé	
Abstract	
ملخص	
Liste des abréviations	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Liste des photos	

INTRODUCTION GENERALE	1
------------------------------------	---

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	4
---------------------------------------	---

I. Généralité sur la pollution lacustre	4
1. Ecosystèmes lacustres au Maroc	4
2. Importance des milieux aquatiques	5
3. Source de pollution.....	5
3.1 Pollution naturelle	6
3.2 Pollution anthropique.....	6
4. Principaux polluants	8
4.1 Polluants physiques.....	8
4.2 Polluants biologiques	10
4.3 Polluants chimiques	12
II. Pollution inorganique des milieux aquatique	12
1. Température.....	12
2. Eléments chimiques minéraux.....	12
2.1 Potentiel d'hydrogène (pH).....	13
2.2 Oxygène dissous	13
2.3 Conductivité électrique (CE).....	13
2.4 Demande chimique en oxygène (DCO)	13
2.5 Demande biochimique en oxygène (DBO ₅).....	13
2.6 Transparence	14
2.7 Ions majeurs	14
3. Métaux lourds.....	17
3.1 Généralités	17
3.2 Sources de pollution par les métaux lourds.....	18
3.3 Contamination des écosystèmes aquatiques par les éléments traces métalliques	19
3.4 Cycle biogéochimique des métaux lourds.....	20
3.5 Répartition et devenir des métaux lourds dans chaque compartiment d'écosystème aquatique	22
3.6 Caractéristiques Ecotoxicologiques des ETM	33
3.7 Propriétés physico-chimiques des métaux étudiés	35

PARTIE 1

ÉTUDE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DU SYSTEME LACUSTRE DAYET ER-ROUMI

Chapitre 1 : Caractérisation du milieu d'étude	45
---	----

I. Présentation du lac Dayet Er-Roumi	45
1. Situation	45
2. Géologie et hydrogéologie	46
3. Données climatiques	47

3.1 Précipitations.....	47
3.2 Température	48
4. Caractéristiques biologiques.....	49
4.1 Flore	49
4.2 Faune.....	50
5. Facteur socio-économique.....	53
6. Qualité des eaux	53
Chapitre 2 : Qualité physico-chimique des eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluent	54
I. Introduction	54
II. Matériel et méthodes	55
1. Stations de mesure et prélèvements.....	55
2. Chronologie d'étude	57
3. Paramètres physico-chimiques	57
4. Analyse statistique des données	58
III. Résultats	60
1. Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques des eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents	60
1.1 Température	60
1.2 pH	61
1.3 Oxygène dissous	61
1.4 Conductivité électrique	62
1.5 Alcalinité de l'eau.....	62
1.6 DBO ₅	64
1.7 DCO	65
1.8 Dureté totale (titre hydrotimétrique)	65
1.9 Composés azotés	67
1.10 Orthophosphates.....	70
1.11 Sulfates.....	70
1.12 Chlorures.....	71
2. Etude statistique (ANOVA, ACP et CAH)	72
2.1 ANOVA	72
2.2 ACP.....	74
2.3 CAH.....	76
3. Niveau trophique	77
3.1 Variation spatio-temporelle de la transparence.....	77
3.2 Détermination de la zone euphotique.....	78
IV. Discussion.....	79
1. Variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques	79
2. Corrélations entre les différents paramètres étudiés (ANOVA, ACP et CAH).....	85
3. Etat trophique du lac Dayet Er-Roumi	87
3.1 Variation de la transparence.....	87
3.2 Variation des orthophosphates	87
3.3 Evaluation de l'état trophique du lac	87
V. Conclusion.....	88

PARTIE 2

CONTRIBUTION A L'ETUDE PLANCTONIQUE ET ICTHYOLOGIQUE DU LAC DAYET ER-ROUMI

Chapitre 1 : Contribution à l'étude de la population planctonique.....	90
I. Introduction	90
II. Matériel et méthodes	90
1. Technique d'échantillonnage et période d'étude.....	90
2. Méthodologie d'identification.....	91
III. Résultats et discussion	91
IV. Conclusion.....	94

Chapitre 2 : Etude ichtyologique	95
I. Introduction	95
II. Matériel et méthodes	96
1. Technique d'échantillonnage et période d'étude.....	96
2. Méthodes analytiques et statistiques	97
2.1 Identification	97
2.2 Indices de diversité.....	97
III. Résultats	98
1. Composition faunistique globale.....	98
2. Abondance des familles de poissons pêchés	98
3. Abondance des différentes espèces de poissons capturées.....	99
4. Indices de diversité.....	99
IV. Discussion.....	100
V. Conclusion.....	102

PARTIE 3

EVALUATION DE LA CONTAMINATION METALLIQUE DU LAC DAYET ER-ROUMI

Chapitre 1 : Etude des éléments métalliques au niveau de l'eau du lac, les affluents et les eaux souterraines	103
I. Introduction	103
II. Matériel et méthodes.....	104
1. Traitement des échantillons et analyse des métaux lourds	104
1.1 Conservation des échantillons.....	104
1.2 Préparation des échantillons.....	105
1.3 Analyse des métaux lourds	105
2. Méthodes statistiques et analytiques	105
III. Résultats	107
1. Variation spatio-temporelle des métaux lourds	107
1.1 Manganèse	107
1.2 Baryum.....	107
1.3 Plomb	108
1.4 Fer	108
1.5 Zinc	109
1.6 Aluminium	109
1.7 Cobalt.....	110
1.8 Autres métaux	110
2. Corrélation et distribution des différents métaux	110
2.1 Analyse de la variance (ANOVA)	110
2.2 Analyse en Composantes Principales (ACP)	111
2.3 Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)	112
3. Indice de pollution des métaux lourds (HPI).....	113
4. Etude préliminaire de la qualité métallique de la nappe phréatique	114
4.1 Manganèse	114
4.2 Baryum.....	115
4.3 Plomb	115
4.4 Fer.....	115
4.5 Zinc	116
4.6 Aluminium	117
4.7 Cobalt.....	117
4.8 Autres métaux	117
IV. Discussion.....	118
1. Variation spatio-temporelle des teneurs en métaux lourds.....	118
2. Corrélations entre les différents métaux lourds.....	121
3. Évaluation de l'indice de pollution des métaux lourds (HPI)	122
4. Evaluation de la contamination métalliques des eaux souterraines	123
V. Conclusion.....	124

Chapitre 2 : Etude des éléments métalliques dans les sédiments	125
I. Introduction	125
II. Matériel et méthodes.....	126
1. Echantillonnage	126
2. Traitement des échantillons et dosage des éléments traces métalliques.....	127
3. Méthodes analytiques et statistiques	127
3.1 Méthodes statistiques	127
3.2 Méthodes analytiques.....	128
III. Résultats	128
1. Variation spatio-temporelle des éléments métalliques dans les sédiments	128
1.1 Manganèse	128
1.2 Baryum.....	129
1.3 Plomb	129
1.4 Fer	130
1.5 Zinc	130
1.6 Aluminium	131
1.7 Cobalt.....	131
1.8 Cuivre.....	132
1.9 Chrome.....	132
1.10 Autres métaux	132
2. Corrélation et distribution des différents métaux	133
2.1 Analyse de la variance (ANOVA)	133
2.2 Analyse en Composantes Principales (ACP)	133
2.3 Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)	135
3. Evaluation du niveau de la contamination métallique des sédiments.....	136
3.1 Facteur de Contamination (FC).....	136
3.2 Degré de Contamination (DC)	136
3.3 Indice de géo-accumulation (I _{géo}).....	137
3.4 Facteur d'Enrichissement (FE)	138
IV. Discussion.....	139
1. Variation spatio-temporelle des teneurs en métaux lourds.....	139
2. Corrélations entre les différents métaux lourds dans les sédiments	141
3. Evaluation de la pollution par les métaux lourds selon différents indices	143
V. Conclusion.....	145
Chapitre 3 : Etude de la teneur en métaux lourds dans les poissons	147
I. Introduction	147
II. Matériel et méthodes.....	147
1. Echantillonnage	147
2. Préparation des échantillons	148
3. Traitement des échantillons et dosage des éléments métalliques	149
3.1 Séchage	149
3.2 Broyage	149
3.3 Minéralisation	149
3.4 Analyse des métaux lourds	150
4. Méthodes statistiques	150
III. Résultats	151
1. Analyse des éléments métalliques dans les poissons.....	151
1.1 Etude biométrique	151
1.2 Bioaccumulation des métaux lourds dans les différents organes des poissons.....	152
1.3 Variation de la teneur totale des métaux lourds en fonction des poissons et leur âge	155
1.4 Variation de la concentration totale des métaux selon l'espèce de poissons	155
2. Analyse statistique.....	157
IV. Discussion.....	158
1. Accumulation des métaux lourds dans les deux organes (foie et muscle)	158
2. Variation de la concentration totale des métaux selon l'âge	160

3. Variation des teneurs métalliques selon l'espèce de poissons.....	160
4. Analyse statistique de la variation des métaux lourds.....	162
V. Conclusion.....	164

PARTIE 4

PLAN D'AMENAGEMENT DURABLE

Chapitre 1 : Réalisation d'un plan d'aménagement durable	165
I. Introduction	165
II. Acquérir et analyser des connaissances sur le lac	166
III. Diagnostic : détermination des problèmes, de leurs causes et les menaces sur le lac	167
IV. Élaborer et mettre en place un plan d'aménagement	170
V. Conclusion.....	174
CONCLUSION GENERALE	175
PERSPECTIVES ET RECOMMANDATIONS	178
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	179
ANNEXES	208

INTRODUCTION GENERALE

Les eaux de surface, qui conditionnent l'existence des écosystèmes aquatiques superficiels, jouent un rôle déterminant dans la vie de nombreuses espèces végétales et animales, dont l'Homme bien qu'ils ne représentent que 0.6% des eaux douces (Lévêque, 1996). Cependant, ces milieux aquatiques ne sont pas à l'abri des grandes menaces écologiques. En effet, ils subissent une détérioration de leurs caractéristiques naturelles entraînant une dégradation de la qualité de l'eau.

Le Maroc est le pays d'Afrique du Nord le mieux pourvu en eaux continentales. Par sa grande variabilité spatiale, ses conditions climatiques et géologiques, il présente une richesse en écosystèmes aquatiques très variés allant des lacs, les rivières et les sources de montagnes jusqu'aux merjas et sebkhas sahariennes. Ainsi, on compte actuellement une vingtaine de lacs naturels permanents, essentiellement répartis entre deux chaînes montagneuses, le moyen Atlas et le haut Atlas. Ces plans d'eaux sont le support d'une grande biodiversité floristique et faunistique et favorisent des activités économiques et de loisirs non négligeables.

En plus que ces zones humides sont des réservoirs de biodiversité, elles jouent un rôle important dans l'épuration des eaux, le développement de la pêche, la prévention des inondations, la recharge des nappes phréatiques, la stabilisation des berges et l'atténuation des forces érosives, etc. Ce qui a attiré l'attention de plusieurs organismes du Maroc à l'établissement des règles régissant le contrôle, la gestion, la protection et la sauvegarde de ces écosystèmes continentaux. Cependant, ces milieux sont exposés à de grandes menaces écologiques qui affectent leur fonctionnement normal, des centaines de polluants sont déversés chaque jour dans l'environnement. Parmi eux, les métaux lourds et les produits organiques persistants considérés comme des polluants graves de l'environnement aquatique à cause de leur rémanence et leur tendance à la bioaccumulation dans l'eau, les sédiments, la flore et la faune.

Pour gérer rationnellement et maîtriser la pollution des systèmes lacustres, il faut évaluer la charge, la distribution et le sort des contaminants déversés. Comme tous les autres lacs du Maroc, les eaux du lac Dayet Er-Roumi n'échappent pas au fléau de la pollution par l'activité anthropique.

Le lac Dayet Er-Roumi, classé comme Site d'Intérêt Biologique et Ecologique (SIBE), est le seul lac naturel permanent de basse altitude au Maroc (région de Khémisset). Il est de plus en plus menacé par une pollution anarchique de différentes sources qui risque de diminuer ses

fonctions écologiques et économiques, de réduire ses services écosystémiques et d'avoir des effets néfastes sur la santé des populations ayant une relation directe ou indirecte avec ce lac.

Les mortalités périodiques de poissons enregistrées en mai 1997, septembre 2001, juin 2007 et octobre 2016, etc. au niveau de cet écosystème ont attiré l'attention de l'administration de contrôle (Centre National d'Hydrobiologie et de Pisciculture d'Azrou) qui nous ont sollicité pour réaliser une recherche scientifique sur la (ou les) causes de ces mortalités.

Les premières investigations sur le lac et son environnement nous ont permis de déterminer les sources potentielles possibles de pollution. Ces dernières, très diversifiées, sont d'origine liquides et solides (rejets domestiques, agricoles et industriels (huileries), rejets de l'hôtel et du camping, déchets solides (verres, plastiques, etc.) et les divers rejets (liquides, solides, résidus de carburant des embarcations, etc.) en période estivale, le lac Dayet Er-Roumi est un site d'attraction de beaucoup d'estivants. L'absence d'assainissement autour du lac peut causer des risques d'altération de la qualité des eaux et des sédiments, de mortalité des poissons et du déséquilibre de cet écosystème.

C'est dans ce contexte que nous avons entrepris ce présent travail qui vise à étudier, identifier et évaluer le niveau de pollution physico-chimique et métallique du lac Dayet Er-Roumi qui recèle des habitats importants pour la flore et la faune spécialement les poissons et les oiseaux migrateurs.

L'étude de l'état écologique global (eau, sédiments et poissons) du lac Dayet Er-Roumi nous a permis, d'une part, de mieux comprendre le fonctionnement du lac Dayet Er-Roumi en intégrant les facteurs intrinsèques et extrinsèques provoquant le changement de la qualité et de déterminer les sources de pollution métallique des différents compartiments pouvant nuire à la vie piscicole, et d'autre part, de présenter un plan d'aménagement durable pour la restauration, la protection et la conservation de ce SIBE.

Notre étude vient compléter les nombreux travaux antérieurs réalisés sur ce site (Gayral, 1954 ; Berthon, 1980, 1983a, 1983b, 1984 ; Douma et al., 2009 ; Khyri et Chahlaoui, 2013 ; Khyri et al., 2013 ; Bounif et al., 2017 ; El Qreyfy et al., 2021 ; El Ghizi et al., 2018, 2020, 2021a, 2021b, 2021c ; Ougrad et al., 2022) et combler le manque de données et d'informations sur la pollution métallique de l'eau du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents, des sédiments et des poissons qui y vivent (El Ghizi et al., 2021d).

Ce manuscrit de thèse comporte essentiellement quatre parties dépendantes en plus d'une synthèse bibliographique détaillée concernant la problématique étudiée. Il est structuré de la façon suivante :

⇒ Une synthèse bibliographique rassemblant les données essentielles sur les écosystèmes lacustres au Maroc et les principales sources de pollution, les substances polluantes (minéraux indicateurs de la pollution et les différents métaux lourds selon leurs caractéristiques dans l'eau, le sédiment et dans les organismes aquatiques).

⇒ Une première partie, consacrée à la caractérisation du lac Dayet Er-Roumi, est subdivisée en deux chapitres :

- Aperçu sur le cadre général de la zone d'étude, sa situation géographique, hydrogéologique et géologique, ses caractéristiques édaphiques et biologique, etc.
- Etude de la qualité physico-chimique des eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

⇒ Une deuxième partie composée de deux chapitres :

- Etude préliminaire de la population planctonique.
- Etude de la diversité ichtyologique.

⇒ Une troisième partie consacrée à l'étude métallique avec trois chapitres :

- Etude de la variation des éléments métalliques au niveau de l'eau du lac Dayet Er-Roumi, ses affluents et les eaux souterraines.
- Etude de la variation des éléments métalliques dans le sédiment.
- Etude de la teneur en métaux lourds dans les poissons.

⇒ Une dernière partie comprenant le plan d'aménagement durable.

⇒ Une conclusion générale.

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I. Généralité sur la pollution lacustre

1. Ecosystèmes lacustres au Maroc

La situation géographique privilégiée du Maroc entre l'Europe et l'Afrique et entre la Méditerranée et l'Atlantique, ainsi que son histoire paléobiogéographique ont en fait une région singulière, à plus d'un titre, et plus particulièrement sur le plan biodiversitaire. Cette position géographique particulière procure au Maroc une remarquable variété de bioclimats, allant de l'humide dans le Rif, le Moyen et le Haut Atlas (altitudes dépassant les 1500-2000 m), au saharien aride au sud du pays, en passant par le sub-humide et le semi-aride dans les zones de plaines et de piémonts (Chillasse et al., 2001). A cette diversité du relief et du climat correspondent une grande diversité biologique, caractérisée par une grande variété des écosystèmes aquatiques qui sont caractérisés par une diversité et par une richesse en espèces animales et végétales très importante.

Notre pays a connu une grande diversité caractérisée par une grande variété des écosystèmes aquatiques marquée par une diversité et une richesse en espèces animales et végétales très importantes, ces écosystèmes aquatiques ont une importance stratégique en tant que ressources d'eau mais aussi en tant que milieux aquatiques remarquables liés aux aquifères et eaux superficielles. Par ailleurs, ils offrent aussi des opportunités de développement socio-économique et environnemental très important. Cependant, de sérieuses menaces, dues essentiellement aux multiples activités de l'homme pèsent sur la biodiversité aquatique, dans des cas extrêmes, ces activités aboutissent à une disparition irrémédiable d'espèces et à des dégradations irréversibles. Néanmoins, les efforts de protection des ressources naturelles en général, et biologiques en particulier, entrepris depuis le début du 20^{ème} siècle n'ont malheureusement pas pu endiguer la pression sans cesse croissante sur ces ressources. La signature de la Convention sur la Diversité Biologique lors du Sommet de la Terre (Rio de Janeiro) et sa ratification en Août 1995 a permis d'instaurer un processus de coordination, le renforcement des capacités et la mise en œuvre concertée entre les acteurs concernés d'actions visant la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité.

Il est nécessaire également de souligner leurs fragilités et leurs vulnérabilités à la pollution et aux pressions anthropiques.

Face à un état de dégradation accru des ressources naturelles biologiques à cause de pressions anthropiques et socio-économiques, des stratégies, des plans et des mesures sont initiés comme réponse à cette situation, afin d'arrêter les formes de dégradation et assurer la pérennité de ces ressources. Le Plan Directeur des Aires Protégées (MCEF, 1994) a évalué les

écosystèmes naturels continentaux du pays et y a pu identifier un grand nombre de Sites d'Intérêt Biologique et Ecologique (SIBE) pouvant être érigés au rang d'aires protégées. L'évaluation de ces sites est basée sur deux critères essentiels: la représentativité du site et l'évolution de l'écosystème.

154 SIBE ont été ainsi identifiés à travers le pays recouvrant tous les écosystèmes naturels, ils sont répartis sur des SIBE du domaine littoral, SIBE du domaine continental, zones terrestres et SIBE du domaine continental, zones humides :

- ✚ SIBE du domaine littoral : au nombre de 37 SIBE.
- ✚ SIBE du domaine continental, zones terrestres : 79 SIBE.
- ✚ SIBE du domaine continental, zones humides : au nombre de 38.

Parmi les sites d'intérêt biologique et écologique du domaine continental, zones humides le lac Dayet Er-Roumi, site de la présente étude.

2. Importance des milieux aquatiques

L'écosystème aquatique résulte d'un équilibre entre un milieu naturel et les espèces animales et végétales qui y vivent. Ces milieux particuliers fournissent à la fois des biens et des services écosystémiques essentiels, généralement définis comme étant les avantages que les humains tirent des fonctions de l'écosystème (les services d'approvisionnement (nourriture et ressources en eau...), les services de régulation (régulation du climat, purification et traitement de l'eau...), les services culturels etc. (Brachet et al., 2015)

La composition d'espèces vivantes dépend donc étroitement des conditions de vie qui leur sont offertes, à savoir du courant et de la profondeur de l'eau, de la température, de l'oxygénation et de la composition chimique de l'eau, de la nature des fonds, du relief et de la végétation du bassin versant, des conditions atmosphériques, etc., inversement la composition chimique de l'eau est constamment modifiée par les activités humaines présentes dans le milieu, surtout en ce qui concerne les teneurs en matières minérales et en gaz dissous (Brachet et al., 2015).

3. Source de pollution

La pollution des eaux est certainement l'un des aspects les plus préoccupants de la détérioration de l'environnement par l'action de l'homme contemporain. En effet, la pollution des milieux aquatiques par des substances introduites par l'Homme, volontairement ou non, a des conséquences néfastes telles que l'accroissement de la mortalité de certaines espèces, l'altération de leur capacité physiologiques, la dégradation de la qualité de l'eau. Cependant, la pollution des eaux a pris une ampleur nouvelle et inquiétante avec les rejets d'origine

industrielle, urbaine et agricole (pesticides, les métaux lourds, etc.) qui viennent saturer les capacités d'autoépuration des eaux (Figure 1).

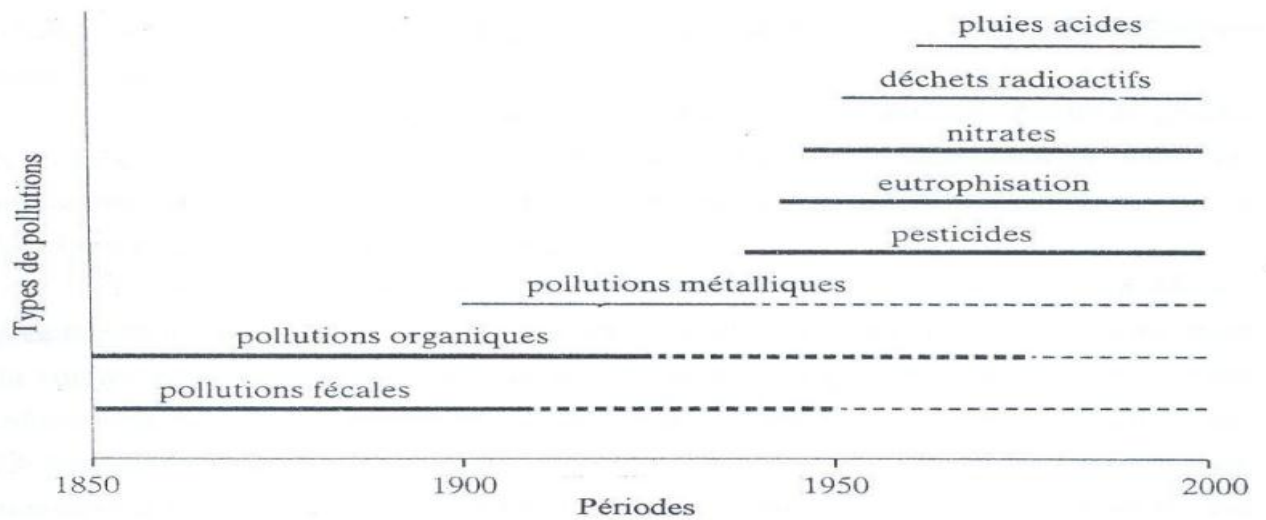


Figure 1 : Chronologie approximative des principales sources de pollution des eaux continentales (Lévêque, 1996).

La lutte contre cette pollution est d'autant plus difficile que ce qui est au fond de l'eau, ou dilué dans l'eau est souvent invisible, et que certaines substances toxiques infiltrées dans le sol ne produisent souvent leur effet qu'après un long délai et que de nombreux polluants agissent en synergies complexes. La pollution de l'eau peut avoir diverses origines parmi lesquelles : la pollution de l'eau par les produits phytosanitaires, par les nitrates et phosphates (eutrophisation), par les PCB, par les hydrocarbures (marée noire), par les bactéries (coliformes fécaux), par le drainage minier acide (solution minérale acide s'écoulant régulièrement d'une mine), par les métaux lourds (Das, 2005).

3.1 Pollution naturelle

Ces pollutions peuvent être :

- ⇒ les conséquences directes ou indirectes des catastrophes naturelles ;
- ⇒ une pollution liée à des phénomènes naturels ;
- ⇒ une pollution d'un captage d'eau potable par un animal qui fera ses besoins à proximité, ou qui serait mort et en décomposition dans l'eau, etc.

3.2 Pollution anthropique

Les pollutions anthropiques ont de nombreuses formes et pouvant être locales, ponctuelles, accidentelles, diffuses, chroniques, génétiques, volontaires, involontaires, etc. Les types de la pollution d'origine anthropique sont :

a. Rejet industriel

La pollution industrielle peut avoir un effet toxique sur les organismes vivants ou causer l'accumulation de certains éléments dans la chaîne alimentaire (métaux, pesticides, radioactivité, etc.). Cette pollution touche les pays en développement les moins préoccupés et moins sensibilisés par les risques sanitaires (Fatah et al., 2007). Les rejets liquides industriels véhiculent une importante pollution organique et toxique.

L'impact des rejets industriels sur la qualité de l'eau est fonction de leur affinité avec l'oxygène, de la quantité de solides en suspension, et de leurs teneurs en substances organiques et inorganiques.

b. Rejet domestique

Les rejets d'effluents urbains sont constitués par des eaux usées qui sont chargées de diverses matières organiques azotées et de germes fécaux, par les eaux ménagères généralement chargées de graisses, de débris organiques, de détergents, de solvants, etc. Les conséquences de la pollution organique engendrée par ces rejets sont catastrophiques pour la quasi-totalité des organismes aquatiques.

De ce fait, l'évacuation de ces déchets directement ou indirectement vers les écosystèmes aquatiques est susceptible d'entraîner de sérieux problèmes quant à l'utilisation de ces milieux pour la pêche, la baignade, etc., et d'occasionner plusieurs effets délétères :

- ⇒ Une contamination de l'eau et des sédiments ;
- ⇒ Une altération des peuplements naturels, plus précisément au niveau des sédiments avec une diminution de leur diversité spécifique ;
- ⇒ Une altération des phénomènes de photosynthèse et d'oxygénation primordiale à l'autoépuration ;
- ⇒ Etc.

c. Rejet agricole

L'agriculture utilise également des quantités importantes de produits agrochimiques toxiques pour l'environnement, comme des insecticides, des herbicides, des fongicides, des Fertilisants et des produits vétérinaires, qui sont responsables du rejet de nombreux polluants organiques et inorganiques dans les eaux de surface et souterraines.

Ces contaminants comprennent à la fois des sédiments provenant de l'érosion des terres agricoles, des éléments nutritifs et des métaux lourds issus des déchets animaux et des engrais commerciaux. L'utilisation des pesticides peut entraîner la présence de résidus dans les denrées végétales récoltées et dans les aliments d'origine animale mais également dans l'eau

de distribution (Merhi, 2008). L'usage croissant des pesticides dans divers domaines, s'est accompagné d'un développement important du nombre de substances utilisées. Environ, 800 matières actives sont connues et utilisées aujourd'hui. Elles rentrent dans la composition de plus de 7000 préparations commerciales (Boussah et al., 2003). Ainsi pour les années 2003 et 2004, la présence des pesticides sur 96% des points de mesure des cours d'eau et 61% des points de mesure des eaux souterraines a été enregistrée avec des niveaux de contamination significatifs (IFEN, 2006). La figure 2 représente les mécanismes de transferts et de transformations des pesticides dans les milieux de l'environnement.

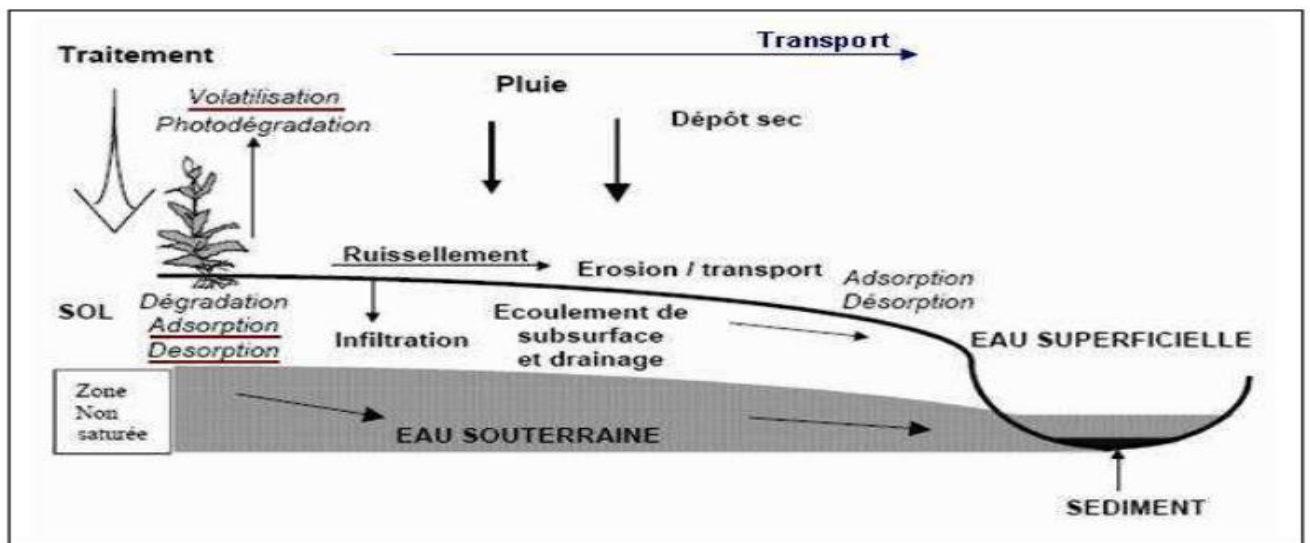


Figure 2 : Mécanismes de transferts et de transformations des pesticides dans les milieux de l'environnement (Merhi, 2008).

4. Principaux polluants

Les principaux polluants sont classés en polluants physiques (radiations ionisantes, pollution thermique), polluants chimiques (hydrocarbures, matières plastiques, pesticides, détergents, composés organiques de synthèse divers, dérivés du soufre, nitrates, phosphates, métaux lourds, fluorures, etc.) et polluants biologiques (matière organique morte, microorganismes pathogènes, etc.).

4.1 Polluants physiques

a. Polluant radioactifs

Leurs origine est la transformation d'un corps simple en un autre avec émission d'un rayonnement (Tableau 1). Dans les conditions naturelles, les êtres vivants sont soumis à différentes sources d'irradiation externe. Ils peuvent même absorber des radionucléides naturels tels que le potassium ^{40}K et le carbone ^{14}C , que l'on trouve dans le sol ou l'eau, et se trouver alors exposés à une irradiation interne (Barbault, 2003).

Les diverses radiations de plusieurs origines, en général faibles, exercent un effet ionisant, qui quand il se produit dans des cellules vivantes, entraîne des transformations de la structure des molécules suivies d'effets somatiques ou génétiques.

Tableau 1 : Principaux radio-isotopes d'importance écologique (Ramade, 2000).

Radio-isotope	Période (*)		Radiations émises (**)		
			α	β	γ
A. Constituants de la biomasse					
Carbone (^{14}C)	5568	ans		+	
Tritium (^3H)	12,4	ans		+	
Phosphore (^{32}P)	14,5	jours		+++	
Soufre (^{35}S)	87,1	jours		+	
Calcium (^{45}Ca)	160	jours		++	
Sodium (^{24}Na)	15	heures		+++	+++
Potassium (^{40}K)	$1,3 \times 10^9$	ans		+	++
Fer (^{59}Fe)	45	jours		++	+++
Iode (^{131}I)	8	jours		++	++
B. Produits de fission et autres radio-isotopes libérés par l'industrie nucléaire					
Strontium (^{90}Sr)	28	ans		++	
Césium (^{137}Cs)	30,2	ans		++	+
Ruthénium (^{106}Ru)	1	an		+	
Plutonium (^{239}Pu)	24 500	ans	+++		++
C. Gaz rares produits par les réacteurs nucléaires					
Argon (^{41}Ar)	2	heures		++	
Krypton (^{85}Kr)	10,4	ans		+	
Xénon (^{133}Xe)	5	jours		+++	

(*) On appelle période d'un radio-isotope le temps au bout duquel sa masse aura diminué de moitié.

(**) + Énergie 0.2 MeV

++ Énergie comprise entre 0,2 et 1 MeV

+++ Énergie supérieure à 3 MeV

MeV: Symbole de mégaélectronvolt (un million d'électronvolts), unité pratique d'énergie utilisée en physique des particules.

b. Pollution thermique

Elle est due aux rejets d'eaux chaudes par les circuits de refroidissement des centrales électriques et des installations industrielles. Une hausse ou une baisse des températures peut sévèrement affecter la qualité de l'eau et la vie aquatique.

Les températures de l'eau sont généralement beaucoup plus stables que celles de l'air. Les organismes aquatiques ne peuvent donc s'adapter à des changements rapides de température.

En général, la biodiversité des écosystèmes aquatiques diminue énormément avec la pollution thermique, en effet le nombre d'espèces de diatomées d'un fleuve est divisé par 2,5 lorsque la température augmente de 10°C. De plus, une hausse de la température moyenne d'un cours d'eau, entraîne une modification dans la phytocénose. Les Diatomées sont remplacées par les algues vertes d'au-dessus de 25°C, puis les Cyanophycées s'y substituent au-delà de 32°C (Ramade, 1998, 2000). Une élévation de température, déclenche la ponte chez beaucoup de

poissons, alors qu'elle est inhibée chez d'autres. Par exemple, la truite ne peut se reproduire au-dessus de 10°C (Enger et Smith, 2000).

Une autre conséquence de cette pollution se traduit par une activité bactérienne plus intense et donc une forte consommation d'oxygène qui en période très chaude, provoque une mort des poissons par asphyxie.

4.2 Polluants biologiques

a. Pollution microbiologique

La pollution microbiologique des eaux qui se traduit par une forte contamination par de nombreux agents pathogènes, tels que bactéries et virus. Les polluants les plus inquiétants en terme de santé humaine sont les organismes pathogènes tels que les coliformes fécaux, les streptocoques fécaux, les salmonelles, etc, (Ramade, 2002). L'accroissement continu de la pollution microbiologique des eaux continentales et littorales a pour conséquence une augmentation d'affections telles que les colibacilloses ou les hépatites virales, dont le nombre augmente régulièrement dans les nations industrialisées (Ramade, 2002).

b. Pollution des eaux par des matières organiques Fermentescibles (MOF)

Il existe plusieurs sources responsables de cette pollution telles que la source agricole (lisier, fumier, fiente, etc.), industrielle (tanneries, abattoirs, laiteries, fromageries, huileries, sucreries, papeteries, etc.) et humaine (eaux usées). L'oxydation des matières organiques demande beaucoup d'oxygène. La charge de pollution d'une eau par les MOF s'évalue par la demande biologique d'oxygène en 5 jours (DBO₅). Dans les eaux pures la DBO₅ est de 3 à 4 mg/l. Elle atteint plusieurs dizaines de mg/l dans les eaux polluées (Dajoz, 2003).

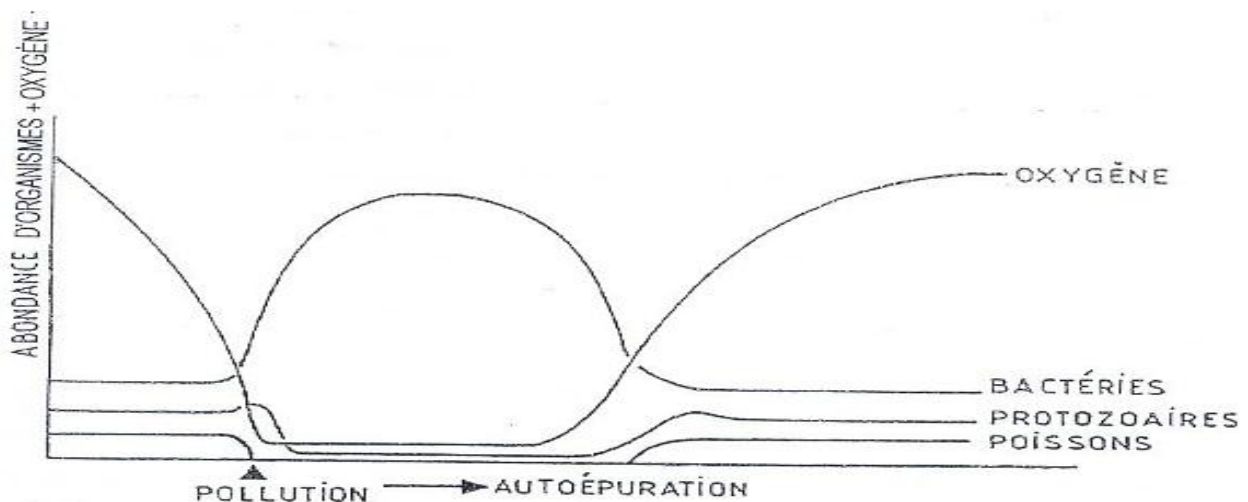


Figure 3 : Effets de la pollution organique sur la teneur de l'eau en oxygène dissous et sur l'abondance de divers organismes (Dajoz, 2003).

Lorsque les apports sont trop importants, la matière organique excédentaire provoque des dysfonctionnements des milieux aquatiques. La pollution par les matières biodégradables

devient excessive si la teneur en oxygène dissous (OD) descend à une valeur qui conduit à l'asphyxie de la faune aquatique. Si l'on exclut le cas des lacs et des rivières à truites, qui exigent une teneur élevée en oxygène, on considère que la limite minimale admissible pour l'OD est de 5mg/l. Elle devient critique si elle est inférieure à 3 mg/l (Champoux et Toutant, 1988). Les dépôts organiques qui peuvent s'accumuler dans le lit d'un cours d'eau sont dus à la pollution par les eaux usées urbaines. La couche de vase ainsi formée devient le siège de Fermentations anaérobies, avec production de méthane, d'hydrogène sulfuré et de différents composés toxiques comme l'ammoniac qui se dispersent dans l'eau.

Dans les biotopes lotiques, l'écosystème aquatique va être complètement déséquilibré par le rejet d'un effluent riche en matières organiques, avec apparition de 4 zones qui se suivent dans le sens du courant vers l'aval du point du rejet (Figure 4).

Il y a d'abord une zone de dégradation qui correspond au mélange des eaux de la rivière et celles de l'effluent. Ensuite, vient une zone de décomposition active, où s'effectue la multiplication de champignons et de bactéries aérobies puis anaérobies et la décomposition de la matière organique introduite dans le cours d'eau par ces organismes. Si tout l'oxygène est consommé, celle-ci deviendra une zone septique dans laquelle se formeront des composés réducteurs. Plus en aval, se trouve une zone de restauration où les eaux vont peu à peu retrouver leurs caractères initiaux, grâce à l'autoépuration, et enfin une zone d'eaux propres va lui succéder.

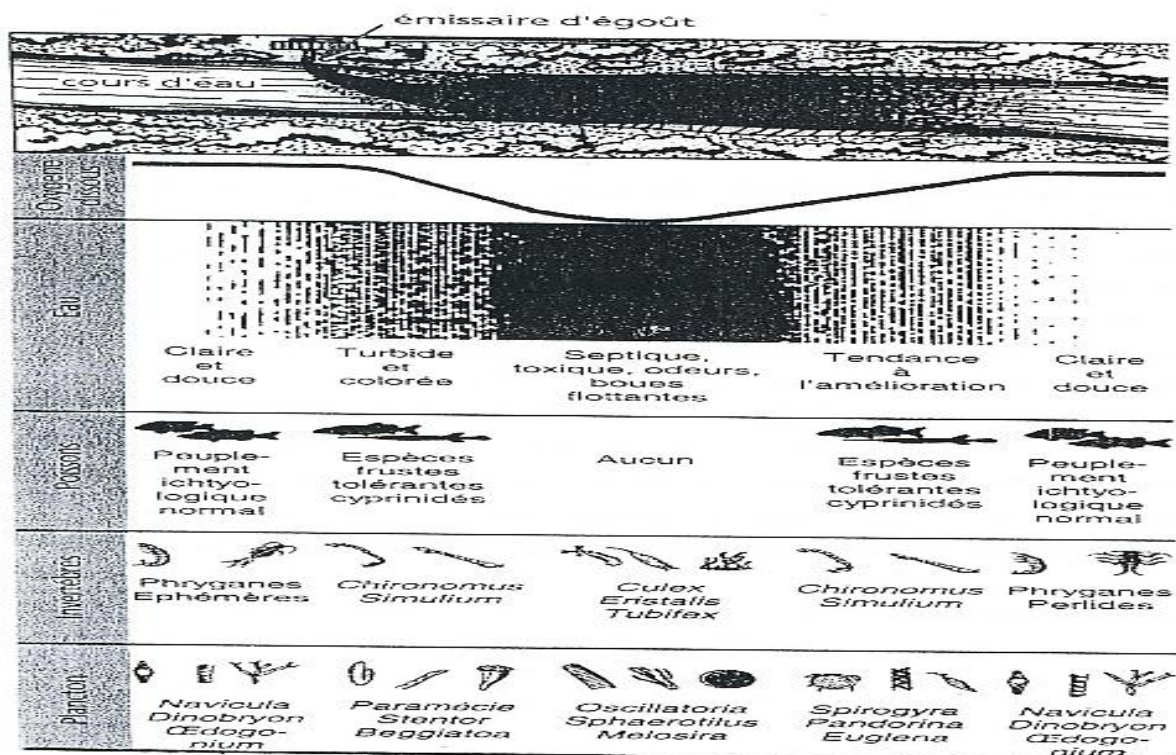


Figure 4 : Effets de la pollution des eaux suite au déversement dans une rivière d'un émissaire d'égout chargé de matière organiques Fermentescibles sur la biocénose aquatique (Ramade, 2002).

4.3 Polluants chimiques

a. Polluants organiques (carbonés)

Les polluants organiques sont des substances toxiques à très faibles teneurs dans l'eau, de l'ordre du microgramme (millionième de gramme), voire du nanogramme (milliardième de gramme) par litre (Castany, 1998), et qui présentent une toxicité importante à l'égard des êtres vivants comme exemple de polluants organiques persistants (POP), on trouve les pesticides (organochlorés : DDT), les polychlorobiphényles (PCB), les hydrocarbures (HAP), les dioxines et furannes, les chlorofluocarbone (CFC), les phtalates.

b. Polluants inorganiques (minéraux)

Selon le parcours et le milieu traversé, les eaux contiennent beaucoup de matières minérales dissoutes sous formes ioniques, on peut citer les ions calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), sodium (Na^+), potassium (K^+), carbonates (CO_3^{2-}), bicarbonates (HCO_3^-), sulfates (SO_4^{2-}), chlorures (Cl^-) et nitrates (NO_3^-), etc. Ils proviennent pour l'essentiel du lessivage des sols par les eaux de pluie et de ruissellement. Parmi ces polluants inorganiques, il y'a les composés métalliques qui se retrouvent à l'état naturel dans l'environnement principalement sous forme d'éléments traces (de l'ordre du ng ou $\mu\text{g/l}$).

Ces matières minérales permettent d'identifier la qualité du milieu selon leurs concentrations, elles peuvent aussi résulter de l'activité humaine au travers de rejets non contrôlés dans l'environnement, ce sont par exemple des ions nitrates susceptibles de provenir d'exploitations agricoles ou des ions des métaux lourds reliés à des activités industrielles, agricoles, etc.

II. Pollution inorganique des milieux aquatique

1. Température

La température est un facteur écologique important pour les milieux aquatiques. Elle est liée d'une part, aux variations journalières et saisonnières de la température ambiante et d'autre part, aux rejets des activités anthropiques (eaux de refroidissement). Sa perturbation peut influencer la vie aquatique (pollution thermique). Plusieurs paramètres dépendent de la température de l'eau comme le pH et l'oxygène dissous (Johnson et Wilby, 2015).

2. Eléments chimiques minéraux

Les caractéristiques chimiques des eaux des lacs sont pour la plupart définies par le taux de solides dissous (TDS), la conductivité des eaux, l'alcalinité, l'acidité et les principaux ions majeurs (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} , et HCO_3^-) (Ryding et Rast, 1994). Ces caractéristiques chimiques exprimées par les concentrations de ces divers sels minéraux dans

le milieu, traduisent en effet l'ampleur des différentes réactions chimiques qui s'y produisent et identifient la qualité physico-chimique de l'eau.

2.1 Potentiel d'hydrogène (pH)

C'est un paramètre qui permet la mesure de la concentration des protons H^+ dans un milieu aqueux en déduisant sa nature (acide, basique ou neutre), il joue un rôle très important dans le développement de la vie aquatique. De plus, le pH influe sur le comportement de certains éléments comme les métaux dont il peut diminuer ou augmenter la mise en solution et donc la toxicité en rendant les métaux biodisponibles. Généralement, les valeurs de pH des eaux naturelles sont comprises entre 6 et 8,5 (Nisbet et Verneaux, 1970).

2.2 Oxygène dissous

C'est une grandeur importante de l'écologie des milieux. Le dioxygène dissous provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques. L'oxygène dissous disponible est limité par la solubilité de l'oxygène (maximum 9 mg/l à 20°C) (Dufour et Slepoukha, 1975). Il dépend de nombreux facteurs comme la température de l'eau, le taux des éléments dissous dans le milieu, ainsi que la pression partielle en oxygène dans l'atmosphère (Sauriau et Guillaud, 1984). De plus, la présence des quantités importantes de matières organiques dans les eaux souvent d'origine anthropique, peut provoquer un déficit d'oxygène dissous dans le milieu aquatique (Hull et al., 2008 ; Diaz, 2001).

2.3 Conductivité électrique (CE)

Elle s'exprime généralement en $\mu S/cm$. Sa mesure indique le taux des sels dissous présents dans une eau et par conséquent son pouvoir conducteur. Elle est peut-être utilisée comme indicateur de pollution dans les études environnementales, pour montrer les apports importants en sels d'origine naturelle et/ou anthropique.

2.4 Demande chimique en oxygène (DCO)

Ce paramètre permet de quantifier la matière oxydable contenue dans l'eau par la mesure du taux d'oxygène nécessaire pour la dégrader. La DCO est exprimée en mg d' O_2/l . Les valeurs élevées de la DCO indiquent la présence d'une forte contamination liée à la présence de polluants réfractaires d'origine organique et minérale issus des activités anthropiques ou naturelles (Michel, 1972).

2.5 Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La DBO₅ mesure la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique par voie biologique (bactéries). Cette analyse s'effectue à une température de 20°C pendant 5 jours à

l'obscurité. Les valeurs de la DBO₅ montrent la teneur des polluants biologiquement dégradables dans les milieux aquatiques. Elle est exprimée en mg d'O₂/l.

2.6 Transparence

La transparence est l'un des indicateurs de l'état de santé des lacs. Généralement, plus une eau est transparente plus elle a une meilleure qualité.

Le disque de Secchi qui permet d'apprécier la transparence de l'eau (Figure 5). C'est la seule mesure disponible actuellement pour prendre en compte à la fois les caractéristiques optiques de l'eau (teneur en particules), la pénétration de la lumière du jour (opacité), le contraste et la perception de l'œil. Cette transparence dépend de la coloration de l'eau (liée à la présence de substances dissoutes ou d'algues) et des teneurs en MES, provenant du lessivage des sols (particules terrigènes), de l'érosion des fonds des cours d'eau et de l'activité biologique (BRGM/RP, 2011).

La profondeur exacte à laquelle le disque de Secchi disparaît est une mesure de la transparence de l'eau.

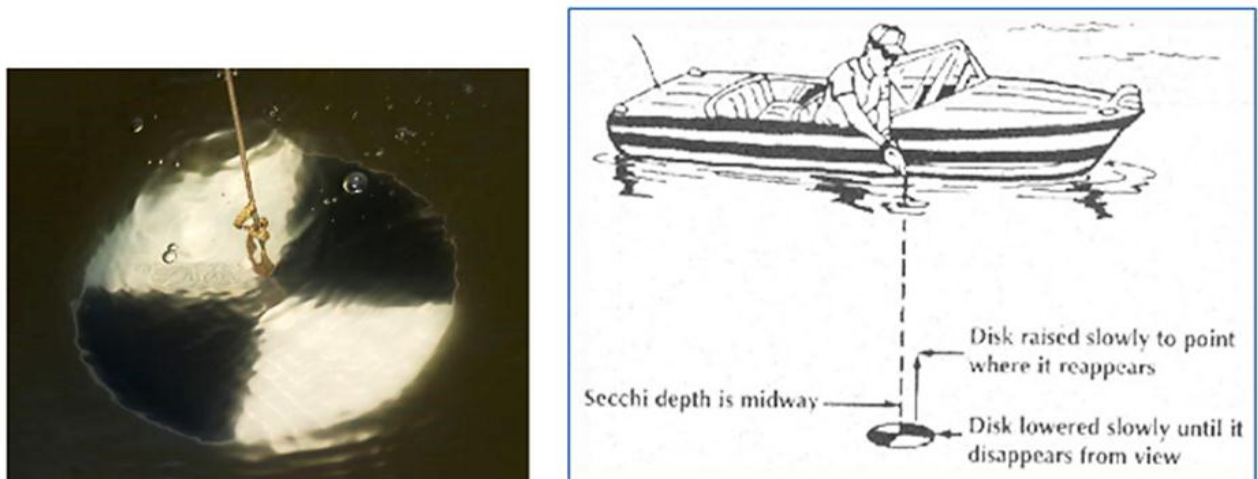


Figure 5 : Disque de Secchi et mesure la transparence de l'eau.

2.7 Ions majeurs

La minéralisation des eaux est dominée par dix ions majeurs à savoir les cations (calcium, magnésium, ammonium) et les anions (chlorures, sulfates, nitrates, nitrites, orthophosphates, carbonates et bicarbonates).

a. Formes Azotées (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻)

L'azote se trouve naturellement dans l'environnement (air, eau et sol). Il joue un rôle primordial dans de nombreux processus biologiques, grâce à son cycle qui permet son assimilation par les producteurs primaires et sa régénération après dégradation par les bactéries hétérotrophes. Dans le milieu aquatique, l'azote est présent sous trois formes

gazeuse, organique et minérale. La fixation par les bactéries et quelques algues (cyanobactéries filamenteuses) permet de convertir l'azote atmosphérique en azote minéral. L'azote minéral peut être également originaire de la décomposition de l'azote organique (protéines, urée, acides humiques, etc.). La minéralisation de l'azote organique donne lieu à la formation d'ammonium (NH_4^+) qui sera transformé en nitrites (NO_2^-) et après en nitrates (NO_3^-) (nitrification).

- L'ammonium (NH_4^+) est un bon traceur de la pollution domestique (rejets humains).
- Les nitrites (NO_2^-) est la forme intermédiaire issue du processus de nitrification. Sa présence dans le milieu aquatique est à l'origine d'un déséquilibre d'oxygénation de la flore bactérienne dans le milieu aquatique, ou à des températures faibles ralentissant les processus bactériens.
- Les nitrates (NO_3^-) est la forme oxydée assimilable par les plantes. Les concentrations élevées proviennent principalement du lessivage des sols agricoles (engrais), des rejets urbains et industriels (Lesel, 1980 ; Golterman, 1984)

b. Dureté totale = Dureté calcique et magnésienne

Les sels de calcium se trouvent dans la majorité des eaux naturelles. La teneur en ion calcium varie de 1 à 200 mg/l en eau douce. Le calcium est obtenu par l'attaque des roches carbonatées par l'anhydride carbonique dissous dans l'eau, ou par simple dissolution des roches salifères comme le gypse. Le calcium se présente principalement sous forme de bicarbonate soluble $\text{Ca}(\text{CO}_3\text{H})_2$, mais, on le trouve aussi en faible concentration sous forme de carbonate de chlorure et de sulfates. Du point de vue écologique, le calcium joue un rôle très important dans la constitution du squelette et des coquilles, ainsi que dans les phénomènes de perméabilité cellulaire. Au-delà de 70 mg/l, il a un effet néfaste qui se manifeste par des incrustations calcaires (Michard, 1989).

Le magnésium provient principalement de la dissolution des roches magnésites (dolomites et dolomites calcaires) ainsi que les basaltes et les argiles. Il constitue avec le calcium les éléments les plus importants dans la détermination de la dureté des eaux. Du point de vue physiologique, le magnésium joue un rôle important dans la respiration et la photosynthèse. Il entre également dans la composition du squelette de certains organismes (Michard, 1989).

c. Orthophosphates (PO_4^{3-})

Le phosphore est un nutriment essentiel au développement des organismes aquatiques photosynthétiques qui constituent le premier maillon de la chaîne trophique. Le phosphore se trouve dans le milieu aquatique sous deux formes dissoute et particulaire. La forme particulaire présente les composés phosphorés associés à la matière organique et aux

minéraux du sol grâce à la forte affinité des phosphates pour les minéraux argileux et les oxyhydroxydes.

La forme dissoute correspond principalement aux orthophosphates qui constituent la forme minérale directement disponible pour les végétaux aquatiques.

L'enrichissement des eaux des milieux aquatiques en azote, en phosphore et en apports de matière organique peut engendrer le phénomène d'eutrophisation. Il consiste à une prolifération excessive des algues, ce qui entraîne une augmentation de la turbidité et se terminera par un appauvrissement en oxygène dans le milieu aquatique (Barroin, 1990).

d. Chlorures (Cl^-)

La teneur en chlorures d'une eau dépend de l'origine de l'eau et de la nature du terrain traversé.

Les chlorures contribuent d'une façon importante avec d'autres ions comme le sodium et le potassium à la salinité de l'eau. Cette salinité influence sur certaines espèces dites sténohalines et par conséquent, des effets écologiques sur le milieu aquatique (Neely et al., 1979). Différentes sources naturelles et anthropiques sont à la base de la contamination de l'eau par des chlorures, Les concentrations au-delà de 50mg /l peuvent être considérées comme valeurs dangereuses (Nisbet et Vernaux, 1970).

e. Sulfates (SO_4^{2-})

Les sulfates sont une catégorie particulière de matières solides dissoutes. Ils sont entraînés par le lessivage de certaines formations géologiques contenant du gypse et de la pyrite. Les sulfates peuvent être trouvés dans presque toutes les eaux naturelles. L'origine de la plupart des composés sulfatés est l'oxydation des minerais de sulfites, la présence de schistes, ou de déchets industriels (Howarth et Stewart, 1992).

Une teneur élevée en sulfates dans les eaux lacustres peut entraîner des effets néfastes pour les êtres vivants.

f. Alcalinité (hydroxyde OH^- , bicarbonate HCO_3^- et carbonate CO_3^{2-})

L'alcalinité composite appelée aussi Titre Alcalimétrique (T.A) d'une eau permet de connaître la quantité d'alcalins libres et de carbonates alcalins caustiques. L'alcalinité totale appelée aussi Titre Alcalimétrique Complet (T.A.C) d'une eau permet de connaître la quantité d'alcalins libres, de carbonates et de bicarbonates. Le bicarbonate et le carbonate proviennent des roches carbonées, de l'anhydride carbonique présent dans l'atmosphère, ainsi que de l'altération météorique des feldspaths et d'autres minéraux (Rodier et al., 2016).

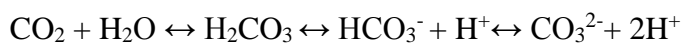
Dans l'étude d'un écosystème lacustre, la connaissance de l'alcalinité totale est nécessaire pour le calcul de la production primaire. Il estime le carbone inorganique présent

pouvant être consommé avec les nutriments lors de la photosynthèse (Lazzarotto et Rapin, 2008).

Les équilibres calcocarboniques sont gérés par des facteurs biotiques (photosynthèse et respiration) et abiotiques, essentiellement la température, le pH et la concentration de CO₂ dissous dans l'eau (Figure 6).

Pendant le jour, et par le biais de la photosynthèse, l'absorption de CO₂, entraîne la baisse des hydrogencarbonates (élévation du pH) et l'augmentation des concentrations des carbonates. Les réactions calcocarboniques permettent à l'eau de se défendre contre les variations de l'alcalinité qui peuvent être surtout exogènes (Larson et Buswell, 1942 ; Legrand et Poirier, 1976).

Le dioxyde de carbone gazeux se dissout facilement dans l'eau pour former du CO₂ aqueux qui réagit avec l'eau (hydrolyse) pour ensuite former de l'acide carbonique qui est un acide faible pouvant se dissocier en bicarbonate, qui est à son tour dissocié en carbonate selon la réaction :



La proportion relative de chacune des espèces carbonatées est déterminée uniquement par le pH du milieu.

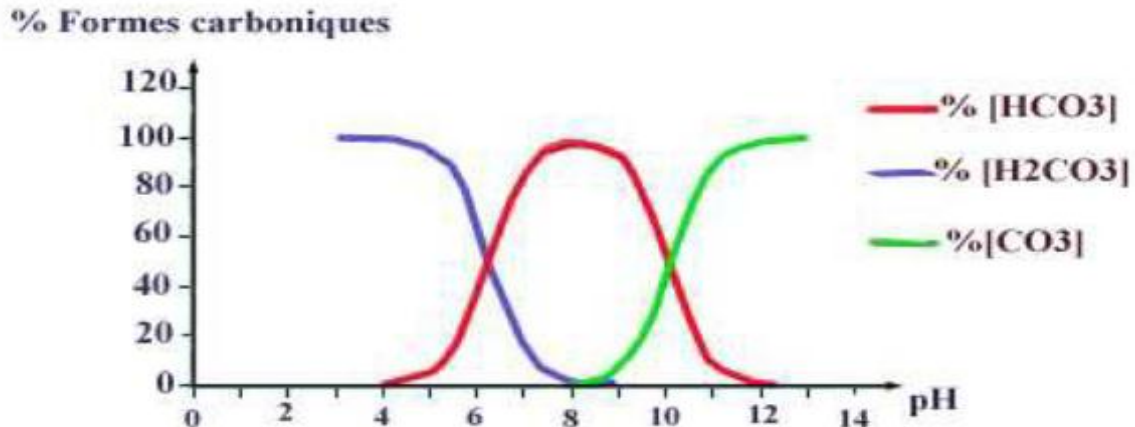


Figure 6 : Variation des diverses formes du CO₂ dissous dans l'eau en fonction du pH.

3. Métaux lourds

3.1 Généralités

De point de vue biologique, on distingue deux types de métaux en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques : métaux essentiels et métaux toxiques. Les métaux essentiels sont des éléments indispensables à l'état de trace pour de nombreux processus cellulaires et qui se trouvent en proportion très faible dans les tissus biologiques (Loué, 1993). Certains peuvent devenir toxiques lorsque la concentration dépasse un certain seuil. C'est le cas du cuivre (Cu), du nickel (Ni), du Zinc (Zn), du Fer (Fe), etc. Concernant les métaux

toxiques, ils ont un caractère polluant avec des effets toxiques pour les organismes vivants même à faible concentration. Ils n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule. C'est le cas du Plomb (Pb), du mercure (Hg), et du cadmium (Cd), etc (Baker et Walker, 1989).

La contamination des écosystèmes aquatiques par les éléments traces métalliques (ETM) demeure un sérieux problème d'environnement de plus en plus inquiétant. Dans certains écosystèmes aquatiques, ces produits chimiques peuvent être à l'origine de la disparition de certaines espèces animales et/ou végétales, et par voie de conséquence, entraîner le dysfonctionnement de la chaîne trophique (faible biodiversité). Selon Forstner et Wittman (1981) et Amiard -Triquet et Amiard (2008), une fraction importante des métaux lourds présents dans l'environnement aquatique est associée d'une manière réversible aux sédiments superficiels.

La pollution due aux activités humaines a augmenté considérablement la concentration de certains de ces éléments traces, qui deviennent alors des polluants. Certains métaux lourds sont toxiques au-delà d'une concentration seuil, généralement dépassée du fait de la pollution. D'autres le sont sous certaines formes chimiques (Picot, 2002). Normalement dans les écosystèmes aquatiques naturels, ces éléments sont présents à de faibles teneurs (à l'état de traces en µg/l, moins de 0.1%) dans les sols, les sédiments, les eaux de surface et les organismes vivants (Alloway et Ayres, 1997 ; Callender, 2003).

Pour évaluer l'impact d'un métal lourd dans l'environnement, la seule présence n'est pas suffisante. Cet impact est potentiel si le métal donné se trouve à des niveaux des concentrations anormalement élevées par rapport au fond géochimique (Alloway et Ayres, 1997).

3.2 Sources de pollution par les métaux lourds

Les métaux lourds qui entrent dans l'environnement aquatique proviennent de sources naturelles et de sources anthropogènes.

a. Sources naturelles

Les métaux sont des éléments naturels, présents dans tous les compartiments de notre environnement, l'air, l'eau, les sols. Les métaux sont des éléments lourds, concentrés dans le magma granitique (Bryan et Langston, 1992).

b. Sources anthropiques

Les métaux provenant des apports anthropiques sont présents sous des formes chimiques assez réactives et entraînent de ce fait des risques supérieurs aux métaux d'origine naturelle qui sont le plus souvent immobilisés sous des formes relativement inertes.

Parmi les activités qui contribuent à l'apport des concentrations des métaux dans l'environnement, nous citons : les activités pétrochimiques, l'utilisation de combustibles, le transport, l'incinération des déchets, les produits comme les interrupteurs électriques, les amalgames dentaires, les éclairages fluorescents, les déchets urbains (eaux usées, boues d'épuration, ordures ménagères, etc.), les déchets agricoles (usage de Fertilisants, épandage de boues urbaine), les activités minières, les déchets industriels, etc. (Monna, 2008). Le tableau suivant présente quelques exemples de sources industrielles et agricoles d'où peuvent provenir les métaux présents dans l'environnement.

Tableau 2 : Sources industrielles et agricoles des métaux lourds.

Utilisations	Métaux
Batteries et autres appareils électriques	Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Ni
Pigments et peintures	Ti, Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Sn, Cr, Al, As, Cu, Fe
Alliages et soudures	Cd, As, Pb, Zn, Mn, Sn, Ni, Cu
Biocides (pesticides, herbicides, conservateurs)	As, Hg, Pb, Cu, Sn, Mn
Agents de catalyse	Ni, Hg, Pb, Cu, Sn
Verre	As, Sn, Mn
Engrais	Cd, Hg, Pb, Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn
Matières plastiques	Cd, Sn, Pb
Produits dentaires et cosmétiques	Sn, Hg
Textiles	Cr, Fe, Al
Raffineries	Ni, V, Pb, Fe, Mn, Zn
carburants	Ni, Hg, Cu, Fe, Mn, Pb, Cd

3.3 Contamination des écosystèmes aquatiques par les éléments traces métalliques

Une fois les métaux arrivent dans l'environnement aquatique, ils se répartissent entre les différents compartiments aquatiques (l'eau, les solides en suspension, les sédiments et les organismes vivants). Les métaux lourds sont présents sous forme de complexes, de particules ou en solution, et cela va déterminer leur comportement et leur toxicité dans le milieu aquatique (Miquel, 2001). Les sédiments sont des intégrateurs des métaux, ils permettent de fournir une image plus précise de l'étendu de contamination métallique dans le milieu aquatique (Devez, 2004).

Les métaux lourds dans les eaux de surface subissent des cycles de transformations, de complexation, de précipitation et peuvent expliquer le comportement de ces métaux dans le milieu aquatique, la complexation avec le carbone organique dissous, avec les particules en suspension, avec les particules solides et les réactions avec les sulfures des sédiments dans les processus qui contrôlent la persistance des métaux et par conséquent le niveau de l'exposition de la faune aquatique (Di Toro et al., 2001).

Un nombre important de recherches a contribué à mieux comprendre les bases physiologiques des effets toxiques des métaux sur les organismes aquatiques. Les résultats de ces recherches, en relation avec la spéciation des métaux, ont expliqué comment la physico-

chimie de l'eau peut affecter la cinétique et par conséquent la biodisponibilité des métaux, et comment ces derniers interagissent au niveau des sites d'action des organismes (Janssen et al., 2000). Parmi les approches évaluant la qualité d'un écosystème aquatique, la plus utilisée consiste à déterminer les concentrations des métaux dans les compartiments biotiques et abiotiques et à les comparer aux teneurs naturelles. Cette approche repose sur la connaissance du taux réel des métaux dans l'eau, les sédiments, la faune et la flore aquatique. Les teneurs naturelles en métaux ou background concentrations doivent être déterminées dans des zones où les activités humaines pouvant contaminer les milieux sont absentes. De plus, les concentrations naturelles varient d'une région à une autre à travers le monde et dépendent de la nature de la roche mère (Meybeck, 1998).

3.4 Cycle biogéochimique des métaux lourds

Les cycles biogéochimiques sont des phénomènes de circulation cyclique suivis par les éléments et composés chimiques lors des échanges entre les différents compartiments de la biosphère : organismes biologiques, sols, eaux, atmosphère.

Pour participer aux cycles biogéochimiques, il faut qu'un métal soit disponible et qu'il ait été mobilisé. Sa disponibilité dépend de son abondance et de sa stabilité. Sa mobilisation est le résultat de l'érosion chimique, qui altère les roches pour former des composés plus mobiles (Monna, 2008).

Le transfert dépendra des propriétés physico-chimiques du contaminant. Le cheminement s'effectue par les eaux de ruissellement, les eaux souterraines, la pluie, le vent et la sédimentation (Mackenzie et al., 2000). Ces métaux se trouvent dans les masses d'eau sous forme dissoute et particulaire. Leur accumulation est faite par une biomasse qui les assimile et les concentre dans ses tissus. Ce cycle obéit à deux grandes étapes qui sont en fonction des conditions physico-chimiques du milieu :

a. Première étape :

Elle consiste en un piégeage des molécules métalliques par des particules en suspension, la biomasse aquatique et le sédiment.

i. Précipitation

C'est un phénomène qui s'opère lorsque le polluant métallique en solution chute par gravitation au fond du milieu, mais en eau profonde, certains métaux pourraient retourner en solution avant d'atteindre le fond (Bittel, 1973).

ii. Adsorption

C'est un phénomène physico-chimique où les molécules ou ions métalliques se fixent à la surface des différents compartiments aquatiques (particules en suspension, inertes ou planctoniques (Handy, 1994), organismes, sédiments). Les polluants peuvent se coller à la peau ou les écailles grâce à un mucus qui les conduit afin d'atteindre l'organisme (Bittel, 1973).

L'adsorption pourrait être la première étape du processus d'élimination définitive des métaux de l'eau. Ce processus, phénomène de surface, est d'autant plus important que les particules soient de taille réduite (Brown et Parson, 1978). Elle dépend également de la nature des particules, de leur teneur en matière organique et en lipides (Brown et Parson, 1978). Enfin, l'adsorption augmente avec le caractère hydrophobe des composés.

iii. Absorption

C'est le passage type du polluant métallique dans un organisme aquatique (Figure 7) :

-Les ions métalliques traversent rapidement des membranes biologiques. D'après Bittel (1973), c'est généralement par la voie des organes filtrants que les éléments à l'état colloïdal ou particulaire pénètrent l'organisme.

-L'absorption est fonction de la forme des éléments : ces xénobiotiques sont prélevés plus rapidement sous forme ionique simple qu'à l'état complexe par les organismes.

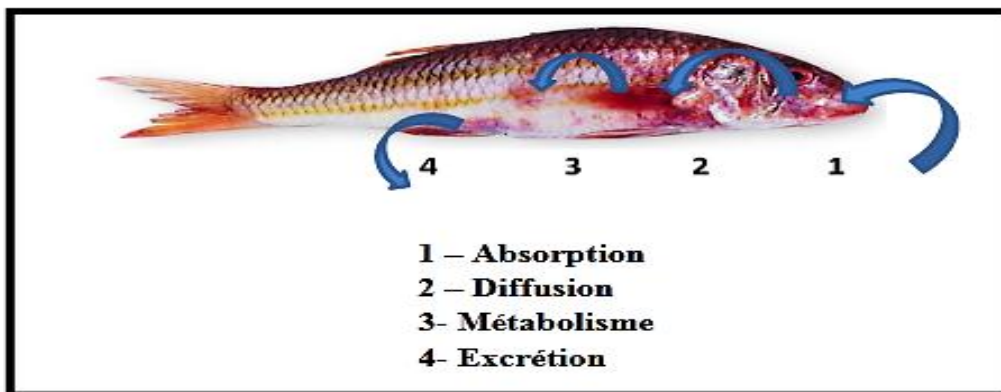


Figure 7 : Transfert des polluants dans l'organisme aquatique.

iv. Sédimentation

C'est un phénomène naturel activé par les animaux benthiques en consolidant dans leurs matières fécales les particules et leurs métaux. Les produits d'excrétion du plancton sont les principaux vecteurs de transfert du plomb de la surface aux sédiments (Cossa et al., 1992). Selon Patterson et al. (2009), presque 50% du plomb anthropique se sédimente, alors que le reste est dilué dans la colonne d'eau.

b. Seconde étape

Celle-ci consiste en un relargage des polluants par :

- ✓ Désorption ou sorption ;
- ✓ Diffusion ou propagation des produits précipités ;
- ✓ Redissolution ou remise en solution des produits précipités par décomposition et reminéralisation des matières organiques et parfois même par redistribution par le biais des organismes.

Ainsi la dernière phase de la circulation d'un polluant dans la biosphère est constituée par la contamination des êtres vivants et, parfois, par la bioaccumulation dans l'organisme de ces derniers (Forstner et Wittman, 1981 ; Schuurmann et Markert, 1998).

3.5 Répartition et devenir des métaux lourds dans chaque compartiment d'écosystème aquatique

L'écosystème aquatique sert d'habitat et de source de nourriture pour de nombreuses espèces écologiquement et économiquement importantes. Il est composé d'éléments abiotiques (l'eau et les sédiments) et d'éléments biotiques (la faune et la flore). Suite à leur entrée dans les écosystèmes aquatiques, les ETM se répartissent dans tous les compartiments (eau, sédiment, faune et flore) et se trouvent dans les fractions solubles, colloïdales et particulaires, principalement sous forme de cations métalliques (Du Laing et al., 2009b)

a. ETM dans la colonne d'eau

L'eau constitue un élément fondamental en matière de pollution en général puisque dans le cas des métaux, comme pour d'autres composés, celle-ci va favoriser de nombreuses réactions chimiques liées à l'acidité, l'alcalinité, la température, l'oxygénation. Il est assez difficile de prévoir l'évolution des métaux dans la colonne d'eau car ils peuvent subir un grand nombre de transformations (oxydation, réduction, complexation).

La répartition des ETM est influencée, en plus du pH et du potentiel d'oxydoréduction, par la présence de ligands inorganiques et organiques (Stumm et Morgan, 1996). Les composés chimiques inorganiques (anions majeurs tels que les carbonates, les chlorures et les hydroxydes) et organiques (composés formant la matière organique dissoute) présents dans les milieux aquatiques constituent des ligands capables de complexer les ions métalliques. C'est ce que l'on appelle complexations inorganique dans le premier cas et complexations organique dans le second cas. La figure 8 illustre les interactions entre un ion métallique libre (M^{2+}) et les ligands avec les quels des complexes peuvent se former (Le Goff et Bonnomet, 2004)

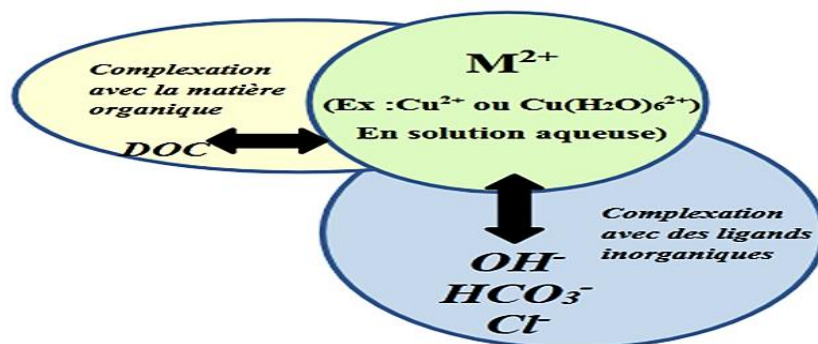


Figure 8 : Phénomènes de complexations des métaux dans l'eau (Le Goff et Bonnomet, 2004).

i. Phénomènes de complexation

Les phénomènes de complexation faisant intervenir les métaux sont gouvernés par un ensemble de paramètres physico-chimiques. Ceux-ci modifient la spéciation des métaux, c'est-à-dire qu'ils influent sur la répartition des différentes formes chimiques métalliques, mais agissent également sur l'assimilation par les organismes vivants. Parmi ces paramètres, on peut citer le pH, le potentiel d'oxydoréduction et bien sûr la quantité de ligands disponible (Le Goff et Bonnomet, 2004). C'est ainsi que, dans la plupart des cas, les concentrations métalliques totales sont connues pour être de mauvais indicateurs d'effets sur les organismes du compartiment aquatique (Meyer et al., 2005). Pour que les métaux présents dans les différents compartiments de l'environnement aquatique exercent un effet sur les organismes, ils doivent être sous une forme chimique ayant la capacité d'atteindre les cibles biologiques. En d'autres termes, il est nécessaire qu'ils soient biodisponibles (Le Goff et Bonnomet, 2004).

ii. Paramètres influant sur la mobilité des métaux dans l'eau

La mobilité des métaux dans les eaux se traduit le plus souvent par le passage de la forme colloïdale et particulaire à la forme dissoute et inversement. Le pH, la dureté, la teneur en carbone organique, le potentiel redox, la salinité sont de paramètres physico-chimiques qui influencent ce type de transformations dans l'eau (Forstner et Wittmann, 1979). Les processus d'échange des métaux lourds à l'interface eau-sédiment sont fonction d'un certain nombre de paramètres de l'eau tels que la température, le pH et la force ionique. Ainsi, une augmentation du pH favorise l'adsorption métallique sur la fraction réductible des sédiments (oxyde Fer et de Manganèse), par contre la concentration des métaux sous forme ionique diminue. La matière organique joue un rôle très important vis à vis de la mobilité et de la biodisponibilité des métaux. Les métaux ont une forte affinité pour la matière organique (Tessier et al., 1990). La présence de cette dernière, engendre des réactions de complexation. Les concentrations en métaux sous leurs formes les plus toxiques (cations) diminuent conduisant ainsi une diminution de leur biodisponibilité (INERIS, 2003).

Concernant les échanges avec les particules, la rétention de métaux est généralement d'autant plus faible que les conditions sont oxydantes et alcalines (Bird et Evenden, 1996). On note, ainsi dans les eaux fortement carbonatées, une diminution de l'adsorption des métaux sur les particules du fait d'une augmentation de leur solubilité (complexes métaux carbonatés dominants). A l'inverse, la présence de phosphates peut entraîner la précipitation des ions métalliques et leur transfert vers le compartiment sédimentaire (Tessier et al., 1990). Il ressort de ces considérations que la concentration en métal total peut être élevée alors que la quantité de métal «labile» est faible. L'étude de la spéciation des métaux dans la phase dissoute apparaît plus adaptée dans le cadre d'une évaluation de leur impact écologique et environnemental.

b. ETM dans les sédiments

i. Sédiments: puits et sources de contaminants métalliques

Le sédiment joue un rôle important dans le devenir des polluants dans l'eau qu'ils peuvent fixer ou adsorber puis transporter et déposer dans un autre milieu (Marchand et al., 2006).

Malgré la forte solubilité de certains contaminants métalliques dans les eaux de surface (Coward et Burnett, 1994), les sédiments accumulent les concentrations les plus élevées dans les écosystèmes estuariens, lacustre (Hynes, 1990). Cette faculté des sédiments à fixer de grandes quantités de métaux leur confère un rôle de stockage significatif (Ribera et al., 1996) avec une possibilité de relargage dans la colonne d'eau (Woods, 2009). Le compartiment sédimentaire n'est pas donc isolé du reste de l'écosystème et l'on peut s'interroger sur le rôle des sédiments pollués qui pourraient se comporter comme une source de contaminants pour le milieu aquatique par diffusion des métaux vers la colonne d'eau. Ce rôle de puits (Spencer et MacLeod, 2002) et de source de contamination (MacFarlane et Burchett, 2000) fait que ce compartiment occupe une place de choix dans l'étude des ETM dans les hydrosphères (Sprovieri et al., 2007).

ii. Fixation des ETM dans le sédiment

➤ Principales phases fixatrices (porteuses) des ETM dans le sédiment

Dans les sédiments, les ETM peuvent être inclus dans le réseau ou adsorbés à la surface de différentes phases organiques ou minérales qui sont qualifiées de «porteuses» (Quantin, 2001 ; Miller et Orbock Miller, 2007 ; Nobi et al., 2010). Les argiles présentent une grande affinité pour les cations métalliques (Farrah et al., 1980) qu'elles fixent par échange d'ions compensateurs, les oxyhydroxydes de Fer et de Manganèse fixent une grande quantité de cations métalliques par adsorption ou co-précipitation (Miller et Orbock Miller, 2007), les

carbonates, les sulfures et la matière organique peuvent être retenus ETM sous forme échangeable (donc assez facilement mobilisable) ou à l'état de complexes dans lesquels ils sont plus énergiquement fixés (Qin et al., 2004 ; Matobola, 2013). Ces phases organiques et minérales constituent les principales phases fixatrices des ETM dans le sédiment.

iii. Spéciation et biodisponibilité des ETM à l'interface eau-sédiment

La répartition d'un métal selon ses différentes formes est communément appelée spéciation (Pédro et Delmas, 1970 ; Allen, 1993). L'étude de la spéciation chimique des métaux traces dans les eaux (Buffle, 1988) et celle de leur répartition dans les différentes fractions (particulaires, colloïdales et dissoutes) apparaissent indispensables pour mieux comprendre les facteurs contrôlant leur transfert dans les écosystèmes et leur biodisponibilité pour les organismes aquatiques (Tessier et al, 1994). Cette dernière est étroitement liée aux formes chimiques auxquelles les organismes sont exposés (Anderson et al., 1978 ; Morel, 1983).

Les ETM existent sous forme dissoute ou particulaire et s'associent aux différentes espèces chimiques en solution. Ils forment des complexes avec de nombreux ligands (organiques et inorganiques) ou s'adsorbent sur des surfaces minérales; le métal dissous sous la forme ionique, dite libre, subsiste alors en faible proportion. Les eaux de surface contiennent un mélange de cations majeurs, de ligands inorganiques (OH^- , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , PO_4^{3-}) et organiques (substances humiques et fulviques) en solution. De plus, les éléments dissous sont en contact avec les particules, des sédiments ou matières en suspension, qui agissent comme des surfaces d'échange complexes. Le comportement d'un métal dans un écosystème aquatique dépend donc des conditions physico-chimiques du milieu et il peut exister sous différentes formes, réparties entre la phase dissoute et la phase particulaire (Buffle, 1988 ; Stumm et Morgan, 1996):

- ✓ ion libre hydraté ;
- ✓ complexé par des ligands organiques et/ou inorganiques ;
- ✓ adsorbé sur des colloïdes ou particules inorganiques (FeOOH , $\text{Fe}(\text{OH})_3$, oxydes de Mn, Ag_2S , argiles) et organiques.

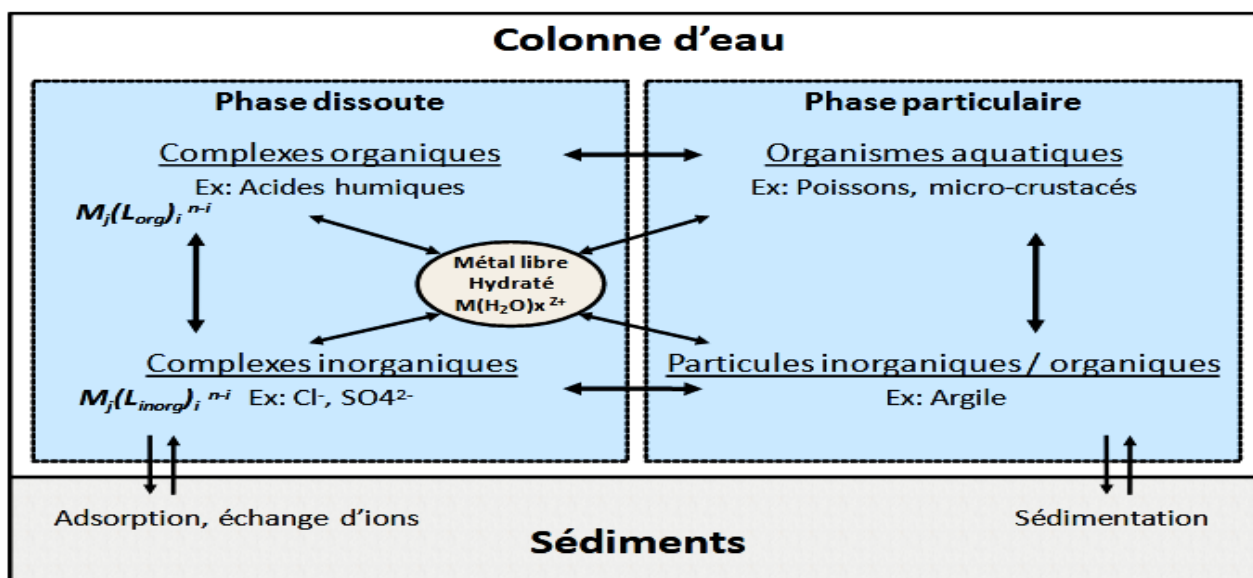


Figure 9 : Illustration des principales interactions entre les éléments traces métalliques et les différents ligands influençant la spéciation des métaux en milieu aquatique (Buffle, 1988).

Les trois types d'interactions contrôlant la spéciation des métaux en milieu aquatique sont : la précipitation, l'adsorption et la complexation.

iv. Indices de contamination métallique

L'évaluation de la qualité des sédiments a été effectuée par le calcul de divers indices. Les méthodes d'évaluation visent généralement à s'affranchir du bruit de fond naturel. Les études fondamentales ou appliquées normalisent les teneurs en ETM par rapport à celles d'un matériel de référence (Upper Continental Crust) qui n'a parfois aucun rapport avec l'environnement immédiat (Marchand et Martin, 1985). Pour la mise en évidence de l'influence de l'activité anthropique sur la qualité des sédiments du lac, plusieurs indices ont été adoptés : Facteur de Contamination (FC), Degré de Contamination (DC), Facteur d'Enrichissement (EF) et Index de géo-accumulation (Igeo). Ces indices tiennent compte des teneurs de référence, estimés par rapport aux teneurs relatives de la croûte continentale (UCC) de Wedepohl (1995). L'approche des indices permet de prédire l'ampleur de la pollution des sédiments et d'identifier les sites pollués ainsi les polluantes prioritaires.

➤ Facteur de contamination (FC)

Les métaux lourds sont principalement associés aux particules des sédiments (argiles, carbonates, oxydes et hydroxydes de Fer, matière organique, etc.) et il serait donc nécessaire d'exprimer les concentrations des métaux lourds en fonction d'un paramètre lié à la nature du sédiment (Carballeira et al., 1997). Cette normalisation consiste à exprimer le rapport de la teneur d'une substance donnée par rapport à celle du facteur de normalisation, nous avons utilisé les concentrations crustales de Wedepohl (1995) comme valeurs de référence, cela

nous permettons de définir le facteur de contamination (FC) d'un élément trace donné dans le sédiment. Ce facteur de contamination est exprimé par la formule suivante : $FC = \frac{C_x}{Bg_x}$

C_x : concentration mesurée pour un élément x,

Bg_x : Background pour un élément x, Background du métal indique la concentration de métal (d'intérêt) dans les sédiments où il n'y avait pas d'apport d'origine anthropique.

Les classes de contamination sont définies pour FC (Hakanson, 1980 ; Förstner et Wittmann, 1981 ; Carballeira et al., 1997) :

$FC < 1$ (absence à faible contamination) ;

$1 \leq FC < 3$ (contamination modérée) ;

$3 \leq FC < 6$ (contamination importante) ;

$FC \geq 6$ (contamination très importante).

➤ Degré de contamination (DC)

Il permet d'estimer la contamination polymétallique a priori pour chaque point d'échantillonnage. Il représente la somme des FC. Il est calculé selon la formule de Hakanson (1980) : $DC = \sum FC$

Cet indice est associé à 4 classes de qualité (Hakanson, 1980) :

$DC < 6$ (faible contamination) ;

$6 \leq DC < 12$ (contamination modérée) ;

$12 \leq DC < 24$ (contamination importante) ;

$DC \geq 24$ (contamination très importante).

➤ Indice de géo-accumulation (I_{géo})

L'indice de géo-accumulation est un critère d'évaluation de l'intensité de la contamination métallique (Müller, 1981). Cet indice de caractère empirique compare une concentration donnée par rapport à une valeur considérée comme fond géochimique. Pour la détermination du degré d'accumulation des métaux lourds dans les sédiments du lac, l'Indice de géo-accumulation (I_{géo}) a été utilisé pour évaluer le degré de pollution des sédiments par rapport à la teneur relative de la croûte continentale (UCC) (Wedepohl, 1995). En effet, le coefficient 1,5 (facteur de correction) rend compte des variations dans les niveaux de background pouvant être causées par des effets de lithologie. L'I_{géo} est calculé selon la formule suivante : $I_{géo} = \log_2 (C_x/1,5Bg_x)$ où :

C_x : concentration mesurée pour un élément x,

Bg_x : fond géochimique (background) pour un élément x,

1,5 : Constante prenant en compte les fluctuations naturelles de la teneur d'une substance donnée dans un environnement et les faibles influences anthropiques.

Müller (1981) a défini une échelle avec six classes d'indice de géo-accumulation :

$I_{geo} < 0$ (Background c'est-à-dire la concentration de métal (d'intérêt) dans les sédiments où il n'y avait pas d'apport d'origine anthropique) ;

$0 \leq I_{geo} < 1$ (non pollué à légèrement pollué) ;

$1 \leq I_{geo} < 2$ (légèrement à moyennement pollué) ;

$2 \leq I_{geo} < 3$ (moyennement pollué) ;

$3 \leq I_{geo} < 4$ (moyennement à fortement pollué) ;

$4 \leq I_{geo} < 5$ (fortement pollué) ;

$I_{geo} \geq 5$ (extrêmement pollué).

➤ Facteur d'Enrichissement (FE)

Il est utilisé pour déterminer l'origine anthropique ou naturelle des éléments métalliques. Il permet d'identifier la pollution anthropique par rapport à la teneur naturelle présente dans les sédiments (Rubio et al., 2000 ; Radakovitch et al., 2008). Le FE est calculé en rapportant la teneur d'un élément contaminant de l'échantillon à la concentration d'un élément réputé relativement immobile de cet échantillon, comparé avec le même rapport trouvé dans le matériau de référence (Ackerman, 1980). Le Fer est l'élément de référence choisi pour notre calcul du FE puisqu'il est considéré comme un élément standard de normalisation des éléments mineurs et il est insensible aux variations granulométriques. Sa concentration naturelle dans les sédiments tend à être uniforme, et il s'associe aux fines particules.

Si le facteur d'enrichissement est égal ou peu différent de 1, cela suggère que l'élément est principalement d'origine terrigène.

Si FE est nettement supérieur à 1, alors il existe d'autres sources que la source naturelle terrigène (Soares et al., 1999).

Un début d'enrichissement en métaux lourds est significatif seulement si ce dernier dépasse la valeur de 2 (Ackerman, 1980 ; Soares et al., 1999).

En raison de la variation naturelle de la composition chimique de la croûte terrestre, on estime généralement qu'à partir de $EF > 10$, la source anthropique est clairement majoritaire (Ackerman, 1980 ; Soares et al., 1999). Il n'existe pas de règle prédéfinie pour le choix de l'élément de référence si ce n'est qu'il doit être localement principalement représentatif de sources terrigènes (Ackerman, 1980). Le facteur d'enrichissement est calculé à partir de la concentration des métaux lourds dans la croûte continentale (UCC) (Wedepohl, 1995) de Wedepohl. Ce facteur d'enrichissement est calculé de manière suivante :

$$EF = ([M]_{\text{éch}} / [Fe]_{\text{éch}}) / ([M]_{\text{RM}} / [Fe]_{\text{RM}}) \text{ où :}$$

EF= facteur d'enrichissement ;

$[M]_{\text{éch}}$ = concentration en métal M dans l'échantillon ;

$[Fe]_{\text{éch}}$ = concentration du Fer dans l'échantillon ;

$[M]_{\text{RM}}$ = concentration du métal M dans le matériau de référence ;

$[Fe]_{\text{RM}}$ = concentration du Fer dans le matériau de référence.

c. ETM dans les Organismes aquatiques

L'eau transporte les ETM et les insère dans les chaînes alimentaires (algues, poisson, etc.). Dans les écosystèmes aquatiques, les cinétiques et niveaux de contamination des producteurs primaires (végétaux) sont deux paramètres importants à étudier car ils influencent la contamination des organismes de niveau trophique supérieur. Néanmoins, il est difficile de déterminer si les végétaux extraient un élément à partir du sédiment et/ou de la fraction dissoute dans la colonne d'eau. Il semblerait, cependant, que les teneurs métalliques soient généralement plus importantes dans les parties au contact du sédiment que dans celles au contact de l'eau (Ribera et al., 1996).

S'agissant des poissons, la voie branchiale et le processus concomitant de respiration/osmo-régulation constituent les principales voies d'absorption des ETM (Waite et al., 1988). Même si la contribution respective de chacune de ces deux voies est difficile à quantifier, il est important de signaler le très faible taux d'assimilation lors de la digestion (< 5%) de la plupart des ETM (Environnement Canada, 2003). La contamination par ingestion ne pourra donc se révéler importante que pour des organismes ayant un comportement alimentaire qui les expose à des niveaux de contaminants élevés. Ainsi, compte tenu du fait que les sédiments accumulent les concentrations les plus élevées et les charges les plus importantes dans les écosystèmes dulçaquicoles (Hynes, 1990), l'ingestion de sédiment et de nourriture contaminés représente une voie de contamination importante pour les poissons évoluant dans des milieux impactés par les métaux (Kovalsky et al., 1967 ; Emery et al., 1981 ; Swanson et al., 1982). Les espèces de poissons benthiques se nourrissant d'organismes benthiques et évoluant à la surface des sédiments sont donc celles qui sont les plus susceptibles d'accumuler de larges quantités de métaux contrairement aux espèces pélagiques (Ribera et al., 1996).

i. Processus physiologiques des métaux lourds

L'absorption des métaux lourds par les organismes pourrait entraîner une accumulation de la teneur métallique dans l'organisme. Si la phase d'excrétion est lente, il peut en résulter un mécanisme de bioaccumulation (Ribeyre et Boudou, 1989). En général, la contamination d'une espèce résulte de l'équilibre entre l'assimilation et l'élimination d'une substance chimique. Le processus de transfert (F.C) représente le flux de contaminants entre les différents compartiments abiotiques et biotiques.

En fait, on peut observer trois cas de figure caractérisant la circulation d'un polluant dans la communauté propre à un biotope contaminé :

-Le premier, le plus fréquent, se traduit par une diminution de la concentration du contaminant au fur et à mesure que l'on s'élève dans le réseau trophique. Il concerne essentiellement les substances toxiques biodégradables (polluants organiques de synthèse) ainsi que les produits pour lesquels la barrière intestinale fait obstacle à la pénétration dans les organismes vivants.

-Le deuxième cas est marqué par un simple transfert du contaminant (cas des polluants toxiques mais nécessaires pour l'organisme comme le Cobalt et autres oligo-éléments).

-Le troisième, relativement rare, rapporté à l'ensemble des polluants persistants est marqué par une bioamplification dans les échelons supérieurs des chaînes trophiques. On désigne donc :

➤ Bioconcentration

C'est l'accroissement direct de la concentration d'un polluant lorsqu'il passe de l'eau dans un organisme aquatique. Le facteur de bioconcentration (FBC) est défini par le rapport de la concentration d'une substance à l'intérieur d'un organisme à sa concentration dans l'eau, compte tenu seulement de l'absorption provenant du milieu ambiant (Veith et al., 1979 ; Ramade, 1992). La bioconcentration dépend des caractéristiques physico-chimiques des contaminants. Les organismes vont absorber ces particules et les composés les plus hydrophobes seront stockés dans des tissus riches en lipides où ils auront tendance à s'accumuler en raison de leur caractère persistant. Si les contaminants sont lentement métabolisés, ils vont également pouvoir s'accumuler à chaque niveau de transfert entre proie et prédateur. Les grandes fonctions biologiques, comme la respiration, l'alimentation, la croissance et la reproduction peuvent influencer sur la contamination et l'élimination des contaminants des organismes (Ramade, 1992).

➤ Bioaccumulation

C'est le processus par lequel un organisme vivant absorbe une substance à une vitesse plus grande que celle avec laquelle il l'excrète ou la métabolise (Ramade, 1992). Ces substances non biodégradables vont se concentrer le long des divers maillons de la chaîne trophique. Les concentrations maximales se retrouvent chez les grands prédateurs (poissons, mammifères marins, homme) ou chez les mollusques filtreurs comme les moules (Boutiba, 2004).

➤ Bioamplification/ Biomagnification

Ce mécanisme physiologique correspond au processus selon lequel la concentration d'un composé chimique dans un organisme est supérieure à celle de la proie qu'il consomme (Gobas et Morrison, 2000 ; Neff, 2002). C'est donc la possibilité pour un toxique d'être

cumulé par une chaîne trophique. Si le toxique n'est pas dégradé ou éliminé, il va s'accumuler de plus en plus au niveau de chaque maillon de la chaîne alimentaire.

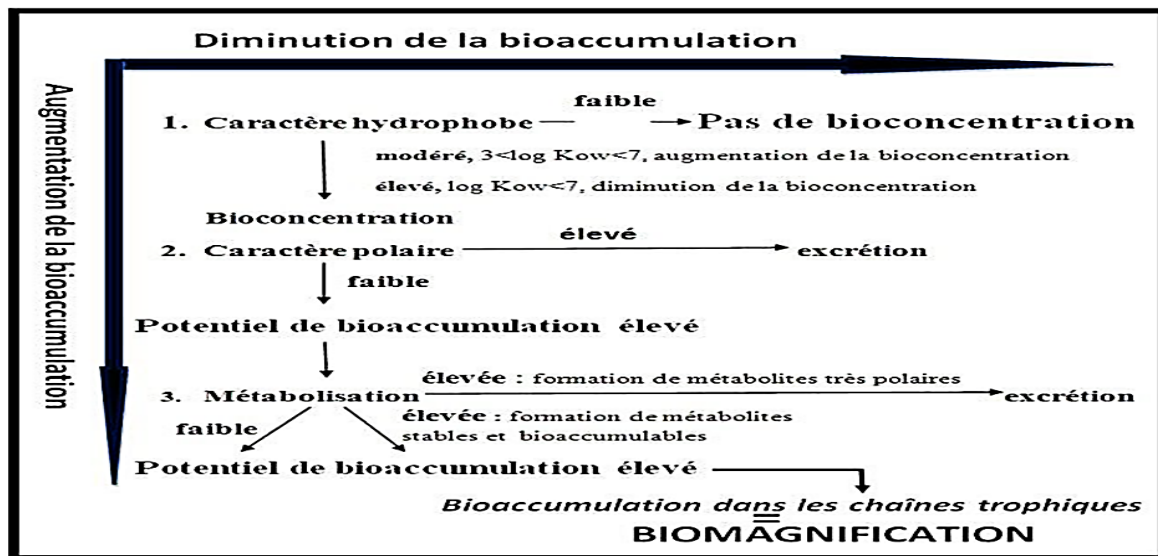


Figure 10 : Propriétés physico-chimiques des contaminants agissant sur leur bioaccumulation (Norstrom et Letcher, 1996).

ii. Biodisponibilité et toxicité des ETM pour les organismes vivants

➤ Biodisponibilité

L'effet exercé par un métal présent dans les différents compartiments de l'environnement sur les organismes vivants est conditionné par la biodisponibilité de celui-ci. En d'autres termes, il est nécessaire que le métal soit sous une forme chimique ayant la capacité d'atteindre les cibles biologiques. Les ETM sont disponibles pour les organismes aquatiques via l'ingestion de nourriture (accumulation le long de la chaîne alimentaire et fraction associée aux MES et aux sédiments, via la respiration et via le transport à travers les membranes biologiques) (Eggleton et Thomas, 2004). La biodisponibilité d'un métal en milieu aquatique est la fraction d'un élément présent dans ce milieu et disponible pour être assimilée par les plantes, les micro-organismes et autres flores et faunes. Elle est donc la fraction bio-accessible (Thornton, 1999).

Ainsi, plus l'espèce métallique est libre et mobile, plus elle est biodisponible et plus il y'a un risque de toxicité sur les organismes vivants. En général, les ions métalliques libres (en solution) constituent la forme chimique la plus disponible pour les organismes et donc la plus susceptible d'être toxique. Cependant, d'autres espèces ou fractions de métaux peuvent être instables et mobiles (fraction labile ou liée aux oxydes libres par exemple) et engendrer un risque pour les organismes (Naidu et al., 2000).

➤ Facteurs influençant la biodisponibilité des ETM

Les échanges entre les formes dissoutes, libres et particulaires des ETM dans le milieu aquatique vont influencer de manière notable leur mobilité, leur biodisponibilité et leur toxicité vis-à-vis des organismes aquatiques (Du Laing et al., 2009b). Les variations de mobilité des ETM (donc de leur biodisponibilité) se traduisent par le passage de la forme colloïdale et particulaire à la forme dissoute (libre ou adsorbée) et vice et versa. Elles sont influencées par de nombreux facteurs tels que le pH, le potentiel redox, la matière organique et la salinité (Eggleton et Thomas, 2004) :

- Variation du pH

Une baisse de pH conduit à un relargage de métaux sous forme hydratée et par la suite une augmentation de leur biodisponibilité et de leur toxicité (Burgess et Scott, 1992 ; Quantin, 2001). Selon Priadi (2010), le pH, la solubilité et la concentration en ETM sont les paramètres qui contrôlent l'alternance des réactions précipitation/dissolution des métaux entre la colonne d'eau et la phase particulaire.

- Variation du potentiel d'oxydoréduction

Le potentiel redox mesure l'aptitude à l'oxydation ou à la réduction d'une solution et permet de déterminer les possibilités de mise en solution ou de précipitation de divers composés minéraux présents dans le sédiment (Ramade, 1998). Une oxydation des sulfures résultant d'une augmentation du potentiel redox entraîne la libération de métaux dans l'eau interstitielle et l'eau surnageante (Chapman et al., 1998 ; Peterson et al., 1996 ; Zoumis et al., 2001). A l'inverse, une baisse du potentiel redox rend les phases porteuses oxydes et hydroxydes de Fer et de Manganèse solubles et par suite les ETM associés (Davranche et Bollinger, 2001).

- Influence des agents complexants et de la salinité

Existant sous forme organiques (acide humique, acide fulvique) ou inorganiques (Cl^- , SO_4^{2-}), les agents complexants engendrent des réactions de complexation qui jouent un rôle important vis-à-vis de la mobilité et de la biodisponibilité des ETM. Ces réactions diminuent les concentrations en métaux libres considérés comme étant les plus assimilables par les organismes aquatiques (Fairbrother et al., 2007). L'augmentation de la salinité entraîne la remobilisation des métaux sédimentaires par compétition des ions magnésium et calcium vis à vis des autres métaux sur les sites de fixation (Förstner et Whitmann, 1979 ; Lau et Chu, 1999 ; Rasmussen et Andersen, 1999). Ceci a été observé pour le Cd et le Mg. Pour le Cu et le Pb, les désorptions sont beaucoup plus faibles car ils sont principalement associés à la matière organique. Les métaux libérés (mobiles) présentent une toxicité plus ou moins marquée car ils

vont former des chloro-complexes qui sont moins biodisponibles que les ions libres (Förstner et Whitmann, 1979 ; Ettajani, 1994).

- Influence de la granulométrie

Les ETM se trouvent préférentiellement adsorbés sur les fractions fines puisque celles-ci présentent de très grandes surfaces spécifiques comportant de nombreux sites d'adsorption constitués de composés actifs pour les ETM tels que les hydroxydes ou les matières organiques (Carpentier et al., 2002). L'adsorption des ETM à la surface des particules argileuses est facilitée par la matière organique sédimentaire qui peut complexer de nombreux contaminants (Burton, 1992 ; Bonnet, 2000). Pour les sédiments sableux, l'adsorption des ETM par les particules qui sont faiblement réactives comme le quartz et le feldspath peut être exaltée si ces particules sont enrobées de carbonates et de matières organiques (Horowitz et Loch, 1988).

Donc la biodisponibilité est sous la dépendance non seulement des teneurs en métaux lourds mais aussi de la physico-chimie de l'eau et des sédiments.

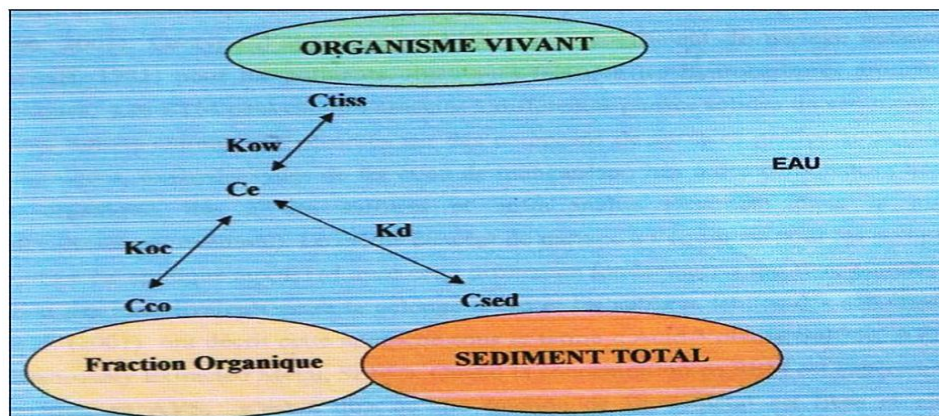


Figure 11 : Schématisation du partage des polluants entre les différents compartiments du milieu aquatique.

3.6 Caractéristiques Ecotoxicologiques des ETM

Les éléments traces peuvent être plus ou moins toxiques pour les organismes et il existe des espèces plus ou moins tolérantes ou résistantes. Certains métaux (Na, K, Ca, Mg, As, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se, Si, Sn, V et Zn) sont considérés comme essentiels pour les êtres vivants alors que d'autres sont qualifiés de non essentiels (Hg, Ag, Cd et Pb) (Förstner et Wittmann, 1979). La toxicité des ETM dans le milieu aquatique dépend de nombreux facteurs et peut se traduire par l'apparition d'effets pathologiques allant des perturbations métaboliques au cancer (Calow, 1994).

Tous les organismes vivants, surtout les animaux aquatiques sont capables de réguler partiellement leur contenu en ions. Selon Nassogne (1970), il peut y avoir une bioaccumulation jusqu'à l'apparition de phénomène de toxicité pour les éléments non

régulés. On distingue alors deux types de toxicités suivant la rapidité d'apparition, la sévérité et la durée des symptômes, et la rapidité d'absorption de la substance toxique (Figure 12).

a. Toxicité aiguë

La toxicité aiguë désigne la propriété intrinsèque d'une substance d'être nocive pour un organisme, dans le cadre d'une exposition de courte durée à cette substance. La toxicité aiguë s'exprime généralement par la concentration qui provoque la mort de 50% des organismes d'essai (CL_{50}), ou qui entraîne un effet néfaste mesurable sur 50% des organismes d'essai (par exemple, l'immobilisation des daphnies), ou qui induit une réduction de 50 % des réponses des organismes d'essais par rapport aux organismes témoins (par exemple, la vitesse de croissance d'une algue) (lauwerys et al., 2007).

La toxicité aiguë pour le milieu aquatique se détermine normalement à l'aide d'une CL_{50} 96 heures sur le poisson (Ligne directrice 203 de l'OCDE), une CE_{50} 48 heures sur un crustacé (Ligne directrice 202 de l'OCDE) et/ou une CE_{50} 72 ou 96 heures sur une algue (Ligne directrice 201 de l'OCDE). Ces espèces sont considérées comme représentatives de tous les organismes aquatiques. Généralement, elle est due à une absorption rapide d'un toxique par voie transtégumentaire, pulmonaire ou buccale. Elle se développe rapidement et provoque de très graves troubles physiologiques à fortes doses et en courte durée (Sittig, 1985 ; Elinder et al., 1994).

b. Toxicité chronique

Elle se manifeste lors d'une absorption du toxique après l'exposition du sujet à de très faibles concentrations, parfois à des doses infimes, ceci à long terme provoquant des troubles métaboliques ou physiologiques par effets cumulatifs susceptibles d'aboutir à la mort (Sittig, 1985 ; Elinder et al., 1994). Ces doses sont insuffisantes pour provoquer un effet immédiat. L'exposition doit être répétée sur une longue période pour causer des effets néfastes (Barile, 2007).

L'étude de la toxicité chronique renseigne sur les effets physiologiques, biochimiques, hématologiques et sur les modifications anatomiques.

Elle permet d'évaluer, notamment (OCDE, 1981) :

- la latence dans l'apparition des effets ;
- la nature des effets (fonctions et organes atteints) ;
- les effets cancérogènes ou tumorigènes ;
- les effets reprotoxiques ;
- la réversibilité des effets.

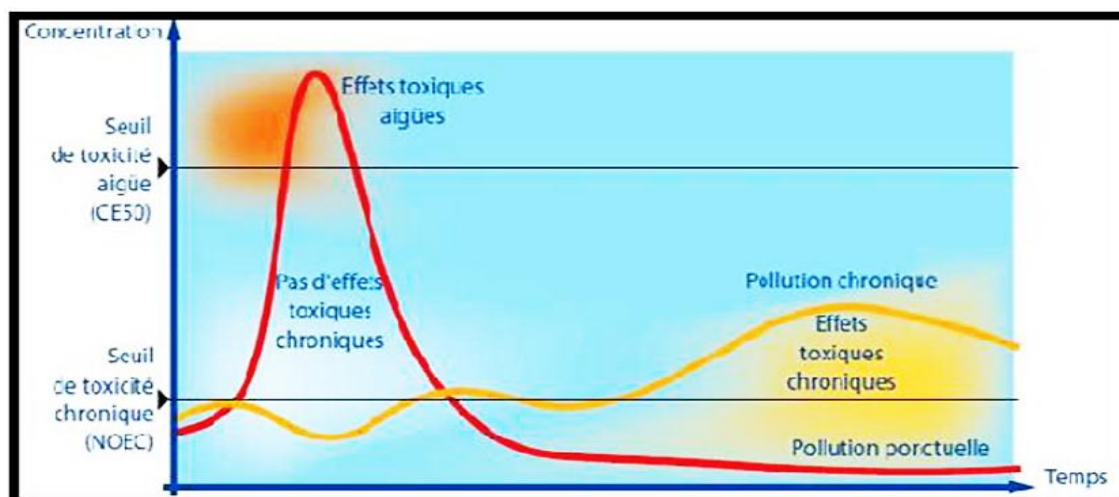


Figure 12 : Principes des toxicités aiguës et chroniques (Sittig, 1985 ; Elinder et al., 1994).

Il est difficile de définir l'impact d'un polluant vu que la toxicité est liée aux facteurs suivants :

- La nature et la concentration de l'agent contaminant ;
- Les caractéristiques du milieu récepteur (T° , pH, etc.) ;
- L'état physiologique des organismes (Age, sexe, etc.).

Martinez (1975) met l'accent sur l'action qu'un toxique peut avoir. Celle-ci elle est accrue par la présence d'une autre substance et ce phénomène est alors appelé «synergie», ou bien elle est diminuée, ce qui s'interprète par un phénomène «d'antagoniste».

3.7 Propriétés physico-chimiques des métaux étudiés

Le Zinc, Baryum, Fer, Manganèse, Cobalt, Chrome, Aluminium, Nickel, Plomb, cuivre, et Cadmium sont les polluants particulièrement visés, à cause de leur large distribution, de leurs effets bio-toxiques et leurs implications profondes dans la santé écologique et humaine.

a. Zinc

i. Généralités et sources

C'est un métal essentiel pour la croissance et le développement normal d'espèces animales et végétales, mais devient nuisible quand il est en excès (Casas, 2005 ; Noppe, 1995). Il n'existe pas à l'état métallique dans la nature, il n'est présent qu'à l'état divalent (Zn^{II}) (Casas, 2005 ; Noppe, 1995). Habituellement le Zinc est rencontré en association avec le Plomb, le cuivre, l'or et l'argent. Le Zinc est facilement adsorbé par les minéraux argileux, les carbonates ou les hydroxydes. Hickey et al. (1984) et Tessier et al. (1980) ont montré que la plus grande proportion de Zinc dans des sols et sédiments contaminés était associée aux oxydes de Fer et de Manganèse.

Les sources naturelles de Zinc dans l'environnement sont l'altération de roches (56%), le volcanisme (22%) et la végétation (Lantzy et McKenzie, 1979 ; Phelan et al., 1982 ; Horowitz, 1985). Cependant, Nriagu (1974 ; 1996) a calculé que ces sources naturelles ne représentent qu'environ 7% des émissions totales de cet élément dans l'environnement, étant donné que la production et le traitement de minerai, les épandages agricoles (alimentation animaux, lisiers), les activités urbaines (trafic routier, incinération ordures) et les activités industrielles représenteraient une grande partie des émissions du Zn dans le milieu naturel. Le Zn a une affinité importante avec les autres métaux, en effet il est toujours trouvé en association avec les éléments métalliques suivants Pb, Cu, Cd, et Mn (U.S, 1976).

ii. Bioaccumulation et métabolisme chez les organismes aquatiques

L'effet toxique du Zinc n'est généralement pas instantané. En effet, un poisson soumis à une pollution accidentelle contenant ce métal peut ne mourir qu'après quelques jours. Ainsi, une concentration de 7 mg/l de Zinc provoque chez les algues une réduction de 50% de la croissance après une exposition de 3 jours et une concentration de 62,5 mg/l dans des cours d'eau fait diminuer leur DBO₅ de 50% (Nabi et Aouaragh, 1992). Il semble, selon les derniers auteurs, qu'il exerce son action toxique par formation de composés insolubles au niveau des muqueuses recouvrant les branchies ou par action toxique interne.

Il possède également un effet toxique chez les animaux et chez l'Homme. Dans les poissons la dose létale est comprise entre 0,5 et 5 mg/l en Zn (Moore et Ramamoorthy, 1984). A la dose de 150 et 650 mg, le Zn est toxique chez l'homme (Emsley, 1991).

b. Cadmium

i. Généralités et sources

Le cadmium est un élément rencontré en milieu aquatique sous diverses formes physiques (dissoute, colloïdale, particulaire) et chimiques (minérale ou organique). Un ensemble de variables physico-chimiques du milieu (salinité, pH, potentiel redox, caractéristiques sédimentologiques, nature géochimique des particules, concentration en chlorures) gouvernent les transformations du cadmium dans l'environnement (Gonzalez et al., 1999 ; Chiffolleau et al., 2001). A pH=8, la quasi-totalité du cadmium est présent sous forme Cd²⁺. Plus la salinité augmente, plus la concentration en Cd²⁺diminue (Cossa, 1989 ; Campbell, 1995). Pour des pH supérieurs à 8, le cadmium précipite avec les carbonates.

ii. Bioaccumulation et métabolisme chez les organismes aquatiques

Contrairement à de nombreux métaux, le cadmium n'a aucun rôle métabolique connu et ne semble pas biologiquement essentiel ou bénéfique au métabolisme des êtres vivants. Il

remplace parfois le Zn dans des systèmes enzymatiques carencés en Zn chez le plancton (Price et Morel, 1990 ; Lane et Morel, 2000).

Concernant les organismes aquatiques, INERIS (2005) rapporte des facteurs de concentration (FBC) élevé pour le cadmium chez les producteurs primaires que chez les Poissons. Il diminue lorsque la concentration d'exposition augmente, il diminue également lorsque la dureté de l'eau croît. De nombreux chercheurs ont travaillé sur l'impact induit par l'exposition au cadmium. Selon Larson et al. (1975) ce toxique provoque chez les poissons une anémie, une perturbation des ions divalents et une altération du métabolisme ; une altération dans l'activité de certains enzymes du foie (Larson et al., 1975) et une quasi inhibition enzymatique d'après Viale (1977), ainsi qu'un déséquilibre de l'activité des enzymes respiratoires.

Concernant les Poissons, VnoWesternhage et al. (1980) rapportent qu'à des concentrations allant de 5 µg/l à 50 µg/l, *Limanda limanda* et *Pleuronectes platessa* subissent des impacts externes tels que l'érosion des nageoires. L'exposition du cadmium de *Channa punctatus* (poissons téléostéens) induit une inhibition dans le tissu gonadal alors que 50 mg/l provoquent chez *Fundulus heroclitus* (poisson estuarien) des modifications tissulaires pathologiques, dans le tractus digestif, les reins et les branchies (Ram & Sathyanesan, 1983). L'accumulation du cadmium au sein de ces organismes est un phénomène bien connu. Par exemple chez les crustacés, il a été montré que le cadmium s'accumulait préférentiellement au niveau des branchies et de l'hépatopancréas, induisant alors des dommages cellulaires (Silvestre et al., 2005). Le cadmium est ainsi à l'origine de certaines anomalies de développement et destructions tissulaires, comme il a été montré par exemple chez le décapode *Penaeus japonicus* (Soegianto et al., 1999). Le cadmium peut également induire un stress oxydant chez les organismes exposés, avec des effets délétères sur les défenses anti oxydantes des individus (Romeo et al., 2006). Le cadmium a également été décrit comme toxique pour la reproduction ou la fécondité de diverses espèces, comme par exemple le cladocère *Daphnia magna* (Biesinger et Christensen, 1972).

c. Fer

i. Généralités et sources

Le Fer se trouve généralement à l'état divalent dans les eaux qui ne se trouvent pas en contact avec l'air par contre dans les eaux superficielles exposés à l'air le Fer est entièrement ou partiellement à l'état Ferrique Fe^{+3} . Les caractéristiques chimiques du Fer et du Manganèse sont semblables, mais il existe néanmoins certaines différences, par exemple le Mn se réduit plus facilement que le Fer et il est plus difficile à oxyder que le Fer. Le Fer peut être entraîné

dans les eaux par diverses voies dont principalement la dissolution superficielle des roches, le lessivage des terrains miniers et agricoles, les rejets industriels, etc. (Hem, 1972 ; Belabed, 2010).

ii. Bioaccumulation et métabolisme chez les organismes aquatiques

Le Fer dans les eaux semble avoir un effet de stimulation sur la croissance algale vis à vis des poissons ; la toxicité du Fer dépend du pH et est reliée au dépôt d'hydroxyde Ferrique sur les branchies. Vis à vis des organismes inférieurs et microorganismes, la limite de toxicité est considérablement plus élevée et dans le plus défavorable des cas est de l'ordre de 80 mg/l. Selon Lévesque (1979), le Fer à une concentration de 0.52 mg/l cause la mort d'œufs de poissons incubés. Celle-ci résulterait d'une précipitation du Fer sous forme d'oxydes sur la membrane de l'œuf.

d. Manganèse

i. Généralités et sources

Le Manganèse peut être relargué dans les eaux, de manière naturelle par lessivage des terrains miniers. Il est intéressant également de signaler que le drainage des sols et litières peut entraîner une certaine quantité de Manganèse dans les eaux (Kirchner et Brabowxski, 1972). Il a été montré que les forêts de conifères et de diverses espèces à feuille caduque accumulaient du Manganèse. Les principales sources de rejet de Mn dans les eaux sont lessivages des terrains agricoles, déchets domestiques, industrie, Batteries sèches, Peintures et vernis, etc. (Kirchner et Brabowxski, 1972)

ii. Bioaccumulation et métabolisme chez les organismes aquatiques

Le Mn est un oligo-élément indispensable à la vie, il joue un rôle important chez le phytoplancton et les poissons. D'après Wilson (1972), le Manganèse aurait un effet sur le métabolisme du phytoplancton ; seule la photosynthèse serait affectée et pas la respiration ni la formation de chlorophylle. Une déficience en Manganèse réduirait considérablement le taux de photosynthèse en faible lumière ; cet effet étant moins marqué en lumière forte. D'autre part, Hecker et al. (1972) émettant une hypothèse que le Mn est impliqué dans le système de libération de l'O₂ durant la photosynthèse. Mais une concentration très élevée de magnésium a un effet inverse et peut avoir un effet néfaste pour les organismes vivants.

e. Cobalt

i. Généralités et sources

Dans la plupart du temps, le Co reste bien accroché dans les sols mais peut se retrouver dans l'eau suite au lessivage des sols par les eaux de pluie. Le Cobalt n'étant pas soluble dans l'eau, il reste dans les sédiments (ATSDR, 2004 ; INERIS, 2006).

Parmi les sources anthropiques de Cobalt : l'incinération, les échappements des véhicules à moteur thermique et les activités industrielles liées à l'extraction du minerai et aux processus d'élaboration du Cobalt, l'agriculture (engrais et pesticide) et les déchets domestiques, etc. Le Cobalt peut réagir avec d'autres particules ou s'adsorber sur les sédiments dans l'eau (Adam et al., 2001).

La mobilité du Cobalt est faible en raison de l'importance des processus de sorption et de précipitation et est conditionnée par sa grande affinité pour les matières en suspension et les sédiments (Adam et al., 2001). Sa biodisponibilité dépend de la concentration en ions Ca^{2+} et de la matière organique dissoute. La fraction échangeable du Cobalt dans les écosystèmes aquatiques continentaux est faible, il est fréquemment associé au dioxyde de Manganèse. Toutefois, sa solubilité peut être accrue en milieu à tendance acide (faibles pH) ou en présence de ligands organiques (ATSDR, 2004) formant des complexes neutres ou chargés négativement. La distribution du Cobalt dans les compartiments abiotiques des écosystèmes aquatiques est caractérisée par une affinité importante pour les sédiments. En effet, la nature du sédiment joue un rôle prépondérant dans sa rétention. Dans la colonne d'eau, les matières en suspension représentent 90 % de la contamination totale de l'eau brute par le Cobalt, 10 % au plus du métal restant en solution (Albrecht, 2003).

ii. Bioaccumulation et métabolisme chez les organismes aquatiques

Généralement, le Cobalt s'accumule peu dans les organismes d'eau douce. La concentration moyenne du Cobalt dans les crustacés, mollusques et poissons est de l'ordre de 0,1 $\mu\text{g/g}$ de poids frais (Adam, 1997). Chez les crustacés, après une contamination à partir de l'eau, le Cobalt est principalement retrouvé dans la carapace et dans la glande digestive. Dans le cas des mollusques, la coquille représente plus de 95 % de la contamination totale et peu de Cobalt se retrouve dans la partie comestible. Enfin, chez les poissons, le Cobalt est retrouvé essentiellement dans les organes externes, le foie et les reins, le muscle étant le tissu le moins contaminé. La présence d'autres éléments métalliques peut interférer avec l'accumulation du Cobalt par les animaux aquatiques (Frayse et al., 2002).

Plusieurs études montrent que les invertébrés constituent le groupe taxonomique le plus sensible au Cobalt, suivi des algues/plantes et des poissons (Canada Ministère de l'Environnement 2017).

f. Chrome

i. Généralités et sources

Le chrome est pratiquement toujours associé au magnésium sous forme de chromite de Fer FeCr_2O_4 ou chromite de magnésium (MgCr_2O_4). Il y'a diverses sources de chrome : les industries, les pesticides, les engrais et les rejets domestiques, etc.

ii. Bioaccumulation et métabolisme chez les organismes aquatiques

L'impact immédiat de la présence de chrome dans le milieu aquatique se manifeste par sa concentration dans les différents organismes aquatiques. Des études ont montré qu'une alimentation adéquate en chrome améliore la croissance et la longévité et de paire avec l'insuline, favorise un bon métabolisme du glucose, des lipides et des protéines. D'après Water Quality Criteria (1963), les poissons sembleraient plus résistants que les autres espèces aquatiques aux sels de chrome. Dans l'ensemble, les tests biologiques montrent le chrome hexavalent comme étant plus toxique pour les poissons que le chrome trivalent. D'après les études de Renhwoldt (1976) sur la distribution du chrome chez la carpe, cet élément a tendance à s'accumuler principalement dans le foie et les reins des organismes intoxiqués. L'exposition prolongée chez les poissons donne des réactions inflammatoires et immunologiques et développement de cancers (Keegan et al., 2008). Le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) a classé le chrome et certains composés du chrome dans le Groupe I: preuves suffisantes de leur pouvoir cancérigène chez l'homme et les animaux (CIRC, 1982).

g. Aluminium

i. Généralités et sources

Le devenir et le comportement de l'Aluminium dans l'environnement sont très complexes. La spéciation et la solubilité de l'Aluminium dépendent d'une large gamme de paramètres environnementaux, notamment le pH, la température (Lydersen et al., 1990), le carbone organique dissous (COD) et de nombreux ligands. La compréhension du devenir et du comportement de l'Aluminium exige de connaître ses interactions avec le pH (Baker et Schofield, 1982 ; Clark et Hall, 1985 ; Clark et LaZerte, 1985 ; Campbell et Stokes, 1985 ; Burton et Allen, 1986 ; Hutchinson et Sprague, 1987 ; Schindler, 1988 ; MEO, 1988 ; Howells et al., 1990 ; DeLonay et al., 1993 ; Berntssen et al., 1997) et le carbone organique

dissous (Parkhurst 1987 ; Hutchinson et Sprague, 1987 ; Lacroix et Townsend, 1987 ; Peterson et al., 1989 ; Kullberg et al., 1993).

Parmi les sources anthropiques majeures, notons les rejets industriels, les rejets des stations municipales de traitement de l'eau, l'érosion des sols contenant de l'Aluminium, notamment les sols agricoles, et les poussières produites par l'exploitation minière et la combustion du charbon (CCME, 2003).

ii. Bioaccumulation et métabolisme chez les organismes aquatiques

L'Aluminium présent dans l'environnement aquatique peut avoir des incidences importantes sur la vie aquatique. Les précipitations acides ont été associées à la disparition de populations de poissons par la mobilisation de l'Aluminium dans des eaux sensibles à l'acidité (Wilson et al., 1994 ; DeLonay et al., 1993; Palmer et al., 1988 ; Sadler et Lynam, 1988; Baker et Schofield, 1982). Les fortes pluies et la fonte des neiges peuvent aussi influencer sur les concentrations d'Aluminium dans l'environnement aquatique par le lessivage d'importantes quantités de ce métal à partir des sols du bassin versant (Mount et al., 1990 ; Gunn et Noakes, 1987). Les variations à court terme des concentrations d'Aluminium causées par ces événements peuvent avoir des effets très importants sur le biote aquatique.

Le calcium peut avoir un important effet sur la toxicité de l'Aluminium pour certains organismes aquatiques (Cleveland et al., 1991 ; Brown, 1983). Il est connu que le calcium peut réduire la perméabilité des membranes biologiques et donc la perte d'ions plasmatiques causée par le pH et la présence d'ions métalliques, dont ceux de l'Aluminium (Freda et McDonald, 1990 ; Sadler et Lynam, 1988). Le calcium agit au niveau de la membrane biologique et les réponses sont fonction des organismes (poissons, invertébrés ou plantes).

Le mécanisme de la toxicité de l'Aluminium chez les poissons tend à s'expliquer par des perturbations de la régulation ionique et de l'osmorégulation et par divers troubles respiratoires liés à la précipitation de l'Aluminium sur les branchies (Phippen et Horvath, 1998). La liaison de l'Aluminium avec l'épithélium des branchies et, au niveau intracellulaire, à l'intérieur des cellules épithéliales lamellaires constitue une condition préalable à la toxicité aiguë (Phippen et Horvath, 1998). Chez les poissons, les signes apparents de la toxicité par l'Aluminium sont la toux, l'hyperventilation et l'obstruction des branchies par du mucus (Lewis et al., 1990).

h. Nickel

i. Généralités et sources

Le nickel est facilement absorbé sur les minéraux argileux et concentré dans la fraction la plus fine (Allan et Crook, 1972). Du fait de cette propriété, les sédiments pourraient être

considérés comme un réservoir possible de nickel, comme c'est le cas de nombreux autres métaux. Morris (1975) a signalé que les métaux ont tendance à se libérer et à passer des sédiments dans l'eau dans des conditions naturelles caractérisées par un pH faible.

Parmi les sources anthropiques majeures de Ni : rejets industriels, les eaux usées, les pesticides et les engrais.

ii. Bioaccumulation et métabolisme chez les organismes aquatiques

Hughes et al. (1979) ont trouvé des lésions aux organes de la structure des ouïes au niveau des lamelles secondaires chez la truite arc-en-ciel entraînant une diminution de la capacité du poisson à transférer l'oxygène de l'eau dans le sang. Arillo (1982) a mesuré plusieurs paramètres biochimiques chez la truite arc-en-ciel après six mois d'exposition à 0,02 de la CL50 48 heures. On sait que les glucides du foie, l'activité protéolytique du foie, les protéines totales du foie et l'acide sialique contenu dans les ouïes sont modifiés lorsque plusieurs troubles physiologiques se produisent, par exemple, lorsque l'homéostasie est maintenue au prix d'une dépense énergétique élevée. Ces changements ont par conséquent été considérés comme des indices de stress. On sait en outre que ces déterminants sont aussi affectés par une action métallique spécifique. Après six mois de traitement, une baisse statistiquement significative de l'acide sialique a été constatée dans le tissu des ouïes, mais le niveau normal est rétabli après trois mois en eau propre. Le poisson exposé au nickel présentait aussi une baisse marquée, en particulier chez les mâles adultes, des réserves glucidiques, qui retrouvaient leur niveau normal après une période de récupération de trois mois. Ce phénomène concorde avec l'hyperglycémie provoquée par le nickel chez les mammifères (Sunderman, 1977).

D'après le Water Quality Criteria (1963), le nickel apparaît moins toxique à la vie aquatique que le cuivre et le Zinc. Il semble néanmoins plus toxique pour les poissons que le Fer et le Manganèse.

i. Plomb

i. Généralités et sources

Le Plomb est utilisé comme agent de traitement de certaines maladies en agriculture (Greenwood & Earnshaw, 1984). Dans les minerais, le Plomb est très souvent associé au Zinc mais aussi à d'autres éléments (Fe, Cu, Cd, As, etc.) dû à son caractère chalcophile, il existe rarement à l'état natif dans l'environnement. Le Pb a deux états d'oxydation 2+ et 4+. L'état tétravalent est un très fort oxydant, mais il n'est pas fréquent dans l'environnement, en revanche l'état divalent est le plus stable dans l'environnement (Callender, 2003). Pb^{2+} en solution dans les eaux naturelles va être complexé par les carbonates, parce que ces eaux se

trouvent en général dans un domaine de pH entre 6 à 8 unités (Hem, 1976). Toutefois dans les eaux acides, Pb sera associé aux sulfates, alors que pour des pH élevés (plus de 8 unités) Pb se trouvera sous forme complexe avec des hydroxydes. Toutefois, la spéciation peut varier de manière importante en fonction des concentrations en chlore et phosphore (Nriagu, 1974).

Le Plomb est un métal qui a une très forte affinité pour la matière particulaire et son adsorption sur la matière organique constitue le processus le plus important favorisant sa sorption. Cette adsorption forme des complexes organométalliques très mobiles et peuvent présenter une grande toxicité. En outre, le Pb est largement adsorbé sur les limons et les argiles (Callender, 2003). Dans les sédiments, le Plomb peut être remis en solution par dégradation aérobie de la matière organique particulaire à laquelle il est associé. Cette solubilisation s'observe également en sub-surface par dissolution des oxydes de Fer et de Manganèse (Marchand et Kantin, 1997).

La contamination par le Plomb peut être liée à l'activité anthropique. Les principales sources de Plomb sont : la combustion des carburants automobiles (Carburant), les engrais, les pesticides et les rejets domestiques etc.

ii. Bioaccumulation et métabolisme chez les organismes aquatiques

La contamination des milieux aquatiques en Pb est en grande partie liée à sa rémanence et sa persistance après l'arrêt de son émission. Le Plomb s'accumule dans le corps des organismes aquatiques et souffrent des conséquences d'empoisonnement. Chez les crustacés, ces effets se font ressentir même si de très petites concentrations de Plomb sont présentes. Les fonctions du phytoplancton peuvent être perturbées lorsque le Plomb est présent. Le phytoplancton contient environ 5-10 ppm de Plomb (masse sèche), les poissons d'eau douce environ 0.5-1000 ppb, et les huîtres environ 500 ppb (Micak, 2001).

Plusieurs travaux ont été effectués afin de déterminer l'impact induit par la bioaccumulation du Plomb. Somero et al. (1977) observent que l'exposition de *Gillichthys mirabilis* (poissons euryhalins) au Plomb provoque une augmentation de sa consommation en O₂. Ces auteurs suggèrent que les changements métaboliques induits par ce métal proviennent surtout d'effet sur le système nerveux central. Calabress et al. (1973) montrent qu'une exposition de 48 heures à 2,5ng/l de Plomb provoquerait une anomalie dans le développement des embryons d'huîtres, alors que les travaux de Hrs-Brenko et al. (1977) montrent qu'une concentration de 500ug/l est susceptible d'entraîner une inhibition du développement embryonnaire chez la moule *Mytillus galloprovincialis* et les larves qui se développent présentent des anomalies. Les chercheurs Weis et Weis (1977) démontrent qu'à une concentration de 1 mg/l infligée aux

œufs du choquemort, *Fundulus heteroclitus*, 40% des larves ne peuvent se dérouler de leur position chorionique et restent inactives.

j. Cuivre

i. Généralités et sources

Il est indispensable au métabolisme des êtres vivants (oligo-éléments). L'ion Cu^{2+} forme de nombreux complexes stables avec des ligands minéraux, comme les chlorures ou l'ammonium, ou avec des ligands organiques (ATSDR, 1990 ; Dameron et Howe, 1998). L'état natif du cuivre est assez rare dans l'environnement, étant chalcophile, le cuivre s'associe souvent aux sulfures, Zinc, cadmium, et Plomb.

Dans les milieux aqueux, le comportement du cuivre est influencé par de nombreux processus:

- Complexation avec des ligands organiques (surtout sur les groupes NH_2 et SH , et dans une moindre mesure sur le groupe OH) ou minéraux ;
- Adsorption sur des oxydes métalliques, des argiles ou des matières organiques particulières ;
- Bioaccumulation, présence de cations de compétition (Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+}) ;
- Echanges eau-sédiment (ATSDR, 1990 ; Dameron et Howe, 1998).

Dans les eaux naturelles, pour un $\text{pH} < 6$, le cuivre reste à l'état d'ion Cu^{2+} , à pH neutre, on rencontre le $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^-$ et CuCO_3 . Ce dernier est plus important pour les $\text{pH} = 7$ et 8 , et pour des $\text{pH} > 8$, le complexe de dihydroxide de Cu^{2+} prédomine (Salvarredy, 2008).

Cependant, le cuivre, présente une affinité plus élevée que le Plomb pour les ligands organiques (Callender, 2003), les complexes ainsi formés sont plus mobiles que les formes précédentes.

Les principales sources anthropiques sont l'industrie du cuivre et des métaux en général, l'industrie du bois, l'incinération des ordures ménagères, la combustion de charbon, d'huile et d'essence et la fabrication de Fertilisants (phosphate), pesticide (surtout les fongicides, et insecticides), les engrais et les eaux usées, etc.

ii. Bioaccumulation et métabolisme chez les organismes aquatiques

Le cuivre à très faible dose est un oligo-élément indispensable à la vie (Fergusson, 1990 ; Alloway et Ayres, 1997). Il est impliqué dans de nombreuses voies métaboliques, notamment pour la formation d'hémoglobine et la maturation des polynucléaires neutrophiles. De plus, il est un cofacteur spécifique de nombreuses enzymes et métalloprotéines de structure intervenant dans un métabolisme oxydatif, la respiration cellulaire, la pigmentation (OMS. IPCS, 1998). Il a une importance capitale dans l'entretien des processus biologiques. Chez les

mollusques, le sang renferme un pigment respiratoire à base de cuivre, l'hémocyanine, il est notamment nécessaire à la formation de l'hémoglobine et remplace même le Fer pour le transport de l'oxygène chez une espèce d'Arthropode (Fergusson, 1990 ; Alloway et Ayres, 1997). Selon Canli et Atli (2003), il est essentiel pour le métabolisme des poissons. Aussi le cuivre intervient dans la fonction immunitaire et contre le stress oxydant.

k. Baryum

i. Généralités et sources

Dans les sols, le Baryum se lie facilement aux argiles et aux oxydes de Manganèse. Par contre, il forme difficilement des complexes humiques, lesquels réduisent sa mobilité (CCME, 1999). Les composés persistants insolubles restent dans le sol tandis que les autres, comme les sels de Baryum, réagissent et migrent dans les eaux (CCME, 1999). Sa solubilité augmente avec la baisse du pH (Santé Canada, 1990). L'adsorption du Baryum sur les matières en suspension et la solubilité de ses composés vont déterminer ses concentrations dans les eaux naturelles.

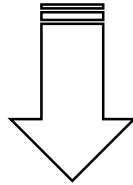
Tous les sels de Baryum, à l'exception du sulfate, présentent une solubilité accrue à de plus faibles pH (WHO, 1990). Les principales sources anthropiques sont les industries, verres, peintures, combustion du charbon, boues d'épurations, les pesticides et les rejets domestiques, etc.

ii. Bioaccumulation et Métabolisme chez les organismes aquatiques

Chez les animaux, le Baryum tend à se concentrer dans les os, où il dispute au calcium les sites d'échange (Taylor et al., 1962). Chez les mammifères, la muqueuse intestinale est facilement perméable aux ions Ba^{+2} et intervient dans le transfert rapide des sels solubles de Baryum dans le sang et hors de celui-ci.

Partie 1

ÉTUDE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DU SYSTEME LACUSTRE DAYET ER-ROUMI



Chapitre 1 : Caractérisation du milieu d'étude.

Chapitre 2 : Qualité physico-chimique des eaux du lac Dayet
Er-Roumi et ses affluents.

Chapitre 1

Caractérisation du milieu d'étude

I. Présentation du lac Dayet Er-Roumi

1. Situation

Le lac Dayet Er-Roumi, classé comme Site d'Intérêt Biologique et Ecologique (SIBE), est le seul lac continental permanent de basse altitude au Maroc. Il est localisé sur la plaine côtière alluviale entre Rabat à l'Ouest et les montagnes du Moyen Atlas à l'Est, situé à une altitude de 497m sur le territoire de trois communes rurales : Ait Ouribel, Ait Ouahi et Ait Houderrane. Le lac est caractérisé par une longueur de 2 km et une largeur oscillait entre 400 et 700 m, une superficie d'environ 90 ha et une profondeur maximale de 13,5m au centre du lac (Mabuchi, 2006). Ce lac, de forme allongée en direction WSW-ENE, est alimenté par 3 affluents et par les eaux souterraines, le premier affluent est situé au Sud-Est du lac (source oued derbane) et le seconde temporaire qui s'y jette à la pointe Nord-Ouest (oued assignhaou), le troisième circule l'eau seulement en hiver situé au Nord-Est du lac.

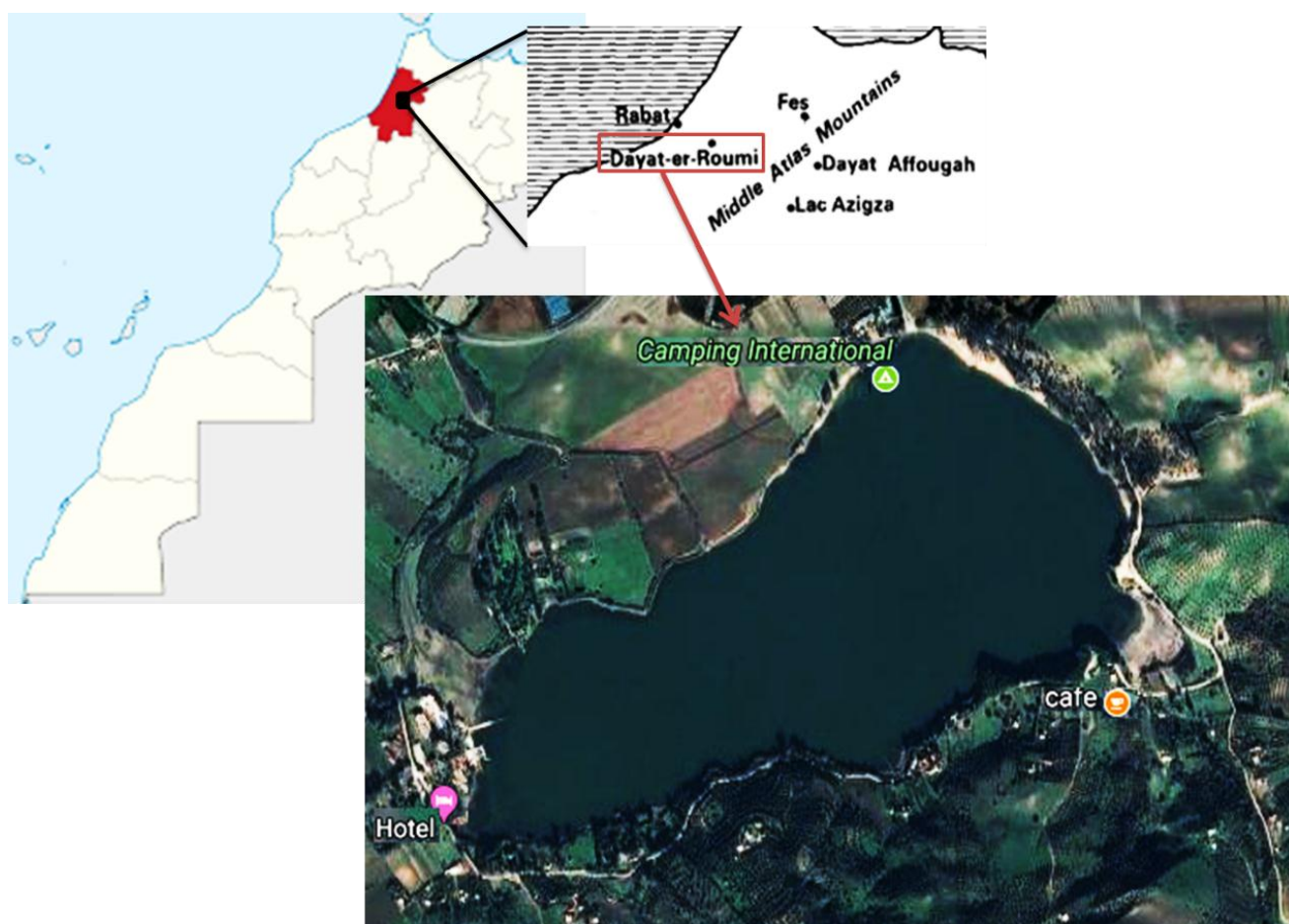


Figure 13 : Situation géographique du lac Dayet Er-Roumi.

2. Géologie et hydrogéologie

Le lac Dayet Er-Roumi est situé au Nord de la Méseta centrale, à 10 km de la ville de Khémisset vers Rommani. Il s'étale sur une superficie de 250 km². La Méseta centrale correspond au domaine de la chaîne hercynienne du Maroc, constituée de terrains paléozoïques recouverts en discordance par des séries secondaires et tertiaires généralement tabulaires. Il occupe le fond d'une doline, ouverte vers l'ouest, formée par lessivage de roches évaporitiques sous-jacentes.

Le lac occupe le centre d'un paysage collinaire de marnes mio-pliocènes plus ou moins dénudées et marquées d'une multitude de dolines en entonnoir. Les roches évaporitiques triasiques sont en partie à l'origine de ces dolines, de ce fait, les eaux du lac se trouvent légèrement salées (Mabuchi, 2006 ; Elabidi et al., 2015).

Les formations qui affleurent aux alentours du lac Dayet Er-Roumi sont constituées par les argiles rouges, les grés, les conglomérats et les marnes sableuses. Elles sont affectées par un réseau de failles normales de direction NE-SW à EW, qui jouent un rôle déterminant dans la circulation des eaux souterraines vers le lac (Elabidi et al., 2015).

Le lac Dayet Er-Roumi est constitué par des argiles rouges du Trias, calcaires gréseux et marno-calcaires du Mio-pliocène (El Kourchia et al., 2016).

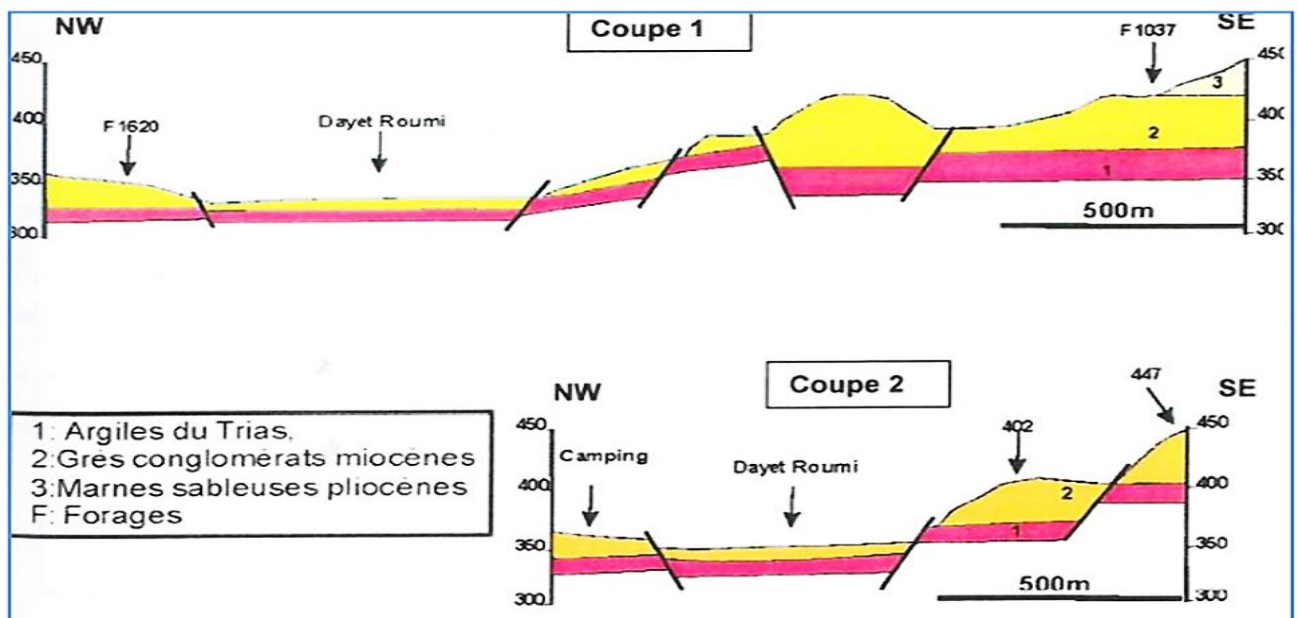


Figure 14 : Coupes géologiques au niveau du lac Dayet Er-Roumi (Elabidi et al., 2015).

Une étude bathymétrique (Elabidi et al., 2015) montre une géométrie du lac irrégulière, liée à la présence d'un réseau de failles normales qui compartimentent les formations triasiques et miocènes en horsts et grabens. A Dayet Er-Roumi, la piézométrie montre clairement que les lignes de courant convergent vers le lac et contribuent donc à son alimentation (Figure 15).

Deux axes de drainage sont mis en évidence, le premier orienté NE-SW avec un sens d'écoulement parallèle à l'oued Assighaou et le deuxième orienté NW-SE (Elabidi et al., 2015).

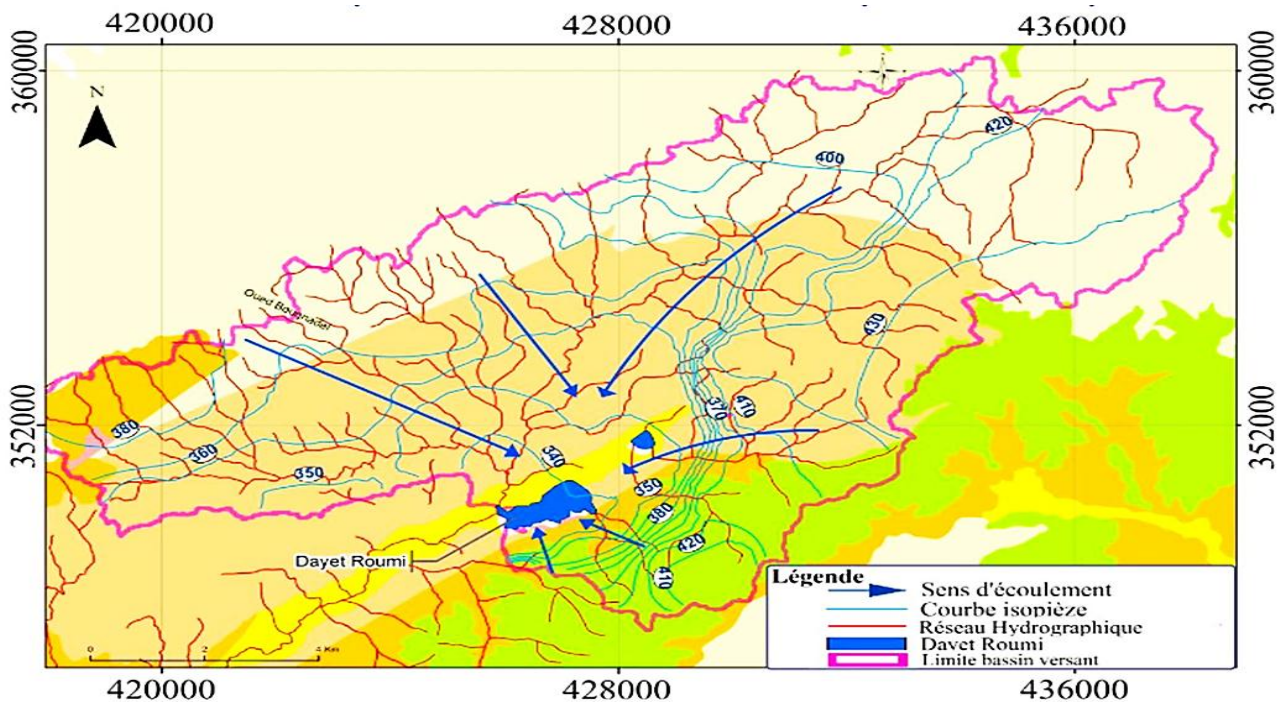


Figure 15 : Carte piézométrique au niveau du lac Dayet Er-Roumi (Elabidi et al., 2015).

L'étude hydrogéologique réalisée, confirme l'existence d'un échange de flux entre Dayet Er-Roumi et la nappe à travers les formations fluvio-lacustres et les failles qui traversent le lac. Le tracé de la piézométrie confirme que l'écoulement des eaux souterraines converge vers le lac, ce qui contribue à son alimentation. Ceci met en évidence le potentiel naturel que possède Dayet Er-Roumi considéré comme le plus important lac de la province de Khémisset.

3. Données climatiques

Le climat du lac Dayet Er-Roumi est de type méditerranéen, pluvieux et froid en hiver, chaud et sec en été (Flower et al., 1989) donc le climat du lac Dayet Er-Roumi est de type Csa (C : climat tempéré, s : Saison sèche en été et a : été chaud) selon la classification de Köppen-Geiger (Köppen, 1900 ; kottek et al., 2006). Il se caractérise par une température estivale maximale de 38°C et une température hivernale minimale de 7°C (Mabuchi, 2006).

3.1 Précipitations

Le régime des précipitations est de type méditerranéen, les précipitations sont plus importantes en hiver qu'en été (Figure 16). Pour notre région, selon les informations disponibles depuis 2009 jusqu'à 2019, les précipitations annuelles les plus fortes ont été enregistrées en 2010 avec une moyenne de 439 mm, par contre les faibles précipitations ont

été observées de 2011 à 2017. Ceci montre l'importance des fluctuations interannuelles (Historique météo du Maroc).

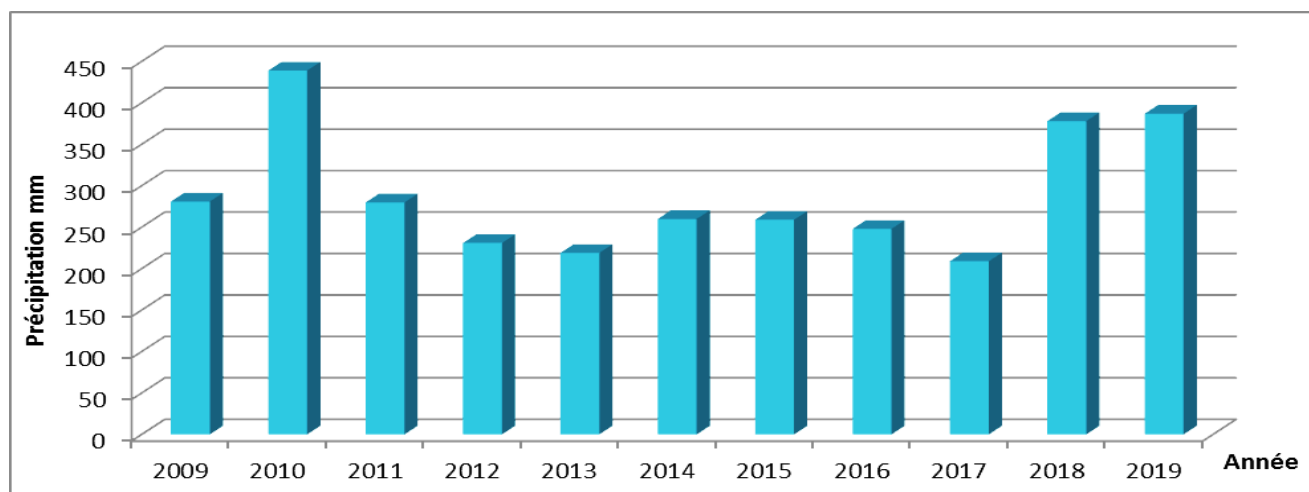


Figure 16 : Précipitations au niveau de la région de khémisset 2009 à 2019.

Pour une meilleure gestion de l'écosystème lacustre en question, la connaissance du régime saisonnier reste très importante. L'étude du régime saisonnier des précipitations permet de savoir la répartition saisonnière des précipitations, cette répartition nous permet d'avoir une idée approchée sur les fluctuations de niveau d'eau.

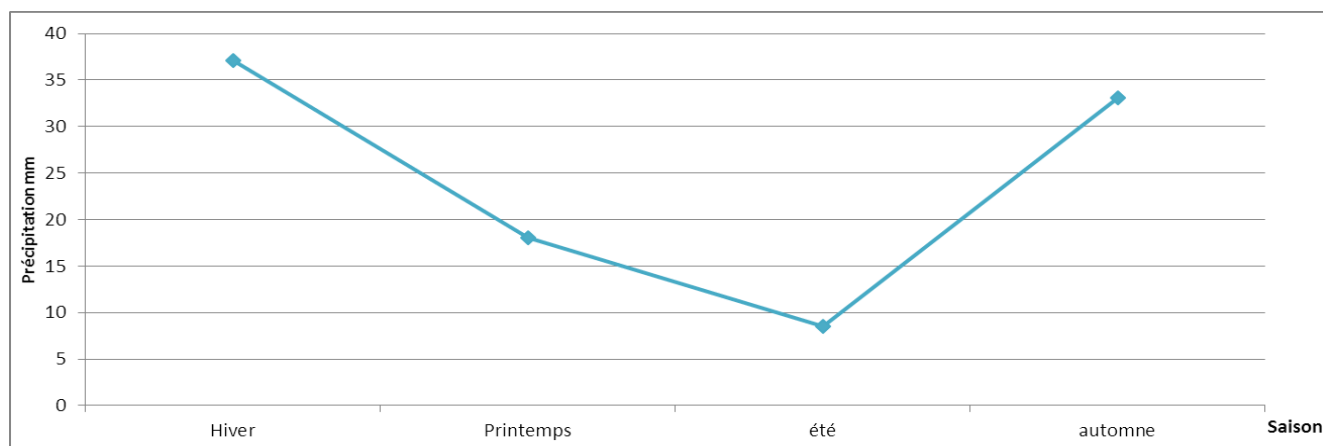


Figure 17 : Régime pluviométrique saisonnier du lac Dayet Er-Roumi.

La courbe du régime pluviométrique saisonnier (Figure 17) présente un creux estival très important pendant la saison estivale (précipitation < 10mm). En plus des faibles précipitations, s'ajoute l'effet des températures élevées qui entraînent des évapotranspirations importantes pendant la même saison. Ces deux facteurs climatologiques peuvent être associés au pompage excessif des eaux souterraines de la zone du lac Dayet Er-Roumi induisant la diminution du volume d'eau dans le lac lui-même et qui pourrait aller jusqu'à l'assèchement complet dans la future.

3.2 Température

La répartition de la température selon les saisons donne un maximum de température en été

(33,3°C), et un minimum en hiver (6,7°C).

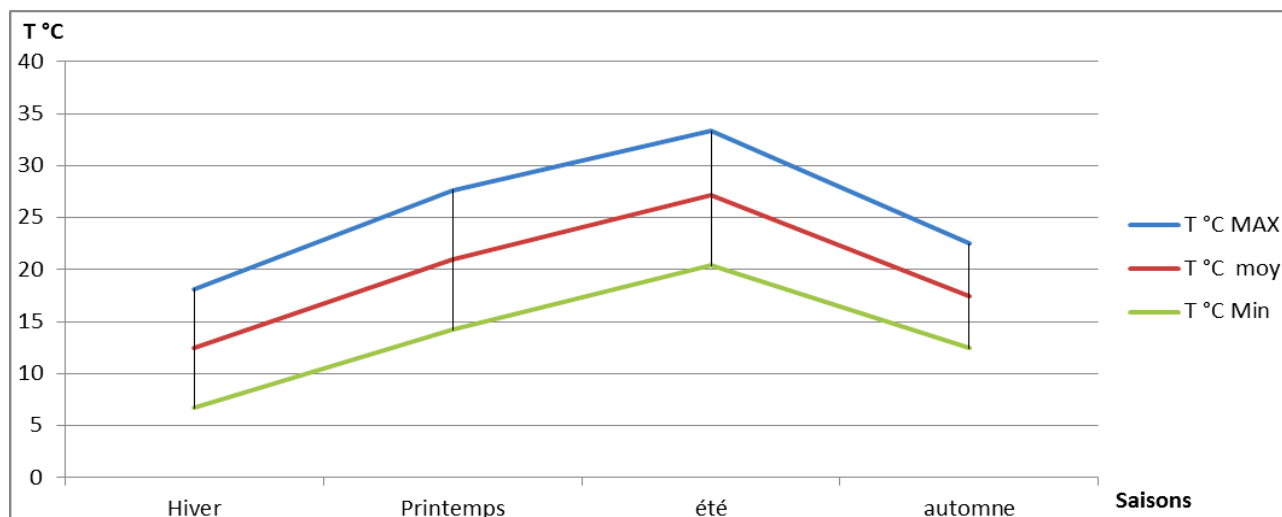


Figure 18 : Répartition de la température selon les saisons dans la région d'étude 2009 à 2019.

4. Caractéristiques biologique

4.1 Flore

a. Plantes Vasculaires

Dayet Er-Roumi est caractérisée par une flore bien diversifiée, mais sans particularité biogéographique; les relevés ont été effectués sur les bords et dans les ruisseaux avoisinant le lac, ils ont révélé 35 espèces (Bennig, 2004 ; Mabuchi, 2006) :

Bromus rubens, *Chenopodium sp*, *Cichorium intybus*, *Cynodon dactylon*, *Cyperus laevigatus*, *Cyperus longus*, *Euphorbia pubescens*, *Festuca elatior*, *Glyceria fluitans*, *Helosciadium nodiflorum*, *Juncus acutus*, *Juncus bufonius*, *Juncus maritimus*, *Juncus sp*, *Lolium remotum*, *Lythrum junceum*, *Medicago polymorpha*, *Melilotus elegans*, *Melilotus sulcata*, *Nasturtium officinale*, *Oryzopsis miliacea*, *Phragmites australis*, *Polypogon monspeliensis*, *Populus sp.*, *Potamogeton pectinatus*, *Ranunculus trilobus*, *Rumex conglomeratus*, *Rumex pulcher*, *Tamarix sp.*, *Torilis nodosa*, *Trifolium fragiferum*, *Typha angustifolia*, *Utricularia vulgaris*, *Verbena officinalis*, *Veronica anagallis-aquatica*.

b. Phytoplancton

Les études effectuées sur le phytoplancton du lac Dayet Er-Roumi ont révélé qu'il est abondant, sauf en décembre et janvier. Vers la fin de l'hiver, les péridiniens sont largement dominants (*Peridinium willei*, *Peridinium cinctum*, *Ceratium hirundinella*). En été, ce sont les Cyanobactéries qui dominent (*microcystis aeruginosa*, *oscillatoria sp*) (Berthon, 1983a ; Douma et al., 2009).

D'après Gayral (1954), le phytoplancton est très riche et varié ce qui confirme l'eutrophie de ce plan d'eau. Son développement est considérable surtout en été et automne. Le tableau suivant regroupe genres du phytoplancton rencontrés au niveau du Dayet Er-Roumi.

Tableau 3 : Phytoplancton au niveau du lac Dayet Er-Roumi.

Classe	Genre
Dinophycées	<i>Peridinium</i> <i>Ceratium</i>
Cyanobactéries	<i>Microcystis</i> <i>Lyngbya</i> <i>Oscillatoria</i>
Cryptophycées	<i>Cryptomonas</i> <i>Chroomonas</i>
Chlorophycées	<i>Pediastrum</i> <i>Dunaliella</i> <i>Ankistrodesmus</i> <i>Botryococcus</i> <i>Oocystis</i> <i>Sphaeocystis</i> <i>Pyramimonas</i> <i>Cosmaruim</i>
Diatomophycées	<i>Chaetoceros</i>

4.2 Faune

a. Avifaune

Au niveau du lac, le peuplement avien est relativement pauvre comparé à la plupart des autres milieux lacustres continentaux, quatre espèces y sont nicheuses avec de faibles effectifs : le Canard, la Poule d'eau, la Foulque macroule et le Grèbe castagneux.

L'avifaune hivernante y est modeste, mais cela pourrait provenir des dérangements que subissent les oiseaux, en plus de la faible taille du site. Les espèces inventoriées sont présentées dans le tableau au-dessous. La population sédentaire de foulques macroules n'est que d'une centaine d'individus, alors que celle des poules d'eau n'est que de l'ordre de la vingtaine. Une dizaine d'espèces de limicoles ont été observées dans les prairies adjacentes au lac, mais toujours en faibles effectifs, tout comme les ardéidés et la cigogne. Se voient aussi dans ce site quelques grèbes castagneux et, parfois, des grèbes à cou noir (Dakki et al., 1991 ; Dakki et El Agbani, 1993 ; Dakki et al., 1995 ; Mabuchi, 2006).

Tableau 4 : Avifaune du lac Dayet Er-Roumi

Nom scientifique	Nom vernaculaire
<i>Anas platyrhynchos</i>	Canard Colvert
<i>Aythya Ferina</i>	Fuligule milouin
<i>Aythya fuligula</i>	Fuligule morillon
<i>Anas crecca</i>	sarcelles d'hiver
<i>Anas acuta</i>	Canard pilet
<i>Ardeidae</i>	ardéidés
<i>Actitis hypoleucos</i>	Chevalier guignette
<i>Bubulcus ibis</i>	Héron garde-bœufs
<i>Ciconia</i>	Cigogne
<i>Charadrius hiaticula</i>	Pluvier grand-gravelot
<i>Charadrius dubius</i>	Petit Gravelot
<i>Egretta garzetta</i>	Aigrette garzette
<i>Fulica atra</i>	Foulque macroule
<i>Gallinago gallinago</i>	Bécassine des marais
<i>Gallinula chloropus</i>	Gallinule-Poule d'eau
<i>Mareca penelope</i>	Canard siffleur
<i>Podiceps nigricollis</i>	grèbes à cou noir
<i>Spatula clypeata</i>	Canard souchet
<i>Tringa nebularia</i>	Chevalier aboyeur
<i>Tringa totanus</i>	chevalier gambette
<i>Tringa glareola</i>	Chevalier sylvain
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Grèbe castagneux
<i>Tringa ochropus</i>	Chevalier cul blanc

b. Ichtyofaune

Le lac est caractérisé par une biodiversité ichtyologique très importante. Le tableau suivant donne la liste des poissons du lac Dayet Er-Roumi (Berthon, 1984 ; Mouslih, 1987 ; Moreau et al., 1988 ; Yaakoubi, 1994 ; Azeroual, 2003).

Tableau 5 : Ichtyofaune du lac Dayet Er-Roumi.

Famille	Espèce
Centrarchidae	<i>Micropterus salmoides</i>
	<i>Lepomis gibbosus</i>
	<i>lepomis auritus</i>
Esocidae	<i>Esox lucius</i>
Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i>
	<i>Cyprinus carpio carpio</i>
	<i>Rutilus rutilus</i>
	<i>scardinius erythrophthalmus</i>
	<i>Barbus sp</i>
Atherinidae	<i>Atherina hepsetus</i>
Cichlidae	<i>Coptodon zillii</i>
Poecillidae	<i>Gambusia affinis</i>
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>

c. Faune zooplanctonique

Le zooplancton est très abondant. Le groupe le plus important, à l'échelle de l'année, est celui des Cladocères, puis viennent les Copépodes. La biomasse des Rotifères n'est importante qu'en été. Le tableau suivant donne la liste taxonomique du zooplancton du lac Dayet Er-Roumi (Berthon, 1984).

Tableau 6 : Liste taxonomique du zooplancton du Dayet Er- Roumi.

Zooplancton	Espèce
Cladocères	<i>Daphnia longispina</i>
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>
	<i>Ceriodaphnia reticulata</i>
	<i>Bosmina longirostris</i>
Copépodes	<i>Acanthocyclops vernalis</i>
	<i>Cyclops strenuus</i>
	<i>Thermocyclops dybowskii</i>
	<i>Tropocyclops prasinus</i>
	<i>Keratella quadrata</i>
	<i>Keratella cochlearis</i>
	<i>Kellicottia longispina</i>

Rotifères	<i>Filinia terminalis</i>
	<i>Asplanchna priodonta</i>
	<i>Conochilus volvox</i>
	<i>Brachionus sp.</i>

5. Facteur socio-économique

Le lac Dayet Er-Roumi occupe une place très importante parmi les lacs qui constituent le circuit touristique des lacs de la région. Son potentiel écologique à l'échelle national et international lui confère une place importante et ses caractéristiques écotouristiques lui permettent de jouer un rôle crucial dans le développement socio-économique de la région de Khémisset.

6. Qualité des eaux

Les paramètres abiotiques étudiés par plusieurs chercheurs depuis 1954 (Gayral, 1954 ; Berthon, 1980, 1983a, 1984 ; Douma et al., 2009 ; Khyri et Chahlaoui, 2013 ; Khyri et al., 2013 ; El Qryefy et al., 2021 ; Ougrad et al., 2022) ont montré que les eaux sont turbides et le lac est peu transparent. En effet, le disque de Secchi disparaît entre 1 et 3 m de profondeur, la zone trophogène est inférieure à 5 m d'épaisseur de mars à novembre. Les eaux du lac sont alcalines (pH moyen est de 8,5) et toujours très minéralisées (conductivité entre 4,39 et 4,46 mmhos/cm), la somme des concentrations d'ions dépasse 2500 mg/l. Cependant, les chlorures sont abondants et leurs concentrations se situent entre 0,5 et 2 g /l contrairement à ce qu'ont trouvé Bounif et al. (2017). Les eaux du lac sont légèrement saumâtres car elles sont caractérisées par une alcalinité très élevée (bicarbonate et carbonate), une teneur très forte en Cl^- , Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} et en silices. Les concentrations en azote et phosphore sont toujours importantes. Concernant la matière organique, ces études montrent la présence d'une quantité remarquable de la matière organique dans le lac.

Chapitre 2

Qualité physico-chimique des eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents

I. Introduction

L'eau douce est une ressource indispensable à la vie. Elle mérite une attention particulière, vu qu'elle est très altérée et menacée par les activités humaines. En effet, la croissance démographique accompagnée d'une urbanisation rapide provoque de nombreuses perturbations des milieux naturels (Kinney, 2002). L'industrialisation et l'utilisation non rationnelle des engrais et des pesticides et le manque de sensibilisation de la population envers la protection de l'environnement, conduisent autant à un déséquilibre de l'écosystème et génèrent des éléments polluants qui peuvent affecter la qualité physico-chimique et biologique des milieux aquatiques récepteurs (Makhoukh et al., 2011). Généralement, l'appréciation de la qualité des eaux de surface se base sur la mesure de paramètres physico-chimiques ainsi que sur la présence ou l'absence d'organismes et de microorganismes aquatiques, indicateurs de la qualité de l'eau.

L'étude de la qualité physico-chimique et l'évaluation du niveau trophique des eaux de surface permettent de discriminer et de déterminer les éléments minéraux qui dégradent la qualité de l'eau et menacent la vie aquatique (Mama et al., 2011). C'est la concentration de ces éléments qui détermine la qualité de l'eau et permet de savoir si celle-ci menace ou non la vie aquacole. Cependant, l'activité anthropique reste la principale cause de dégradation de la qualité des eaux naturelles, elle modifie les conditions hydrologiques de l'eau ce qui affectent les activités aquacoles entraînant une diminution de la productivité des poissons, un changement dans la composition des espèces avifaune, une eutrophisation et une perte globale de la biodiversité (Gafred, 2014 ; Khairy, 2015).

Le suivi de la qualité de l'eau, à travers l'étude des paramètres physico-chimiques, est essentiel afin d'évaluer l'état d'un écosystème aquatique exposé à des facteurs anthropiques. Les paramètres de qualité les plus largement mesurés qui gouvernent la vie aquatique sont le pH, la température, l'oxygène dissous, la conductivité électrique, la transparence, les nitrates, l'azote total, le phosphore, etc. Ces facteurs abiotiques sont généralement les forces dirigeantes de l'environnement et la perturbation de certains paramètres peut entraîner des inégalités écologiques (accumulation excessive de l'azote et du phosphore dans les eaux de surface provoquent l'eutrophisation, l'azote ammoniacal peut épuiser l'OD dans les eaux naturelles par des réactions de nitrification microbienne, etc.) (EPA, 2001).

Notre pays connaît une grande diversité des lacs naturels qui ont une importance stratégique en tant que ressources en eau, mais aussi en tant que milieux aquatiques remarquables liés aux aquifères et aux eaux de surface (Chillasse, 2001). Toutefois, ces lacs sont vulnérables aux pollutions et aux pressions anthropiques. Plusieurs études, réalisées sur les lacs du Maroc (Dayet Aoua (Sayad, 2005 ; Abba et al., 2008), lac Ouiouane (Chbihi, 2019), lac Ifrah, Sidi Ali (Amhaouch, 1995) et Dayet Er-Roumi (Gayral, 1954 ; Berthon, 1980, 1983a, 1983b, 1984 ; Douma et al., 2009 ; Khyri et Chahlaoui, 2013 ; Khyri et al., 2013 ; Bounif et al., 2017; El Qryefy et al., 2021 ; Ougrad et al., 2022)), rapportent que les lacs souffrent d'une pollution causée par l'Homme.

Dans ce contexte, nous avons entrepris une étude de la qualité physico-chimique des eaux du lac Dayet Er-Roumi. Ce lac, classé comme Site d'Intérêt Biologique et Ecologique (SIBE), joue un rôle socio-économique très important en présentant, en plus de l'eau, des poissons comme source protéique aux populations de la région ce qui explique la forte concentration des populations autour de ce plan d'eau. Malheureusement, ce lac est devenu le milieu récepteur quotidien par excellence des déchets solides et liquides de la population riveraine constituant une source potentielle de pollution. L'absence totale de mesure d'hygiène et le manque d'assainissement autour du lac peuvent causer des risques élevés d'altération de la qualité des eaux, de mortalité des poissons et du déséquilibre de cet écosystème.

II. Matériel et méthodes

1. Stations de mesure et prélèvements

Les sites d'échantillonnage ont été choisis en prenant en compte plusieurs paramètres tels que les habitations, l'hôtel, le camping, l'agriculture, etc.

Au total, huit stations d'échantillonnage (S1-S8) ont été étudiées. Cinq au niveau du lac représentant les zones susceptibles d'être affectées par les activités humaines précitées et trois autres stations au niveau des affluents du lac dont l'un d'entre eux est temporaire (Figure 19 et Tableau 7).

Les échantillons d'eau ont été prélevés par bouteille Van d'Horn à différentes profondeurs au niveau de chaque point de mesure. Un échantillon composite est obtenu par mélange des échantillons de chaque point.

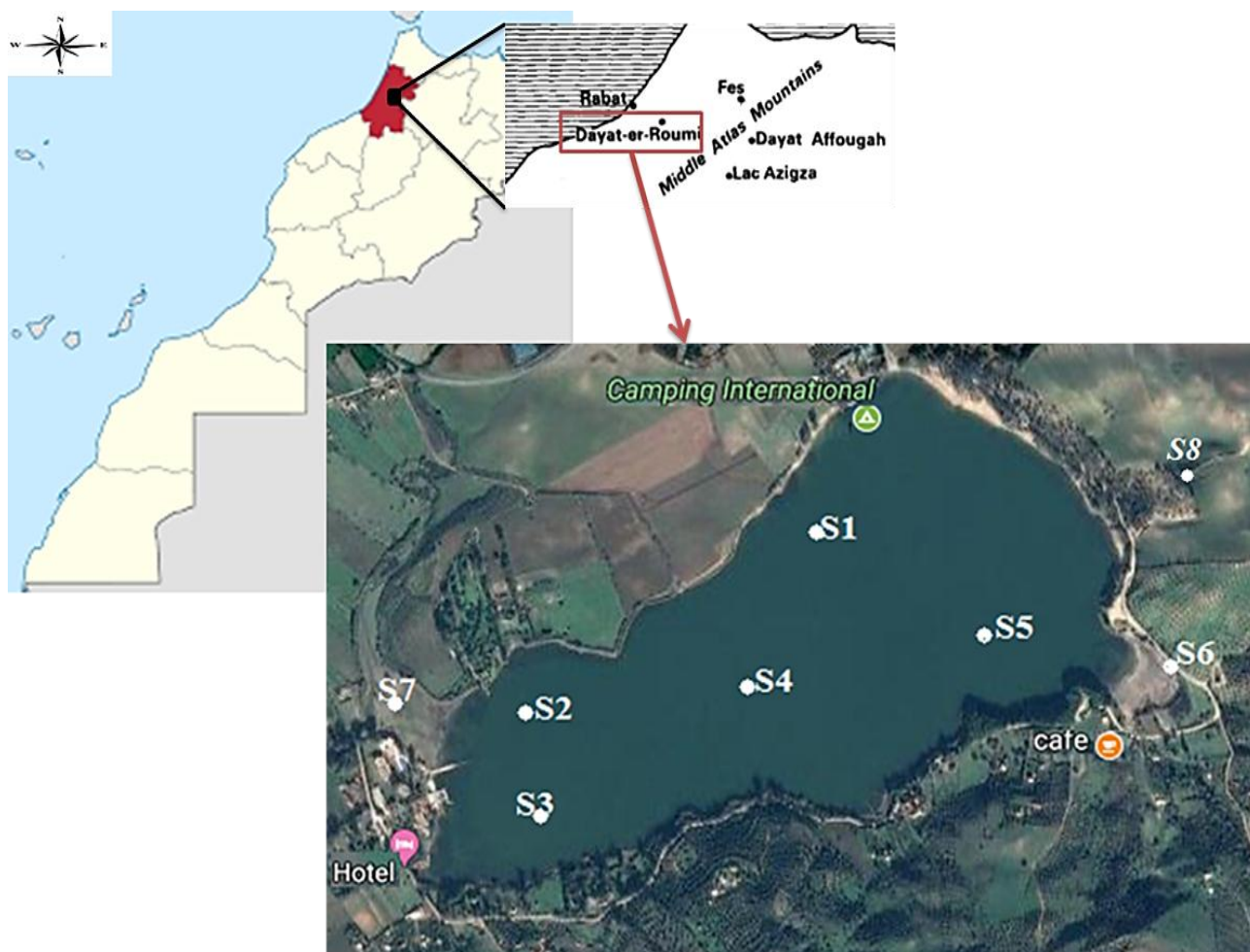


Figure 19 : Zone d'étude et emplacement des stations d'échantillonnage.

Tableau 7 : Coordonnées géographiques des points de prélèvement.

Station	Localisation	Coordonnées géographiques			
		Latitude	Longitude	X (m)	Y(m)
S1	près d'un camping	N 33°45'5.677"	W 6°11'14.119"	760657.98	3738368.56
S2	près d'une villa	N 33°44'45.245"	W 6°11'43.570"	759917.074	3737718.324
S3	à proximité de l'hôtel	N 33°44'40.149"	W 6°11'44.795"	759889.814	3737560.443
S4	au milieu du lac	N 33°44'48.721"	W 6°11'25.165"	760387.91	3737838.334
S5	près des habitations	N 33°44'50.127"	W 6°10'55.772"	761143.312	3737902.316
S6	affluent 1	N 33°44'44.434"	W 6°10'48.048"	761346.931	3737732.336
S7	affluent 2	N 33°44'45.018"	W 6°11'56.614"	759581.504	3737702.197
S8	affluent temporaire	N 33°44'57.019"	W 6°10'44.604"	761424.967	3738122.544

2. Chronologie d'étude

L'échantillonnage a été étalé sur une période de 20 mois (de janvier 2018 jusqu'en août 2019) avec une fréquence mensuelle.

3. Paramètres physico-chimiques

La température, le pH, la conductivité électrique, l'oxygène dissous et la transparence de l'eau ont été analysés in situ. Les composés azotés (ammonium, nitrites, nitrates, l'azote total), les orthophosphates, les sulfates, les chlorures, le calcium, le magnésium, la dureté totale, le titre alcalimétrique (TA), le titre alcalimétrique complet (TAC), la DCO et la DBO₅ ont été analysés au laboratoire. Except l'azote total, la DCO et la DBO₅ analysés au Laboratoire National des Etudes et de Surveillance de la Pollution (LNESP) de Rabat, toutes les autres analyses ont été effectuées au laboratoire du Centre National d'Hydrobiologie et de Pisciculture (CNHP) d'Azrou. L'ensemble des analyses a été effectué avec deux répétitions. Les méthodes d'analyse utilisées sont présentées dans le tableau suivant :

Tableau 8 : Méthodes d'analyse physico-chimique utilisées.

Paramètre	Méthode
Conductivité électrique	Conductivimètre portable NEOTEK-PONSEL, électrode SN-PC4EA-0016
pH	pH-meter NEOTEK-PONSEL, électrode SN-PPHRA-0050.
Oxygène dissous	Oxymètre Thermo Scientific ORION 3 STAR, électrode ORION 080017.
Température	Thermomètre-combiné à une sonde.
Transparence de l'eau	Disque de Secchi
Nitrates	Méthode au salicylate de sodium (RODIER, 1996)
Nitrites	Diazotation par la sulfanilamide et sa complexation avec le méthyléthylène-diamine (AFNOR T90-013).
Orthophosphates	Formation d'un complexe phosphomolybdique absorbant à 700 et à 880 nm après réduction à l'acide ascorbique (AFNOR T90-023).
Ammonium	Méthode au bleu d'Indophénol, en présence de nitroprussiate de sodium et phénol et (RODIER, 1996)

Demande Chimique en Oxygène (DCO)	AFNOR, NF T 90-101 (2001)
Demande biochimique en oxygène(DBO ₅)	AFNOR, NF EN 1899-1 (1998)
Dureté totale	Méthode titrimétrique à l'EDTA. AFNOR, NF T90-003
L'alcalinité (TAC et TA)	Méthode titrimétrique à l'Acide sulfurique AFNOR, NF EN ISO 9963-1
Chlorures	Méthode de Mohr (Titration au nitrate d'argent avec du chromate comme indicateur). AFNOR, NF ISO 9297 Février 2000
Sulfates	Méthode néphélométrique. AFNOR, NF T90-040 (1986)

La méthode d'échantillonnage et de conservation a été faite selon la norme NF EN ISO 5667-3 (2018) et NF EN ISO 5667-1 (2007) : le rinçage des flacons (et des bouchons) au minimum 3 fois avec l'eau du lac (les eaux de rinçage sont rejetées hors de la zone à échantillonner en faisant attention au sens du vent). La traçabilité de l'échantillon est importante en mentionnant la date, l'heure et le site d'échantillonnage, etc. Les flacons doivent être en plastiques polyéthylène précisément polyéthylène haute densité (HDPE). Les échantillons doivent être placés à l'obscurité, dans une enceinte propre réfrigérée à 4°C et transportés au laboratoire pour analyse. TA, TAC, nitrites, nitrates et orthophosphates sont analysés dans les 24 heures qui suivent l'échantillonnage.

4. Analyse statistique des données

Pour une meilleure interprétation des résultats, nous nous sommes basés sur des analyses statistiques SPSS (Analyse de variance (ANOVA), Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) et Analyse en Composantes Principales (ACP)).

L'ANOVA permet d'identifier la corrélation entre les paramètres de la qualité de l'eau sélectionnés, de tester s'il existe ou non des différences significatives entre les moyennes, de révéler les paramètres physico-chimiques qui ont générés les compositions d'eau observées et de donner la possibilité d'identifier les différentes sources de ces éléments (Miller, 1997).

La matrice de corrélation a été établie pour montrer les coefficients de corrélation entre les différents paramètres mesurés. Le coefficient de corrélation détermine la relation entre deux variables et mesure l'intensité de ce lien. Il varie entre -1 et +1.

Un coefficient de corrélation élevé (proche de 1 ou égal à 1) signifie une bonne relation positive entre deux variables et lorsqu'il avoisine zéro, il n'y a pas de relation entre ces variables à un niveau significatif de $P < 0,05$. Plus précisément, lorsque $r > 0,7$, les paramètres

sont fortement corrélés alors que si r est compris entre 0,5 et 0,7, la corrélation est modérée (Maxwell et al., 1984 ; Miller, 1997).

Le signe (+) signifie que la relation est proportionnelle alors que le signe (-) signifie que la relation est inversement proportionnelle.

Le calcul du coefficient de corrélation permet d'avoir une idée sur les éventuelles relations entre les paramètres : origine commune, distribution homogène, comportement identique vis-à-vis des processus physico-chimiques, fractionnement similaire et influence de l'un sur l'autre.

Les corrélations entre les paramètres fournissent des informations sur la force des associations possibles entre eux (Maxwell et al., 1984 ; Miller 1997).

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) est une méthode statistique multidimensionnelle descriptive utilisée comme outil d'interprétation d'une matrice de données (Jolliffe, 1986 ; Michael et al., 1999). Cette méthode permet d'évaluer, synthétiser et classer un grand nombre de données afin d'extraire les principaux facteurs qui sont à l'origine de l'évolution simultanée des variables et de leurs relations propres.

Cette méthode est largement utilisée pour interpréter les données hydrochimiques (Fekhaoui, 1990 ; Bennasser, 1997 ; El Amrani-Pazza et al., 1994 ; Ezzaouaq, 1991 ; Jadal et al., 2002 ; El Blidi et al., 2006 ; El Morhit et al., 2008).

L'ACP s'applique à des tableaux à deux dimensions croissantes, des individus et des variables quantitatives. Selon un usage bien établi, les lignes du tableau représentent les individus et les colonnes représentent les variables (Jolliffe, 1986 ; Michael et al., 1999). Les termes d'individus et de variables recouvrent des notions différentes. Dans notre cas, les individus sont les stations et les variables sont les paramètres physico-chimiques de l'eau.

En ACP, les proximités entre variables s'interprètent en termes de corrélation et les proximités entre individus s'interprètent en terme de similitudes globales des valeurs.

L'ACP est donc appliquée pour établir des relations entre les stations d'une part et les différents paramètres mesurés d'autre part.

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) est une méthode automatique de classification complémentaire de l'ACP dans la mesure où elle permet de classer les variables ou les groupes des variables déjà mis en évidence par l'ACP. La CAH procède par agrégation successive des variables puis des groupes des variables en fonction de leurs similitudes par rapport à un ensemble de critères (Forgy, 1965 ; Chandon et Pinson, 1981). Cette classification propose une partition représentée sous forme d'arbre appelé dendrogramme ou

arbre de classification qui nous permet d'établir des groupes des variables (paramètres physico-chimiques) en fonction de leurs sources.

Le cluster de CAH a été utilisé pour déterminer si les échantillons peuvent être regroupés en groupes hydro-chimiques statistiquement distincts qui pourraient être significatifs dans le contexte géologique d'une part, et évaluer les différents groupes de variables en fonction des valeurs moyennes de différents paramètres d'autre part.

Sur la base de la CAH, une typologie abiotique a été réalisée (Chandon et Pinson, 1981) sur les valeurs moyennes des différents paramètres afin de ressortir les différents groupes et d'obtenir une meilleure affectation des paramètres à leur groupe.

III. Résultats

1. Evolution spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques des eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents

1.1 Température

La température est un facteur écologique très important qui agit sur tous les écosystèmes. Dans le cas de l'écosystème aquatique, la température joue un double effet à savoir l'effet direct sur la flore et la faune du milieu d'une part, et l'effet indirect exercé à travers son influence sur quelques paramètres physico-chimiques de l'eau d'autre part. La valeur de ce paramètre est influencée par la température ambiante mais également par d'éventuels rejets d'eaux résiduaires (Rodier, 1984).

Dans notre cas, les températures fluctuent de façon saisonnière au sein de la même station et d'une station à l'autre avec une valeur minimale de 10,8°C en hiver 2018 au niveau de S7 et une valeur maximale de 28,28°C en été 2019 à S1 (Figure 20).

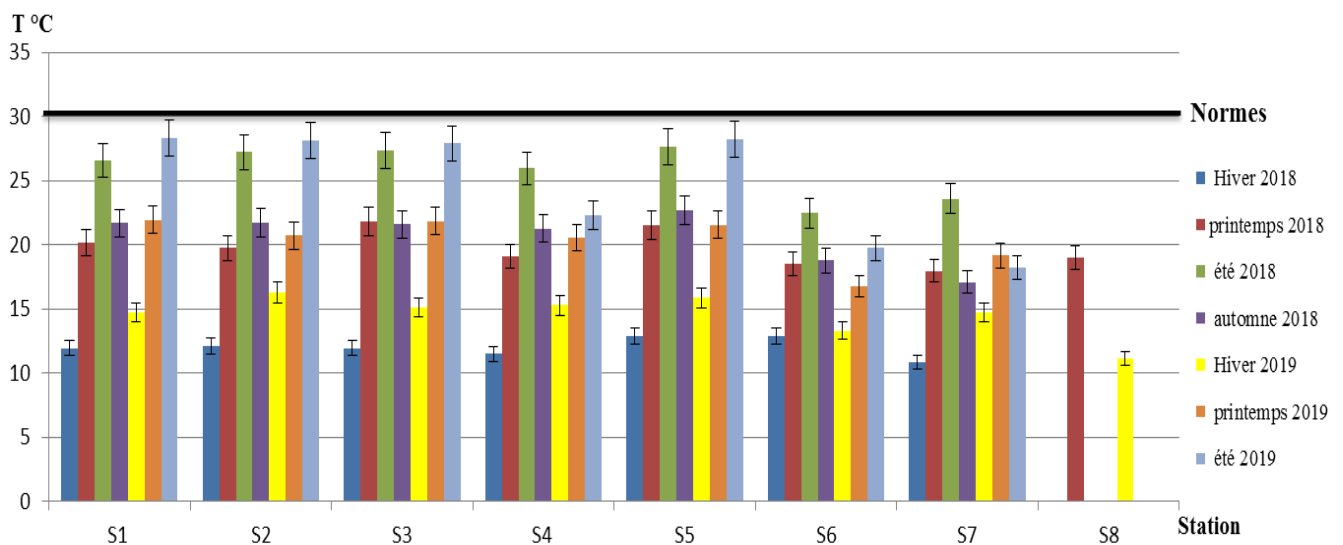


Figure 20 : Variation spatio-temporelle de la température de l'eau du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

1.2 pH

Le pH de l'eau résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique. Il dépend de la diffusion du gaz carbonique à partir de l'atmosphère, du bilan des métabolismes respiratoires et photosynthétiques (Hutchinson et al., 1987) ainsi que de l'origine des eaux, la nature géologique du milieu traversé, les rejets domestiques, etc. (Dussart, 1966).

Les valeurs du potentiel hydrogène relevées lors de notre étude sont généralement basiques. Le pH oscille entre 8,36 et 9,75 au niveau de la station S4 respectivement en été 2019 et printemps 2019. Pour les affluents du lac, le pH est de 7,13 à S7 en automne 2018 et 8,9 au niveau de S6 au printemps 2019.

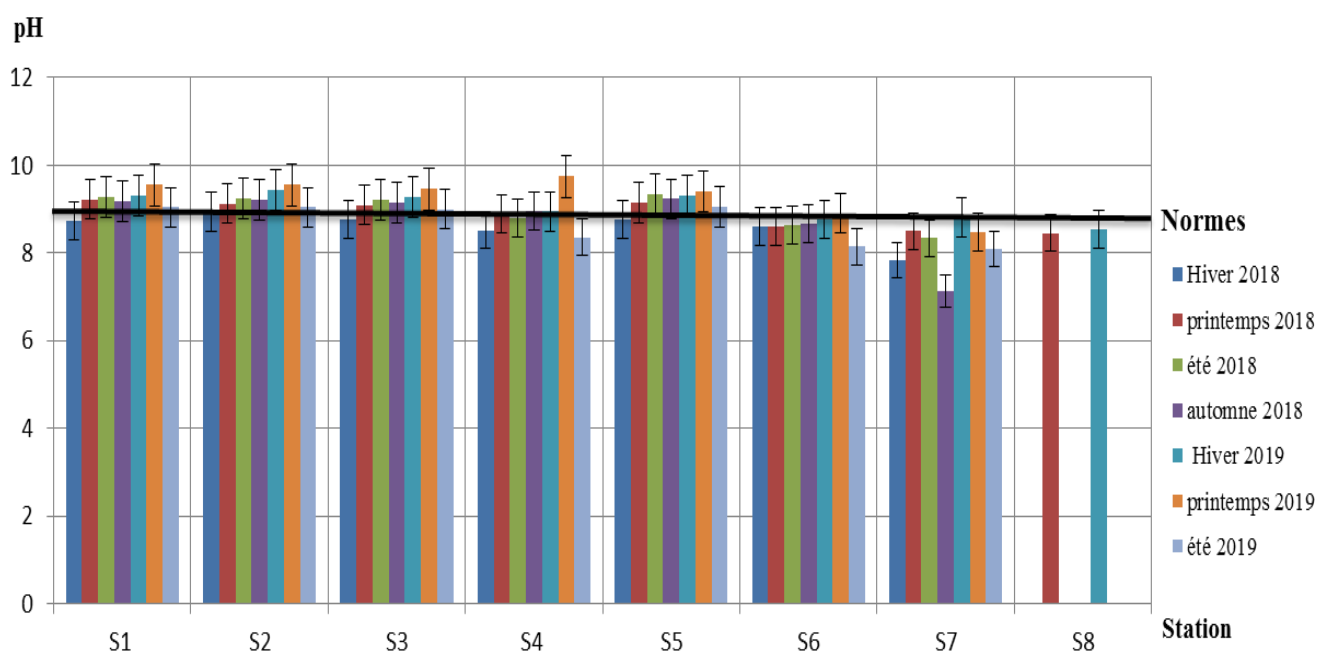


Figure 21 : Variation spatio-temporelle de pH de l'eau au niveau des différentes stations de mesure.

1.3 Oxygène dissous

La teneur en oxygène dissous des eaux résulte de plusieurs facteurs : l'équilibre dynamique entre les échanges gazeux avec l'atmosphère, la production de l'oxygène par photosynthèse, la respiration des animaux et végétaux, la consommation de l'oxygène par les organismes hétérotrophes et la décomposition de la matière organique par les microorganismes. L'oxygène dissous varie considérablement dans le temps et dans l'espace, avec des conséquences importantes sur la distribution des organismes dans le milieu.

La station S7 a montré les différences les plus importantes avec une sursaturation de 189,46% (18,18 mg/l d'oxygène dissous) en automne 2018 et une sous saturation de 43,91% (4,12 mg/l d'oxygène dissous) en été 2019.

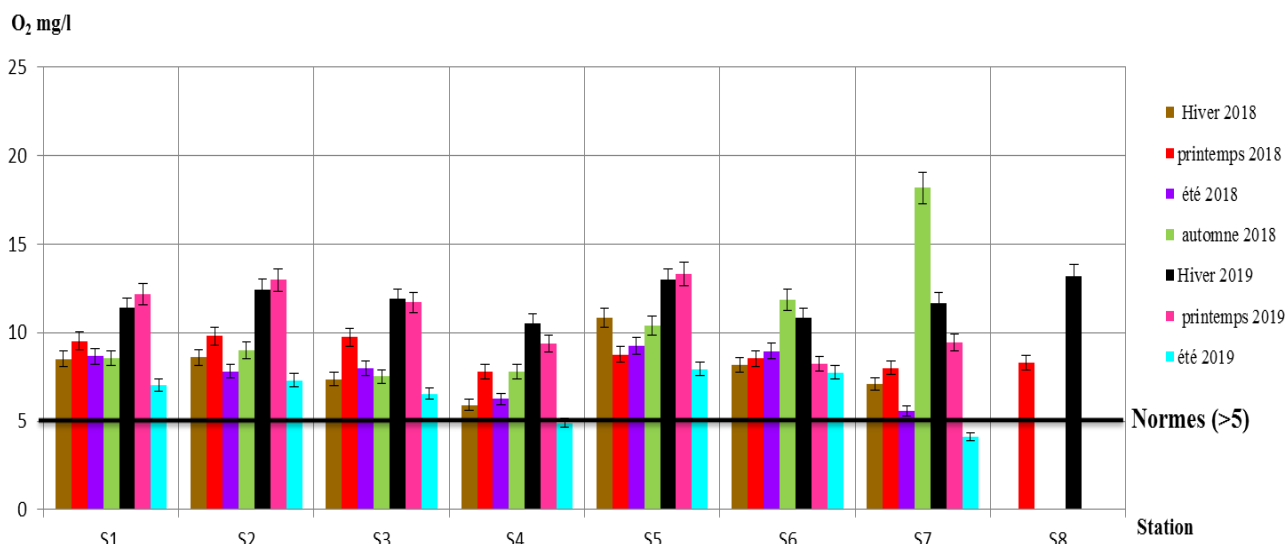


Figure 22 : Variation spatio-temporelle de l'oxygène dissous de l'eau du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

1.4 Conductivité électrique

La mesure de la conductivité électrique constitue une bonne appréciation du degré de minéralisation d'une eau où chaque ion agit par sa concentration et sa conductivité spécifique. Les valeurs de la conductivité électrique des eaux au niveau des différentes stations montrent des variations saisonnières régulières (Figure 23). Elles augmentent d'une façon importante au niveau de l'affluent (station 8). Les valeurs varient entre 1348 $\mu\text{s}/\text{cm}$ enregistrée en été 2018 au niveau de S7 et 6825 $\mu\text{s}/\text{cm}$ en hiver 2019 au niveau de S8.

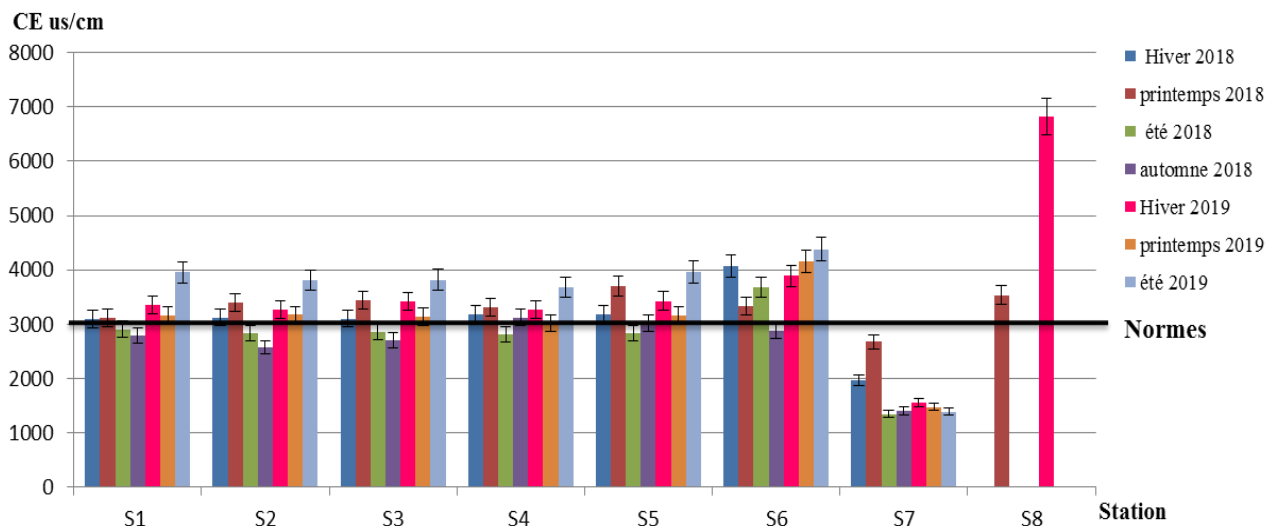


Figure 23 : Variation spatio-temporelle de CE de l'eau du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

1.5 Alcalinité de l'eau

L'alcalinité caractérise la capacité que possède une eau à maintenir son pH constant. Elle est proportionnelle à la charge de l'eau en hydrogénocarbonates, carbonates et hydroxydes du milieu. Ces types d'anions constituent le tampon principal des pH des systèmes d'eau douce.

a. Hydroxydes

Les concentrations des hydroxydes dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi sont négligeables sauf en hiver où elles ont atteint un pic de 10,2 mg/l suite au lessivage des terres (Figure 24).

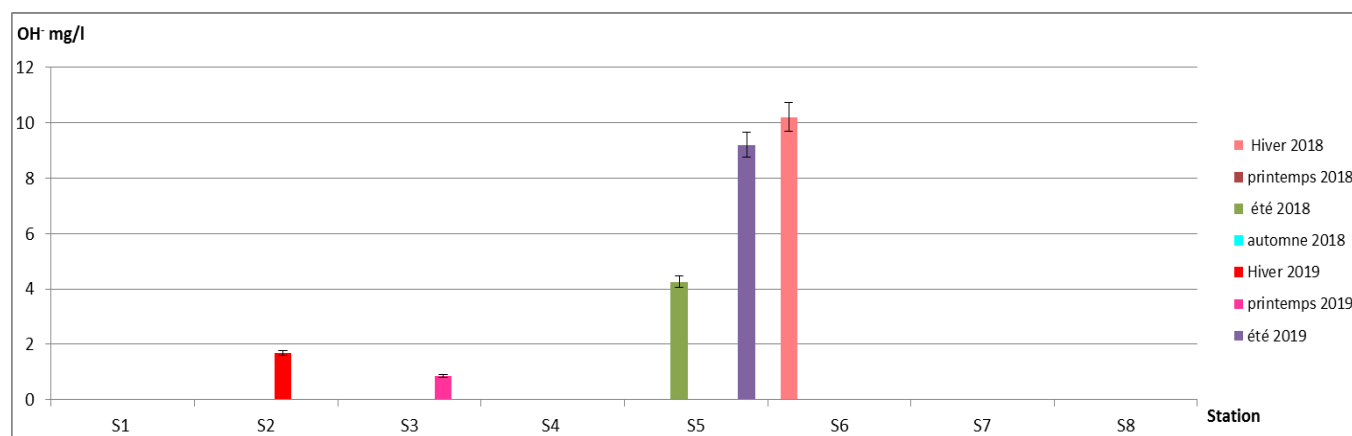


Figure 24 : Variation spatio-temporelle de la concentration des hydroxydes dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

b. Bicarbonates ou hydrogénocarbonates HCO_3^-

Les bicarbonates sont responsables de la dureté aquatique. Les principaux facteurs qui favorisent l'apparition des bicarbonates sont le déplacement vers les valeurs élevées du pH, de la température et de la salinité (Nisbet et Verneaux, 1970).

L'évolution spatio-temporelle des bicarbonates est stable au niveau de toutes les stations du lac (S1-S5) alors qu'au niveau de ses affluents, les valeurs extrêmes ont été enregistrées en été 2018 et 2019 dépassant 330 mg/l résultant des divers apports exogènes. Pour les stations du lac la valeur maximale (158,6 mg/l) a été observée en hiver 2018.

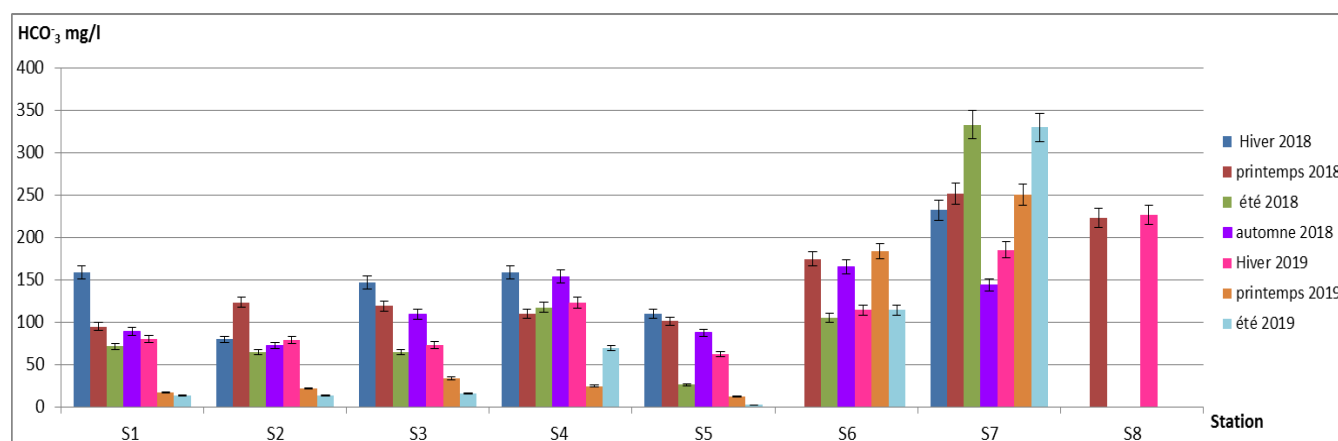


Figure 25 : Variation spatio-temporelle de la concentration des bicarbonates dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

c. Carbonates CO_3^{2-}

Les carbonates (CO_3^{2-}) sont peu solubles dans l'eau par rapport aux bicarbonates (HCO_3^-). Au niveau du lac, les concentrations des carbonates présentent des fluctuations régulières, presque constantes, au sein des différentes stations (S1-S5). Contrairement aux bicarbonates

où la valeur maximale a été enregistrée en hiver 2018, les carbonates présentent la valeur minimale (12 mg/l) durant la même saison (Figure 26). La réaction calco-carbonique est suivante : $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{H}_2\text{CO}_3 \leftrightarrow \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{CO}_3^{2-} + 2\text{H}^+$ (Chapman, 1996).

Pour les affluents du lac, la valeur maximale a été enregistrée en été au niveau de S7 (48 mg/l) ce qui traduit l'existence des apports exogènes tels que les engrais et les déchets domestiques, etc.

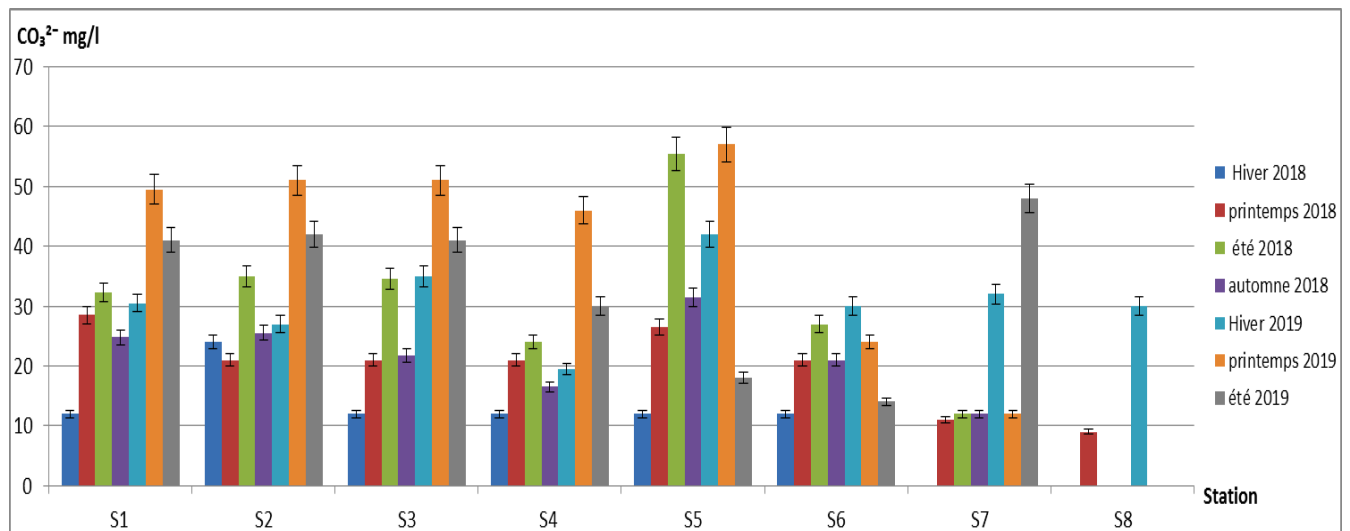


Figure 26 : Variation spatio-temporelle de la concentration des carbonates dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

1.6 DBO₅

C'est la quantité d'oxygène dissous consommée par les micro-organismes à l'obscurité à 20°C pendant 5 jours. Elle permet l'évaluation des matières organiques biodégradables.

La figure ci-dessous montre des variations importantes de la DBO₅ avec des valeurs maximales en été 2019 (10 mg/l à S3) et au printemps 2019 (11 mg/l à S7). En général, la DBO₅ au niveau du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents varie entre 0,5 mg/l en S1 en hiver 2019 et 11 mg/l en S7 au printemps 2019.

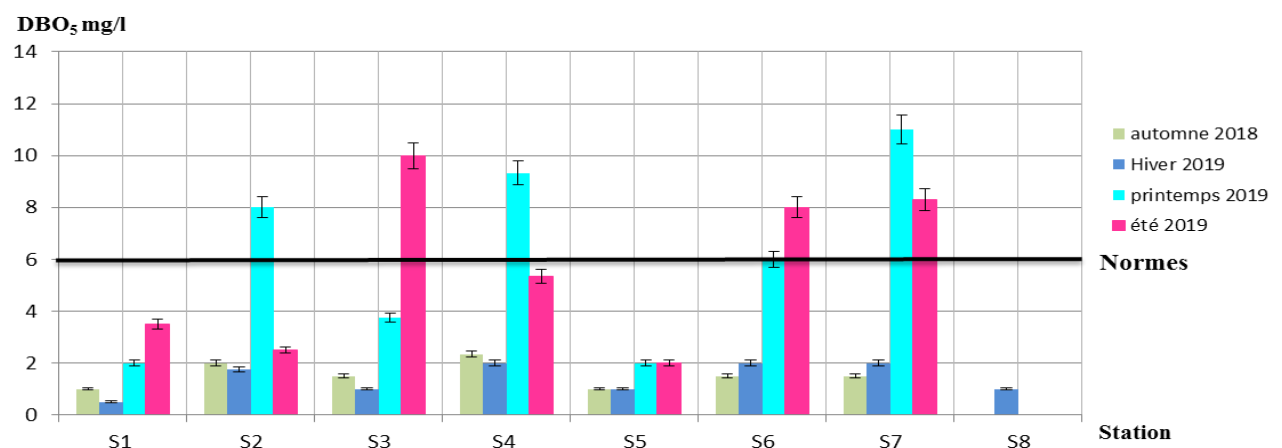


Figure 27 : Variation spatio-temporelle de DBO₅ dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

1.7 DCO

La demande chimique en oxygène est la quantité d'oxygène nécessaire pour obtenir une oxydation complète des matières organiques et minérales présentes dans l'eau. Elle est représentative de la majeure partie des composés organiques mais également des sels minéraux oxydables (sulfures, chlorures, etc.).

Les teneurs en DCO enregistrées durant la période d'étude sont comprises entre 11,5 mg/l au niveau de S7 au printemps et 55,96 mg/l en été au niveau de S3 (Figure 28). Les valeurs maximales de DCO sont respectivement 55,96 mg/l et 38,89 mg/l en été 2019 à S3 et en hiver 2019 à S4.

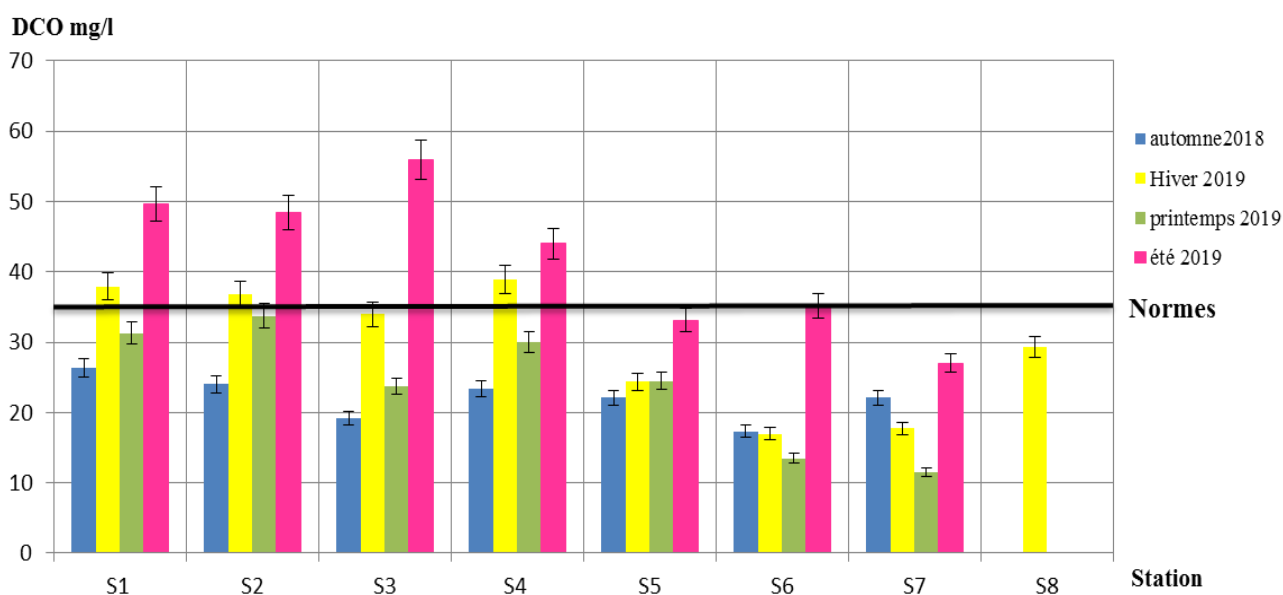


Figure 28 : Variation spatio-temporelle de DCO dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

1.8 Dureté totale (titre hydrotimétrique)

La dureté totale a un caractère naturel lié au lessivage des terrains traversés et correspond à la teneur en calcium et en magnésium. Elle présente une grande variation qui serait liée à la nature lithologique de la formation aquifère. Les eaux provenant de terrains calcaires ou gypseux peuvent avoir des duretés très élevées susceptibles d'atteindre 1g de CaCO₃/l (Rodier et al., 2005 ; Figarella et Leyral, 2002).

L'évolution spatio-temporelle de la dureté totale des eaux montre des concentrations plus élevées en période pluviale (hiver). En effet, au niveau des stations du lac (S1-S5), les teneurs enregistrées varient entre 58,07 °F en hiver 2019 à S5 et 32,13 °F en automne 2018 au niveau de S2. Concernant les affluents du lac (S6-S8), la concentration varie entre 27°F (S7) en automne 2018 et 104°F (S8) en hiver 2019.

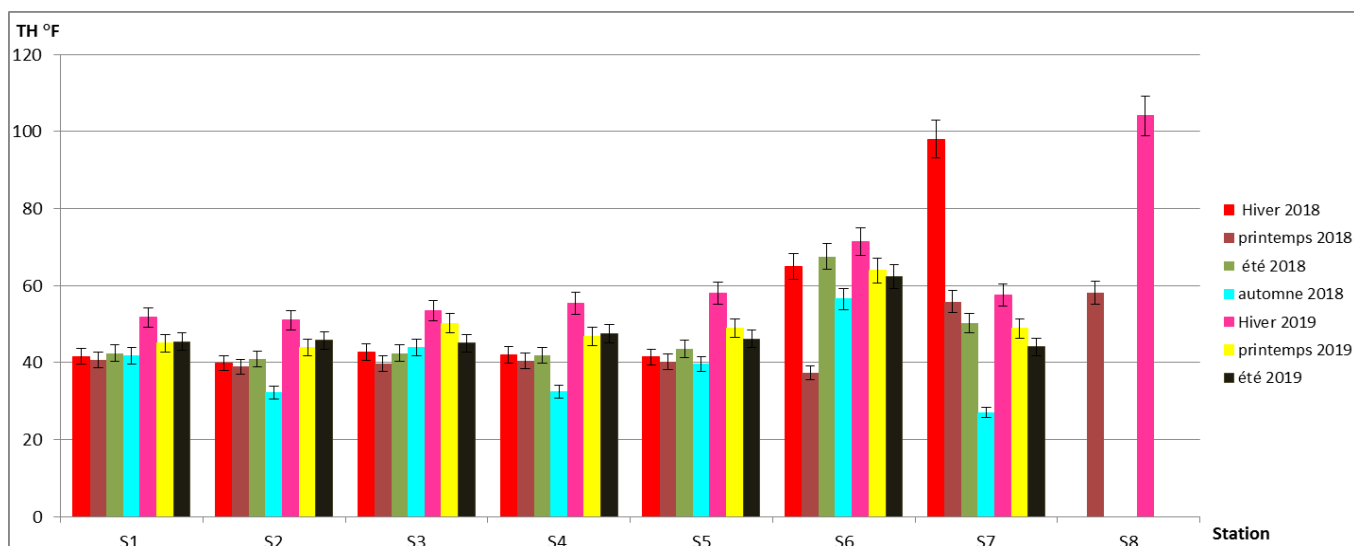


Figure 29 : Variation spatio-temporelle de la dureté totale des eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

a. Dureté calcique

Le calcium est un élément présent dans toutes les eaux naturelles (Nisbet et Verneaux, 1970). Cet ion est obtenu par l'attaque des roches carbonatées par l'anhydride carbonique dissous dans l'eau, ou par simple dissolution des roches salifères comme le gypse. Le calcium se présente principalement sous forme de bicarbonate de calcium $\text{Ca}(\text{CO}_3\text{H})_2$ mais on le trouve aussi en faible concentration sous forme de carbonate de chlorure et de sulfates (Rodier et al., 2005).

La dureté calcique des eaux enregistrée au cours de la période d'étude montre des variations régulières dans le temps et dans l'espace (entre les stations et au sein de la même station). En effet, au niveau du lac, les concentrations du calcium sont presque constantes avec des valeurs dépassant 50 mg/l en hiver 2019 au niveau des différentes stations (S1 – S5). Au niveau des affluents du lac, elles augmentent de façon remarquable et atteignent une valeur maximale de 259,20 mg/l au printemps 2018 (Figure 30).

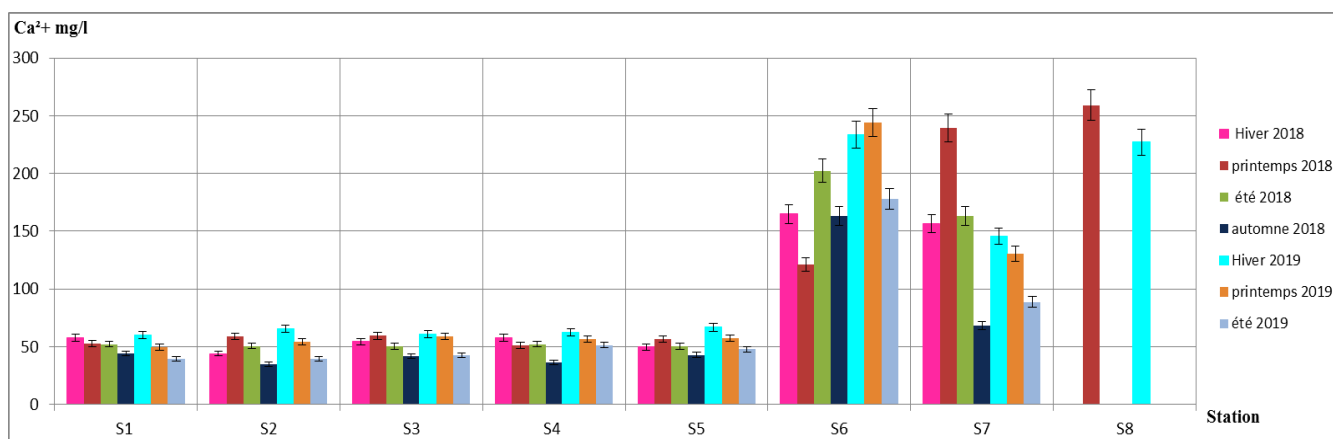


Figure 30 : Variation spatio-temporelle de la dureté calcique des eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

b. Dureté magnésienne

Le magnésium est l'un des éléments les plus répandus dans la nature (Rodier et al., 2009). La variation du magnésium dans les eaux est due à l'influence des formations carbonatées telles que les calcaires, d'une part, et les formations salifères d'autre part comme les argiles et les marnes qui sont riches en Mg^{2+} (Dib, 2009). Son abondance géologique, sa grande solubilité et sa large utilisation industrielle font que les teneurs dans l'eau peuvent être importantes (Sevesc, 2013).

Les résultats obtenus lors de notre étude sont globalement hétérogènes; les concentrations au niveau du lac (S1-S5) varient entre 57,03 mg/l à S2 en automne 2018 et 100,6 mg/l à S5 en hiver 2019 (Figure 31). Au niveau de ses affluents, la teneur oscille entre 8,05mg/l au niveau de S6 au printemps et 143mg/l en hiver au niveau de S7. En S8, une valeur maximale de 114,79 mg/l a été observée en hiver 2019.

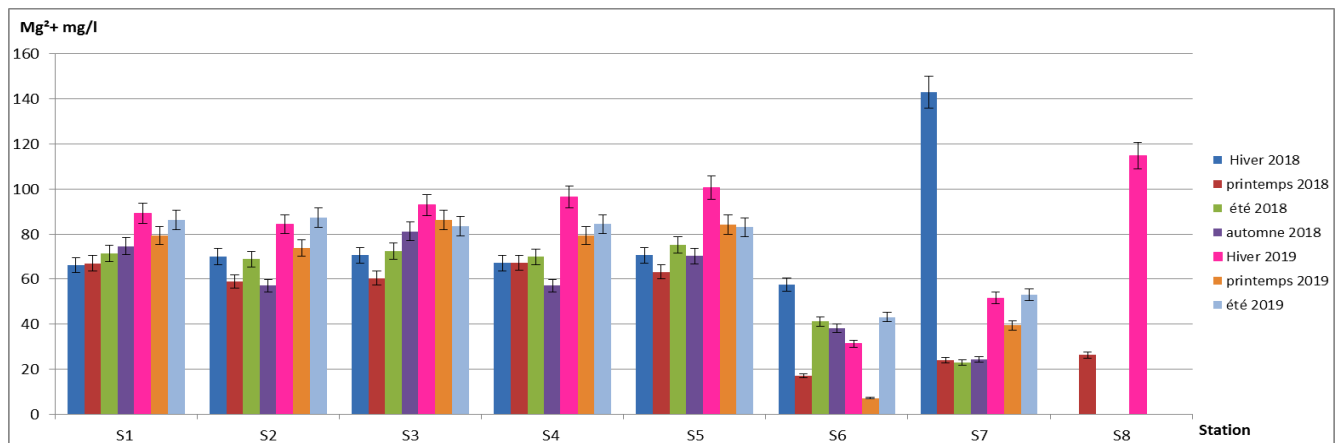


Figure 31 : Variation spatio-temporelle de la dureté magnésienne des eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

1.9 Composés azotés

a. Ammonium

L'azote ammoniacal constitue l'un des maillons du cycle complexe de l'azote. La concentration de l'ion ammonium dans les eaux du lac (S1-S5) présente des faibles variations comprises entre 0,05 mg/l en S5 au printemps 2019 et 0,14 mg/l en S4 en été 2018 (Figure 32). Pour les affluents, les teneurs en ion ammonium oscillent entre 0,05 mg/l à S7 et 0,24 mg/l à S8 respectivement en automne et printemps 2018.

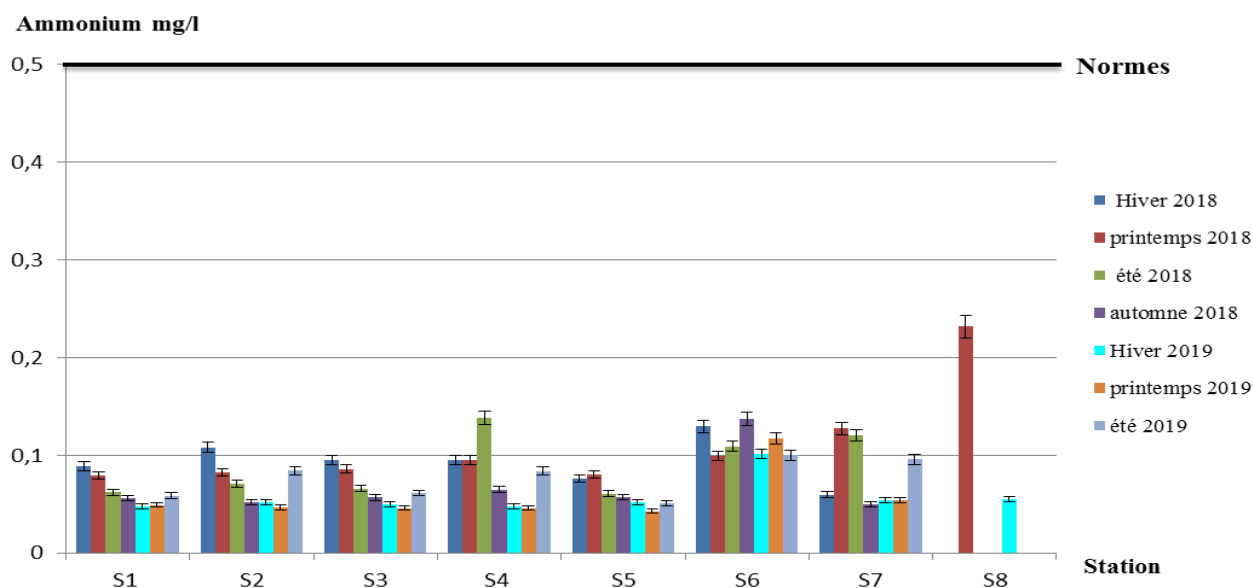


Figure 32 : Variation spatio-temporelle de l'ammonium dans le lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

b. Nitrites

Les nitrites proviennent soit d'une oxydation incomplète de l'ammoniaque quand la nitrification n'est pas conduite à son terme, soit d'une réduction des nitrates sous l'influence d'une action dénitrifiante (Rodier, 1996). Selon Gaujous (1995), les nitrites sont un stade intermédiaire qui disparaît vite en milieu naturel.

Les concentrations des nitrites au niveau de toutes les stations varient entre 0.01 mg/l, comme valeur minimale observée en automne 2018 au niveau de S7 et 0.27 mg/l enregistrée au printemps 2019 à la même station. Selon la figure ci-dessous, les deux affluents du lac (S7 et S8) présentent des concentrations importantes des nitrites dépassant 0,25 mg/l au printemps 2019.

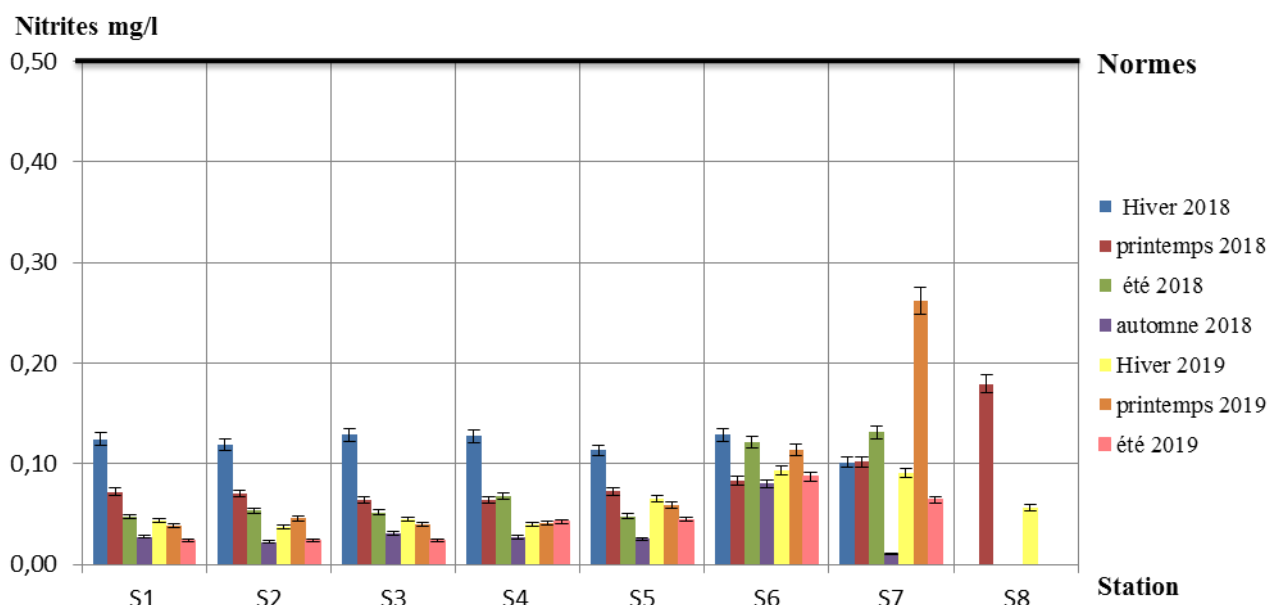


Figure 33 : Variation spatio-temporelle des nitrites dans le lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

c. Nitrates

Dans les eaux naturelles non polluées, le taux des nitrates est très variable suivant la saison et l'origine des eaux. Il peut varier de 1 à 15 mg/l et une concentration de 2 à 3 mg/l peut être considérée comme normale (Rodier, 1996).

Les teneurs en nitrates relevées pendant notre étude varient généralement entre 0,47 mg/l et 13,24 mg/l (Figure 34). Des pics importants ont été remarqués au niveau des deux affluents (S6 et S7) durant toute la période d'étude, surtout au printemps (13,24 mg/l) et en hiver (10,34 mg/l). Pour les stations du lac (S1-S5), l'étude montre une légère variation des teneurs qui oscillent entre 0,47 mg/l (S3) et 5,64 mg/l (S5) respectivement en automne 2018 et au printemps 2019.

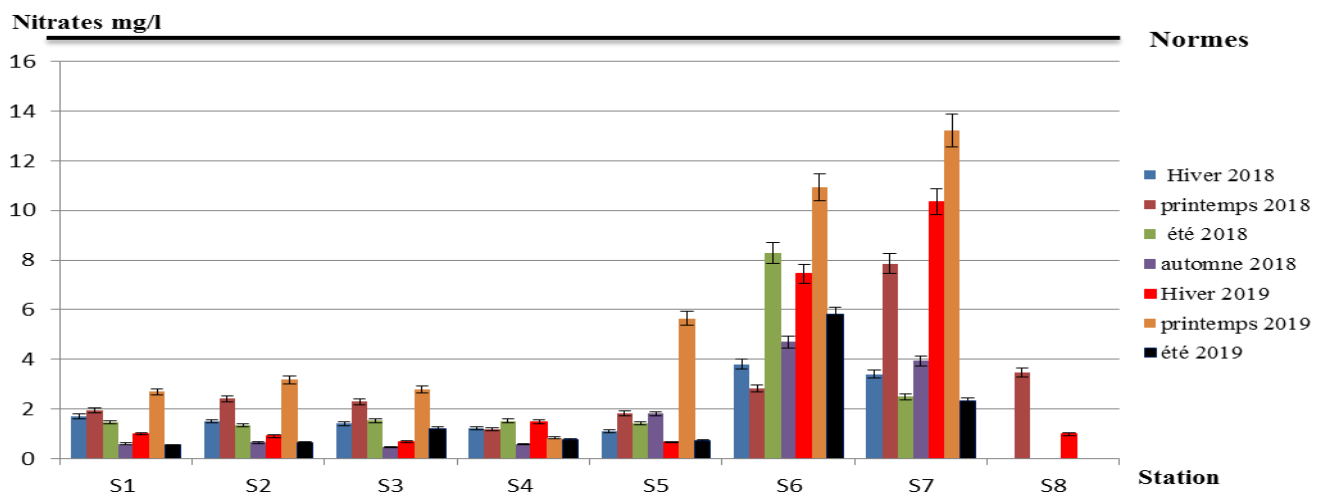


Figure 34 : Variation spatio-temporelle des nitrates dans le lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

d. Azote Total

Comme le montre la figure 38, les eaux du lac présentent des teneurs en azote total comprises entre 0,85 mg/l en S1 et 9,43 mg/l au niveau de la même station respectivement au printemps 2019 et en hiver 2019 (Figure 35). Les valeurs maximales ont été observées en hiver 2019 au niveau de S1 et des trois affluents du lac.

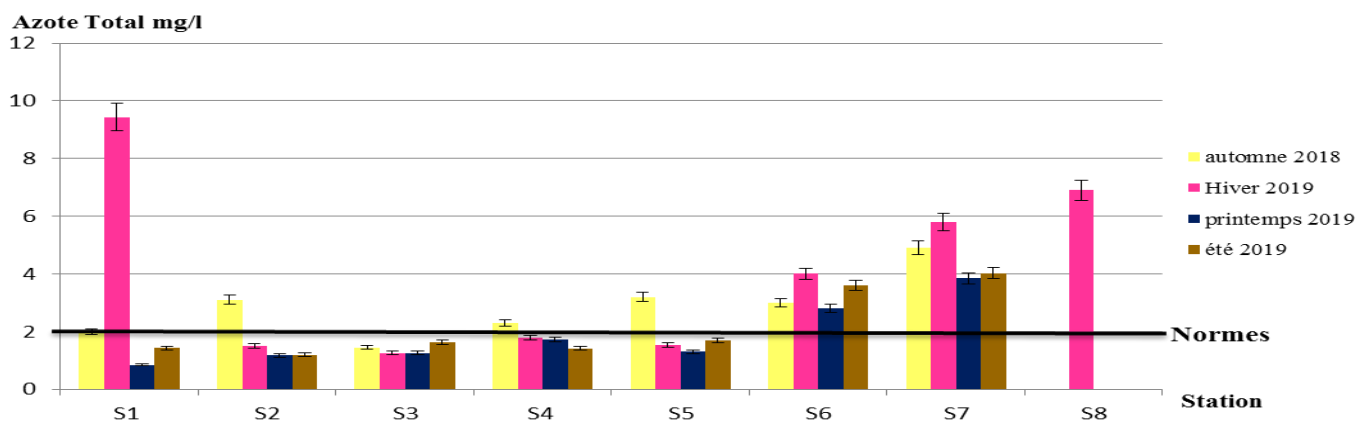


Figure 35 : Variation spatio-temporelle de l'azote total dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

1.10 Orthophosphates

Selon Lévêque (1996), le phosphore est présent dans les milieux lacustres sous différentes formes, parmi lesquelles la forme minérale dissoute (orthophosphates) qui provient en majeure partie du phosphore minéral apporté par les eaux de ruissellement du bassin versant. Les orthophosphates sont la forme assimilable par les végétaux. Dans les écosystèmes aquatiques continentaux, la présence naturelle des phosphates dans les eaux est liée aux caractéristiques des terrains traversés, à la décomposition de la matière organique (Rodier 1996), aux rejets domestiques et aux ruissellements des eaux en hiver et lors des pluies d'orages en été.

Au niveau de notre site d'étude, les concentrations des orthophosphates varient entre un minimum de 0,18 mg/l au niveau de S5 en hiver 2019 et un maximum de 0,92 mg/l en été 2018 au niveau de S6 (Figure 36).

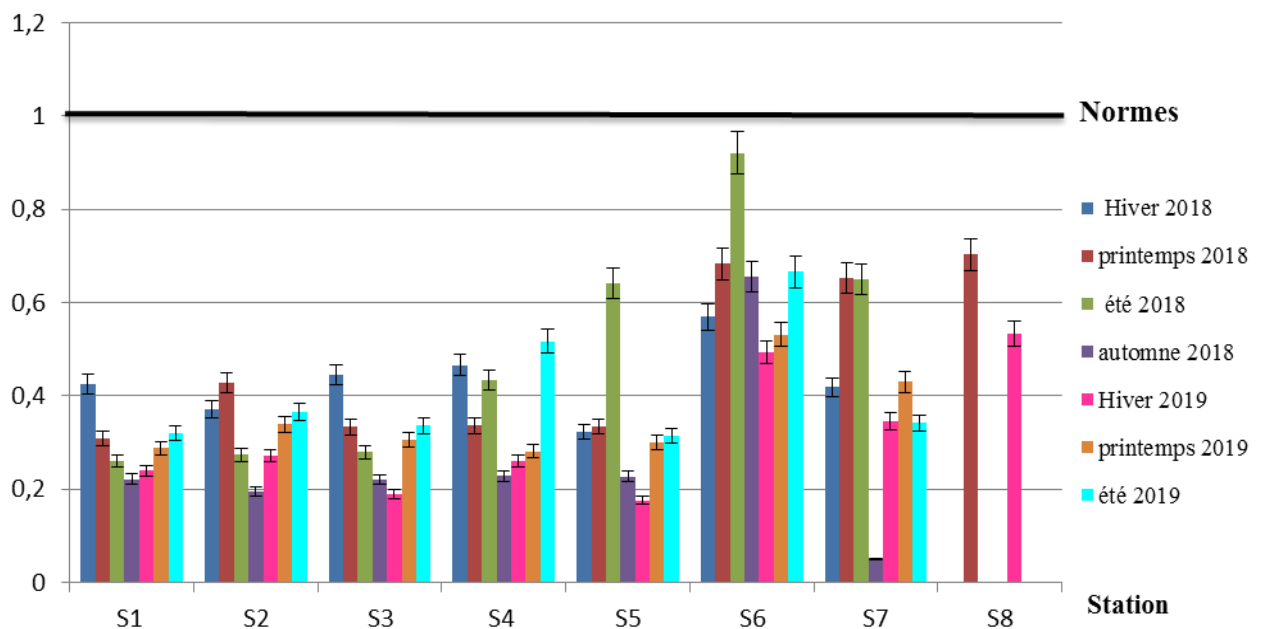


Figure 36 : Variation spatio-temporelle des orthophosphates dans le lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

1.11 Sulfates

Les teneurs en sulfates montrent des valeurs très importantes au niveau du lac et ses affluents dépassant largement 60 mg/l. A l'exception de S8 où la concentration a atteint 148,82 mg/l en hiver 2019, les concentrations enregistrées au niveau des affluents paraissent moins importantes puisqu'elles sont comprises entre 51,34 mg/l à S7 en automne 2018 et 110,11 mg/l à S8 en printemps 2018 (Figure 37).

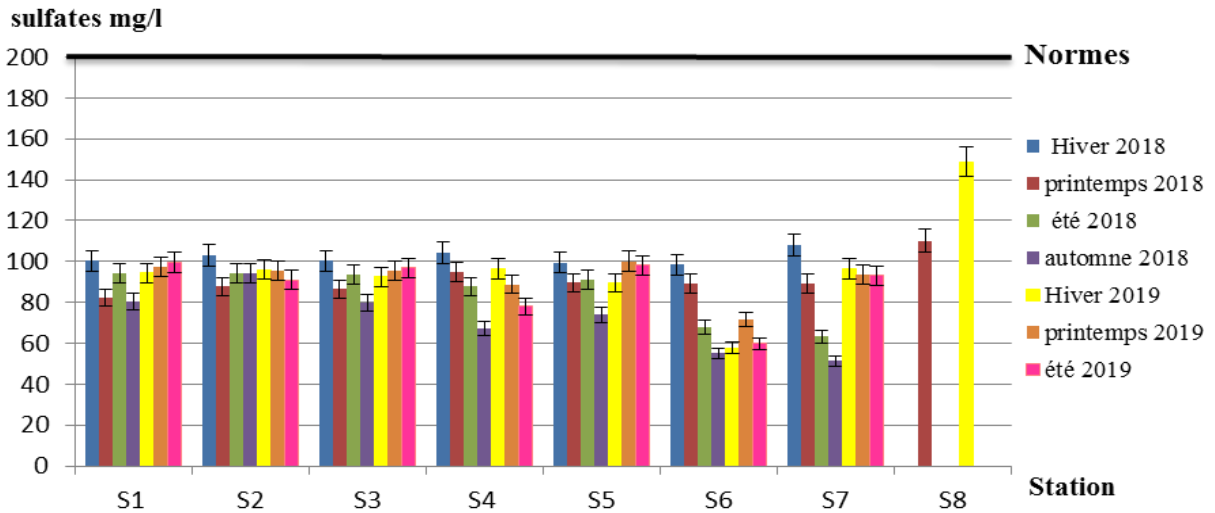


Figure 37 : Variation spatio-temporelle des sulfates dans le lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

1.12 Chlorures

Dans le cas de notre site, les chlorures proviennent du lessivage des sols salés (roches évaporitiques triasiques et marnes) par les eaux naturelles dans le cas de fortes pluies (Hsu, 1972 ; Hsu et al., 1973 ; Thomas, 1975 ; Arrignon, 1976, , Rodier, 1996). Les chlorures contribuent d'une façon importante avec d'autres ions comme le sodium et le potassium à la salinité de l'eau. Cette salinité influence certaines espèces dites sténohalines et par conséquent des effets écologiques sur le milieu aquatique (Necly et al., 1979).

Les concentrations en chlorures relevées dans les eaux du lac sont très importantes et oscillent entre 1101,68 mg/l à S3 et 808,5 mg/l à S5 respectivement en été et au printemps (Figure 38). Leur valeur dépasse 1 g/l au niveau de toutes stations en été 2019 même au niveau de la station S6. Pour les deux autres affluents, la teneur varie entre 1775 mg/l au niveau de S8 en hiver 2019 et 275,12 mg/l au niveau de S7 en été.

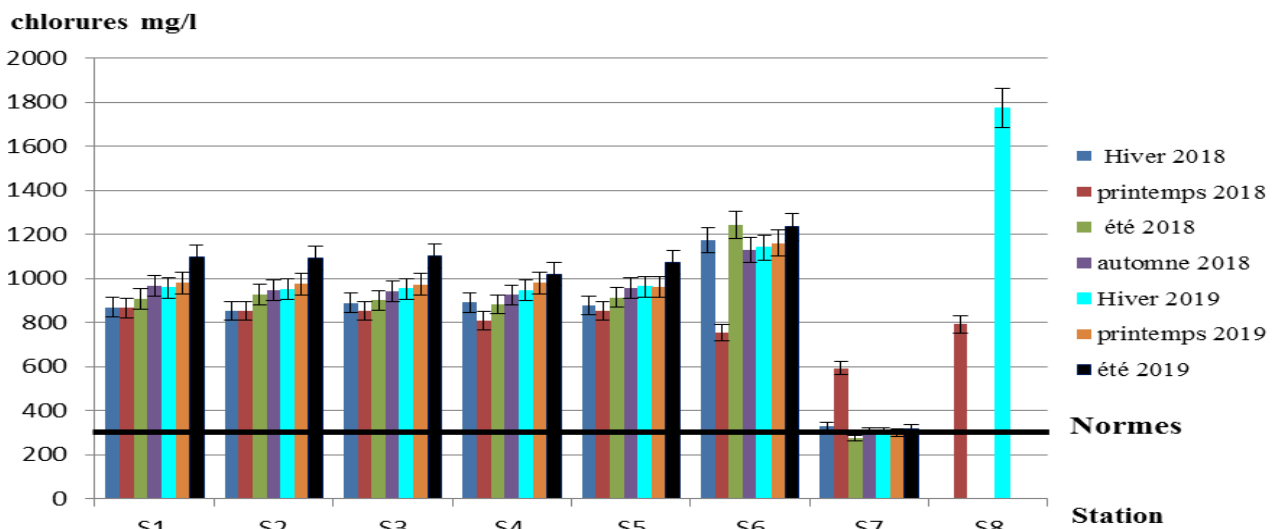


Figure 38 : Variation spatio-temporelle des chlorures dans les stations du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

2. Etude statistique (ANOVA, ACP et CAH)

Dans le but de dégager les similitudes et les corrélations qui existent entre les différents paramètres agissant sur cet écosystème aquatique, d'établir une relation entre les différents paramètres physico-chimiques et mieux évaluer l'effet des activités anthropiques sur la qualité des eaux du lac Dayet Er-Roumi, des traitements statistiques ANOVA, ACP et CAH ont été appliqués à l'ensemble des paramètres étudiés.

2.1 ANOVA

Les résultats des corrélations entre les 19 paramètres physico-chimiques étudiés durant la période d'étude sont indiqués dans le tableau 9.

Le pH montre une corrélation positive importante avec la température de l'eau ($r = 0,873$, $P < 0,01$), les carbonates ($r = 0,952$, $P < 0,01$) et la DCO ($r = 0,741$, $P < 0,05$) et une remarquable corrélation négative avec les nitrites ($r = -0,919$, $P < 0,01$), les nitrates ($r = -0,769$, $P < 0,05$), le calcium ($r = -0,783$, $P < 0,05$), les bicarbonates ($r = -0,951$, $P < 0,01$) et l'azote total ($r = -0,731$, $P < 0,05$).

Pour la température, il y a une intéressante corrélation négative avec les nitrites ($r = -0,944$, $P < 0,01$), l'ammonium ($r = -0,920$, $P < 0,01$), les orthophosphates ($r = -0,869$, $P < 0,01$), le TH ($r = -0,918$, $P < 0,01$), le calcium ($r = -0,952$, $P < 0,01$), les bicarbonates ($r = -0,886$, $P < 0,01$) et l'azote total ($r = -0,883$, $P < 0,01$). Une forte corrélation positive a été observée entre la température et les carbonates ($r = 0,922$, $P < 0,01$).

L'oxygène dissous a une corrélation négative moyenne avec la DBO₅ ($r = -0,740$, $P < 0,05$). La conductivité électrique est corrélée positivement avec les chlorures ($r = 0,944$, $P < 0,01$). Les nitrites présentent une puissante corrélation positive avec les nitrates ($r = 0,724$, $P < 0,05$), l'ammonium ($r = 0,817$, $P < 0,05$), les orthophosphates ($r = 0,854$, $P < 0,01$), le TH ($r = 0,883$, $P < 0,01$), le calcium ($r = 0,953$, $P < 0,01$), les bicarbonates ($r = 0,897$, $P < 0,01$) et l'azote total ($r = 0,860$, $P < 0,01$) et une corrélation négative avec les carbonates ($r = -0,878$, $P < 0,01$) et la DCO ($r = -0,735$, $P < 0,05$).

Les nitrates ont une très forte corrélation négative avec le magnésium ($r = -0,938$, $P < 0,01$) et la DCO ($r = -0,904$, $P < 0,01$).

A propos de l'ammonium, une corrélation négative moyenne a été noté seulement avec les carbonates ($r = -0,746$, $P < 0,05$) et une très importante corrélation positive avec les orthophosphates ($r = 0,930$, $P < 0,01$), le TH ($r = 0,945$, $P < 0,01$), le Ca²⁺ ($r = 0,938$, $P < 0,01$) et l'azote total ($r = 0,784$, $P < 0,05$).

Tableau 9 : Corrélation entre les paramètres physico-chimiques des eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

	T	pH	OD	CE	OH ⁻	HCO ₃ ⁻	CO ₃ ²⁻	DBO ₅	DCO	TH	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NT	PO ₄ ³⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	
T	1																			
pH	0,873**	1																		
OD	-0,187	0,002	1																	
CE	-0,397	0,079	0,455	1																
OH ⁻	0,222	0,19	0,353	0,098	1															
HCO ₃ ⁻	-0,886**	-0,951**	0,127	0,016	-0,37	1														
CO ₃ ²⁻	0,922**	0,952**	0,15	-0,077	0,304	-0,901**	1													
DBO ₅	-0,038	-0,382	-0,740*	-0,683	-0,22	0,211	-0,388	1												
DCO	0,51	-0,741*	0,179	0,21	-0,467	-0,566	0,582	-0,327	1											
TH	-0,918**	-0,676	0,483	0,651	-0,062	0,740*	-0,710*	-0,295	-0,421	1										
Ca ²⁺	-0,952**	-0,783*	0,39	0,508	-0,007	0,780*	-0,807*	-0,102	-0,581	0,965**	1									
Mg ²⁺	0,546	0,662	0,088	0,127	-0,245	-0,44	0,654	-0,499	0,778*	-0,369	-0,597	1								
NH ₄ ⁺	-0,920**	-0,631	0,281	0,702	-0,092	0,65	-0,746*	-0,171	-0,331	0,945**	0,938**	-0,446	1							
NO ₂ ⁻	-0,944**	-0,919**	0,32	0,245	-0,02	0,897**	-0,878**	0,071	-0,735*	0,883**	0,953**	-0,658	0,817*	1						
NO ₃ ⁻	-0,541	-0,769*	0,009	-0,301	0,229	0,579	-0,669	0,507	-0,904**	0,367	0,583	-0,938**	0,341	0,724*	1					
NT	-0,883**	-0,731*	0,473	0,41	-0,261	0,838**	-0,717*	-0,297	-0,372	0,896**	0,868**	-0,305	0,784*	0,860**	0,378	1				
PO ₄ ³⁻	-0,869**	-0,669	0,261	0,563	0,178	0,586	-0,744*	-0,045	-0,58	0,872**	0,941**	-0,7	0,930**	0,854**	0,594	0,685	1			
SO ₄ ²⁻	-0,388	-0,066	0,557	0,651	-0,372	0,338	-0,097	-0,663	0,329	0,584	0,37	0,501	0,479	0,253	-0,455	0,592	0,171	1		
Cl ⁻	-0,142	0,332	0,322	0,944**	0,199	-0,285	0,145	-0,641	0,343	0,402	0,28	0,154	0,508	-0,014	-0,393	0,128	0,419	0,437	1	

** La corrélation est significative au niveau 0.01.

* La corrélation est significative au niveau 0.05.

Pour les orthophosphates, il y'a une corrélation négative modérée avec les carbonates ($r = -0,774$, $P < 0,05$) et une forte corrélation positive avec le TH ($r = 0,872$, $P < 0,01$) et le Ca^{2+} ($r = 0,941$, $P < 0,01$).

Une légère corrélation négative a été remarquée entre le TH et les carbonates ($r = -0,710$, $P < 0,05$). Par ailleurs, le TH présente une corrélation positive forte à moyenne avec le Ca^{2+} ($r = 0,965$, $P < 0,01$), les bicarbonates ($r = 0,740$, $P < 0,05$) et le NT ($r = 0,869$, $P < 0,01$).

Le calcium présente une bonne corrélation négative avec les carbonates ($r = -0,807$, $P < 0,05$) et une corrélation positive avec les bicarbonates ($r = 0,780$, $P < 0,05$) et le NT ($r = 0,868$, $P < 0,01$).

Concernant l'ion magnésium, il y'a une corrélation positive modérée entre cet ion et la DCO ($r = 0,778$, $P < 0,05$).

Les carbonates présentent une légère corrélation négative avec le NT ($r = -0,71$, $P < 0,05$) et une importante corrélation négative avec les bicarbonates ($r = -0,901$, $P < 0,01$).

Les ions bicarbonates ont une forte corrélation positive avec le NT ($r = 0,838$, $P < 0,01$).

2.2 ACP

L'ACP permet de classer et de traiter les informations relatives aux paramètres physico-chimiques effectués au cours de la période d'étude par l'établissement des corrélations entre l'ensemble des variables du lac Dayet Er-Roumi.

Cette méthode est effectuée sur une matrice des données constituée de 56 prélèvements (8 stations X 7 campagnes saisonnières) au cours desquels les 19 variables (température de l'eau, pH, conductivité, oxygène dissous, OH^- , bicarbonates, carbonates, DBO_5 , DCO, dureté de l'eau, Ca^{2+} , Mg^{2+} , ammonium, nitrites, nitrates, azote total, orthophosphates, sulfates et chlorures) ont été mesurés afin de distinguer et vérifier les principales sources potentielles de pollution dans la zone d'étude.

La projection de l'ensemble des paramètres sur le plan formé par les deux composantes principales F1 et F2 (axe 1 et axe 2) est illustrée sur la figure 39 et le tableau 10. Les deux axes expliquent respectivement 52,92% et 25,44% d'inertie soit un total de 78,36%. L'ACP décrit bien la plupart des paramètres étudiés.

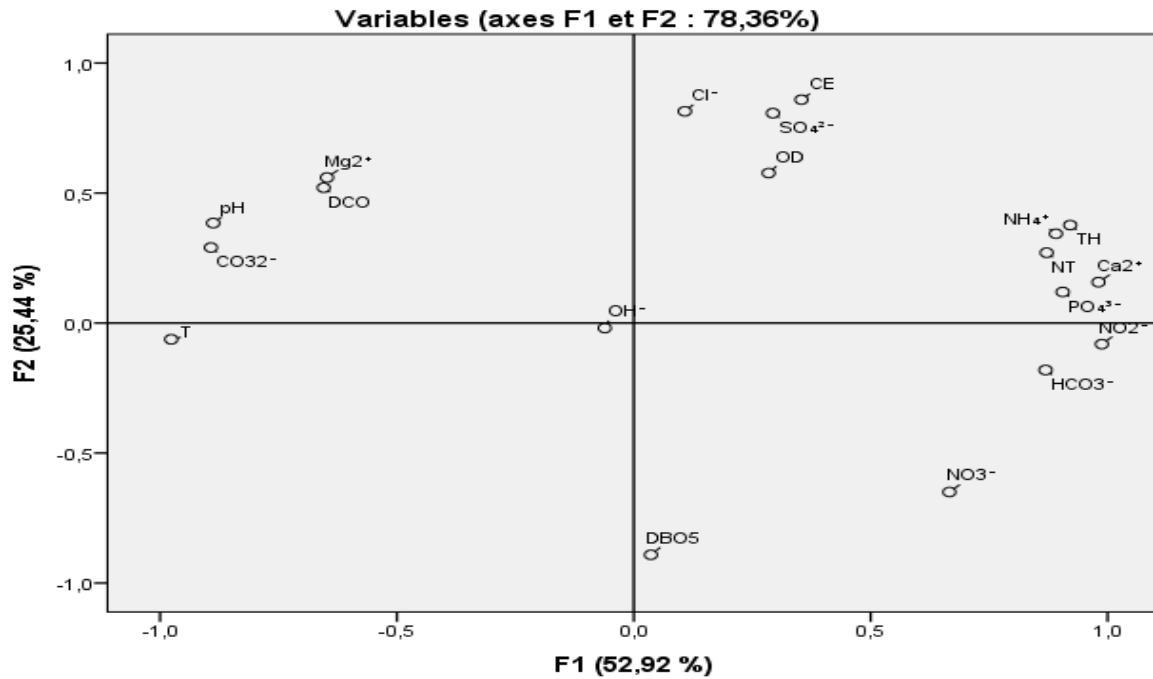


Figure 39 : Répartition des paramètres physico-chimiques selon le plan F1x F2.

Tableau 10 : Corrélation entre variables et facteurs.

	Composant	
	F1	F2
pH	-0,088	0,080
T	-0,097	-0,013
OD	0,028	0,119
CE	0,035	0,178
NO ₂ ⁻	0,098	-0,017
NO ₃ ⁻	0,066	-0,134
NH ₄ ⁺	0,089	0,071
PO ₄ ³⁻	0,090	0,025
Cl ⁻	0,011	0,168
SO ₄ ²⁻	0,029	0,167
TH	0,092	0,078
Ca ²⁺	0,098	0,033
Mg ²⁺	-0,064	0,116
OH ⁻	-0,006	-0,004
CO ₃ ²⁻	-0,089	0,060
HCO ₃ ⁻	0,086	-0,037
DBO ₅	0,004	-0,184
DCO	-0,065	0,108
NT	0,087	0,056

A cette typologie de variables est associée une typologie spatiale des relevées. Aussi, la structure typologique dégagée par le plan F1 X F2 montre l'individualisation de trois groupes selon leur qualité hydro-chimique (Figure 40).

G1	G2	G3
S8	S6 et S7	S1 – S5

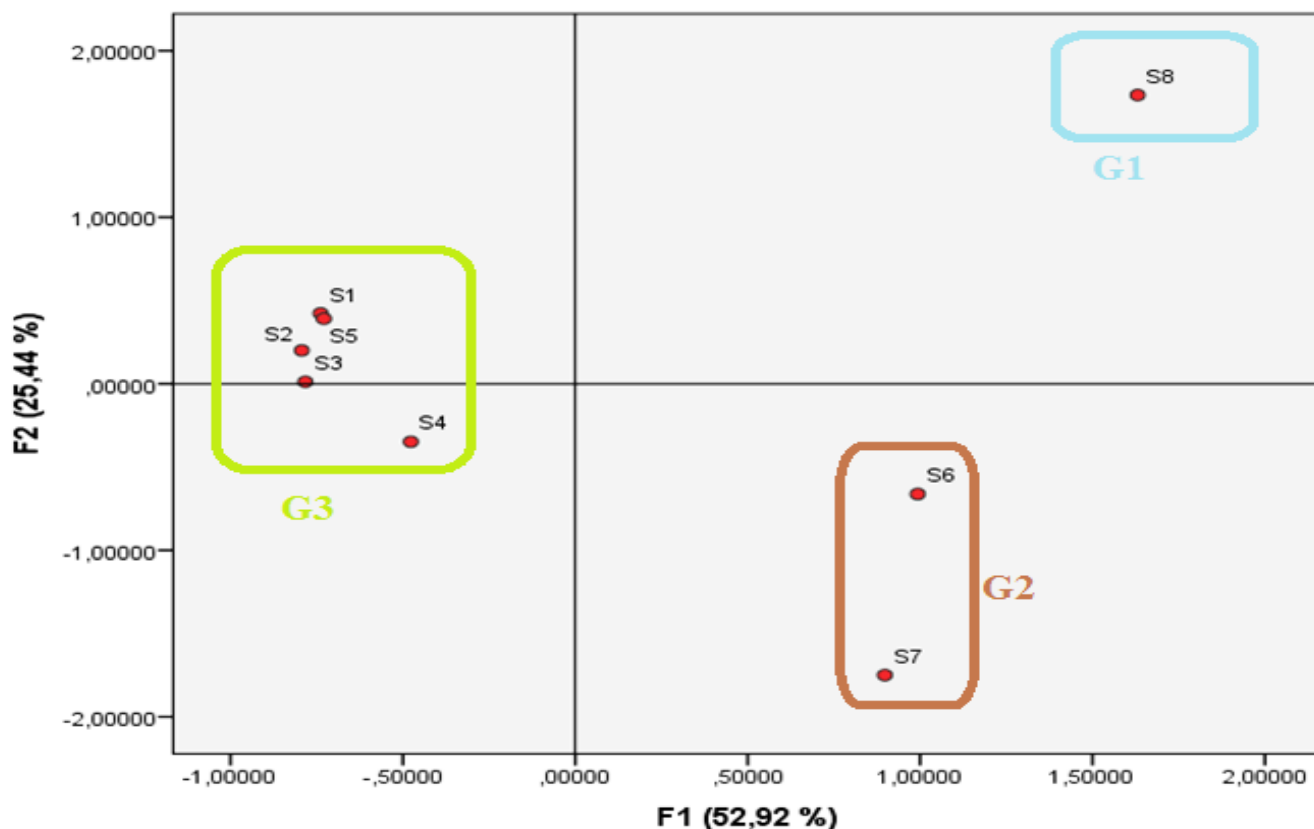


Figure 40 : Répartition des stations selon les axes F1 et F2.

2.3 CAH

Cette classification a été utilisée pour déterminer les degrés de similitudes entre les différents paramètres mesurés et évaluer la relation entre les paramètres des eaux de la zone d'étude en les regroupant en fonction de leurs similitudes et différences spatiales. Les paramètres appartenant au même groupe sont susceptibles de provenir d'une source commune (les engrais, et les déchets domestique, etc.).

Des comparaisons basées sur plusieurs paramètres de différents échantillons ont été effectuées et les paramètres ont été regroupés en fonction de leur similitude les uns avec les autres.

Dans la présente étude, la CAH a été utilisée pour classer les paramètres en groupes hydrochimiques distincts. La méthode de liaison de Ward (1963) et la distance euclidienne

ont été appliquées pour classer les variables et produire des groupes les plus distinctifs où chaque membre du groupe est plus similaire à son confrère qu'à tout autre membre extérieur au groupe (Güler et al., 2002) .

La CAH a produit 3 clusters, le premier cluster I peut être subdivisé en deux sous grappes, la première est constituée principalement de *T*, *pH*, *OD*, *OH⁻*, *CO₃²⁻*, *DBO₅*, *DCO*, *NH₄⁺*, *NO₂⁻*, *NO₃⁻*, *NT* et *PO₄³⁻*, la deuxième est présentée par *HCO₃⁻*, *TH*, *Ca²⁺*, *Mg²⁺* et *SO₄²⁻*.

Le deuxième cluster II est constitué de *Cl⁻* et le dernier cluster III est constitué de la *CE* (Figure 41).

A la lumière de ces résultats, de nombreuses corrélations très significatives ont été identifiées entre l'ensemble des variables mesurées.

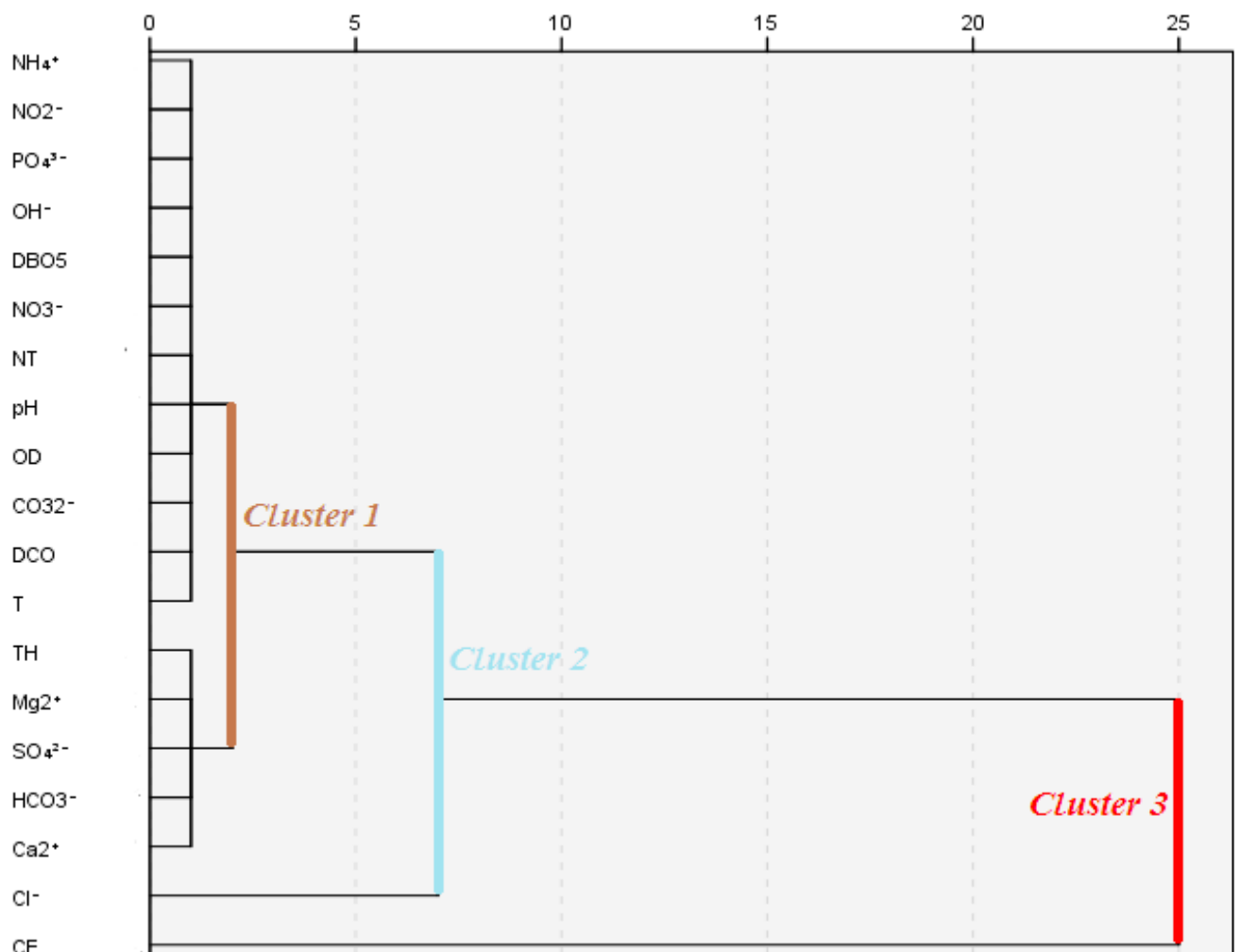


Figure 41 : Dendrogramme de paramètres sélectionnés dans des échantillons d'eau en utilisant la méthode de Ward.

3. Niveau trophique du lac Dayet Er-Roumi

3.1 Variation spatio-temporelle de la transparence

La transparence de l'eau d'un lac est l'un des indicateurs de son état trophique. Cet indicateur renseigne indirectement sur l'importance de la biomasse phytoplanctonique et des matières en

suspension dans la tranche d'eau proche de la surface (MDDELCC, 2015). Les particules en suspension dans l'eau obstruent la progression de la lumière dans l'eau et diminuent ainsi sa transparence (MDDEP, 2013).

L'étude de l'évolution spatio-temporelle de la transparence de l'eau montre des variations régulières selon les saisons et les stations (Figure 42). En effet, la valeur minimale de la transparence (0,5m) a été notée en hiver 2018 au niveau de S2, tandis que la valeur maximale (2m) a été observée au niveau de S4 en été 2018.

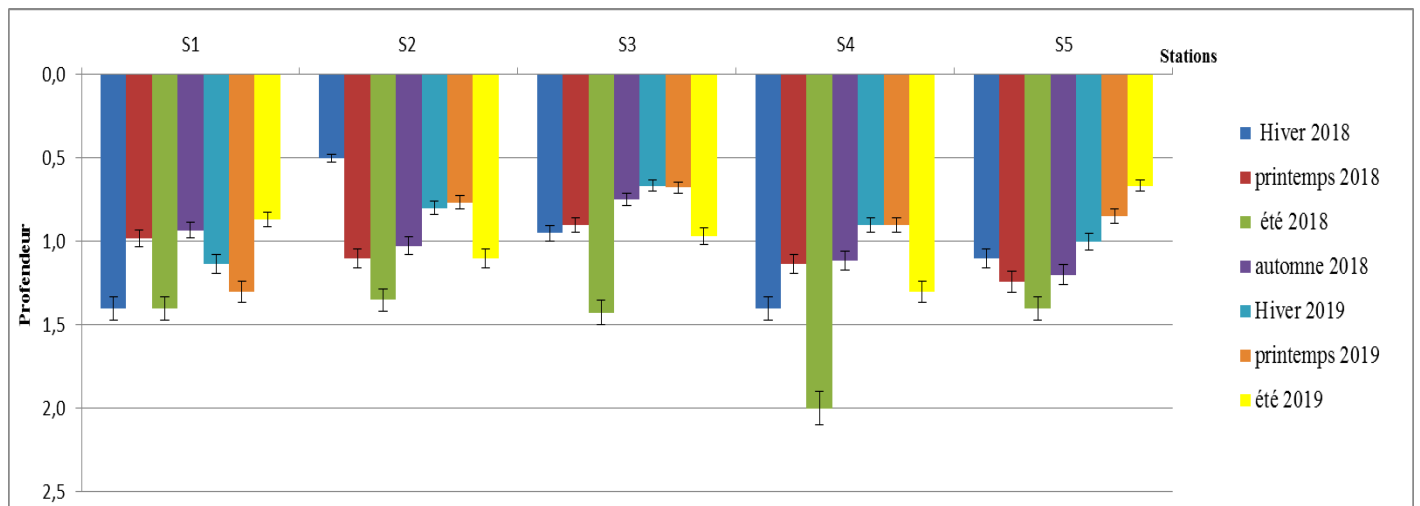


Figure 42 : Variation spatio-temporelle de la transparence de l'eau du lac Dayet Er-Roumi.

3.2 Détermination de la zone euphotique

La zone euphotique est la couche supérieure d'une masse d'eau où la pénétration de la lumière est suffisante pour permettre une photosynthèse réelle (Reynolds, 1984).

Elle peut être déterminée à partir de la profondeur de disparition du disque de Secchi (transparence).

Selon Golterman et al. (1978), la zone euphotique = 2,5 x transparence.

D'après la figure 43, la zone euphotique oscille entre 2,26 m au niveau de S3 et 3,12 m au niveau de S4. En général, l'estimation de la couche euphotique montre que la profondeur maximale à laquelle la lumière du soleil peut pénétrer est 3,12 m.

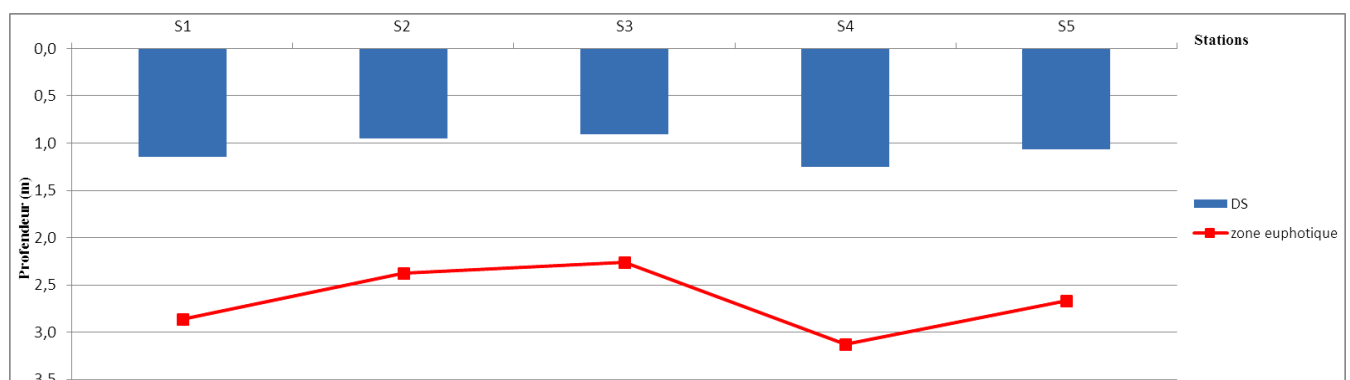


Figure 43 : Estimation de la couche euphotique du lac Dayet Er-Roumi.

IV. Discussion

1. Variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques

Le suivi spatio-temporel des paramètres physico-chimiques montre des variations importantes au niveau du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents le long de la période d'étude.

La température montre des variations saisonnières importantes et des fluctuations thermiques régulières entre les stations. Elle est régie généralement par les conditions climatiques saisonnières et elle est élevée durant la saison sèche (28,28°C) et faible pendant la saison des pluies (10,8°C). Au niveau des affluents du lac, la variation moyenne est influencée par le régime d'écoulement et l'échange avec l'atmosphère (teneur élevée en oxygène dissous et température de l'eau moyenne à faible).

La température moyenne de l'eau ne dépasse pas les normes recommandées (Arrêté de qualité des eaux de surface, 2002 ; normes de qualité des eaux piscicoles, 2003).

Des valeurs importantes et des variations régulières du pH ont été observées durant la période d'étude, la valeur maximale a atteint 9,75 au printemps 2019 à S4. La variation du pH peut dépendre de plusieurs facteurs entre autre l'environnement géologique et les processus biogéochimiques qui s'effectuent dans la masse d'eau. En effet, le lessivage des sols agricoles avoisinants font augmenter le pH. D'autres facteurs comme la température et les phénomènes biologiques (photosynthèse, dégradation de la matière organique et consommation du gaz carbonique par les autotrophes) influencent aussi le pH (Liechti et al., 2004). La valeur neutre (7,13) observée au niveau de S7 (affluent) est probablement due à la richesse de cette zone en matière organique qui après minéralisation induit une libération du CO₂ (Goterman, 1995) sans oublier que l'acide humique qui provient de la décomposition des végétaux terrestres morts contribue aussi à la diminution de ce paramètre (Sane, 2006). Le pH dépasse largement les normes recommandées (Arrêté de qualité des eaux de surface, 2002 ; normes de qualité des eaux piscicoles, 2003). Nos résultats confirment ceux trouvés par Gayral (1954), Berthon (1980), El Qryefy et al. (2021) et Ougrad et al. (2022).

La concentration importante de l'oxygène dissous (18,18 mg/l) enregistrée en automne 2018 au niveau de l'affluent du lac (S7) est liée aux apports des eaux oxygénées après précipitation et aux échanges avec l'atmosphère.

Les faibles taux d'oxygène dissous enregistrés en été 2018 et 2019 sont liés à l'augmentation de la température qui fait diminuer la solubilité de l'oxygène dans l'eau (Rodier, 1996). Par conséquent, un appauvrissement en oxygène durant l'année 2019 qui a varié entre 4,12 mg/l et 7,31 mg/l, année plus chaude que l'année 2018 où la teneur en oxygène dissous a oscillé

entre 5,60 mg/l et 9,28 mg/l, cela est lié non seulement à la température mais aussi à la consommation de l'oxygène par les microorganismes qui dégradent la matière organique (Hull et al., 2008 ; Diaz, 2001). En effet, la respiration des êtres vivants et le ralentissement de l'activité photosynthétique peuvent provoquer la diminution de l'oxygène dans le milieu (Yon, 2004). Au niveau de la station 5, la valeur importante de 9,28 mg/l enregistrée en été 2018 peut être expliquée par la faible profondeur de la station dont l'approvisionnement en oxygène est assuré par le processus de la diffusion de l'oxygène entre l'atmosphère et l'eau (Vinçon-Leite, 1991).

La conductivité électrique enregistrée est importante au niveau des eaux du lac ainsi que ses affluents. En effet, elle oscille entre 2573 $\mu\text{s}/\text{cm}$ à S2 en automne 2018 et 3961 $\mu\text{s}/\text{cm}$ à S5 en été 2019. La valeur relativement faible au niveau de S2 réside dans la dilution des eaux par les eaux pluviales alors qu'en été la baisse du niveau des eaux du lac a fait augmenter la conductivité électrique. Selon Maglione (1969), toute baisse du niveau d'eau s'accompagne d'une augmentation de la conductivité électrique et réciproquement, sans oublier les températures élevées qui agissent sur la conductivité électrique par action sur la mobilité des sels (Dussart, 1966).

Concernant les affluents, la conductivité électrique fluctue entre 1348 $\mu\text{s}/\text{cm}$ en été 2018 au niveau de S7 et 6825 $\mu\text{s}/\text{cm}$ en hiver 2019 au niveau de S6. Cette forte valeur est due principalement à des précipitations importantes qui induisent un ruissellement et un lessivage des terrains agricoles avoisinants. En général, les variations de la conductivité électrique dépendent en grande partie du régime hydrique du système lacustre et de la minéralisation de la matière organique par l'activité des microorganismes qui induit une désoxygénation provoquant le relargage de plusieurs sels dissous, etc. Notre étude rapporte que la forte minéralisation des eaux du lac est due à des facteurs intrinsèques (température, évaporation, etc.) et extrinsèques (ruissellement, lessivage, rejets, etc.). Les valeurs enregistrées au niveau des différentes stations (lac et affluents) dépassent largement les limites recommandées. Ces résultats corroborent avec ceux trouvés par Gayral (1954), Berthon (1980), Khyri et Chahlaoui, (2013), El Qryefy et al. (2021) et Ougrad et al. (2022)

Pour l'alcalinité des eaux, les concentrations des carbonates observées suivent une évolution inverse des bicarbonates. En effet, l'augmentation des bicarbonates et la diminution des carbonates en hiver 2018 pourraient être expliquées par une diminution de la température et une diminution de l'activité photosynthétique responsable de l'absorption de CO_2 fournit généralement par les échanges avec l'atmosphère et la respiration des organismes aquatiques. Ce CO_2 réagit avec les carbonates pour donner les bicarbonates selon la réaction suivante :

$\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{H}_2\text{CO}_3 \leftrightarrow \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{CO}_3^{2-} + 2\text{H}^+$ (Chapman, 1996), aussi les teneurs relevées en bicarbonates peuvent être expliquées par le fait que le pH au niveau du lac durant la même saison (hiver 2018) est moyennement faible par rapport aux autres saisons. Golterman (1995) rapporte que la libération du CO_2 dans le milieu provoque une chute du pH. D'une manière générale, les concentrations des bicarbonates et des carbonates varient en fonction du pH enregistré au cours de l'étude. En effet, lorsque le pH diminue, la concentration des hydrogénocarbonates (bicarbonates) augmente, par contre celle des carbonates diminue ce qui montre la relation étroite entre l'alcalinité et la valeur du pH.

En conclusion, les eaux du lac Dayet Er-Roumi présentent comme toutes les eaux douces naturelles un système tampon qui permet d'équilibrer l'alcalinité des eaux. Ce système tampon dépend des conditions du milieu à savoir le pH, la température, le gaz carbonique et les activités biologiques.

Des pics importants de la DBO_5 ont été enregistrés au niveau de S3 en été 2019 et au niveau de S7 au printemps 2019. Cette dernière station située sur l'affluent du lac reçoit une grande quantité de matières organiques suite au lessivage des terrains agricoles, aux excréments des bétails et à l'urbanisation. L'augmentation de la teneur en DBO_5 au niveau de S3 en été est sans doute liée à la décomposition de la matière organique (macrophytes, déchets, etc.). En effet, au niveau de cette station, on a une grande quantité de macrophytes. Cependant, la valeur minimale de la DBO_5 enregistrée en période humide (hiver) est due aux eaux de pluie qui contribuent à la dilution de la charge organique.

La DBO_5 est un paramètre utilisé pour évaluer la biodégradabilité d'une substance, il existe des méthodes normalisées basées sur des suivis de cinétique de dégradation bactérienne en conditions standard de laboratoire. Une substance est facilement biodégradable si : $\text{DBO}_5/\text{DCO} \geq 0,5$ (Pettyjohn, 1972). Dans notre étude, le rapport DBO_5/DCO est $< 0,5$ indiquant que les eaux du lac contiennent des produits inorganiques peu biodégradables. D'une façon générale, les concentrations en DBO_5 enregistrées au niveau du lac Dayet Er-Roumi au cours de la période d'étude sont supérieures à la limite recommandée. La contamination organique de l'eau du lac Dayet Er-Roumi a été signalée précédemment par Khyri et Chahlaoui (2013) et Khyri et al. (2013).

De son côté, la DCO a augmenté en hiver au niveau de S4 atteignant 38,89 mg/l suite au lessivage des terrains agricoles et à l'accumulation des MO (le lac a une forme de cuvette et cette station représente le milieu du lac où la profondeur est maximale). La forte teneur de la DCO observée en été au niveau de S3 pourrait être expliquée par la richesse de cette station par une grande densité de végétaux. Ceci corrobore les travaux de Rodier et al. (2009) qui

rapportent que les valeurs élevées de la DCO sont liées à une augmentation de la quantité de la matière organique et des substances oxydables. Selon les normes de qualité, les eaux du lac Dayet Er-Roumi sont de mauvaise qualité et les valeurs élevées de la DCO indiquent la présence d'une forte contamination liée à la présence de polluants d'origine organique et minérale (Diab, 2016).

Les formes solubles de carbonate de calcium et de magnésium dans l'eau présentent des valeurs maximales au cours de la saison pluviale au niveau de S5 (58,07 °F) et S8 (104°F) coïncidant avec une faible activité photosynthétique.

L'évolution de la dureté calcique montre qu'au niveau des différentes stations du lac (S1-S5), les concentrations sont moyennes et régulièrement stables durant la période d'étude. En revanche, au niveau des affluents, des valeurs élevées au niveau de S8 au printemps traduisent les impacts des activités anthropiques.

La dureté magnésienne des eaux du lac montre des variations régulières mais importantes. En effet, les stations S1-S5 présentent des teneurs constantes oscillant entre 100,60 mg/l en hiver 2019 et 57,03 mg/l en automne 2018. Des pics importants ont été remarqués au niveau des affluents du lac (S7 et S8) qui atteignent en hiver respectivement 143 mg/l et 114,79 mg/l. Ces importantes valeurs confirment l'effet du lessivage des sols.

Les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents sont très dures, en raison de la texture et la structure hydrogéologique et de la présence de la formation des roches évaporitiques triasiques. Hsu (1972) et Hsu et al. (1973) rapportent que ces roches sont riches en carbonates, en sulfates de calcium et en chlorures. Les formations qui affleurent aux alentours du lac Dayet Er-Roumi sont constituées par les argiles rouges, les grès, les conglomérats et les marnes sableuses (Elabidi et al., 2015 ; El Kourchia et al., 2016). Du fait que ce lac est alimenté aussi bien par des affluents que par la nappe phréatique, la dureté augmente par un simple passage d'eau à travers les différents sols. La forte dureté au niveau des affluents traduit qu'à côté de la nature géologique, il y'a aussi les activités anthropiques.

En général, nos valeurs variant entre 58 °F (580 mg CaCO₃/l) et 104°F (1040 mg CaCO₃/l) dépassent largement les normes préconisées par Bremond et Vuichard (1973).

Tableau 11 : Qualité de l'eau en fonction de la dureté selon Bremond et Vuichard (1973)

Dureté (mg/l CaCO₃)	Qualification de l'eau
0-30	Très douce
31-60	Douce
61-120	Moyennement douce
121-180	Dure
>180	Très dure

La concentration en ammonium au printemps 2019 est nettement inférieure à celle trouvée en période sèche (été 2018) au niveau de S4. En effet, au printemps 2019, les concentrations en oxygène dissous avoisinent 9 mg d'O₂/l ont favorisé la nitrification alors que la concentration élevée en été 2018 serait liée à la décomposition de la matière organique favorisée par le brassage important des eaux par effet du vent.

Au niveau des affluents, la concentration maximale a été notée en S8 (0,24 mg/l). Les stations au niveau deux autres affluents (S6 et S7) présentent des concentrations moyennes par rapport à S8 et plus importantes par rapport aux stations du lac. Ces valeurs sont dues principalement aux activités agricoles. En conclusion, les concentrations de l'azote ammoniacal des eaux du lac et ses affluents restent loin des limites recommandées.

Les nitrites ont présenté les valeurs les plus importantes au niveau de S7 et S8 au printemps 2018 et 2019. L'augmentation brusque des nitrites pourrait être attribuée à des rejets anthropiques (Sane, 2006) et aux apports d'engrais (Ivan et al., 2005).

Les teneurs moyennes constatées en hiver dans toutes les stations de prélèvement sont dues au lessivage des terrains agricoles suite aux précipitations. Par contre, les faibles teneurs durant les autres saisons peuvent être expliquées par l'effet des bactéries aérobiques qui s'activent pour transformer les nitrites en nitrates (les nitrites présentent une forme de transition et sont instables). En conclusion, les variations saisonnières sont faibles entre les stations et ne dépassent pas les normes recommandées (Arrêté de qualité des eaux de surface, 2002 ; Normes de qualité des eaux piscicoles, 2003).

La concentration élevée des nitrates dans les affluents S6 et S7 accusent d'une exploitation agricole importante où l'utilisation d'engrais azotés est très fréquente et d'un lessivage des sols agricoles sans oublier les rejets domestiques (Prowse et Talling, 1958). Ceci corrobore les résultats apportés par Mekaoussi (2014). Selon Liechti et al. (2004), des concentrations en nitrates supérieures à 1 mg/l traduisent une utilisation agricole intensive des sols, des apports excessifs en engrais ou d'importants déversements d'eaux usées.

Les nitrates sont la forme assimilable par le phytoplancton et leur utilisation explique la nette diminution des concentrations dans les eaux du lac S1-S5 (Sane, 2006 ; Sterner et al., 1995). Toutefois, les concentrations des nitrates ne dépassent pas les limites recommandées. Ces résultats corroborent avec les études de Khyri et Chahlaoui, (2013) et Ougrad et al. (2022)

L'analyse de l'azote total montre des concentrations élevées en hiver 2019 au niveau de S1 et des trois affluents du lac ce qui indique une utilisation importante et irrationnelle des engrais azotés dans les parcelles avoisinantes. La forte valeur enregistrée au niveau de S1 en hiver

peut être expliquée par le lessivage et le ruissellement après précipitations. En général, selon les normes recommandées, les eaux du lac Dayet Er-Roumi présentent une pollution azotée.

Les concentrations en orthophosphates élevées à S6 en été 2018 et moyennes en S7 et S8 sont dues essentiellement au lessivage des terres cultivées qui entourent le lac renfermant des engrais phosphatés ou traités par certains pesticides (Rodier, 1996), à la décomposition de la matière organique autochtone et allochtone et à l'érosion hydrique.

Au niveau du lac, une légère augmentation en PO_4^{3-} en été 2018 a été notée à S5 (0,64 mg/l) liée vraisemblablement à la décomposition de la grande quantité de débris de végétaux que renferme cette station et à la matière en suspension minérale pouvant adsorber le phosphore (Abdallaoui et al., 1998). Pendant cette même période, la transparence des eaux est faible. Néanmoins, les valeurs des orthophosphates enregistrées ne dépassent pas les normes recommandées.

La teneur très élevée des sulfates au niveau de S8 en hiver 2019 peut être expliquée par le lessivage des terres agricoles et les déchets ménagers, etc., (Greenwood et Earnshaw, 1984 ; Barry, 1989). Nos résultats corroborent avec les travaux d'El Qryefy et al. (2021) et Ougrad et al. (2022) et contredisent ceux de Khyri et al. (2013) qui ont trouvé des concentrations faibles (0,64 à 29,48 mg/l). D'une façon générale, les concentrations en sulfates enregistrées au niveau du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents au cours de la période d'étude sont inférieures à 200mg/l, qu'est la limite recommandée.

Les teneurs en chlorures sont liées principalement à la nature des terrains traversés. La concentration maximale (1775 mg/l) observée au niveau de S8 est tributaire aux activités anthropiques intenses (agriculture, déchets ménagers, etc.) et à la nature des terrains traversés roches évaporitiques triasiques (Hsu, 1972 ; Hsu et al., 1973) et marnes (Rodier, 1996). Nos résultats confirment ceux trouvés par Gayral (1954), Berthon (1980), El Qryefy et al. (2021) et Ougrad et al. (2022) qui ont rapporté respectivement que les eaux du lac Dayet Er-Roumi contiennent de 1,2 g/l à 2 g/l, 0,5 à 1g/l, 1,17 g/l à 1,20 g/l et 0,786 g/l à 0,921 g/l.

La légère augmentation de la concentration des chlorures en été est provoquée par l'évaporation des eaux suite à la hausse des températures pendant cette saison.

En général, les valeurs enregistrées au niveau du lac (S1-S5) montrent une certaine stabilité au cours de la période d'étude due au fait que les chlorures n'interviennent pas dans les décompositions biologiques, malgré qu'ils sont facilement solubles dans l'eau, ils ne jouent aucun rôle dans les phénomènes de dégradation (Rodier, 1996). D'une façon générale, les concentrations en chlorures enregistrées sont supérieures aux limites recommandées.

2. Corrélations entre les différents paramètres étudiés (ANOVA, ACP et CAH)

L'ANOVA a été réalisée avec les paramètres de la qualité de l'eau ayant un rôle dans la productivité piscicole. La matrice de corrélation entre les différentes variables montre des liaisons et des relations très importantes entre plusieurs paramètres étudiés (T, pH, OD, CE, OH⁻, HCO₃⁻, CO₃²⁻, DBO₅, DCO, TH, Ca²⁺, Mg²⁺, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, NT, PO₄³⁻, SO₄²⁻ et Cl⁻).

La liaison entre ces paramètres traduit des relations entre eux dans plusieurs phénomènes et réactions, telle que la photosynthèse. En effet, une température importante et une disponibilité des nitrates, des nitrites, d'ammonium et d'azote total (forte corrélation entre ces paramètres) augmentent l'activité photosynthétique dans le milieu et par conséquent favorisent le développement du phytoplancton. Cette activité libère de l'oxygène et consomme le dioxyde de carbone ce qui augmente le pH du milieu avec l'augmentation de carbonates et diminution des bicarbonates (pH ayant une corrélation positive importante avec les carbonates et négative avec les bicarbonates), ce résultat est confirmé par l'étude de Chapman (1996) qui montre la relation étroite entre l'alcalinité et le pH (Chapman, 1996).

La forte corrélation négative entre l'oxygène dissous et la DBO₅ indique que ces deux paramètres agissent en synergie.

Une forte corrélation positive entre la conductivité électrique et les chlorures indique que la richesse en ion chlorure a un effet majeur dans l'augmentation du taux de minéralisation des eaux du lac Dayet Er-Roumi. Ces fortes concentrations en chlorures dans l'eau peuvent avoir des effets toxiques aigus et chroniques sur les organismes aquatiques, tandis que les faibles concentrations peuvent affecter la structure des populations et des communautés d'algues en particulier (Health Canada, 2001).

La forte corrélation positive entre les ions bicarbonates et l'azote total pourrait être expliquée par la liaison étroite de ces deux paramètres qui agissent en synergie lors de la photosynthèse. La forte corrélation positive entre le TH et le calcium montre clairement la responsabilité majeure de cet ion dans la dureté de l'eau. Il y a aussi une corrélation positive entre le calcium et les bicarbonates avec présence de bicarbonates de calcium dans l'eau.

En général, les corrélations entre les paramètres étudiés indiquent que les distributions des paramètres physico-chimiques ne sont pas contrôlées par le même facteur. Les fortes corrélations entre certains paramètres montrent les mêmes sources d'entrée et ou un comportement géochimique similaire (Lu et al., 2010). Par conséquent, les associations de quelques paramètres tels que NT, nitrates, nitrites, ammonium, etc., indiquent que l'eau du lac Dayet Er-Roumi a assimilé divers polluants provenant des engrais chimiques, des pesticides,

des eaux usées domestiques et des zones de ruissellement agricoles. Les solides liens entre les paramètres environnementaux (T, pH, bicarbonates, carbonates, calcium, les formes azotés et orthophosphates) indiquent l'état trophique du lac.

L'ACP montre les corrélations entre les variables, les facteurs et la projection des variables dans l'espace des axes F1 et F2. L'analyse du plan factoriel F1 et F2 montre que plus de 78,36% est exprimé.

L'axe F1 a une variance de 52,92% exprimée par *T, OH⁻, HCO₃⁻, TH, Ca²⁺, NH₄⁺, NO₂⁻, NT et PO₄³⁻*. Cet axe définit une pollution en allant de la gauche vers la droite de la composante 1 et exprime que ces variables sont des indicateurs de pollution domestique et agricole.

L'axe F2 a une variance de 25,44% et se compose des variables suivantes : *pH, OD, CE, DBO₅, DCO, Mg²⁺, NO₃⁻, SO₄²⁻ et Cl⁻*. Cet axe traduit une eau fortement minéralisée riches en chlorures, en sulfates et en magnésium, etc.

En ce qui concerne la projection des stations, une structure typologique a été dégagée en spécifiant trois groupes selon la qualité hydro-chimique des eaux :

Groupe 1 : caractérise les eaux fortement minéralisées affectées par l'activité domestique. Ce groupe est constitué de la station 8 (affluent du lac).

Groupe 2 : caractérise les stations ayant une eau fortement minéralisée affectée par l'activité anthropique principalement les activités agricoles. Ces eaux sont caractérisées par la présence de nitrites, nitrates, orthophosphates, ammonium et azote total. Ce groupe défini par les stations de deux affluents du lac (S6 et S7).

Groupe 3 : caractérise les cinq stations du lac (S1-S5) ayant des teneurs élevées du *pH, T, CO₃²⁻, DCO et Mg²⁺* témoignant de la mise en place du processus de la photosynthèse et de la décomposition de la matière organique endogène et exogène.

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) a révélé 3 clusters :

Cluster I peut être subdivisé en deux sous grappes. La première, constituée principalement de *T, pH, OD, OH⁻, CO₃²⁻, DBO₅, DCO, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, NT et PO₄³⁻*, traduit les activités anthropiques dans le pourtour du lac (fosses septiques, déchets de ménage, engrais et pesticides, etc.).

L'identification de la source de la deuxième sous grappe, présentée par *HCO₃⁻, TH, Ca²⁺, Mg²⁺ et SO₄²⁻*, est associée avec le fond géochimique et par conséquent avec des sources naturelles dont l'altération de la roche mère.

Cluster II est constitué de *Cl⁻*. Il est principalement d'origine roches évaporites triasiques riches en chlorures, carbonates et sulfates de calcium (Hsu, 1972 ; Hsu et al., 1973)

Cluster III est constitué de la **CE** traduisant des concentrations très élevées en minéraux ayant des origines naturelles et anthropiques.

3. Etat trophique du lac Dayet Er-Roumi

Le degré d'eutrophie du lac Dayet Er-Roumi a été étudié pour la première fois par Berthon (1983b) en utilisant plusieurs méthodes de classification du lac. Il a rapporté que ce lac est eutrophe et a confirmé les travaux de Gayral (1954).

3.1 Variation de la transparence

La diminution de la transparence en hiver pourrait être expliquée par les apports de la matière en suspension et l'érosion des sols suite aux précipitations, en effet une absence d'une bande de végétation autour du lac favorise un apport important de sédiments.

La transparence de l'eau du lac Dayet Er-Roumi augmente en été, ce phénomène peut sembler étonnant puisqu'on peut avoir une photosynthèse intense ce qui devrait normalement provoquer une baisse de la transparence (Ross, 2001). Toutefois, les algues dotées de système de locomotion (cils et flagelles) migrent verticalement en surface pour chercher la lumière optimale et faire la photosynthèse et au fond, pendant la nuit, pour chercher la nourriture (Hasnaoui, 1992). La S4 qui se localise au milieu du lac où la profondeur est maximale (13,5m) enregistre des valeurs variant entre 0,9 m et 2 m.

3.2 Variation des orthophosphates

Les concentrations des orthophosphates varient considérablement en fonction des saisons et des stations. Au niveau de la station du milieu (S4), elles ont oscillé entre 0,23 mg/l et 0,52 mg/l indiquant la richesse du milieu en cet élément.

3.3 Evaluation de l'état trophique du lac

L'état trophique est une mesure du degré d'eutrophisation d'un lac et de l'ampleur de son enrichissement en nutriments ou de sa productivité primaire. Il est indiqué au moyen d'une échelle de la productivité primaire de faible à élevée : l'état oligotrophe peu productif, l'état mésotrophe moyennement productif, l'état eutrophe hautement productif et l'état hypertrophe avec une production trop élevée.

Les paramètres de l'eau les plus couramment utilisés pour déterminer le niveau trophique d'un lac sont la transparence, la concentration en chlorophylle a et la concentration en phosphore (Margalef, 1967 ; Vollenweider, 1982 ; Beveridge, 1984 ; MDDELCC, 2015).

Dans notre étude, nous nous sommes basés sur les orthophosphates (phosphore minéral) et la transparence pour définir l'état trophique de ce lac à partir du diagramme de classement du niveau trophique des lacs selon Beveridge (1984).

Puisque les profondeurs des stations S1, S2, S3 et S5 ne dépassent pas 3 m, nous nous sommes focalisés sur la station du milieu S4 ayant une profondeur de 13,5 m. Les concentrations des orthophosphates variant entre 230 et 520 $\mu\text{g/l}$ de l'hiver 2018 à l'été 2019 (7 saisons) classent le lac Dayet Er-Roumi comme un lac hyper-eutrophe. Cependant, les valeurs de la transparence variant de 0,9 à 2m classent ce lac comme eutrophe. De ce fait, nous pouvons classer le lac Dayet Er-Roumi comme un lac eutrophe à hyper-eutrophe corroborant les anciens travaux de Berthon et Gayral déjà cités (Figure 44).

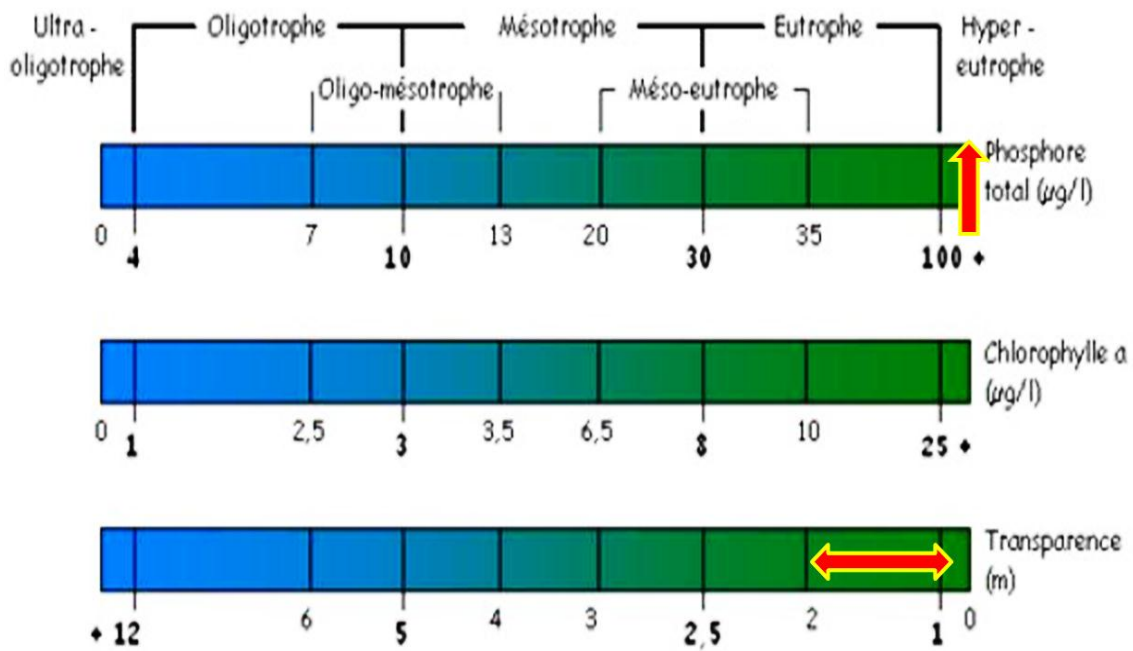


Figure 44 : Diagramme de classement du niveau trophique du lac Dayet Er-Roumi (Beveridge, 1984).

V. Conclusion

L'étude des caractéristiques physico-chimiques des eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents révèle des concentrations très élevées de certains paramètres tels que HCO_3^- , TH, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- indiquant une forte minéralisation avec une conductivité électrique qui atteint 3961 $\mu\text{s/cm}$ au niveau du lac et 6825 $\mu\text{s/cm}$ au niveau de ses affluents. Le pH est légèrement alcalin avec des valeurs comprises entre 7,84 et 9,74. Les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents sont moyennement riches en éléments nutritifs (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , NT, et PO_4^{3-}) avec une teneur élevée de la DBO_5 et la DCO. Ces données permettent de classer les eaux de cet hydrosystème comme eaux polluées. Elles sont assez chargées en composantes inorganiques peu biodégradables puisque le rapport DBO_5/DCO est $< 0,5$.

Le suivi spatio-temporel des paramètres physico-chimiques de l'eau durant 20 mois nous a fourni une image claire sur la pollution relativement intense se traduisant par une importante

charge minérale et organique. Les affluents du lac sont aussi une source importante de pollution (apport des matières minérales et organiques suite aux activités anthropiques) sans oublier la participation de la nature géologique dans cette pollution (l'eau traverse des terrains constitués de roches évaporitiques triasiques).

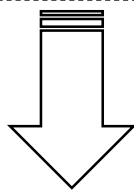
L'analyse statistique des données (ANOVA, ACP et CAH) nous a permis de faire ressortir la corrélation existante entre les différents paramètres et de différencier une zonalité de la qualité de l'eau dans la région étudiée.

L'étude de l'état trophique du lac nous a informé qu'il est classé comme eutrophe à hyper-eutrophe ce qui indique que le lac Dayet Er-Roumi subit un vieillissement prématuré suite à des activités humaines qui accélèrent le processus de vieillissement naturel du lac.

En général, les résultats montrent que les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents présentent des signes de dégradation tout au long de l'année, puisque la majorité des analyses ont révélé des teneurs dépassant largement les normes des eaux piscicoles et les normes des eaux de surface. De ce fait, la préservation de cet écosystème aquatique devient donc impérative devant cette dégradation hydrique ayant différentes origines.

Partie 2

**CONTRIBUTION A L'ETUDE PLANCTONIQUE ET
ICHTHYOLOGIQUE DU LAC DAYET ER-ROUMI**



Chapitre 1 : Contribution à l'étude de la population
planctonique.

Chapitre 2 : Etude ichthyologique du lac Dayet Er-Roumi.

Chapitre 1

Contribution à l'étude de la population planctonique

I. Introduction

L'écosystème aquatique ne se caractérise pas uniquement par les facteurs abiotiques étudiés précédemment. Il comprend une biocoenose contenant l'ensemble des organismes benthiques et planctoniques.

Le phytoplancton est composé d'organismes végétaux (unicellulaires, filamenteux ou coloniaux) microscopiques en suspension dans la colonne d'eau. Il est caractérisé par la présence de pigments chlorophylliens dont majoritairement la chlorophylle a. En effet leur métabolisme est dominé par le mode de vie autotrophe basé sur la photosynthèse (besoin de lumière) qui est la source principale voire unique de leur énergie et permettant la constitution des molécules pour les cellules (Pourriot et Meybeck, 1995).

Le zooplancton est situé à un niveau intermédiaire de la chaîne trophique aquatique et fournit des informations capitales sur le succès reproducteur potentiel de nombreuses espèces de poissons. Prédateurs du phytoplancton et proies préférentielles de l'ichtyofaune, le zooplancton constitue un maillon essentiel, dont la dynamique des peuplements est étroitement liée aux variations de la biomasse algale et des populations piscicoles.

Le zooplancton constitue l'ensemble des animaux microscopiques vivant en pleine eau (Champiat et Larpent, 1988). Il joue un rôle déterminant dans les réseaux trophiques aquatiques. Il représente une source de nourriture importante pour les poissons et les invertébrés prédateurs. Il participe aussi, en raison de son activité alimentaire, à la régulation du stock d'algues (Paterson, 2000).

Dans ce chapitre, nous allons apporter des informations sur la composition qualitative du plancton en deux périodes de l'année (période froide et période sèche).

II. Matériel et méthodes

1. Technique d'échantillonnage et période d'étude

L'échantillonnage du phytoplancton a été réalisé à partir d'une méthode qualitative. Un échantillonnage qualitatif a été fait avec l'utilisation d'un filet à plancton dont les principales caractéristiques sont les suivantes: forme conique de maille 55µm avec une ouverture muni d'un collecteur pour récolter le contenu de l'opération de filtration. Les prélèvements ont eu lieu selon un trajet horizontal en surface puis verticalement jusqu'à 1 m de profondeur. Les échantillons recueillis sont fixés au formol à 5%.

En suivant le même protocole que pour le phytoplancton, le zooplancton a été prélevé à l'aide

d'un filet de 200µm de vide de maille munie d'un collecteur. Les échantillons recueillis sont fixés au formol à 5%.

Concernant la période d'étude, cette étude a été réalisée en période sèche (été 2019) et en période humide (hiver 2019).

2. Méthodologie d'identification

Pour le phytoplancton : Après dépôt des espèces phytoplanctoniques fixées au formol (5%) au fond du flacon, une goutte d'eau est prélevée au fond à l'aide d'une pipette après homogénéisation. Cette goutte est déposée entre lame et lamelle puis observée au microscope optique (OLYMPUS BX 60) à l'objectif 40. Suivant la morphologie générale des taxons observés, la détermination des espèces a été réalisée à l'aide des ouvrages de Desikachary (1959), Bourrelly (1966, 1968, 1970, 1985), Compère (1991), et Ouattara (2000).

Pour le zooplancton : Les observations sous la loupe binoculaire et au microscope optique nous ont permis de déterminer qualitativement les espèces zooplanktoniques. La détermination a été réalisée à l'aide des ouvrages suivants : Dussart (1967, 1969) (Copépodes), Amoros (1984) (Cladocères) et Pourriot (1986, 1977) (Rotifères).

III. Résultats et discussion

L'analyse de la composition des échantillons de phytoplancton nous a permis de répertorier quelques espèces algales confirmant les résultats des travaux antérieurs (Gayral, 1954 ; Berthon, 1983a ; Douma et al., 2009).

Nos analyses ont révélé un développement remarquable du phytoplancton en été et hiver. En hiver, seuls les Dinophycées (*Peridinium willei*, *Peridinium cinctum*, *Ceratium hirundinella*) dominant. En revanche, la Cyanobactérie *microcystis aeruginosa* est présente avec des densités très élevées en été (Photo 1 ; Tableau 12). Ces constatations confirment celles trouvées par Douma et al. (2009).

La richesse spécifique du phytoplancton confirme l'état eutrophe de ce milieu.

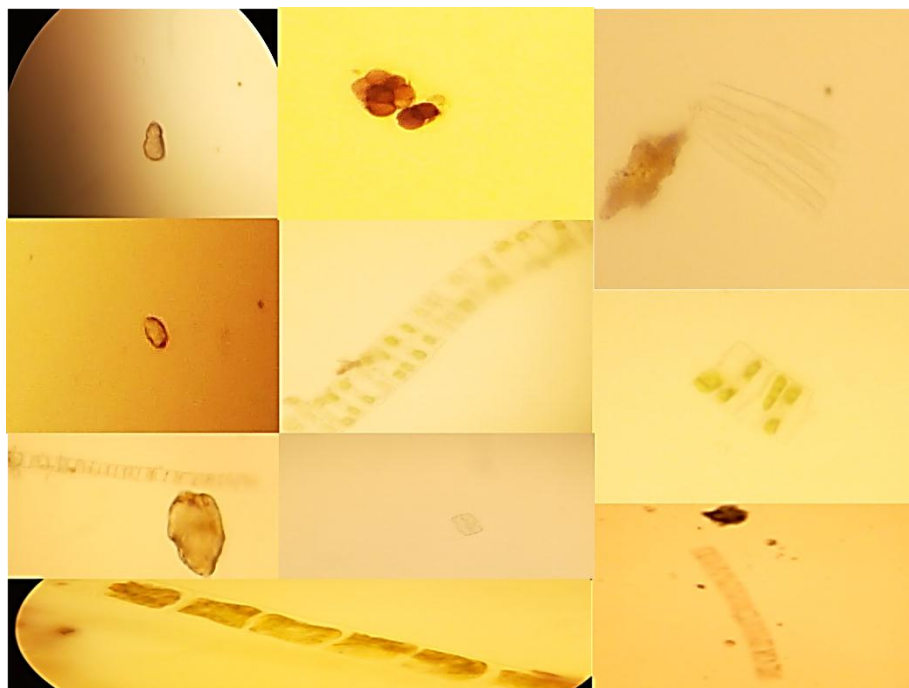


Photo 1 : Phytoplancton dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi.

Tableau 12 : Phytoplancton au niveau du lac Dayet Er-Roumi.

Classe	Espèce
Chlorophycées	<i>Pediastrum duplex</i> <i>Pediastrum boryanum</i> <i>Dunaliella sp</i> <i>Ankistrodesmus sp</i> <i>Oocystis lacustris</i> <i>Sphaecocystis sp</i> <i>Cosmaruim sp</i>
Cryptophycées	<i>Cryptomonas sp</i> <i>Chroomonas sp</i>
Dinophycées	<i>Peridinium willei</i> <i>Peridinium cinctum</i> <i>Ceratium hirundinella</i>
Cyanobactéries	<i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Lyngbya sp</i> <i>Oscillatoria sp</i>
Diatomophycées	<i>Chaetoceros sp</i> <i>Cyclotella ocellata</i>

Le zooplancton qui colonise le lac est constitué principalement de Rotifères, Microcrustacés (Copépodes et Cladocères) et Protozoaires (Photo 2).

- Copépodes très abondants dans le lac ;
- Cladocères ;
- Rotifères ;
- Protozoaires.

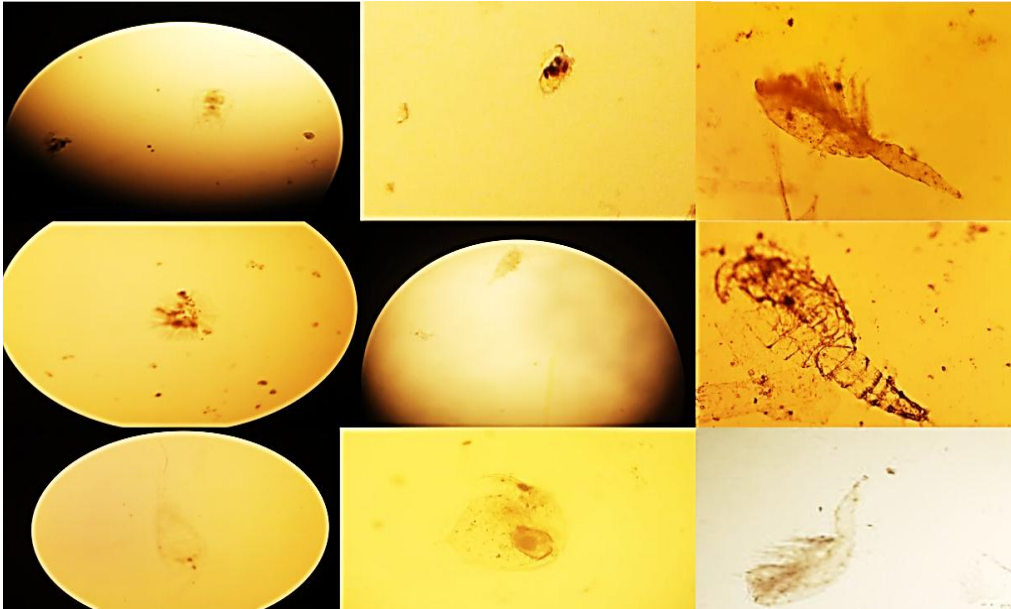


Photo 2 : Zooplancton dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi

L'analyse qualitative du zooplancton dans notre site montre une diversité moyenne à importante au niveau du lac avec dominance des Cladocères suivis par les Copépodes. Les Rotifères, moins abondant toute l'année, présentent des densités importantes en été (Berthon, 1984).

Les analyses physico-chimiques de l'eau ont apporté que ce lac présentent des concentrations élevées en chlorures (1,10 g/l), en bicarbonates (158,6 mg/l) et une dureté très élevées (580 mg CaCO₃/l) avec une conductivité électrique qui atteint 3961 μ s/cm. Ceci corrobore les travaux de Wetzel (2001) qui a rapporté que la composition, l'abondance et la dynamique du zooplancton sont structurées par les facteurs environnementaux et les interactions biotiques. En tenant compte de la biomasse et de la productivité, les groupes dominants de zooplancton sont les Crustacés et les Rotifères (Pourriot, 1977). Plusieurs études témoignent d'une contribution substantielle des rotifères à la productivité secondaire du lac (Gilbert et Bogdan, 1984). Les rotifères peuvent affecter fortement le transfert d'énergie, le cycle des nutriments et la composition spécifique dans leurs communautés (Pope, 1989).

IV. Conclusion

Le peuplement phytoplanctonique regroupe 5 classes avec forte dominance des Chlorophycées suivies par les Bacillariophycées.

Le peuplement zooplanctonique est réparti en quatre groupes: les Copépodes, les Cladocères, les Rotifères et les protozoaires. Les Copépodes et les Cladocères sont les groupes les plus fréquents. Ils marquent leur abondance dans la majorité des prélèvements.

La connaissance et la maîtrise des réseaux trophiques aquatiques du lac sont indispensables. L'étude des variations planctoniques peut représenter une première approche fonctionnelle de l'écosystème. Ce travail nous a permis d'étudier des caractéristiques de l'écosystème lacustre du lac Dayet Er-Roumi et d'évaluer la diversité et la dominance des différents groupes planctoniques.

Chapitre 2

Etude ichtyologique du lac Dayet Er-Roumi.

I. Introduction

La situation des poissons d'eau douce est préoccupante dans le monde entier. En effet, un tiers des espèces connues aurait disparu ou serait fortement menacé, et environ 3 à 5% figurent sur la liste de l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) des animaux menacés (Maitland, 1995). Les principaux facteurs de ce déclin sont la destruction et l'anthropisation des habitats de ces poissons en plus de leur exploitation d'une manière intensive, etc.

La diversité et l'état de conservation des poissons d'eau douce varient selon les régions. Si la situation des poissons d'eau douce est assez bien connue en Europe ou en Amérique du nord et des programmes de protection et de conservation sont mis en place (FAO, 2012), il n'en est pas de même dans d'autres régions telles que l'Afrique ou l'Amérique du sud. En effet, bien que ces régions soient caractérisées par une grande diversité de l'ichtyofaune, leur distribution reste imprécise, leur taxinomie est sujette à caution et leur statut est souvent imprécis (Maitland, 1995 ; Keith, 2000). L'ichtyofaune des eaux continentales de l'Afrique du Nord en général et du Maroc en particulier est peu connue. Depuis quelques années, la connaissance de la faune ichtyologique des lacs, des rivières et des plans d'eau préoccupe les naturalistes, les scientifiques et les responsables du développement. Cet intérêt affiché tient à deux raisons principales: 1) la faune ichtyologique d'Afrique offre par sa richesse (Daget, 1988) les champs d'investigation les plus complexes et les plus larges, d'où l'attachement des scientifiques à cet important laboratoire naturel, 2) l'intensification croissante de l'exploitation des peuplements de poissons d'eau douce et saumâtre d'Afrique par des populations locales en augmentation permanente et surtout l'accélération alarmante de tous les processus de dégradation du milieu naturel font planer le majeur risque de régression et de disparition des espèces (Daget et al., 1988 ; Lévêque, 1994 ; Lalèyé, 1995).

Le lac Dayet Er-Roumi regroupe une très grande diversité ichtyologique qui n'est pas encore bien connue sur le plan taxonomique et encore moins présenté sur le plan biologique et écologique des espèces qui le peuplent. Cette richesse ichtyologique est de plus en plus exploitée par des populations locales qui utilisent diverses techniques de pêche. La nécessité de prendre des mesures de conservation devient dès lors une préoccupation majeure. Ces mesures, pour être efficaces, nécessitent une bonne connaissance des espèces et des relations qui les lient à leur milieu (Lalèyé et al., 2004). Il n'y a jamais eu d'inventaire exhaustif de la faune ichtyologique du lac Dayet Er-Roumi, les informations disponibles sur l'ichtyofaune

sont très fragmentaires et anciennes (Berthon, 1984 ; Mouslih, 1987 ; Moreau et al., 1988 ; Yaakoubi, 1994 ; Azeroual, 2003). Il apparaît nécessaire d'inventorier la faune ichthyologique de ce lac afin d'établir un référentiel ichthyen et d'évaluer la richesse spécifique etc.

Les objectifs de cette étude sont d'établir un inventaire ainsi qu'une identification de l'ichtyofaune du lac Dayet Er-Roumi, d'étudier pour la première fois l'état actuel des ressources halieutiques à l'aide d'indices synthétiques : richesse spécifique, diversité de Shannon et équitabilité et d'évaluer les effets des activités anthropiques sur la biodiversité faunistique du lac.

II. Matériel et méthodes

1. Technique d'échantillonnage et période d'étude

L'échantillonnage est réalisé au niveau des quatre stations choisies selon l'accessibilité, la situation et la possibilité de mise en place des filets sans entraves, au cours des quatre saisons de l'année 2018/2019 (Figure 45).

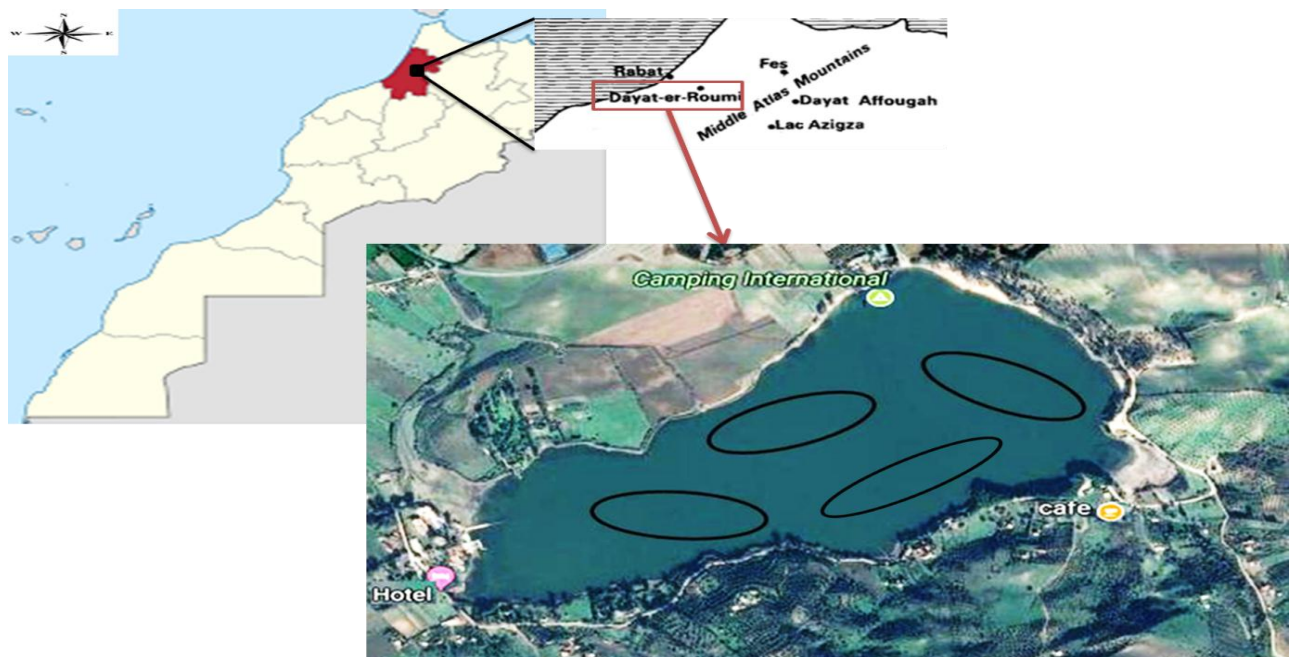


Figure 45 : Répartition géographique des points d'échantillonnage des poissons.

La méthode utilisée au cours de cette étude a été la pêche par deux types de filets maillants. Une superficie de 45 m² (45 m de longueur sur 1 m de hauteur) et une superficie de 700 m² (100 m de longueur sur 7 m de hauteur) et des mailles de 20, 25, et 35mm. Cette méthode présente l'avantage d'être standardisée, reproductible et permet d'obtenir des données semi-quantitatives (Alliod, 2011) (Photo 3). Les filets sont posés le matin à 9h pour être ramassés à 16h. Les poissons pêchés sont décrochés individuellement du filet et placés dans un bac d'eau afin de les identifier puis retournés dans le lac (Photo 3).



Photo 3 : Echantillonnage des poissons.

2. Méthodes analytiques et statistiques

2.1 Identification

L'identification des espèces de poissons pêchées a été réalisée au Centre National d'Hydrobiologie et de Pisciculture (CNHP) d'Azrou qui relève du Haut-Commissariat aux Eaux et Forêts et à la Lutte Contre la Désertification (HCEFLCD).

2.2 Indices de diversité

a. Richesse spécifique (S)

La richesse spécifique S correspond au simple comptage du nombre d'espèces présent dans l'échantillon.

b. Diversité de Shannon (H')

L'indice de diversité de Shannon H' (Shannon, 1948) est utilisé comme mesure de la diversité spécifique (Margalef, 1958 ; Frontier, 1983) :

$$H' = - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N} \times \log_2 \frac{n_i}{N} \right)$$

Avec S : le nombre total d'espèces présentes ;

n_i : l'effectif de l'espèce i dans l'échantillon ;

N : l'effectif total.

H' varie entre 0, dans le cas où le peuplement n'est constitué que d'une seule espèce et $\log_2 S$ dans le cas où toutes les espèces présentes sont avec une abondance équivalente ou similaire (généralement $H' = 4,5$ ou 5 pour les peuplements les plus diversifiés).

c. Equitabilité (R)

L'indice d'équitabilité (R) (Pielou, 1966) permet de mesurer l'équitabilité (terme que certains écologues réfutent, lui préférant celui de régularité) ou encore l'équi-répartition des espèces

du peuplement par rapport à une répartition théorique égale pour l'ensemble des espèces (Barbault, 1992) :

$$R = \frac{H'}{H_{max}} \text{ avec } H_{max} = \log_2 S$$

La valeur de R varie entre 0 (une seule espèce domine) et 1 (toutes les espèces ont la même abondance). L'équitabilité prend en compte la diversité potentielle maximale du système (Hmax), c'est-à-dire la capacité du système à accepter S espèces en proportions équivalentes. R constitue donc une sorte de synthèse des deux autres indices.

III. Résultats

1. Composition faunistique globale

Les espèces de poissons pêchées lors des différentes missions d'échantillonnage sont au total 7 espèces et une sous espèce appartenant à 5 familles avec 3 espèces autochtones du Maroc et 5 espèces allochtones. Le tableau 13 illustre la présence d'une espèce autochtone «*Anguilla anguilla*» dans la liste rouge (elle est en danger critique d'extinction).

Tableau 13 : Inventaire de l'ichtyofaune des eaux lacustre du lac Dayet Er-Roumi et leur statut dans la liste rouge de l'IUCN 2022.

Famille	Espèces	Statut dans la liste rouge de l'IUCN	Origine de l'espèce
Cichlidae	<i>Coptodon zillii</i>	LC (Préoccupation mineure)	autochtone
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i>	LC (Préoccupation mineure)	introduite
	<i>Micropterus salmoides</i>	LC (Préoccupation mineure)	introduite
Poecillidae	<i>Gambusia affinis</i>	LC (Préoccupation mineure)	introduite
Cyprinidae	<i>Barbus sp</i>	–	autochtone
	<i>Cyprinus carpio</i>	Vu (Vulnérable)	introduite
	<i>Cyprinus carpio carpio</i>		
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i>	CR (En danger critique d'extinction)	autochtone

2. Abondance des familles de poissons pêchés

Avec 338 individus capturés, les Cyprinidae et les Poecillidae représentent les familles dominantes du lac Dayet Er-Roumi, elles représentent respectivement 38,4% et 33,7% des poissons inventoriés. Les Cichlidae viennent en troisième position suivies par les Centrarchidae en quatrième position, ces deux familles représentent 27,6% des poissons inventoriés dans le lac. En dernière position, viennent les Anguillidae avec un seul individu, soit 0,3% (Figure 46).

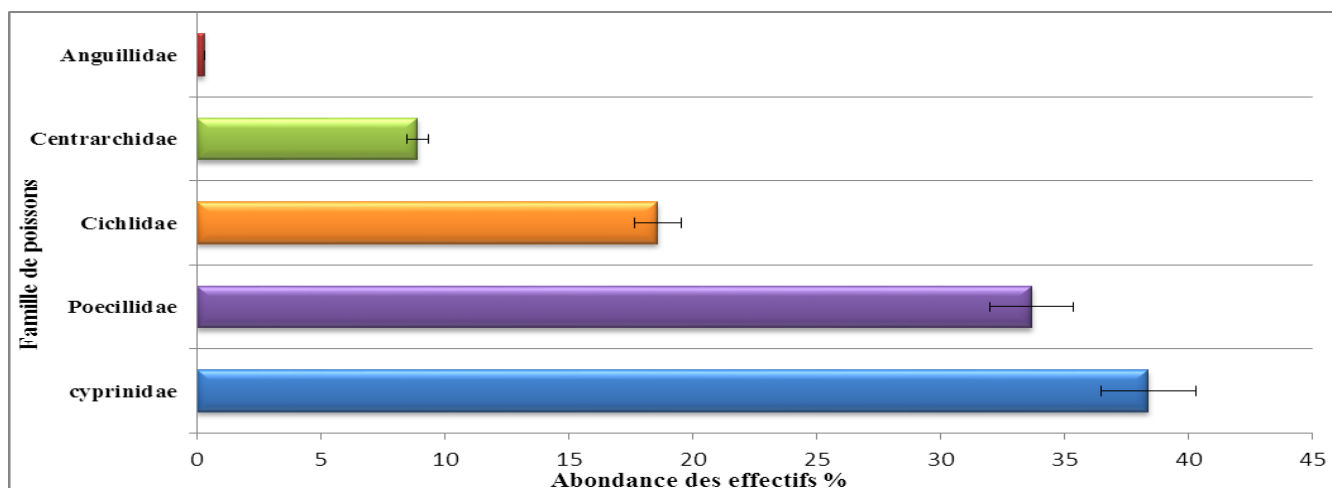


Figure 46 : Abondance des différentes familles de poissons pêchés.

3. Abondance des différentes espèces de poissons capturées

Avec 338 individus capturés dans l'ensemble du lac, deux espèces introduites et dominantes en terme du nombre sont *Gambusia affinis* et *Cyprinus carpio carpio* (Figure 47). Elles représentent respectivement 33,7% et 21,6% du nombre totale d'individus capturés. Les autres espèces capturés sont comparativement moyennement à faiblement représentées, parmi ces espèces, on observe par ordre décroissant l'espèce *Coptodon zillii* avec 63 individus (18,7%), puis l'espèce *Cyprinus carpio* avec 52 individus (15,3%) ensuite *Lepomis gibbosus* avec 29 individus (8,6%), après l'espèce *Barbus sp* avec 5 individus (1,5%) et enfin *Micropterus salmoides* et *Anguilla anguilla* avec un seul individu capturé chacune (0,35%).

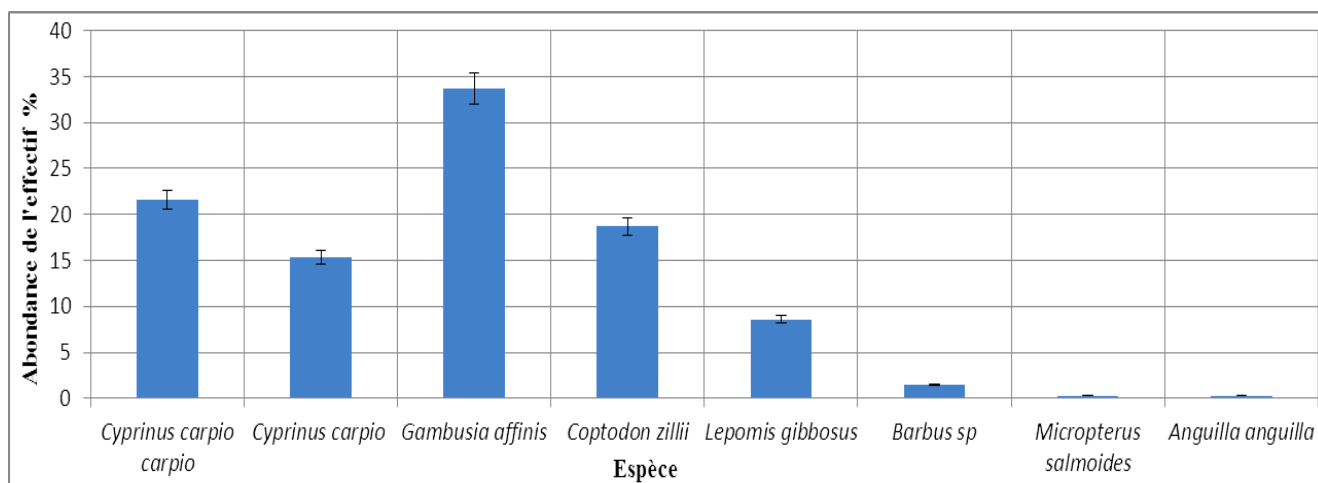


Figure 47 : Abondance des différentes espèces de poissons pêchés.

4. Indices de diversité

La richesse spécifique du lac est généralement faible avec uniquement 7 espèces et une sous espèce capturées. L'indice de Shannon H' est de 0,59 indiquant que le peuplement du lac Dayet Er-Roumi n'est pas diversifié. L'indice d'équitabilité (qui renseigne sur l'homogénéité des captures et l'équilibre du peuplement) est de 0,7 ($R < 0,80$), ce qui traduit un état de non-

stabilité du peuplement du lac Dayet Er-Roumi. D'après ces résultats, on constate que le lac Dayet Er-Roumi présente une diversité faible à modérée.

Tableau 14 : Indices de diversité du le lac Dayet Er-Roumi.

Effectif	338
Richesse Spécifique	8
Diversité de Shannon	0,59
Equitabilité	0,7

IV. Discussion

L'étude de la faune piscicole du lac Dayet Er-Roumi montre qu'il y'a 7 espèces et une sous espèce dont 3 espèces sont autochtones (*Coptodon zillii*, *Barbus sp* et *Anguilla anguilla*) et 5 allochtones ou introduites (*Lepomis gibbosus*, *Micropterus salmoides*, *Gambusia affinis*, *Cyprinus carpio carpio* et *Cyprinus carpio*). Parmi les poissons autochtones, *Anguilla anguilla* est classée dans la liste rouge de l'IUCN étant une espèce en danger critique d'extinction.

L'analyse de l'ensemble des poissons capturés a permis d'évaluer les abondances relatives pour chaque espèce, *Gambusia affinis* (appartenant à la famille de Poecillidae) est prédomine dans les captures, elle représente plus de 33,7 % des poissons en termes d'abondance relative, ensuite on trouve la sous espèce *Cyprinus carpio carpio* qui fait partie de la famille de cyprinidae, cette sous espèce est abondante, elle représente 21,6% des poissons dénombrés. Après on a dans la famille de Cichlidae l'espèce *Coptodon zillii* qui est moyennement présente. *Lepomis gibbosus* (8,6%), *Barbus sp* (1,5%), *Micropterus salmoides* (0,35%), et *Anguilla anguilla* (0,35%) sont peu fréquentes.

Les deux familles envahissantes et dominantes dans le lac Dayet Er-Roumi sont les cyprinidae et les poecillidae, elles représentent respectivement 38,4% et 33,7% des poissons inventoriés. Les cichlidae présentent aussi une position assez remarquable par rapport à les deux autres familles inventoriées les Centrarchidae et les Anguillidae.

Cyprinus carpio carpio et *Gambusia affinis* sont envahissantes dans le lac Dayet Er-Roumi, ces poissons allochtones peuvent avoir des effets néfastes sur l'état ichthyologique du lac induisant une biodiversité fragile. Les premières introductions de poissons ont commencé dans les années vingt du siècle dernier (Mouslih, 1987), généralement, le but des ces introductions est de développer la pêche sportive, d'enrichir la faune ichthyologique des eaux douces du pays, mais certaines espèces caractérisées par la prédominance dans presque tous les plans d'eau du pays. Mouslih (1987) a constaté que les introductions aveugles sans étude

scientifique préalable de leurs impacts potentiels sur l'ichtyofaune locale, auraient causé la disparition d'une espèce endémique marocaine, la carpe commune et miroir étant responsable d'une certaine pollution mécanique et organique (Mouslih, 1987). Les impacts potentiels de ces introductions sur les espèces indigènes sont nombreux : compétition alimentaire et spatiale, hybridation, prédation sur les espèces autochtones. Parfois, ces introduction provoquent une déclinaison des populations des certaines espèces autochtones, et même leur disparition (Bianco, 1995). Parmi les espèces introduites et envahissantes il y'a la perche soleil et la gambusie qui sont considérées comme des espèces nuisibles (Welcomme, 1992).

Certaines espèces avaient été signalées auparavant par divers auteurs. En effet, Mouslih, (1987), Robbins et MacCrimmon, (1974), Yaakoubi, (1994) et Moreau et al. (1988) déclarent que *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802) introduite dans le lac Dayet Er-Roumi. Alors que Mouslih, (1987) ; Moreau et al. (1988) révèlent que la carpe commune et la carpe miroir sont bien acclimatées dans le lac. Azeroual (2003) a signalé la présence d'*Atherina hepsetus* dans le lac, tandis que nous n'avons pas rencontré cette espèce durant l'étude, soit elle a disparu du lac soit elle n'a pas été capturée durant la pêche.

Concernant les indices de diversité calculés, ils ont montré que le lac Dayet Er-Roumi a un statut instable. L'indice de Shannon est de 0,59 traduisant un peuplement non diversifié, et l'indice d'équitabilité montrant une diversité faible à modérée. Ces résultats montrent un déséquilibre dans la distribution des espèces de poisson et reflètent un état relativement instable du lac.

V. Conclusion

Cette étude permet de mettre à jour la liste de la faune ichthyenne du lac Dayet Er-Roumi et rapporte qu'elle est caractérisée par une richesse moyenne avec 7 espèces et une sous espèce appartenant à 5 familles.

Les résultats de cette études ichtyologique servira de données de référence pour la faune piscicole du lac Dayet Er-Roumi et du Maroc. Ce SIBE peut être accueilli des espèces non pas encore signalées, il est donc nécessaire de poursuivre l'effort d'inventaire.

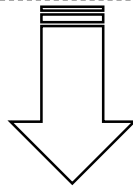
Les indices de diversité calculés montrent que le lac Dayet Er-Roumi a une diversité faible à modérée indiquant un état relativement instable du lac. La situation actuelle de l'ichtyofaune du lac est précaire et fragilisée par les activités anthropiques croissantes, la destruction des habitats, la surpêche et la pollution urbaine et agricole.

Des suivis permanents de l'état de la faune ichthyenne du lac Dayet Er-Roumi et des sensibilisations de la population locale sont importants dans l'élaboration des mesures appropriées à prendre, des aménagements, etc., afin d'éviter une érosion drastique de la biodiversité du lac.

Afin d'adopter des mesures de conservation adéquates des ressources ichtyologiques du lac Dayet Er-Roumi, il est urgent d'actualiser les données relatives à la systématique, à la distribution et à l'écologie des poissons autochtones du lac, d'identifier et d'évaluer les facteurs responsables du déclin de l'ichtyofaune. Une meilleure connaissance des impacts écologiques des aménagements nous permettra d'envisager une gestion plus équilibrée et plus durable de notre patrimoine aquatique. Ensuite, en toute connaissance de cause, des mesures de gestion pourront être recommandées et appliquées.

Partie 3

EVALUATION DE LA CONTAMINATION METALLIQUE DU LAC DAYET ER-ROUMI



Chapitre 1 : Etude des éléments métalliques au niveau de l'eau du lac, les affluents et les eaux souterraines.

Chapitre 2 : Etude des éléments métalliques dans les sédiments.

Chapitre 3 : Etude de la teneur en métaux lourds dans les poissons.

Chapitre 1

Etude des éléments métalliques au niveau de l'eau du lac, les affluents et les eaux souterraines

I. Introduction

Les eaux de surface ne représentant que 0,6% de l'eau douce jouent un rôle déterminant dans la vie de nombreuses espèces végétales et animales, dont l'homme. Elles sont considérées comme un support de la biodiversité aquatique (Lévêque, 1996). Ces dernières années, la contamination du milieu aquatique par les métaux lourds est devenue un problème mondial, en raison de leur toxicité environnementale, de leur persistance, de leur abondance, et de leur capacité d'être bio-accumuleur dans les différents compartiments des écosystèmes aquatiques (Rainbow, 2007). Les sources potentielles de pollution par les métaux sont principalement les activités anthropiques. En effet, une grande quantité de métaux lourds est déversée de façon anarchique dans l'environnement suite à la croissance démographique rapide, aux activités domestiques intensives et à l'expansion de la production industrielle (Islam et al., 2015) ainsi qu'à l'utilisation aveugle d'engrais et de pesticides dans l'agriculture, ce qui a entraîné un grave problème environnemental et une détérioration de la qualité de l'eau menaçant les êtres vivants (Kar et al., 2008).

Le comportement des métaux lourds dans l'eau est fonction de la composition des sédiments, du fond, des sédiments en suspension et de la composition chimique de l'eau (Mohiuddin et al., 2012). Pendant le transport des métaux lourds, ces derniers peuvent subir de nombreux changements dans leur spéciation en raison de la dissolution, des précipitations, des phénomènes de sorption et de complexation, etc., ce qui affecte leur comportement et leur biodisponibilité dans le milieu.

Bien que certains métaux comme le Fe, le Cu, le Mn et le Zn soient des micronutriments essentiels aux processus vitaux des plantes et des micro-organismes, ils deviennent nuisibles au-delà d'une certaine limite, alors que d'autres métaux comme le Pb, le Ni, le Cd, le Hg, le Cr et l'As, sont considérés comme dangereux à des faibles doses en raison de leur nature toxique (E.C., 2001 ; USFDA, 1993).

Les pays d'Afrique comme le Maroc sont confrontés à de graves difficultés avec la contamination de leurs zones humides par les métaux lourds provenant des industries, des produits agrochimiques et des déchets ménagers, etc. Au cours de la dernière décennie, diverses études ont été menées sur les rivières, les estuaires, et les lacs du Royaume en accordant une préférence particulière à leur caractérisation physico-chimique et métallique.

Le lac Dayet Er-Roumi, considéré comme site d'intérêt biologique et écologique est le seul lac naturel permanent de la région de Khémisset. Ce site a connu des fluctuations de son état, liées d'une part aux aléas climatiques, et d'autre part aux activités anthropiques. Ce lac a récemment attiré l'attention des gestionnaires en raison de sa forte pollution. Par conséquent, les objectifs de cette étude ont visé l'évaluation, la surveillance et le suivi de l'abondance des métaux lourds dans les eaux du lac et ses affluents durant 4 saisons (2018/2019), en tenant compte des variations spatio-temporelles.

II. Matériel et méthodes

1. Traitement des échantillons et analyse des métaux lourds

1.1 Conservation des échantillons

Les échantillons d'eau ont été prélevés au niveau du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents. Au niveau du lac le prélèvement a été effectué par une bouteille Van d'Horn à différentes profondeurs afin d'obtenir un échantillon composite. La fréquence des prélèvements est mensuelle durant l'année 2018/2019.

Une évaluation de la qualité des eaux souterraines du lac a été réalisée. Les deux points d'eau échantillonnés, un puits en amont (P1) et l'autre en aval (P2), ont été choisis de telle manière à couvrir l'ensemble de l'étude (Figure 48). Les prélèvements ont été effectués en 2019 au cours de trois saisons (hiver, printemps et été).

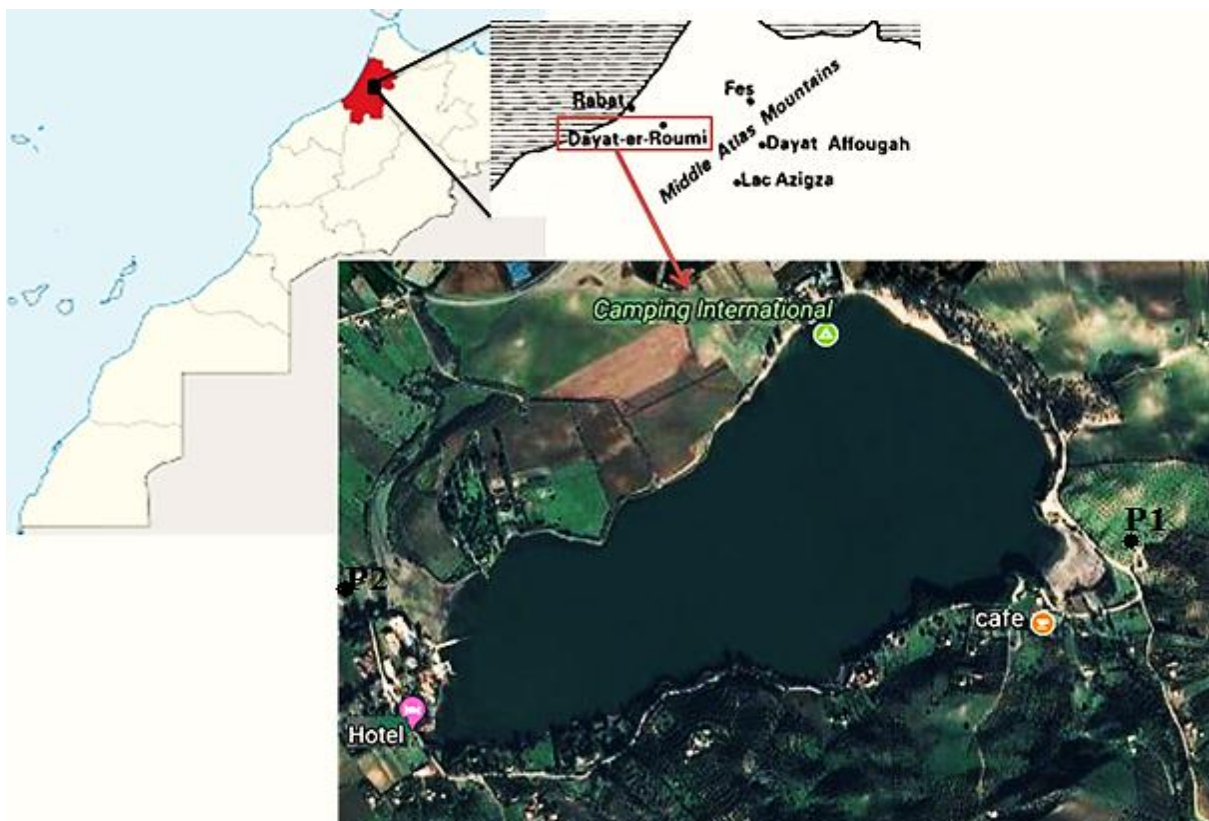


Figure 48 : Emplacement des stations d'échantillonnage des puits.

Les échantillons, mis dans des bouteilles en plastiques (HDPE), ont été fixés in situ par HNO₃ 65% (pH < 2) pour préserver les métaux et aussi éviter leur précipitation. Les bouteilles d'échantillonnage ont été rincées avec l'eau distillée, puis au moins trois fois avec l'eau échantillonnée avant l'échantillonnage. Ensuite, les échantillons étiquetés sont transportés dans une glacière à 4°C (ISO 5667-3, 2012) au laboratoire pour analyse.

1.2 Préparation des échantillons

Pour éviter toute contamination de nos échantillons, nous avons utilisé des gants. Dans une première étape, les tubes en téflon et les récipients en polypropylène (éprouvette, bécher etc.) ont été nettoyés, trempés dans HNO₃ à 5% pendant plus de 24h, rincés à l'eau ultra-pure puis séchés.

Pour assurer la qualité des analyses, un contrôle de la qualité de l'échantillon a été réalisé par l'analyse de blancs, il est important d'effectuer la même opération dans les mêmes conditions pour l'échantillon blanc (ISO 15587-2, 2002).

1.3 Analyse des métaux lourds

Pour déterminer la concentration des métaux lourds dans l'eau, une minéralisation à l'acide de l'échantillon et un dosage par spectroscopie d'émission atomique à plasma micro-ondes a été réalisée. L'étape de minéralisation est importante car elle limite les interférences liées aux matières organiques et les pertes de certains métaux par volatilisation.

Nous avons mis 45 ml de l'échantillon dans un tube en téflon, ajouté 5 ml de HNO₃ concentré (65%), puis nous avons mis le tube dans le four à micro-onde à une température de 190°C pendant 10 min (EPA 3015A, 2007). Les échantillons minéralisés ont été stockés dans des tubes en polypropylène de 50 ml à une température de 4 °C.

Pour évaluer la teneur en métaux lourds, les échantillons ont été analysés à l'aide d'une spectroscopie d'émission atomique à plasma micro-ondes (MP-AES). Nous nous appuyons sur un contrôle interne et externe en utilisant un exercice d'inter-calibration (IAEA 2003 ; NF ISO 5725-4, 1994) pour vérifier la validité des méthodes analytiques (NF T-90 210, 2009).

2. Méthodes statistiques et analytiques

Une combinaison de méthodes statistiques pour analyser les résultats a été utilisée. La première approche statistique est basée sur l'utilisation de l'analyse de la variance (ANOVA), la seconde est l'Analyse en Composantes Principales (ACP), et la troisième est la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH).

L'ANOVA est utilisée pour tester s'il y a une différence significative ou non entre les moyennes. Les corrélations entre les variables nous fournissent des informations sur la force des associations possibles entre eux (Benchaar, 1999).

L'ACP est une méthode statistique multidimensionnelle descriptive qui peut être utilisée comme outil d'aide à l'interprétation d'une matrice de données (Jolliffe, 1986 ; Michael et al., 1999 ; Travi et Mudry, 1997). Cette méthode permet d'évaluer, de synthétiser et de classer un grand nombre de données, d'extraire les principaux facteurs qui sont à l'origine de l'évolution simultanée des variables et de leurs relations propres (Biémi, 1992). Donc l'ACP est appliquée pour établir des relations entre les stations d'une part et entre les différents métaux mesurés d'autre part et pour identifier les pollutions potentielles et ses éléments caractéristiques.

La CAH a été utilisée pour ressortir les différents groupes et d'obtenir une meilleure affectation des paramètres à leur groupe (Forgy, 1965 ; Chandon et Pinson, 1981). Cette classification a été appliquée pour identifier des groupes d'échantillons ayant des teneurs en métaux lourds similaires (Chandon et Pinson, 1981). La méthode de liaison de Ward (1963) et la distance euclidienne ont été appliquées pour classer les variables et produire des groupes les plus distinctifs où chaque membre du groupe est plus similaire à son confrère qu'à tout autre membre extérieur au groupe (Güler et al., 2002).

L'indice de pollution des métaux lourds (Heavy metal Pollution Index (HPI)) est une technique d'évaluation qui fournit l'influence composite de chaque métal lourd sur la qualité globale de l'eau. Cette méthode est basée sur la qualité arithmétique pondérée et développée en deux étapes : la première consiste à établir une échelle de notation pour chaque pondération donnant le paramètre sélectionné. La seconde, permet d'établir le paramètre de pollution sur lequel l'indice doit être basé (Prasad et Sangita, 2008 ; Singh et Rakesh, 2016). Dans cette indexation, des poids (w_i) compris entre 0 et 1 ont été attribués à chaque métal et la valeur seuil de l'indice de pollution est de 100 (Reza et Singh, 2010 ; Bhardwaj et al., 2017). La notation est basée sur l'importance relative des considérations de qualité individuelles, et W_i est défini comme inversement proportionnel à la norme recommandée (S_i) pour chaque paramètre. Le calcul de l'HPI comprend les étapes suivantes :

Tout d'abord, le calcul de la pondération (W_i) du $i^{\text{ème}}$ paramètre en utilisant la formule ci-dessous : $W_i = k / S_i$ Où k est la constante de proportionnalité et S_i est la valeur standard admissible du $i^{\text{ème}}$ paramètre (Normes de qualité de l'eau, 2002).

Ensuite, le calcul de l'indice de qualité (Q_i) pour chacun des métaux lourds :

$$Q_i = 100 \times V_i / S_i$$

Où Q_i est le sous-indice du $i^{\text{ème}}$ paramètre, V_i est la valeur surveillée du $i^{\text{ème}}$ paramètre en mg/l, et S_i la norme ou la limite permise pour le $i^{\text{ème}}$ paramètre. Après avoir obtenu le résultat, nous convertissons la concentration de chaque polluant en HPI (Mohan et al., 1996).

$$HPI = \frac{\sum_{i=1}^n W_i Q_i}{\sum_{i=1}^n W_i}$$

Pour l'évaluation de la contamination par les métaux lourds, l'indice de pollution des métaux lourds (HPI) classé en trois catégories (Mohan et al., 1996) :

Un risque faible (HPI < 100) ;

Un risque de seuil (HPI = 100) ;

Un risque élevé (HPI > 100).

La valeur seuil de l'indice de pollution par les métaux lourds est de 100, c'est à dire pour des HPI supérieurs à 100, l'eau est considérée polluée et aussi impropre à la consommation.

III. Résultats

1. Variation spatio-temporelle des métaux lourds

1.1 Manganèse

La figure 49 montre les résultats des analyses de Manganèse dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents. Les valeurs de Mn sont comprises entre 0,1 mg/l à la station 7 en automne 2018 et 0,31 mg/l à la station 6 en hiver 2019. Les concentrations les plus élevées sont enregistrées en hiver 2019 et au printemps 2019 (Figure 49).

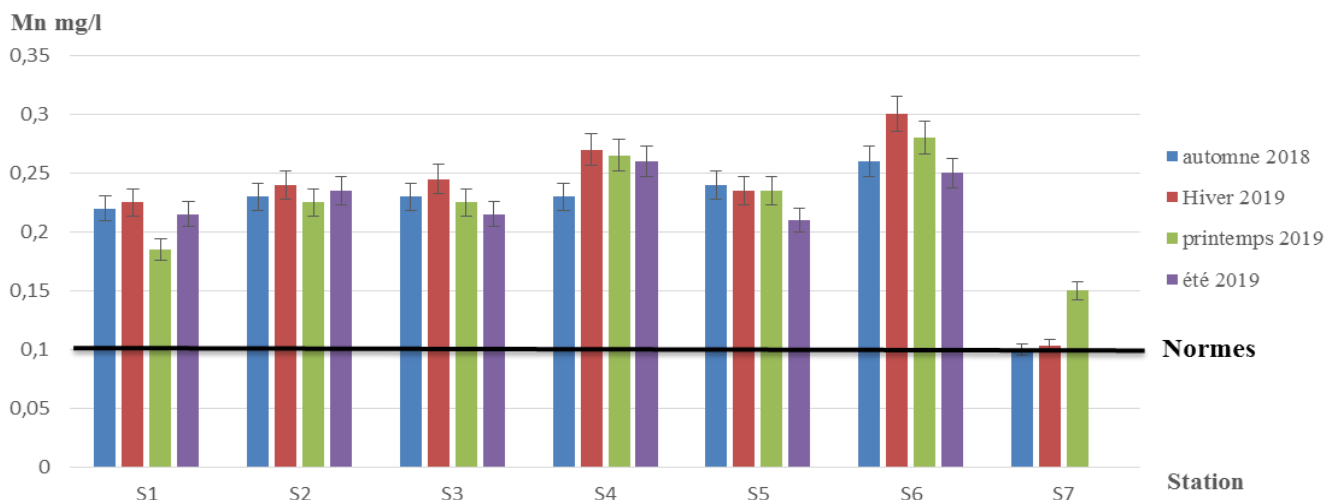


Figure 49 : Variation spatio-temporelle du Manganèse dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents

1.2 Baryum

Les teneurs en Baryum montrent des valeurs faibles à moyennes entre les stations étudiées. D'une façon générale, les concentrations enregistrées au cours de notre étude varient entre un minimum de 0,05 mg/l au niveau de la S1 pendant la saison estivale et un maximum de 0,115 mg/l à la station S6 en automne 2018 (Figure 50).

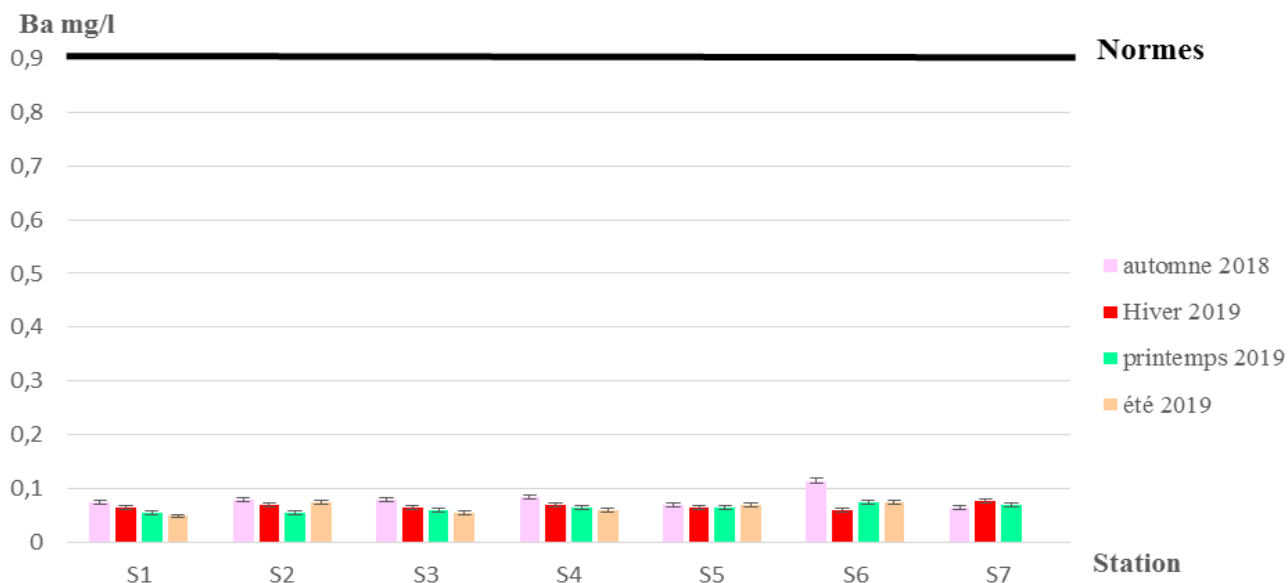


Figure 50 : Variation spatio-temporelle du Baryum dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

1.3 Plomb

La figure 51 montre que le Plomb est abondant dans tout le lac à différents niveaux entre les différents points d'échantillonnage. Les valeurs de Pb varient entre 0,01 mg/l enregistrée à la station S2 en été 2019 et 0,115 mg/l au niveau de la S4 au printemps 2019. Les valeurs les plus élevées sont enregistrées au printemps alors que les concentrations enregistrées en hiver 2019 et en automne 2018 ont été nulles.

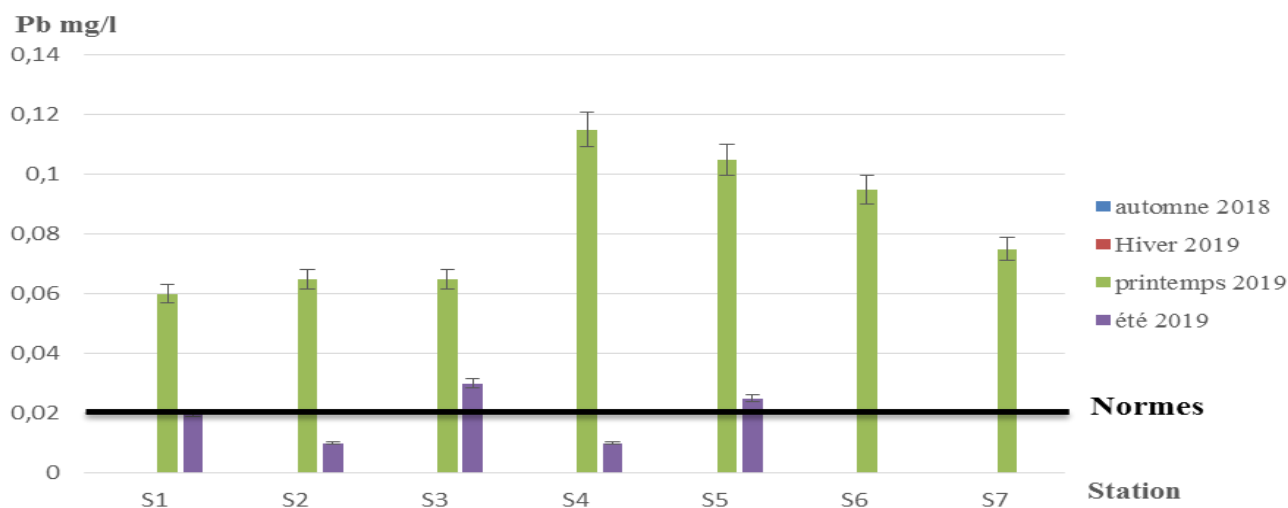


Figure 51 : Variation spatio-temporelle du Plomb dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

1.4 Fer

L'évolution spatio-temporelle des concentrations de Fer dans l'eau du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents montre la présence de niveaux plus ou moins important. La teneur en Fer oscille entre 0 mg/l au niveau de la S1 en automne 2018 et 4,93 mg/l au niveau de S6 en été 2019 (Figure 52).

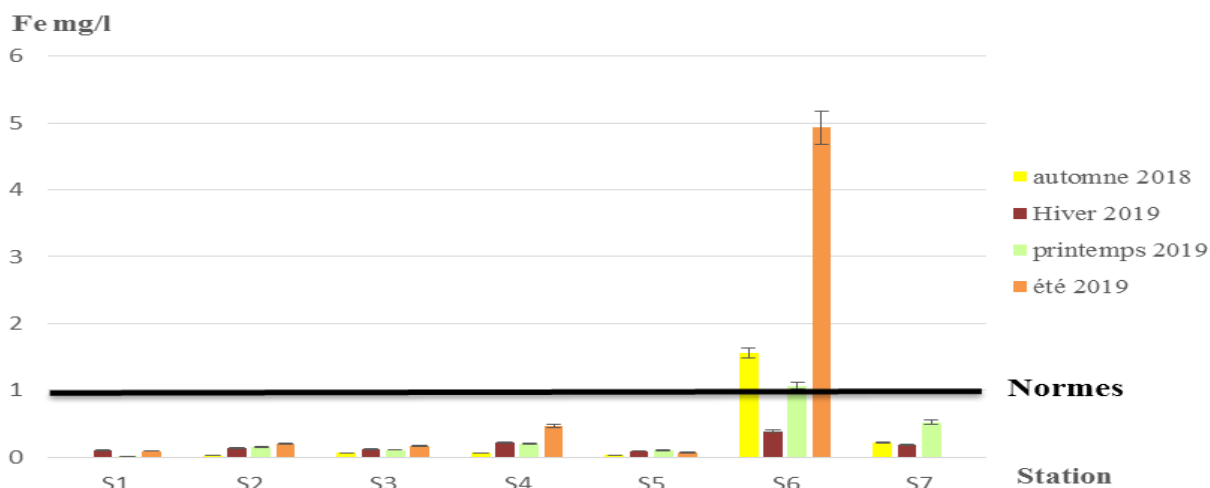


Figure 52 : Variation spatio-temporelle du Fer dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

1.5 Zinc

Les concentrations enregistrées dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi au cours de la période d'étude montrent des variations régulières dans le temps et dans l'espace. En effet, au niveau du lac (S1-S5), les valeurs sont presque constantes entre 0,58 mg/l (au niveau de S1 au printemps 2019) et 0,88 mg/l (au niveau de S4 en été 2019), puis augmentent de façon remarquable au niveau des affluents du lac (S6 et S7) où elles atteignent une valeur maximale de 1,35 mg/l en été 2019 au niveau de la S6 (Figure 53).

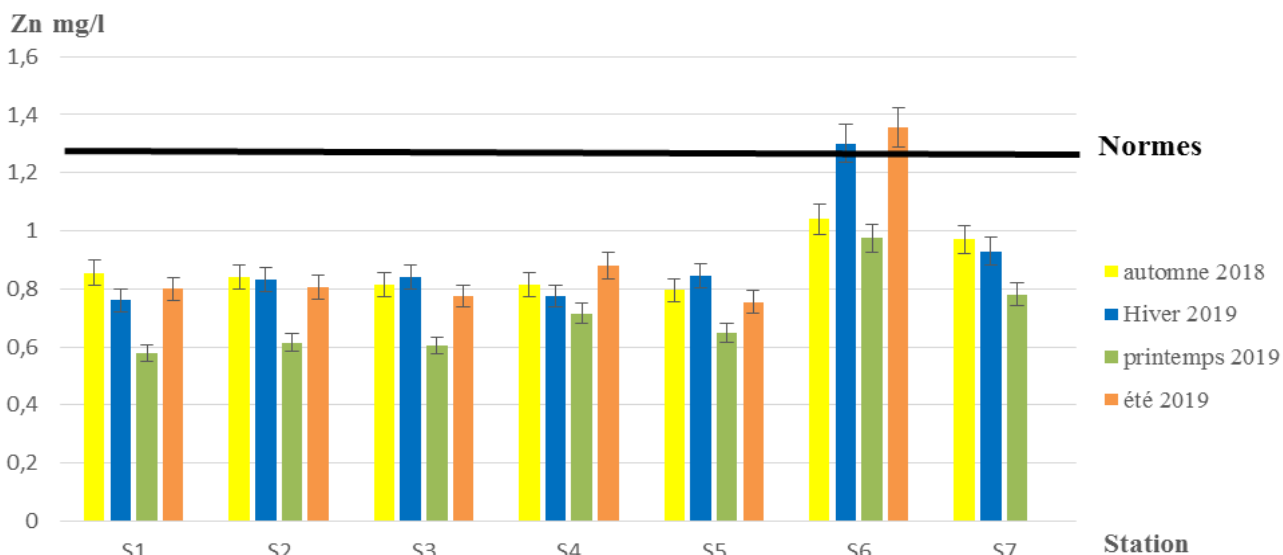


Figure 53 : Variation spatio-temporelle du Zinc dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

1.6 Aluminium

Les résultats obtenus lors de notre étude montrent des concentrations faibles au niveau de toutes les stations durant la période d'étude sauf la station 6 où elle enregistre une valeur de 8,39 mg/l en été 2019. En général, la concentration d'Aluminium varie entre 0,08 mg/l au niveau de la S5 en automne 2018 et 8,39 mg/l en été au niveau de la station S6 (Figure 54).

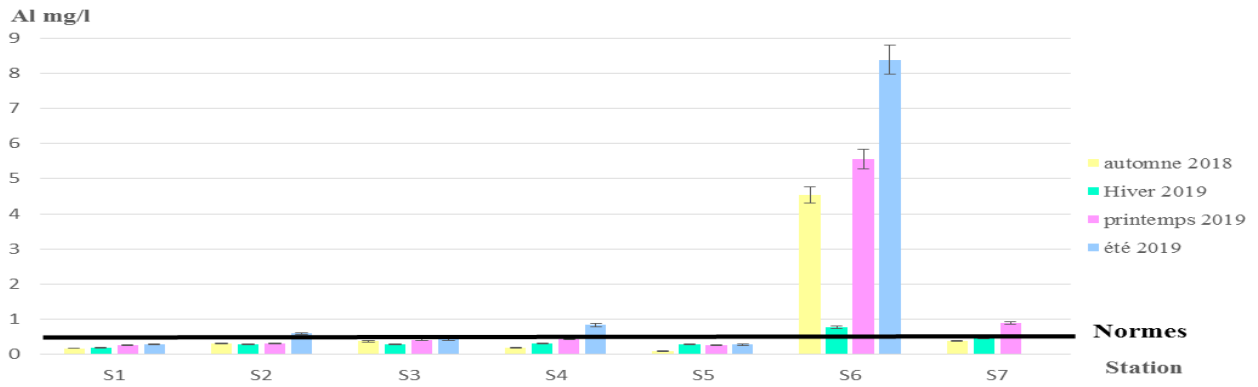


Figure 54 : Variation spatio-temporelle d'Aluminium dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

1.7 Cobalt

Les concentrations en Cobalt dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents varient entre une valeur minimale de 0 mg/l enregistrée en hiver 2019 et en automne 2018 au niveau de la S7 et une valeur maximale de 0.06mg/l enregistrée en automne 2018 à la station 1.

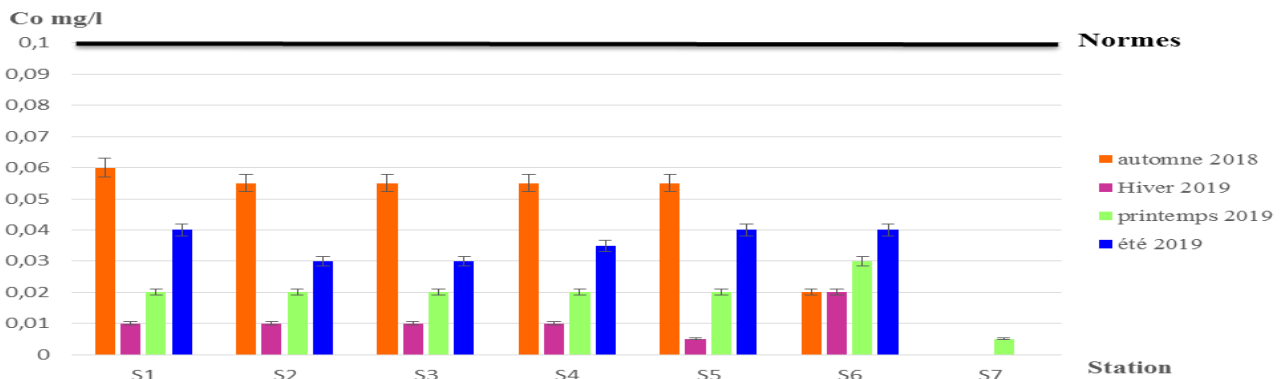


Figure 55 : Variation spatio-temporelle du Cobalt dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents.

1.8 Autres métaux

L'analyse du Cuivre, Cadmium, Chrome et Nickel dans l'eau a été également effectuée. Cependant, les résultats montrent que les valeurs sont nulles au niveau de toutes les stations.

2. Corrélation et distribution des différents métaux

2.1 Analyse de la variance (ANOVA)

L'analyse de la variance (ANOVA) établit les relations entre les caractéristiques des métaux lourds dans les échantillons d'eau. Cette méthode peut nous aider à révéler les sources et les métaux lourds qui ont générés les compositions d'eau observées et nous donner la possibilité d'identifier les différentes sources d'éléments.

La matrice de corrélation des métaux lourds est présentée dans le tableau suivant. Le Mn présent une forte corrélation positive avec le métal Co ($r = 0,855$, $P < 0,05$). Concernant le Ba, il a une corrélation positive importante avec le Zn ($r = 0,908$, $P < 0,01$), le Fe ($r = 0,886$, $P < 0,01$) et l'Al ($r = 0,868$, $P < 0,05$). Le métal Fer montre une corrélation positive puissante avec

le Zn ($r = 0,993$, $P < 0,01$) et l'Al ($r = 0,929$, $P < 0,01$). Pour le Zn, il a une forte corrélation positive avec l'Al ($r = 0,964$, $P < 0,01$).

Tableau 15 : Corrélation des différents métaux lourds dans l'eau du lac Dayet Er-Roumi.

	Mn	Ba	Pb	Fe	Zn	Al	Co
Mn	1						
Ba	0,295	1					
Pb	-0,525	0,122	1				
Fe	0,073	0,886**	0,12	1			
Zn	0,19	0,908**	0,053	0,993**	1		
Al	0,414	0,868*	-0,152	0,929**	0,964**	1	
Co	0,855*	-0,213	-0,663	-0,358	-0,248	0,008	1

*. The correlation is significant at the 0.05 level.

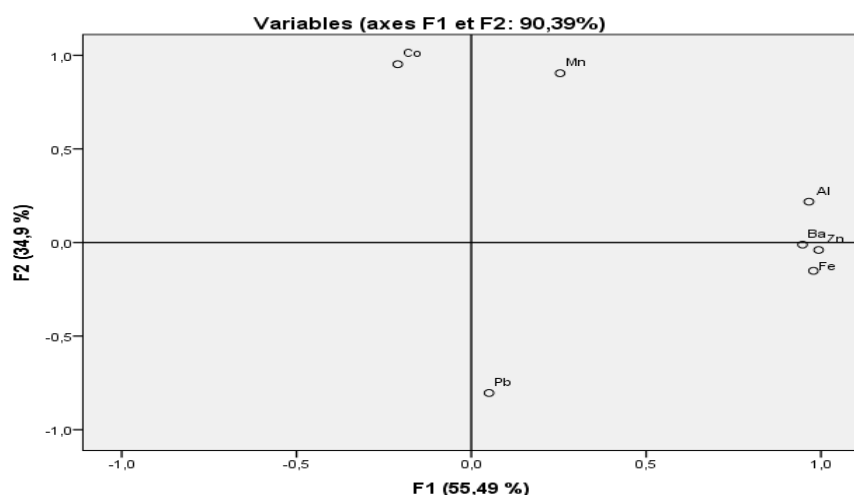
**. The correlation is significant at the 0.01 level.

2.2 Analyse en Composantes Principales (ACP)

Les données ont été soumises à une analyse statistique à l'aide du logiciel SPSS. L'Analyse en Composantes Principales a été utilisée pour identifier l'état de santé du lac et aussi pour distinguer et vérifier les principales sources potentielles de pollution dans la zone d'étude.

L'analyse a été réalisée sur une matrice de 7 échantillons (stations) et 7 variables (Al, Pb, Mn, Ba, Zn, Co et Fe). La projection de l'ensemble des métaux sur le plan formé par les deux composantes principales F1 et F2 (axe 1 et axe 2) est illustrée sur la figure 56 et le tableau 16. L'analyse du plan factoriel F1 et F2 montre que plus de 90,39% est exprimé. L'axe F1 a une variance de 55,49% qui s'exprime avec l'Aluminium, le Baryum, le Zinc et le Fer. L'axe F2 a une variance de 34,9% et se compose des variables suivantes : le Plomb, le Cobalt et le Manganèse.

Tableau 16 : Corrélation entre les variables et les facteurs.



	Composante	
	F1	F2
Al	0,249	0,089
Pb	0,013	-0,329
Mn	0,065	0,370
Ba	0,244	-0,005
Zn	0,256	-0,016
Fe	0,252	-0,062
Co	-0,054	0,390

Figure 56 : Répartition des métaux selon le plan F1x F2.

Nous avons appliqué l'ACP sur les échantillons d'eau pour évaluer la distribution spatiale des métaux lourds ce qui nous a permis de différencier trois groupes (Figure 57). Chaque groupe contient un ensemble de stations présentant une caractéristique métallique.

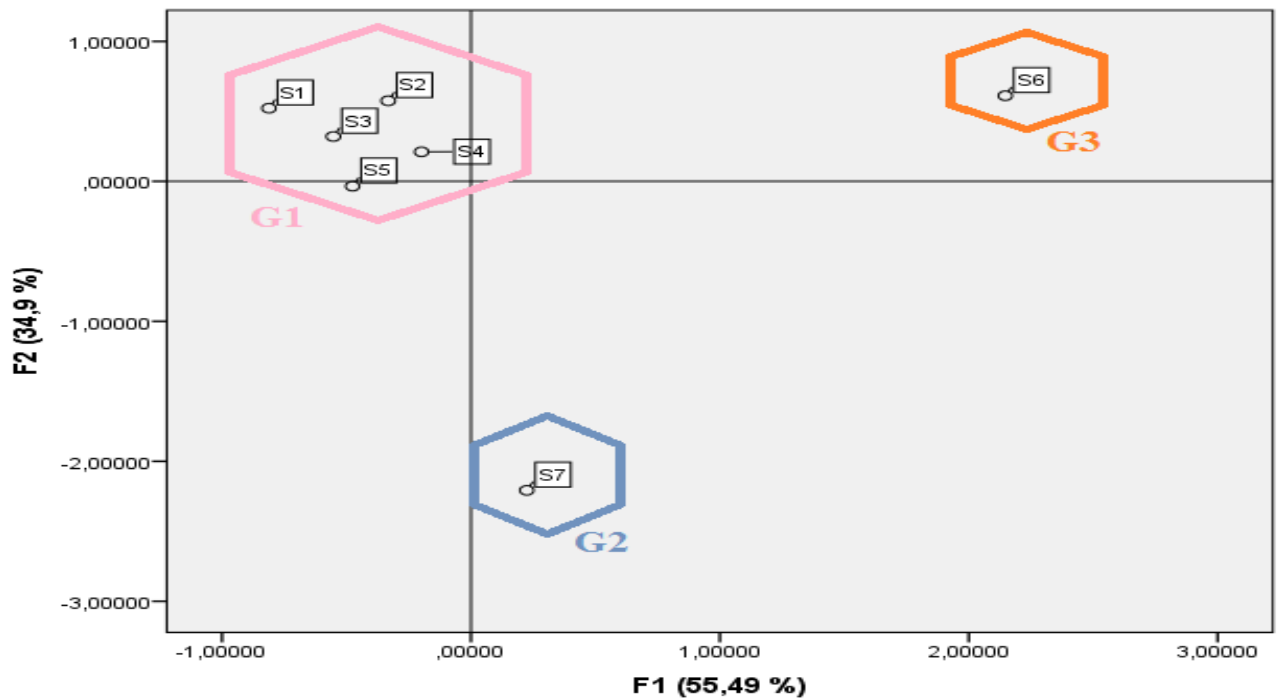


Figure 57 : Répartition des stations selon les axes F1 et F2.

2.3 Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) est une méthode automatique de classification complémentaire de l'ACP dans la mesure où elle permet de classer les variables ou les groupes des variables déjà mis en évidence par l'ACP. La CAH procède par agrégation successive des variables puis des groupes des variables en fonction de leurs similitudes par rapport à un ensemble de critères. Des comparaisons basées sur plusieurs paramètres de différents échantillons ont été effectuées et les paramètres ont été regroupés en fonction de leur similitude les uns avec les autres (Figure 58). La CAH a produit 3 clusters :

Cluster 1 contient le Ba, le Mn, le Co et le Pb ;

Cluster 2 se compose de Fe et de Zn ;

Cluster 3 comprend l'Al.

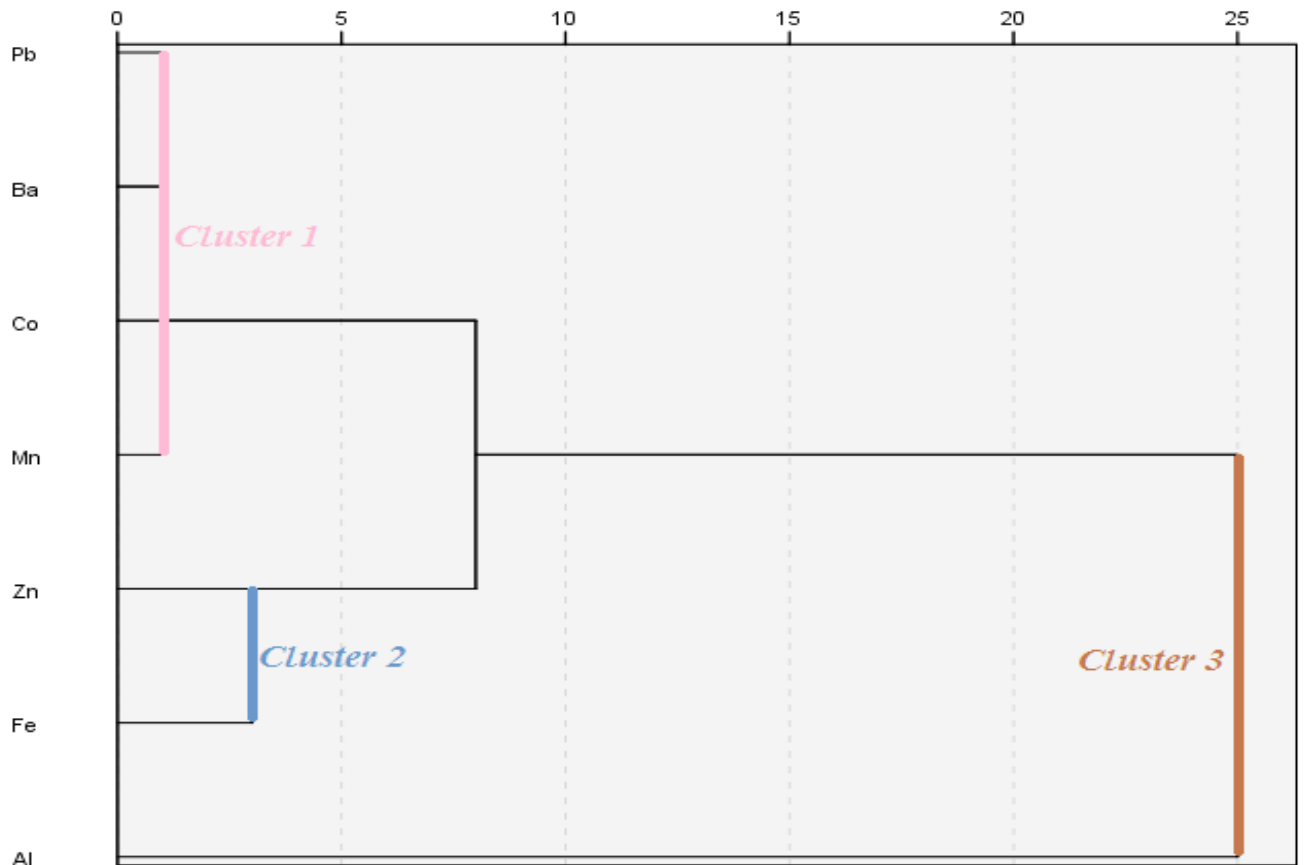


Figure 58 : Dendrogramme de métaux sélectionnés dans des échantillons d'eau.

3. Indice de pollution des métaux lourds (HPI)

Pour une meilleure interprétation des résultats, le calcul de l'indice de pollution des métaux lourds (HPI) a été réalisé. En effet cet indice pourrait être un outil très utile pour évaluer la pollution métallique globale de l'eau (Prasad et Bose, 2001 ; Edet et Offiong, 2003 ; El-Hamid et Hegazy, 2017 ; Giri et Singh, 2019).

L' HPI calculé pour les échantillons d'eau prélevés dans le lac Dayet Er-Roumi et ses affluents est basé sur les concentrations de chaque métal étudié pour tous les points d'échantillonnage au cours de la période d'étude (Tableau 17).

D'après le tableau, on remarque qu'au printemps l'HPI est bien supérieur au seuil de risque, $HPI= 176,08 > 100$.

Tableau 17 : Calcul de l'indice de la pollution des métaux lourds (HPI).

Métaux lourds	Concentration moyenne (Vi) (mg/l)				Valeurs maximales autorisées pour l'eau (Si) (mg/l)	Pondération unitaire (Wi)	Sous-indice (Qi)			
	Hiver	Printemps	Été	Automne			Hiver	Printemps	Été	Automne
Mn	0,2312	0,2236	0,2309	0,2158	0,1	10	231,191	223,572	230,84	215,7143
Al	0,3622	1,1579	1,7959	0,859	0,1	10	362,143	1157,86	1795,83	858,572
Pb	0	0,0829	0,0159	0	0,01	100	0	828,572	158,3	0
Ba	0,0674	0,0636	0,0642	0,0815	0,7	1,429	9,6259	9,0817	9,166	11,633
Co	0,0093	0,0193	0,0359	0,0429	0,37	2,703	2,510	5,2131	9,685	11,583
Zn	0,8972	0,7029	0,895	0,8758	0,5	2	179,43	140,58	179	175,143
Fe	0,1749	0,3093	0,9875	0,2789	0,5	2	34,96	61,842	197,5	55,771
Ni	0	0	0	0	0,02	50	0	0	0	0
Cu	0	0	0	0	0,05	20	0	0	0	0
Cd	0	0	0	0	0,003	333,33	0	0	0	0
Cr	0	0	0	0	0,05	20	0	0	0	0
HPI	11,574	176,0825	66,898	20,4049	-	-	-	-	-	-

4. Etude préliminaire de la qualité métallique de la nappe phréatique du lac Dayet Er-Roumi

Le lac Dayet Er-Roumi est alimenté essentiellement par les eaux souterraines. Une évaluation de la qualité de la nappe est importante afin de déterminer l'impact des eaux souterraines sur la qualité du lac.

4.1 Manganèse

L'analyse de Manganèse dans les eaux souterraines montre des concentrations importantes au niveau du puits en amont (P1). Les valeurs de Manganèse sont comprises entre 0,04 mg/l au niveau du P2 en été et 0,37 mg/l au niveau du P1 au printemps. Les concentrations les plus élevées sont enregistrées au printemps (Figure 59).

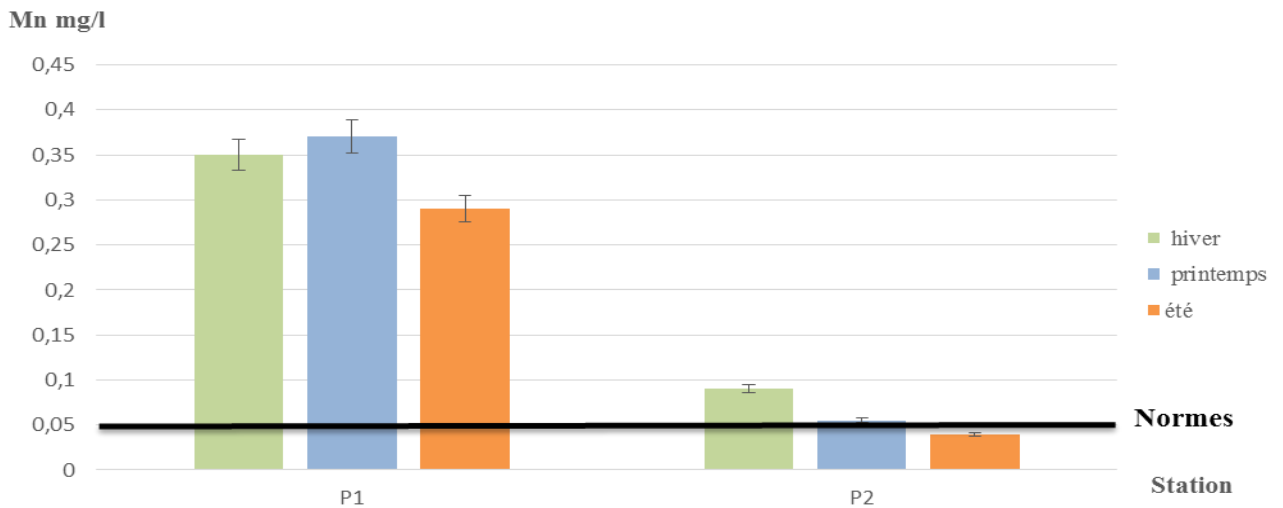


Figure 59 : Variation spatio-temporelle du Manganèse dans les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi.

4.2 Baryum

Les teneurs en Baryum montrent des valeurs faibles à moyennes entre les stations étudiées. D'une façon générale, les concentrations enregistrées au cours de notre étude varient entre un minimum de 0,04 mg/l au niveau du P2 en été et un maximum de 0,13 mg/l au niveau du P1 pendant la même saison (Figure 60).

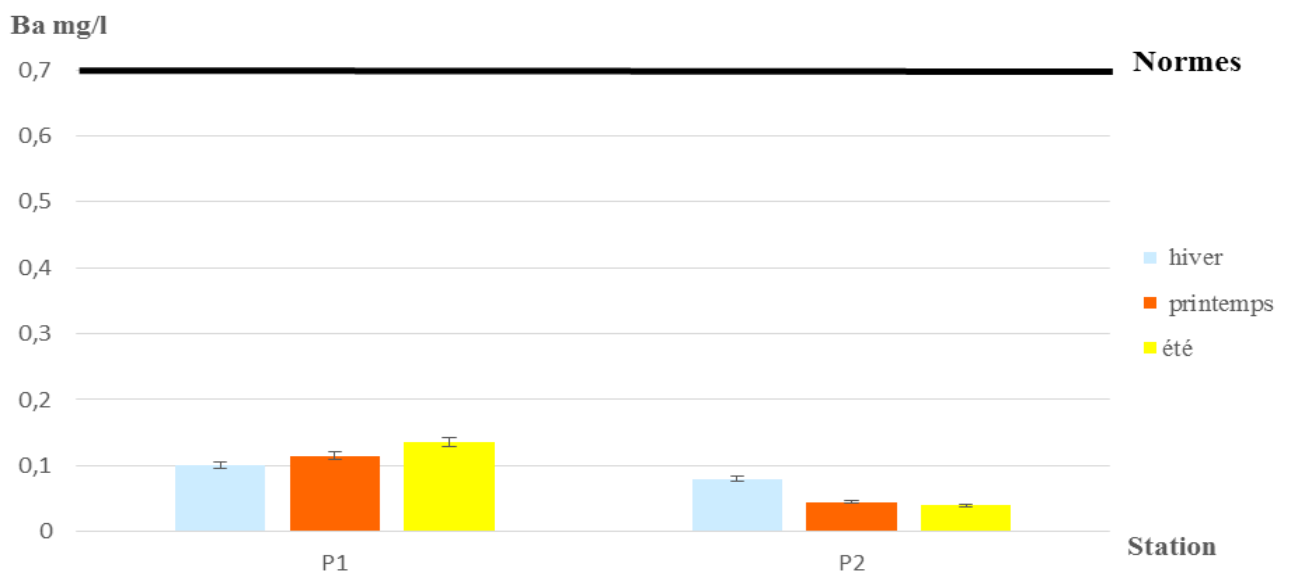


Figure 60 : Variation spatio-temporelle du Baryum dans les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi.

4.3 Plomb

La figure 61 montre que la teneur en Plomb est faible dans les deux points d'échantillonnage. La valeur la plus élevée est enregistrée en été (P1 = 0,02) alors que les concentrations enregistrées en hiver et au printemps ont été nulles.

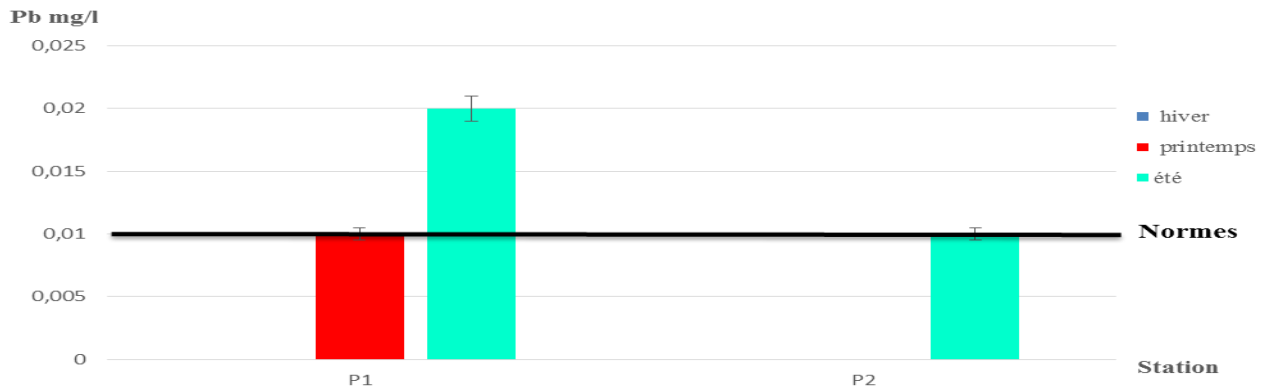


Figure 61 : Variation spatio-temporelle du Plomb dans les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi.

4.4 Fer

L'évolution spatio-temporelle des concentrations de Fer dans les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi montre la présence de niveaux plus ou moins faibles. La teneur en Fer oscille entre 0,04 mg/l au niveau du P2 en hiver et 1,16 mg/l au niveau du P1 en été (Figure 62).

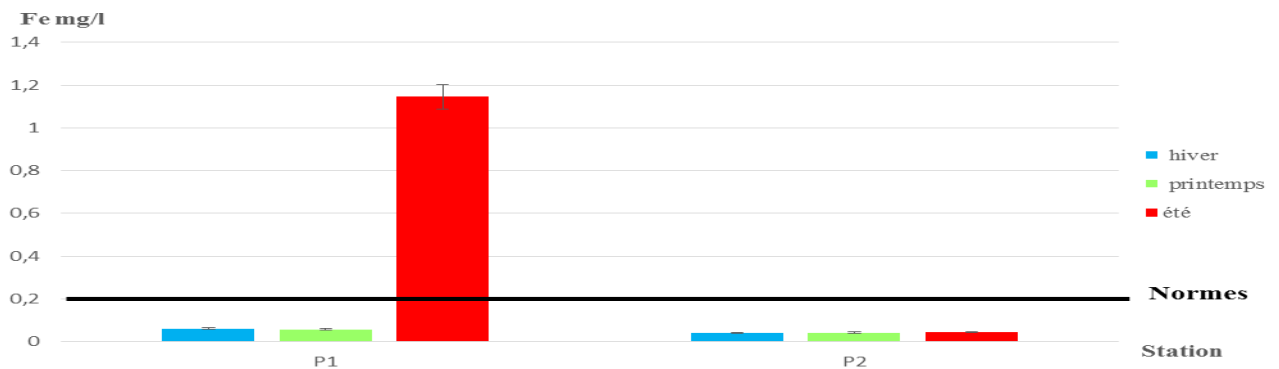


Figure 62 : Variation spatio-temporelle du Fer dans les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi.

4.5 Zinc

Les concentrations enregistrées dans les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi au cours de la période d'étude montrent des teneurs importantes en Zinc. La valeur minimale est de 0,82 mg/l au niveau du P2 au printemps et la valeur maximale est de 2,91 mg/l au niveau du P1 en été (Figure 63).

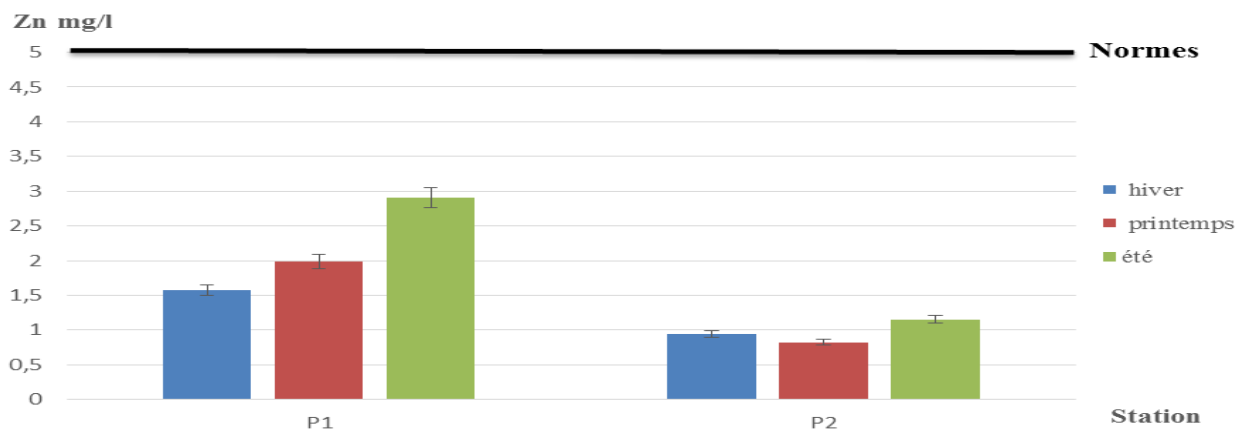


Figure 63 : Variation spatio-temporelle du Zinc dans les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi.

4.6 Aluminium

Les résultats obtenus lors de notre étude montrent une concentration importante au niveau du puits en amont (P1). En général, la concentration d'Aluminium varie entre 0,19 mg/l au niveau du P2 en hiver et 1,75mg/l en été au niveau du P1 (Figure 64).

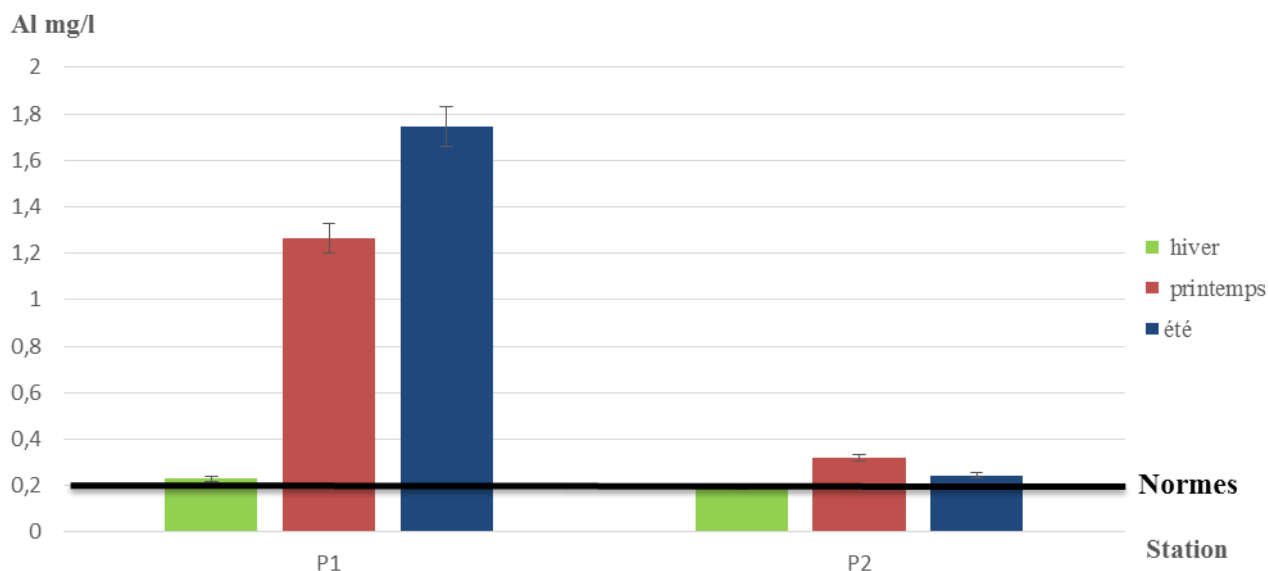


Figure 64 : Variation spatio-temporelle d'Aluminium dans les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi.

4.7 Cobalt

Les concentrations en Cobalt dans les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi varient entre une valeur minimale de 0 mg/l enregistrée en hiver au niveau du P2 et une valeur maximale de 0.04mg/l enregistrée au printemps et en été au niveau du P1 (Figure 65).

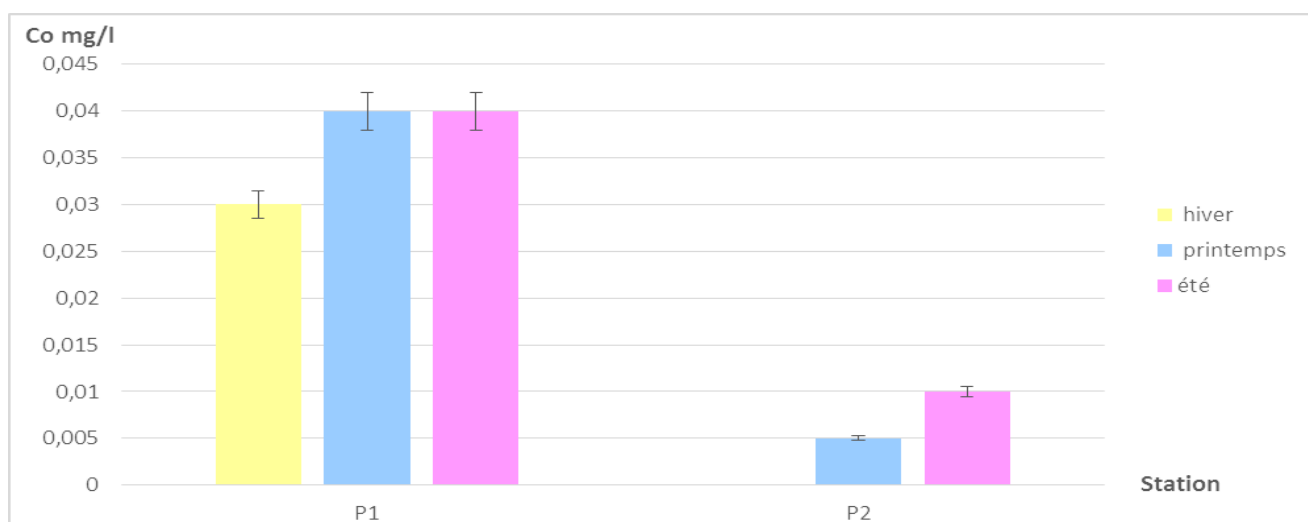


Figure 65 : Variation spatio-temporelle du Cobalt dans les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi.

4.8 Autres métaux

L'analyse du Cuivre, Cadmium, Chrome et Nickel dans l'eau a été également effectuée. Cependant, les résultats montrent que les valeurs sont nulles au niveau des deux puits.

IV. Discussion

1. Variation spatio-temporelle des teneurs en métaux lourds

L'évolution spatio-temporelle de Manganèse dans la zone d'étude montre que ce métal abonde dans tout le lac à des niveaux variables entre les différents points d'échantillonnage. Cependant, les concentrations de Mn dans la plupart des stations dépassent largement les normes recommandées (Arrêté de qualité des eaux de surface, 2002 ; Normes de qualité des eaux piscicoles, 2003) ce qui peut provoquer des effets néfastes sur la faune piscicole.

Les valeurs les plus élevées ont été enregistrées en hiver 2019. En effet durant la saison hivernale et suite au lessivage, les eaux du lac sont devenues très riches en anions tels que les chlorures, les carbonates, les sulfates, etc., ce qui donnent des ligands qui sont capables de complexer les ions métalliques conduisant à un état stable des métaux qui sont moins susceptibles de participer aux réactions de sorption. Cet résultat a été approuvé par l'étude de Tessier et al. (1990) qui montre que les eaux ayant des concentrations importantes en carbonates, sulfates et chlorures présentent une diminution de l'adsorption des métaux sur les particules du fait d'une augmentation de la solubilité (Tessier et al., 1990). Il est intéressant également de signaler que l'étude de Goff et Bonnomet (2004) montre que les métaux de transition (Mn, Cu, Zn, Ni, Cr, Au, Ag, Cd, Hg) sont particulièrement susceptibles de former des complexes avec des ligands variés tel que les chlorures (Cl^-), les bromures (Br^-), les nitrites (NO_2^-), les carbonates (CO_3^{2-}) et les hydroxydes (OH^-) (Le Goff et Bonnomet, 2004). La forte concentration au niveau de la S6 (l'un des affluents du lac) due principalement aux activités anthropiques, en effet le lessivage des terrains agricoles et des déchets domestiques, etc., peut entraîner une certaine quantité de Manganèse dans les eaux (Kirchner et Brabowxski, 1972).

Pour les concentrations de Baryum, les résultats montrent des valeurs plus ou moins faibles dans la plupart des stations du lac (S1-S5) qui sont inférieures à la norme recommandée (Arrêté de qualité des eaux de surface, 2002 ; Normes de qualité des eaux piscicoles, 2003), le faible niveau de ce métal dans l'eau met en hypothèse de la difficulté de leur solubilité dans l'eau et l'augmentation de leur adsorption dans les sédiments. En effet cette hypothèse a été confirmée par plusieurs études qui montrent que la solubilité du Baryum augmente avec la baisse du pH (Santé Canada, 1990), tous les sels de Baryum présentent une solubilité accrue à de plus faibles pH (WHO, 1990), dans notre site d'étude les eaux sont très alcalines ce qui confirme les résultats que nous avons trouvés avec les autres études faites. Par ailleurs, la station 6 (un affluent du lac) en automne enregistre une concentration de Baryum qui dépasse les limites recommandées ce qui indique la participation de ruissellement dans cette élévation,

en effet Abollino et al. (2002) déclarent que le ruissellement peut également être responsable de la dissolution et de la mise en suspension de cristaux précipités, du transport de la forme dissoute, du métal adsorbé sur les particules de sol érodées ainsi que de leur désorption (Abollino et al., 2002).

Nos résultats montrent qu'il y a une forte concentration de Plomb dans les échantillons d'eau pendant le printemps, tandis qu'il y a une faible concentration de ce métal en été et une absence en hiver et en automne, cette différence significative revient à plusieurs facteurs et réaction. Greenwood et Earnshaw (1984) ont signalé qu'avec les ions carbonates, le Plomb forme des complexes, ce qui augmente sa solubilité aux pH élevés (Greenwood & Earnshaw, 1984), d'autre côté une étude a évalué que le Plomb en solution dans les eaux va être complexé par les carbonates, parce que ces eaux se trouvent en général dans un domaine de pH basique (Hem, 1976). Ces études justifient nos résultats, en effet les eaux connaissent un taux élevé des carbonates durant le printemps, ainsi un pH basique ce qui produit des conditions favorables pour la complexation et la stabilisation de ce métal dans l'eau.

En général, ces résultats dépassent largement les normes recommandées. Les niveaux élevés du Plomb peuvent être causés par le lessivage des sols qui contiennent une grande quantité d'engrais et pesticides, de fait que ce métal est utilisé comme agent de traitement de certaines maladies en agriculture (Greenwood & Earnshaw, 1984).

Les résultats montrent que les concentrations de Fer sont dans la plupart des stations inférieures à 0,5mg/l pendant les quatre saisons et ne dépassent pas les normes recommandées (Arrêté de qualité des eaux de surface, 2002 ; Normes de qualité des eaux piscicoles, 2003). Par ailleurs, des concentrations importantes ont été enregistrées au niveau de la station S6 en été qui dépasse largement les normes. Cette contamination accidentelle pourrait être causée par les importantes activités moyennes, en effet le Fer peut être entraîné dans les eaux par diverses voies dont principalement la dissolution superficielle des roches, le lessivage des terrains agricole, les rejets industriels, etc. (Hem, 1972 ; Belabed, 2010)

Les concentrations en Zn sont très élevées dans toutes les stations d'échantillonnage dépassant les normes recommandées. L'interaction et même la distance jusqu'à laquelle le Zinc est transporté dépend de leur propriétés physiques (solubilité, adsorption, etc.), leur stabilité chimique ainsi que les caractéristiques physico-chimiques de l'eau (le pH, la conductivité électrique et la température, etc.) (Calmano et al., 1993 ; Lydia et al., 2007), en effet les composés chimiques inorganiques (anions majeurs tels que les carbonates, les chlorures et les hydroxydes) et organiques (composés formant la matière organique dissoute) présents dans les eaux du lac constituent des ligands capables de complexer les ions métalliques (Le Goff et

Bonnomet, 2004). En général, la source principale du Zinc c'est l'activité humaine, une étude de Jerome Nriagu (1974 ; 1996) a calculé que les sources naturelles ne représentent qu'environ 7% des émissions totales de cet élément dans l'environnement, étant donné que la production et le traitement de minerai, les épandages agricoles (alimentation animaux, lisiers), les activités urbaines (trafic routier, incinération ordures) et les activités industrielles représenteraient une grande partie des émissions du Zinc dans le milieu naturel (Nriagu, 1996). Ces résultats montrent clairement que le lac Dayet Er-Roumi subit une pression de la part de la population locale.

Le suivi de l'Aluminium révèle des concentrations importantes dépassant les normes recommandées, la valeur maximale a été notée en été au niveau de la station S6. Le devenir et le comportement de l'Aluminium dans l'environnement sont très complexes, la solubilité de l'Aluminium dépend d'une large gamme de paramètres environnementaux, notamment le pH, les ligands, etc., (Berntssen et al., 1997 ; De Lonay et al., 1993). En effet plusieurs études montrent que la solubilité de l'Aluminium est la moins élevée aux environs de pH 6,5, après elle s'accroît à mesure que le pH commence à être élevé (Witters et al., 1996 ; Driscoll et Schecher, 1990 ; Howells et al., 1990). A comparaison de ces études on peut dire que la cause principale d'augmentation de la concentration d'Al dans la zone d'étude c'est le pH (pH basique) et la présence des ligands (carbonates, hydroxydes, chlorures) ce qui induit à la stabilisation de ce métal dans l'eau, à côté de ces facteurs, l'activité humaine est aussi une source importante pour ce métal, en effet CCME (2003) déclare que les sources anthropiques majeurs d'Aluminium notamment les sols agricoles, la combustion du charbon, les rejets domestique, et les eaux usées, etc., (CCME, 2003). Les fortes pluies et la fonte des neiges peuvent aussi influencer sur les concentrations d'Aluminium dans l'environnement aquatique par le lessivage d'importantes quantités de ce métal à partir des sols du bassin versant (Mount et al., 1990 ; Gunn et Noakes, 1987).

En général, ces résultats indiquent que l'affluent (S6) du lac Dayet Er-Roumi est une source de pollution pour la faune (poissons, etc.) et la flore (algues et macrophytes).

En ce qui concerne le Cobalt, des concentrations faibles ont été enregistrées et ne dépassent pas les normes recommandées. Ces faibles concentrations sont expliquées par la faible solubilité de ce métal et leur adsorption sur le sédiment. Notre résultat est confirmé par plusieurs études qui montrent que la solubilité du Co peut être accrue en milieu à tendance acide ou en présence de ligands organiques (ATSDR, 2004). La mobilité du Cobalt est faible en raison de l'importance des processus de sorption et de précipitation et est conditionnée par son affinité pour les matières en suspension et les sédiments (Adam et al., 2001).

Nos résultats montrent l'absence du cadmium durant la période d'étude, en effet, plus la salinité augmente dans le milieu, plus la concentration en Cd^{2+} diminue (Cossa, 1989 ; Campbell, 1995). Pour des pH supérieurs à 8, le cadmium précipite avec les carbonates.

L'absence du chrome, du nickel, et du cuivre durant la période d'étude dans les eaux du lac Dayet Er-Roumi et de ses affluents est due au pH basique de l'eau, en effet Morris (1975) a signalé que les métaux ont tendance à se libérer et à passer des sédiments dans l'eau dans des conditions naturelles caractérisées par un pH faible.

2. Corrélations entre les différents métaux lourds

Le Fe montre une corrélation positive puissante avec le Zn ($r = 0,993$, $P < 0,01$) et l'Al ($r = 0,929$, $P < 0,01$). Le Ba montre une forte corrélation positive avec le Zn ($r = 0,908$, $P < 0,01$), le Fe ($r = 0,886$, $P < 0,01$) et l'Al ($r = 0,868$, $P < 0,01$). Alors que Mn montre une corrélation positive importante avec Co ($r = 0,855$, $P < 0,05$). Ces résultats indiquent que les distributions des métaux n'étaient pas contrôlées par les mêmes paramètres du milieu (pH, MES, carbonates, chlorures, MO, etc.). Les fortes corrélations entre certains métaux lourds montrent les mêmes sources d'entrée (une source commune) et un comportement similaire vis-à-vis des processus physico-chimiques qui se déroulent dans le milieu (Lu et al., 2010).

En appliquant l'ACP à différents échantillons, nous avons constaté qu'il existe 3 variétés (groupes) : Le premier groupe (**G1**) est représenté par les 5 stations situées dans le lac : S1, S2, S3, S4 et S5. Ce groupe indique que les eaux sont très chargées en éléments métalliques (Co et Mn) et peuvent avoir des effets néfastes sur la faune et la flore. Cette forte concentration est due à la complexation des métaux mentionnés ci-dessus avec les composés chimiques inorganiques (anions majeurs tels que les carbonates, les chlorures et les hydroxydes) et organiques (composés formant la matière organique dissoute) qui dominent dans les eaux du lac conduisant à une stabilisation de ces métaux dans l'eau (Le Goff et Bonnomet, 2004).

Le deuxième groupe (**G2**) est représenté par la S7 (2^{ème} affluent du lac), ce groupe est caractérisé par une concentration importante du Plomb. Cette station est vulnérable à la pollution, qui provient probablement de l'utilisation incontrôlée d'engrais et de pesticides (Greenwood & Earnshaw, 1984) du fait qu'il traverse des terres agricoles.

Le troisième groupe (**G3**) est représenté par la S6 (1^{er} affluent du lac), ce groupe est caractérisé par une concentration importante d'Al, du Zn, du Fe et du Ba, il indique que l'eau est fortement chargée en ces métaux. La cause principale de cette concentration est que cet affluent est très riche en anions de diverses sources (agricole, etc.) ce qui donne des ligands

qui sont complexés par la suite avec les ions métalliques conduisant à un état stable des métaux. En général, cette station est vulnérable à la pollution.

Selon l'ACP, nous concluons que les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents sont très polluées par des métaux lourds. Cette pollution est anthropique et causée par les déchets domestiques, les produits phytosanitaires utilisés dans l'agriculture et les excréments des animaux qui sont sur les bords du lac.

En ce qui concerne la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH), le premier cluster contient le Mn, le Ba, le Co et le Pb est le plus faible par rapport à les autres clusters et celui qui contient des concentrations moyennes à faibles en métaux lourds. Le deuxième cluster comprend le Zn et le Fe, qui provient d'un apport anthropique. Le Fer peut être entraîné dans les eaux par diverses voies dont principalement la dissolution superficielle des roches, le lessivage des terrains agricole, les rejets domestiques, etc. (Belabed, 2010), pour le Zinc, il est un élément principal dans les herbicides (ATSDR, 1999). Concernant le dernier cluster, il ne contient que l'Al, ce métal est apparu comme le seul membre de ce groupe parce qu'il a le plus grand nombre d'échantillons avec une concentration qui dépasse la limite maximale standard plus que les autres métaux que nous avons analysé. Les sources d'Al étaient à la fois lithogéniques et anthropiques. En effet CCME (2003) déclare que les sources anthropiques majeurs d'Aluminium notamment les sols agricoles, la combustion du charbon, les rejets domestique, et les eaux usées, etc. (CCME, 2003), aussi l'étude de Nowak et al. (2003) montrent que à coté des sources anthropiques l'altération géologique est aussi l'une des sources principales de l'Al (Nowak et al., 2003).

3. Évaluation de l'indice de pollution des métaux lourds (HPI)

Le calcul de l'indice de pollution des métaux lourds HPI donne une valeur très élevée (HPI = 176,08) supérieure au seuil de risque qu'est de 100. Lorsqu'une certaine valeur dépasse 100, le niveau de pollution global doit être considéré comme inacceptable. Lors du printemps, l'HPI calculé est de 176,08 dépassant largement la limite de l'indice seuil de 100. Cela indique que l'eau est fortement polluée par des métaux lourds durant cette saison. Cette valeur de HPI reflète les influences directes des apports anthropiques, de l'utilisation intensive et non contrôlée de produits phytosanitaires, des eaux usées et des rejets domestiques. La présence de ces éléments indésirables constitue un danger potentiel pour la santé des êtres humains et la biodiversité aquatique de ce SIBE.

4. Evaluation de la contamination métalliques des eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi

Les eaux souterraines du lac Dayet Er-Roumi sont d'une qualité mauvaise avec une hétérogénéité dans leur concentration métallique. En effet les métaux lourds dosés ont montré une contamination avec des valeurs assez importantes dans le puits en amont (P1) qui présent une concentration inquiétante en Plomb (0,02 mg/l), Manganèse (0,37 mg/l), Fer (1,16 mg/l) et Aluminium (1,75 mg/l) durant les deux saisons été et printemps (surtout l'été).

Les fortes concentrations ont été enregistrées au niveau du puits en amont (P1) tandis que les faibles concentrations ont été trouvées au niveau du puits en aval (P2) ce qui mettre en évidence la participation des eaux souterraines dans la pollution du lac.

L'analyse des métaux lourds dans les eaux souterraines révèle des concentrations importantes de Plomb, Manganèse, Fer et Aluminium qui dépassent largement les normes européennes (European Union, 2006). Les concentrations en Baryum, Zinc et Cobalt analysés sont inférieures aux normes fixées.

Les fortes teneurs constatées au niveau de P1 peuvent être attribuée à une origine anthropique. L'utilisation des Fertilisants et des pesticides serait en grande partie responsable de la contamination des eaux souterraines du lac (CCME, 2003 ; Belabed, 2010). Il faut noter que la population locale dispose des fosses septiques et une décharge sauvage ce qui constitue une source de pollution direct des eaux souterraines, en effet plusieurs étude ont montrés que les fosses septique et des déchets urbains sont considérés comme des sources de contamination chargées en polluants et qui ont des impacts environnementaux majeurs sur les ressources souterraines (De Miquel, 2001 ; Aloueimine, 2006 ; Barrett et al., 1999). La nature du sol de la région est les marnes sableuses-argileux (coefficient de rétention faible) facilite sans doute le passage des éléments métalliques par infiltration.

V. Conclusion

Le lac Dayet Er-Roumi (Site d'Intérêt Biologique et Ecologique) a une importance socio-économique pour le Maroc en général et pour la région de Khémisset en particulier. Toutefois, cette zone humide est soumise à diverses sources de pollution anthropique. L'étude réalisée sur la qualité de l'eau du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents au cours des quatre saisons, a révélé une forte concentration de différents métaux : le Pb, le Zn, le Mn et l'Al pendant toutes les saisons (hiver, printemps, été et automne), avec un niveau moyen de Fe, Co et Ba. Ces concentrations dépassent largement les normes recommandées. Le calcul de l'indice de pollution des métaux lourds (HPI) prouve la contamination du lac, donc Dayet Er-Roumi est menacé par la pollution métallique non dégradable. Ces polluants métalliques peuvent être accumulés et stockés au niveau des organismes vivants et des sédiments.

La globalité des résultats d'analyse des métaux lourds dans les eaux souterraines montre que le puits situé en amont a une contamination significative par les métaux lourds analysés particulièrement le Plomb, le Manganèse, le Fer et l'Aluminium. Notre étude contribue à mettre en évidence que les eaux souterraines participent aussi à la contamination du lac.

Cette étude reflète les influences directes des apports anthropiques, de l'utilisation intensive et incontrôlée des produits phytosanitaires, des eaux usées, des rejets domestiques, etc. Globalement, il semble que le niveau de pollution montre un enrichissement important de ces métaux lourds qui peuvent être critiques voire dangereux car ils affectent l'équilibre écologique de l'écosystème. Le lac Dayet Er-Roumi nécessite un diagnostic complet de la situation actuelle, un suivi rigoureux de son évolution et un plan de surveillance pour conserver et maintenir ce SIBE.

Chapitre 2

Etude des éléments métalliques dans les sédiments

I. Introduction

Les écosystèmes lacustres sont des milieux aquatiques complexes et dynamiques, caractérisés par une grande importance écologique et économique. Ces écosystèmes sont désormais menacés par la pollution métallique qui peut provenir de deux sources: naturelle liée à la nature géologique des terrains ou anthropique suite aux déversements d'eaux usées, activité agricole, etc. (Ramade, 2002). Les dégradations, d'origine anthropique, occasionnées se traduisent par la destruction perpétuelle des biotopes, par une diminution de la diversité des biocénoses et par des perturbations dans les cycles des éléments minéraux nécessaires à la vie (Du Laing et al., 2009a). Les sédiments qui sont un compartiment essentiel dans les écosystèmes aquatiques, en jouant un rôle important pour de nombreux animaux et plantes en tant qu'habitat ou site de fraie, peuvent agir comme un réservoir de micropolluants puis une source potentielle de contamination pour les eaux (Tessier, 2012), mais surtout comme une source à long-terme de contamination pour les eaux de surface. Ces sédiments ont été reconnus comme étant la destination finale des polluants (Agostini, 2006), ils deviennent une source et vecteur de transfert de composants toxiques (US EPA, 1997). Les sédiments sont donc des indicateurs de la pollution historique des cours d'eau, lagunes, lacs, etc.

Les sédiments, compartiment d'accumulation pour les polluants métalliques, peuvent également se comporter comme des sources endogènes de contamination, par remise en suspension (crues, bioturbation) ou par évolution de la spéciation des métaux, laquelle va également jouer sur leur biodisponibilité (Cuitat, 2003 ; Benguedda, 2012). Les paramètres physico-chimiques des eaux (pH, température, salinité, oxygène dissous, concentration des matières en suspension, etc.) déterminent la mobilité et la biodisponibilité des métaux lourds en affectant leur spéciation et de ce fait leur comportement (Singh et Singh, 2014). Par conséquent, la distribution, la solubilité et le mouvement de ces éléments restent liés aux propriétés physico-chimiques des sédiments (Belabed, 2010 ; Hamzeh et al., 2014). A la différence des polluants organiques, les métaux lourds ne font pratiquement pas l'objet de réactions de dégradation biologique ou chimique et peuvent s'accumuler dans les chaînes alimentaires (Duman et al., 2007 ; Du Laing et al., 2009a).

Selon Förstner et Wittman (1981), une fraction importante des métaux lourds, présents dans les milieux aquatiques, est associée d'une manière réversible aux sédiments superficiels. Les modifications des conditions physico-chimiques des eaux (tel que le pH, l'alcalinité, etc.) de ces milieux peuvent conduire à des remobilisations des métaux associés aux sédiments et

présenter, par conséquent, des effets écologiques néfastes pour la biocénose des écosystèmes aquatiques et des risques sanitaires pour l'Homme (OMS, 1980 ; Amiard-Triquet, 1989 ; Zebracki, 2008).

Le lac Dayet Er-Roumi (SIBE) est le seul lac naturel permanent de la région de Khémisset (Maroc), il a aussi un intérêt biologique très important puisqu'il constitue un refuge et une aire d'alimentation vitale pour les oiseaux migrateurs et pour les différentes espèces de poissons, etc. Cette zone humide est affectée par plusieurs formes de pollution qui sont liées notamment aux activités anthropiques (agricoles, domestiques, industrielles, etc.).

Ce chapitre a pour objectif d'évaluer et de quantifier la contamination métallique des sédiments du lac Dayet Er-Roumi par les métaux lourds (Al, Pb, Mn, Ba, Zn, Fe, Co, Cu, Cd, Cr et Ni) d'une part, et de connaître l'origine de la contamination métallique d'autre part, afin de déterminer le degré et l'intensité de contamination des sédiments par ces éléments métalliques en utilisant plusieurs indices tels que l'indice de géo-accumulation, le degré de contamination, le facteur de contamination et le facteur d'enrichissement.

II. Matériel et méthodes

1. Echantillonnage

Les points de mesure retenus pour l'analyse des métaux lourds dans l'eau sont identiques à ceux où nous avons réalisé les prélèvements de sédiment par la benne Ekman. Il a été difficile d'atteindre le sédiment au niveau des 2 stations S2 et S5 où on a une grande quantité de végétaux morts. Au total, trois stations d'échantillonnage (S1-S3) ont été étudiées (Figure 66).

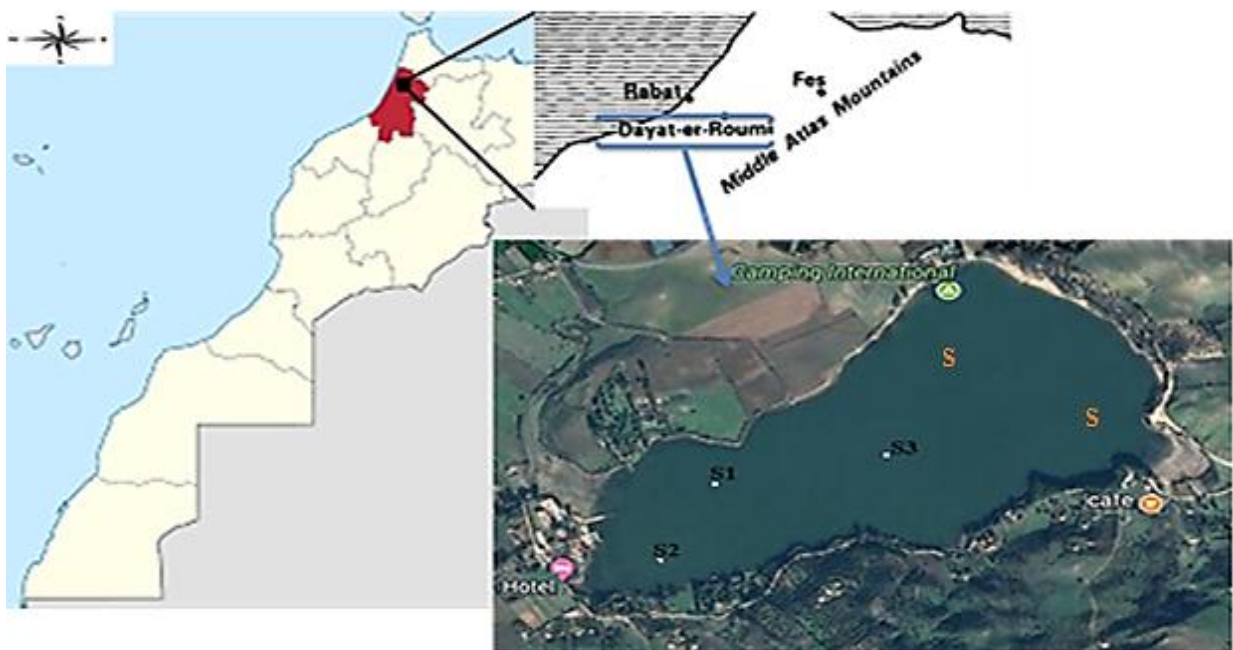


Figure 66 : Emplacement des stations d'échantillonnage des sédiments.

2. Traitement des échantillons et dosage des éléments traces métalliques

Les échantillons de sédiments sont collectés au niveau de la couche superficielle du lac à l'aide d'une benne Ekman. Les prélèvements sont transférés au laboratoire pour analyse dans des sacs de plastique propres dans une glacière à 4°C. Au laboratoire, ces échantillons sont séchés à l'étuve pendant 24h à 80°C puis broyés et tamisés pour obtenir une poudre de diamètre $\leq 63\mu\text{m}$ conservée dans des sachets en plastique fermés hermétiquement pour la protéger contre l'humidité. Les sachets ont été ensuite stockés dans une armoire à l'obscurité et au frais (20°C) jusqu'à la digestion.

La méthode utilisée pour cette digestion est celle de la décomposition totale (NM ISO 5667-15, 2012). Des échantillons de sédiments secs de 0,2g sont prélevés et placés dans des tubes en téflon préalablement lavés à l'acide nitrique.

Pour une minéralisation à chaud, il a été mis dans chaque tube 5 ml d'acide nitrique, 2 ml de peroxyde d'hydrogène et 2ml d'acide fluorhydrique puis le tout est mis dans un four à micro-onde à une température de 190°C pendant 45min (EPA 3051A, 2007). Après minéralisation des échantillons, une solution d'acide borique 10 ml a été ajoutée au contenu des tubes, le volume final a été ramené à 50ml.

Les métaux lourds ont été dosés par spectromètre d'émission atomique à plasma micro-ondes (MP-AES). La validité des méthodes analytiques (NF T-90 210, 2009) a été vérifiée par un contrôle interne et externe à l'aide d'un exercice d'inter-calibration (IAEA, 2003 ; NF ISO 5725-4, 1994).

Les métaux lourds retenus pour évaluer la contamination métallique dans l'eau sont identiques à ceux mesurés dans le sédiment (Al, Pb, Mn, Ba, Zn, Fe, Co, Cu, Cd, Cr et Ni).

3. Méthodes analytiques et statistiques

3.1 Méthodes statistiques

Une combinaison de méthodes statistiques pour analyser les résultats a été utilisée. La première approche statistique est basée sur l'utilisation de l'analyse de la variance (ANOVA), la seconde est l'Analyse en Composantes Principales (ACP), et la troisième est la Classification Ascendante Hiérarchique (CAH).

L'ANOVA est utilisée pour tester s'il y a une différence significative ou non entre les moyennes. Les corrélations entre les variables nous fournissent des informations sur la force des associations possibles entre eux (Maxwell et al., 1984 ; Miller 1997).

L'ACP est une méthode statistique multidimensionnelle descriptive qui peut être utilisée comme outil d'aide à l'interprétation d'une matrice de données (Jolliffe, 1986 ; Michael et al.,

1999). Cette méthode permet d'évaluer, de synthétiser et de classer un grand nombre de données, d'extraire les principaux facteurs qui sont à l'origine de l'évolution simultanée des variables et de leurs relations propres (Biémi, 1992). Donc l'ACP est appliquée pour établir des relations entre les stations d'une part et entre les différents métaux mesurés d'autre part et pour identifier les pollutions potentielles et ses éléments caractéristiques.

La CAH a été utilisée pour ressortir les différents groupes et d'obtenir une meilleure affectation des paramètres à leur groupe (Chandon et Pinson, 1981). Cette classification a été appliquée pour identifier des groupes d'échantillons ayant des teneurs en métaux lourds similaires (Forgy, 1965 ; Chandon et Pinson, 1981). La méthode de liaison de Ward (1963) et la distance euclidienne ont été appliquées pour classer les variables et produire des groupes les plus distinctifs où chaque membre du groupe est plus similaire à son confrère qu'à tout autre membre extérieur au groupe (Güler et al., 2002).

3.2 Méthodes analytiques

L'évaluation de la pollution par les métaux lourds et l'identification des sources de pollution reposent sur des principes, relativement simples, de mesure des concentrations, de calcul d'indices et de leur comparaison avec les normes établies qui varient en fonction de la nature de l'élément, de sa toxicité et du milieu récepteur (Sahli, 2014).

Pour la standardisation de la contamination et la mise en évidence l'influence de l'activité humaine sur la qualité des sédiments du lac Dayet Er-Roumi, nous avons adopté plusieurs indices : Facteur de Contamination (FC), Degré de Contamination (DC), Facteur d'Enrichissement (EF) et Index de géo-accumulation (I_{géo}). Ces indices tiennent compte des teneurs de référence (estimés par rapport aux teneurs relatives de la croûte continentale (UCC: Upper Continental Crust) de Wedepohl (1995)). L'approche des indices permet de prédire l'ampleur de la pollution des sédiments et d'identifier les sites pollués ainsi les polluantes prioritaires.

III. Résultats

1. Variation spatio-temporelle des éléments métalliques dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi

L'analyse des éléments métalliques (Al, Pb, Mn, Ba, Zn, Fe, Co, Cu et Cr) a montré des teneurs fortes à moyennes dans le temps et dans l'espace.

1.1 Manganèse

En effet, les concentrations les plus élevées sont enregistrées à S1 durant la période d'étude. Elles varient entre 445,72 mg/kg de poids sec au printemps 2019 à S3 et 1232,56 mg/kg de poids sec en hiver 2019 à S1 (Figure 67).

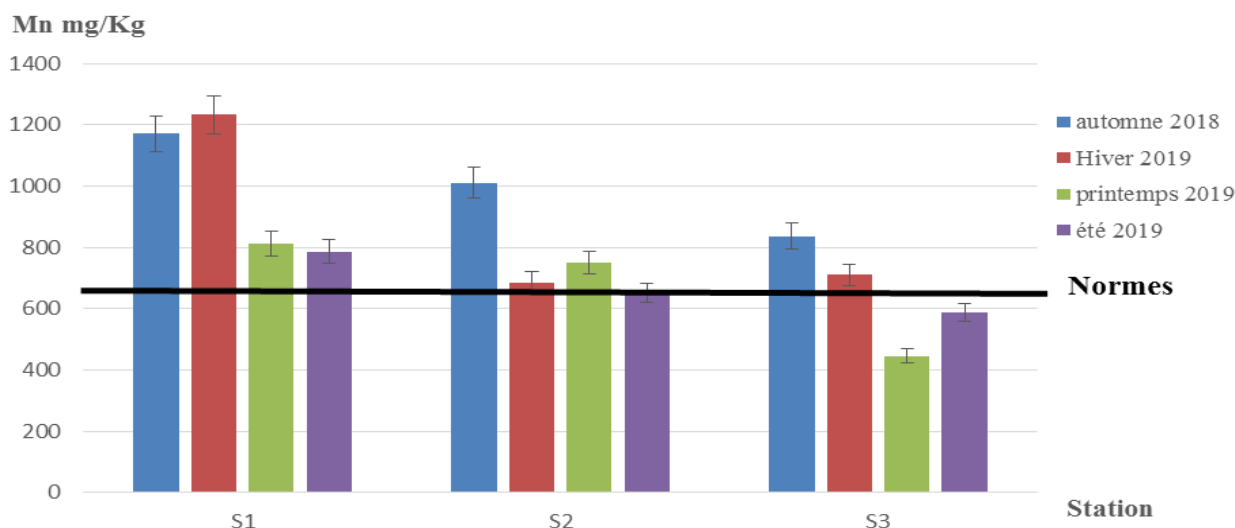


Figure 67 : Variation spatio-temporelle du Manganèse dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.

1.2 Baryum

Concernant le Baryum, des fluctuations spatio-temporelles ont été notées (Figure 68). Les valeurs oscillent entre 90,871 mg/kg de poids sec au printemps 2019 à S1 et 694,57 mg/kg de poids sec en été 2019 à S3.

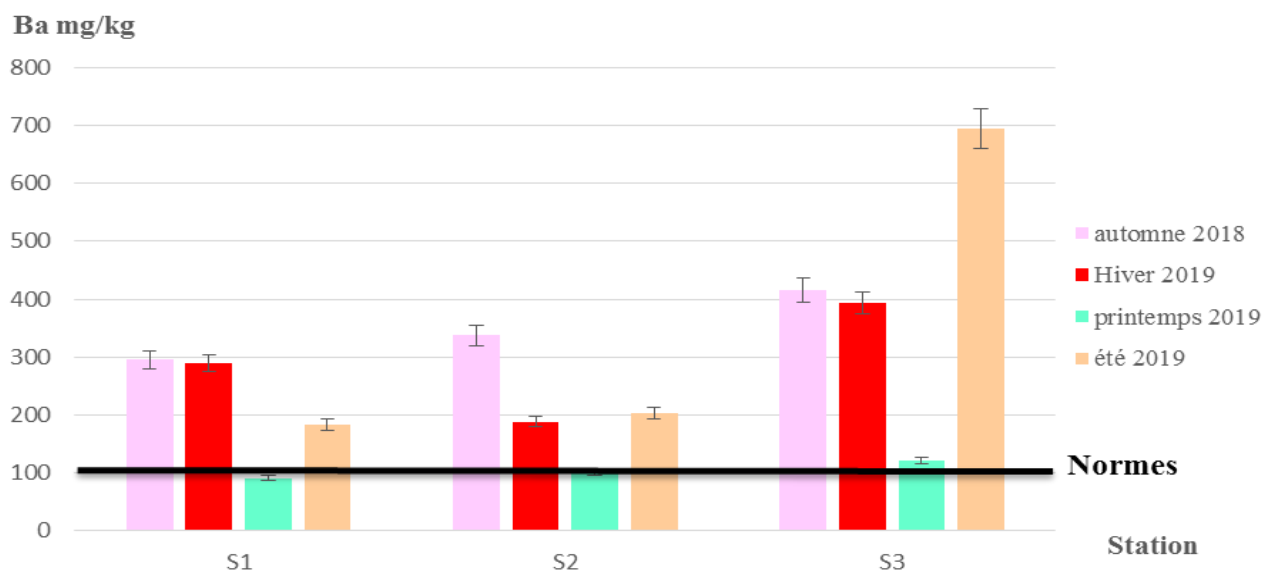


Figure 68 : Variation spatio-temporelle du Baryum dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.

1.3 Plomb

Pour le Plomb, les variations saisonnières sont identiques au niveau de tous les points de prélèvement. Les concentrations les plus élevées sont notées au printemps 2019 au niveau de S1 avec une valeur maximale de 550,95mg/kg de poids sec, la valeur minimale de 227,6 mg/kg de poids sec a été enregistrée en été 2019 (Figure 69).

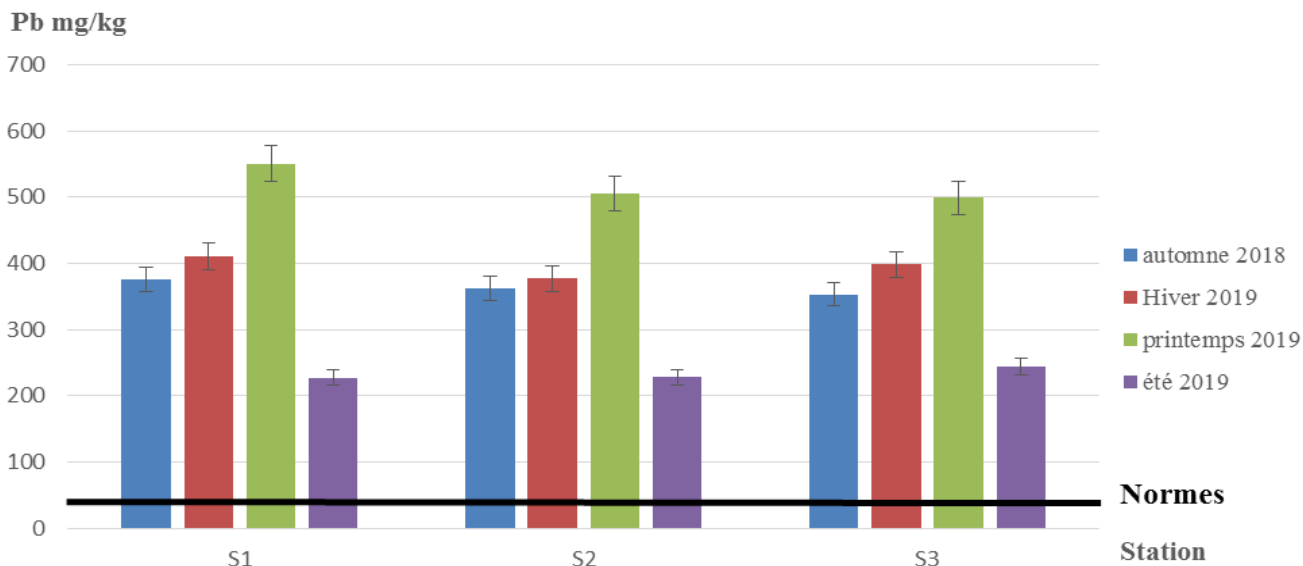


Figure 69 : Variation spatio-temporelle du Plomb dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.

1.4 Fer

D'après la figure ci-dessous, on constate que les sédiments du lac sont très riches en Fer. En effet, les concentrations de cet élément varient entre 1205,55 mg/kg et 47791,36 mg/kg de poids sec, la valeur maximale est obtenue à S3 durant l'hiver 2019 et la valeur minimale au printemps 2019 au niveau de toutes les stations. En général, les valeurs importantes ont été observées à S3 durant la période d'étude (Figure 70).

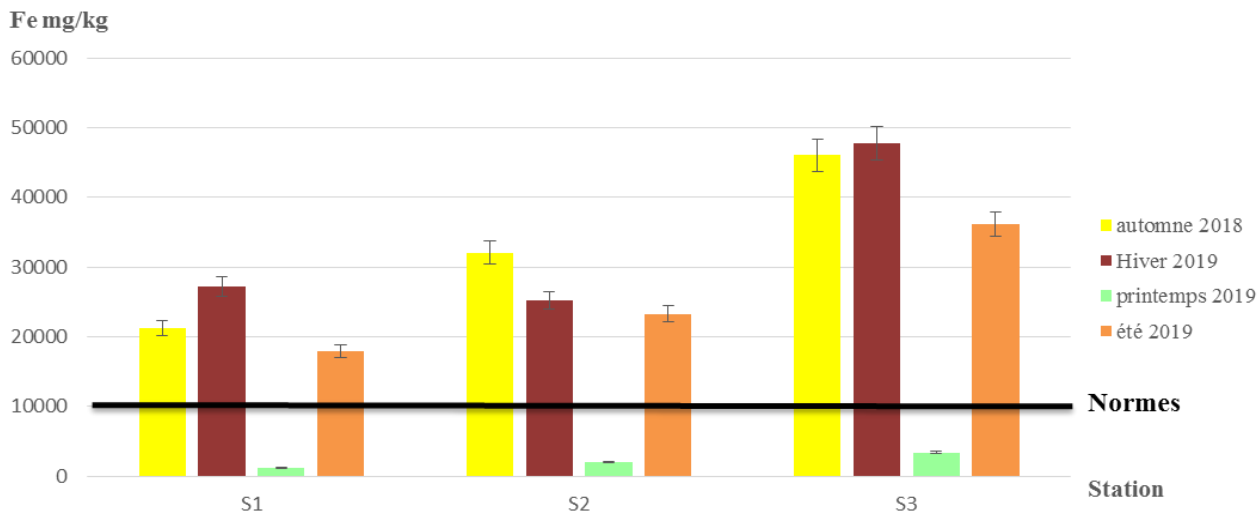


Figure 70 : Variation spatio-temporelle du Fer dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.

1.5 Zinc

En effet, les teneurs en Zn relevées dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi montrent des concentrations importantes en automne 2018 avec des valeurs de 2119,36 mg/kg, 2021,43 mg/kg, 1971,17mg/kg respectivement dans S1, S2 et S3 alors qu'au printemps 2019 et en été 2019 les concentrations sont très faibles. En hiver, les valeurs de Zn atteignent 993,94 mg/kg au niveau de S1 et 196,51 mg/kg au niveau de S2 (Figure 71).

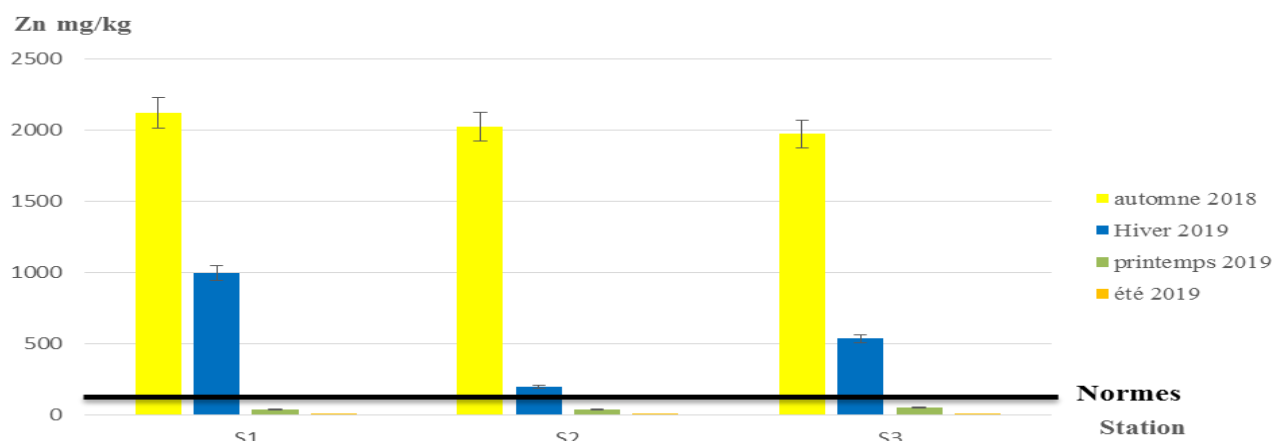


Figure 71 : Variation spatio-temporelle du Zinc dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.

1.6 Aluminium

Les sédiments du lac Dayet Er-Roumi sont très riches en Aluminium (Figure 72). Les concentrations varient entre une valeur maximale qui atteint 80446,42 mg/kg de poids sec en automne 2018 à S3 et une valeur minimale de 6932,76 mg/kg de poids sec au printemps 2019 à S1. Les concentrations les plus élevées ont été enregistrées durant les deux saisons : automne 2018 et hiver 2019.

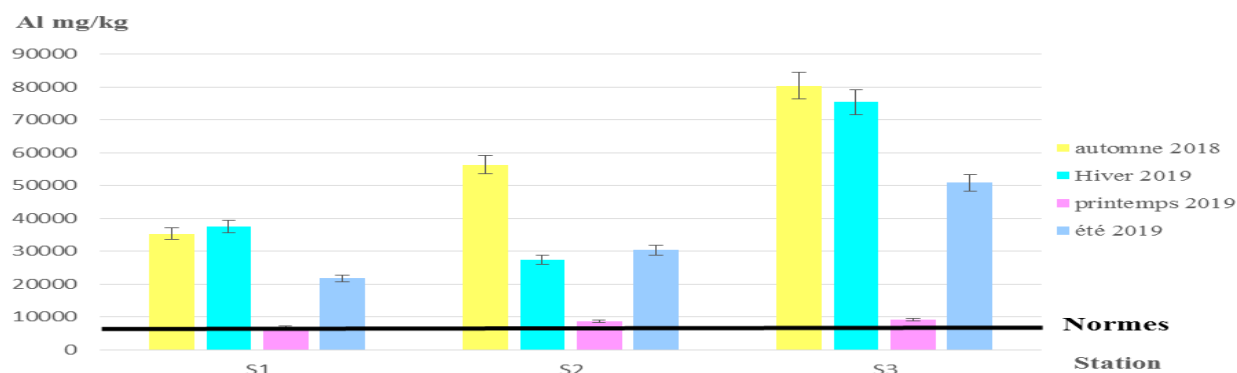


Figure 72 : Variation spatio-temporelle d'Aluminium dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.

1.7 Cobalt

Contrairement à tous les autres éléments, le Cobalt est pratiquement présent uniformément en été 2019 au niveau des trois stations avec un maximum de 15,48 mg/kg de poids sec à S1 et un minimum de 11,64 mg/kg de poids sec à S3 (Figure 73).

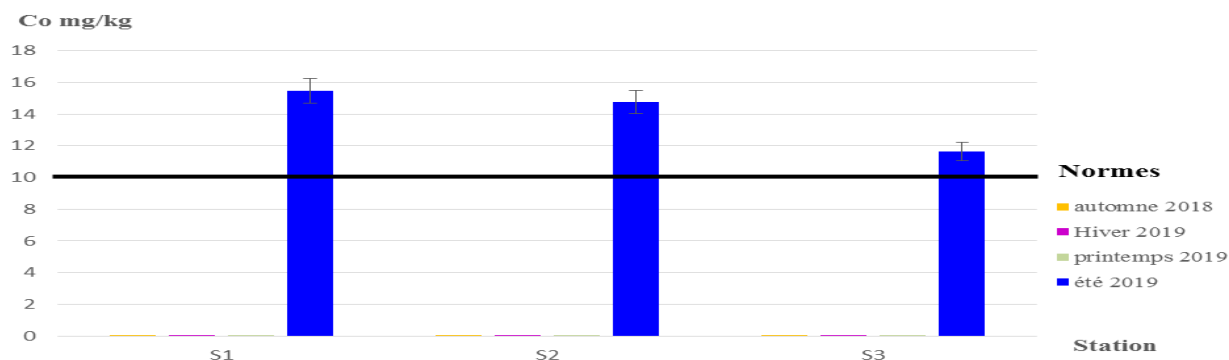


Figure 73 : Variation spatio-temporelle du Cobalt dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.

1.8 Cuivre

Concernant le Cuivre, les concentrations relevées dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi montrent des valeurs importantes en été 2019. Les teneurs varient entre 9,70 mg/kg de poids sec en automne 2018 et 525,63 mg/kg de poids sec en été 2019 au niveau de la même station S1 (Figure 74).

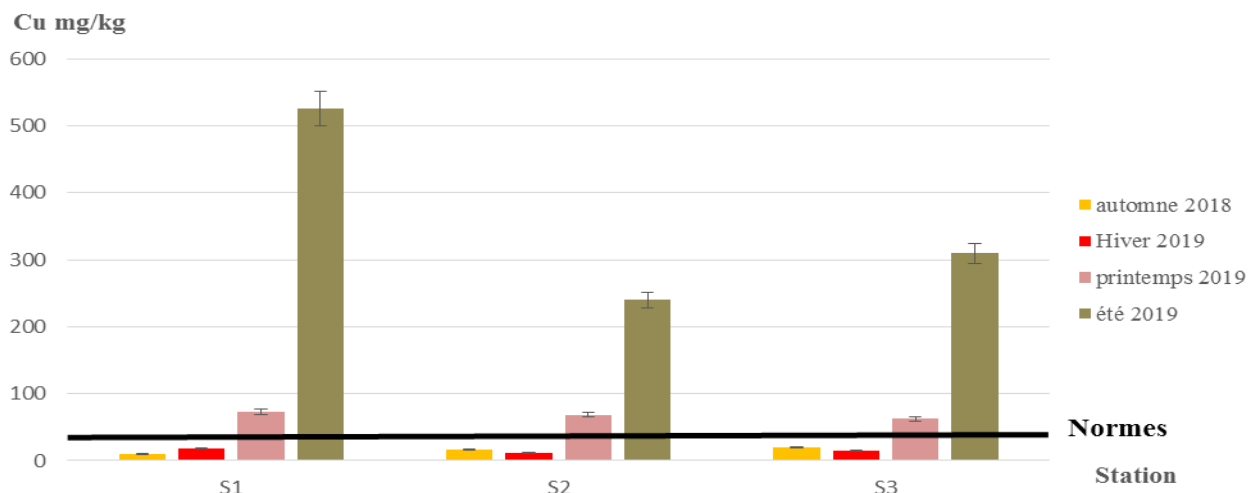


Figure 74 : Variation spatio-temporelle du Cuivre dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.

1.9 Chrome

Les concentrations enregistrées dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi au cours de la période d'étude montrent des variations importantes dans le temps et dans l'espace (Figure 75). Au niveau de S1, les concentrations de Cr sont comprises entre 35 mg/kg de poids sec au printemps 2019 et 151,66 mg/kg en été 2019.

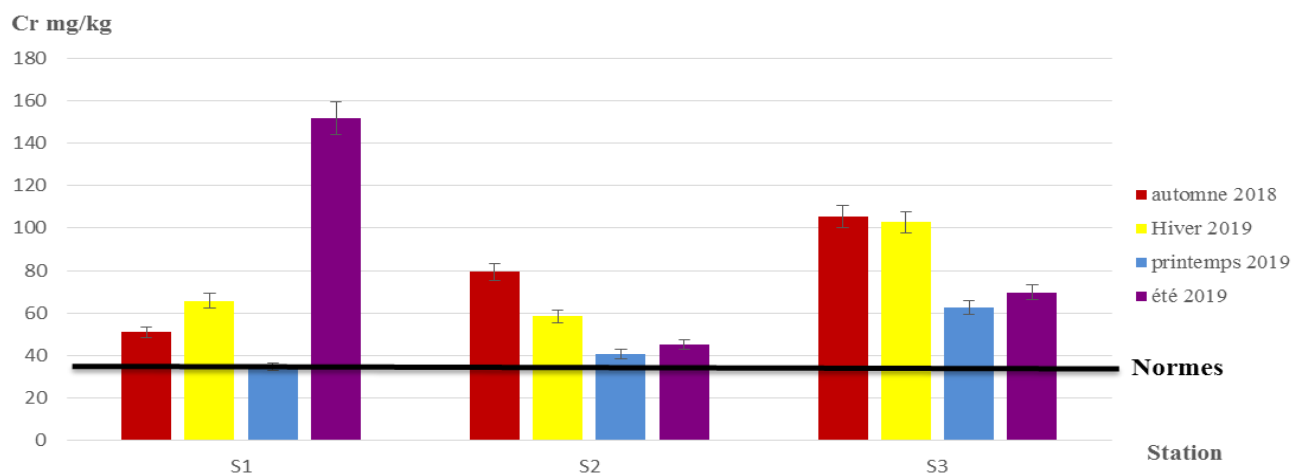


Figure 75 : Variation spatio-temporelle du Chrome dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.

1.10 Autres métaux

L'analyse du Cadmium et du Nickel dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi sont négligeables, ils présentent des valeurs nulles dans toutes les stations durant la période d'étude.

2. Corrélation et distribution des différents métaux

2.1 Analyse de la variance (ANOVA)

Afin d'établir des relations entre les métaux lourds et vérifier la similarité de la source des métaux dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi, une matrice de corrélation a été réalisée.

Selon les coefficients de corrélation de Pearson présentés dans le tableau 18, des fortes corrélations significatives entre les éléments métalliques étudiés ont été observées. Il y'a une corrélation positive très élevée entre le Fe et l'Al ($r = 0,999$, $P < 0,05$) et une corrélation négative puissante entre le Fe et le Co ($r = -0,999$, $P < 0,05$). Le Pb présente une forte corrélation positive avec le Cu ($r = 1,00$, $P < 0,01$). Le Zn à son tour présente une corrélation positive avec le Pb ($r = 0,994$) et le Cu ($r = 0,995$). L'Al a une forte corrélation négative avec le Co ($r = -1,00$, $P < 0,01$). Aussi il y'a une forte corrélation négative entre le Ba et le Co ($r = -0,978$), positive entre le Ba et le Fe ($r = -0,969$) et entre le Ba et l'Al ($r = 0,978$). Pour le Mn, il présente une corrélation positive importante avec le Co ($r = 0,876$) et une corrélation négative aussi importante avec le Fe ($r = -0,895$).

Tableau 18 : Corrélation entre les différents métaux lourds dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi.

	Mn	Ba	Pb	Fe	Zn	Al	Co	Cu	Cr
Mn	1								
Ba	-0,757	1							
Pb	0,828	-0,26	1						
Fe	-0,895	0,969	-0,49	1					
Zn	0,76	-0,15	0,994	-0,389	1				
Al	-0,876	0,978	-0,454	0,999*	-0,352	1			
Co	0,876	-0,978	0,454	-0,999*	0,352	-1,000**	1		
Cu	0,823	-0,251	1,000**	-0,482	0,995	-0,446	0,446	1	
Cr	-0,159	0,766	0,422	0,583	0,521	0,616	-0,616	0,43	1

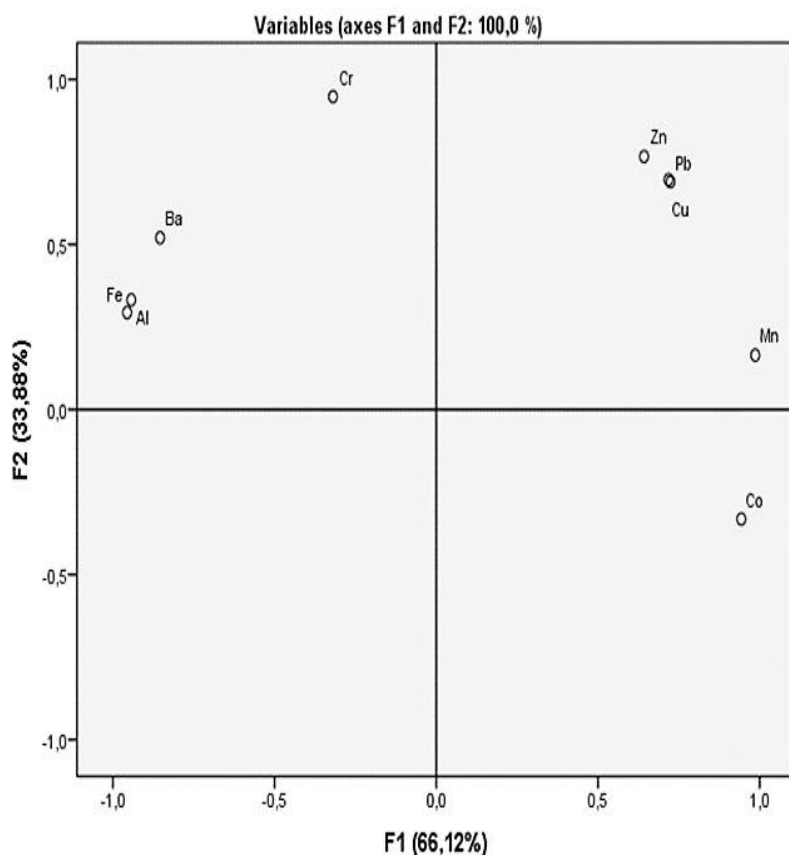
2.2 Analyse en Composantes Principales (ACP)

Une analyse en composante principale (ACP) réalisée sur les données obtenues a permis de connaître les mécanismes d'enrichissement des sédiments du lac par les métaux lourds. Cette dernière est effectuée sur une matrice des données constituée de 12 prélèvements (3 stations x 4 campagnes saisonnières) au cours desquels 9 paramètres ont été mesurés (Fe, Cu, Zn, Al, Ba, Cr, Pb, Mn et Co).

La figure 76 et le tableau 19, donnent les corrélations entre les variables, les facteurs, et la projection des variables dans l'espace des axes F1 et F2.

L'analyse du plan factoriel F1 et F2 montre que 100% est exprimé. L'axe F1 a une variance de 66,12% qui est exprimée par : Fe, Al, Mn et Co. L'axe F2 a une variance de 33,88% et se compose des variables suivantes : Cu, Zn, Cr, Pb et Ba.

Tableau 19 : Corrélation entre les variables et les facteurs.



	Composante	
	F1	F2
Fe	-0,161	0,096
Cu	0,121	0,228
Zn	0,108	0,251
Al	-0,159	0,109
Ba	-0,144	0,171
Cr	-0,054	0,311
Mn	0,166	0,054
Pb	0,122	0,226
Co	0,159	-0,109

Figure 76 : Répartition des métaux selon le plan F1x F2.

Nous avons appliqué l'ACP sur les échantillons de sédiments à fin d'évaluer la distribution spatiale des métaux lourds, ce qui nous a permis de différencier trois groupes (Figure 77). Chaque groupe contient une station qui présente une caractéristique métallique.

G1	G2	G3
S1	S2	S3

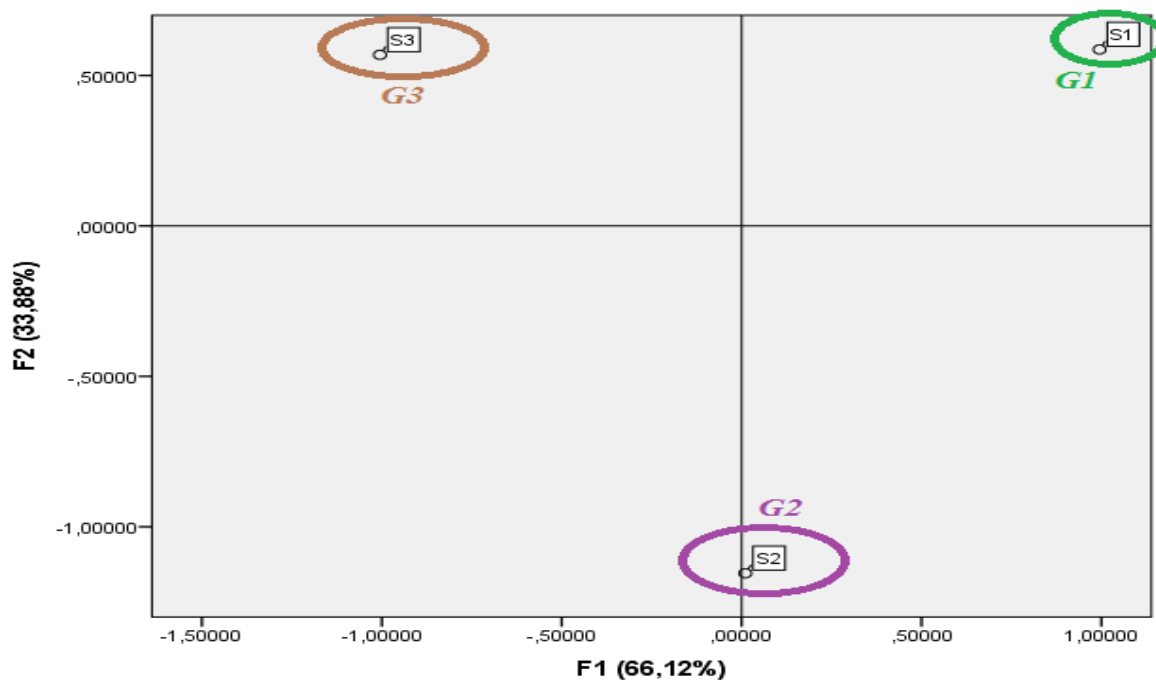


Figure 77 : Répartition des stations des sédiments selon les axes F1 et F2.

2.3 Classification Ascendante Hiérarchique (CAH)

La classification Ascendante Hiérarchique (CAH) est une méthode qui nous a permis d'établir des groupes des variables (métaux lourds) en fonction de leurs sources. Des comparaisons basées sur plusieurs métaux de différents échantillons ont été effectuées et les métaux ont été regroupés en fonction de leur similitude les uns avec les autres. La CAH a produit 2 clusters :

Cluster 1 contient le Cu, le Cr, le Co, le Ba, le Pb, le Zn et le Mn ;

Cluster 2 se compose de Fe et d'Al.

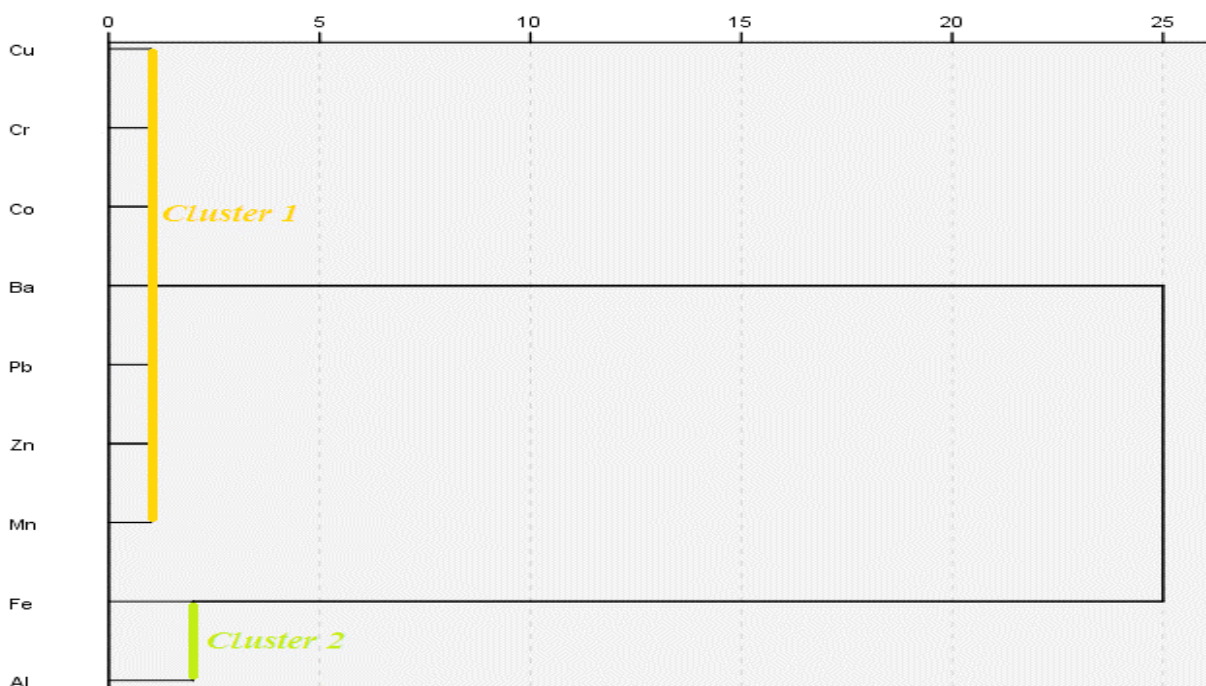


Figure 78 : Dendrogramme de métaux sélectionnés dans les échantillons des sédiments.

3. Evaluation du niveau de la contamination métallique des sédiments

3.1 Facteur de Contamination (FC)

Le facteur de contamination (FC) a été utilisé pour exprimer le niveau de contamination par chaque métal dans les sédiments.

Les moyennes de FC en éléments métalliques dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi ont permis de classer les éléments selon l'ordre de contamination décroissant suivant : Pb > Zn > Cu > Cr > Mn > Fe > Al > Ba > Co (Tableau 20).

Les sédiments des 3 sites de prélèvements ont des facteurs de contamination en Mn, Pb, Zn, Cu et en Cr supérieurs à 1, reflétant une contamination par ces éléments considérés comme extrêmement toxiques pour la flore et la faune aquatique. Les FC-Ba, FC-Al et FC-Co ne dépassent jamais le seuil de la première classe ($FC < 1$) indiquant ainsi une contamination absente à faible quel que soit le point de prélèvement. Pour le FC-Fe, seule la station S3 est considérée comme faiblement contaminée par analogie aux autres stations où la contamination est absente. Alors que pour le Mn et le Cr, la contamination est modérée à considérable avec $1 \leq FC < 3$. Pour le Zn, le Pb et le Cu, la contamination est très forte ($6 \leq FC$). Ces trois métaux présentent des valeurs en FC très élevées surtout au niveau de la station S1 où le FC dépasse le seuil de la classe ($6 \leq FC$). En effet, le FC-Pb atteint un maximum de 23,03, le FC-Zn arrive à une valeur de 15,14, et le FC-Cu atteint 10,96.

Tableau 20 : Facteur de contamination (FC) des stations étudiées.

	S1	S2	S3
FC-Mn	1,90	1,47	1,23
FC-Fe	0,55	0,67	1,08
FC-Ba	0,31	0,32	0,61
FC-Pb	23,03	21,67	21,99
FC-Zn	15,14	10,84	12,30
FC-Al	0,33	0,40	0,70
FC-Co	0,34	0,32	0,25
FC-Cu	10,96	5,89	7,13
FC-Cr	2,17	1,60	2,44

3.2 Degré de Contamination (DC)

Le degré de contamination permet d'obtenir des informations sur la contamination des sédiments (Tableau 21). L'analyse des résultats montre que plusieurs métaux ont des degrés

de contamination moyens ne dépassent jamais le seuil maximal de la première classe définie par Hakanson (1980) indiquant une contamination faible, ces métaux sont Mn, Fe, Co, Ba, et Al. Le Chrome présente une contamination modérée ($6 \leq DC < 12$) des sédiments. Par contre, le Cuivre a une contamination importante selon cette classification. Une contamination importante à forte, où $24 \leq DC$, a été remarqué pour le Pb qui atteint une valeur de 66,67 et le Zn qui atteint une valeur de 38,27.

Tableau 21 : Degré de Contamination (DC) des stations étudiées.

	DC
Mn	4,59
Fe	2,30
Ba	1,24
Pb	66,67
Zn	38,27
Al	1,42
Co	0,91
Cu	23,97
Cr	6,21
Moyenne	16,18

3.3 Indice de géo-accumulation (Igéó)

Les valeurs d'indice de géo-accumulation sont données dans le tableau 22. Les résultats révèlent une absence de pollution pour le Fe qui présente des valeurs de l'Igéó variant entre -0,48 et -1,46, le Ba où l'Igéó oscille entre -1,30 et -2,28, le Co qui est caractérisé par des valeurs de l'Igéó qui varient entre -2,17 et -2,58, et aussi pour l'Al qui présente des valeurs entre -1,10 et -2,20. Le Mn et le Cr présentent des valeurs de l'Igéó faibles variant respectivement entre -0,03 et 0,34 et entre 0,1 et 0,7. Ces résultats traduisant un état de non pollué à modérément pollué. Pour le Cu, il présente une pollution légère à moyenne selon la classification car Igéó varie entre 1,98 et 2,87.

Une pollution moyennement à forte a été remarquée au niveau des éléments métallique : Pb et Zn, qui ont des valeurs d'Igéó très importantes variant respectivement entre 3,86 et 3,95 pour le Pb et entre 2,86 et 3,34 pour le Zn.

Tableau 22 : Indice de géo-accumulation (I_{géo}) des stations étudiées.

	S1	S2	S3
Mn	0,34	-0,04	-0,3
Fe	-1,46	-1,17	-0,48
Ba	-2,23	-2,28	-1,30
Pb	3,95	3,86	3,88
Zn	3,34	2,86	3,04
Al	-2,2	-1,92	-1,10
Co	-2,17	-2,23	-2,57
Cu	2,87	1,98	2,25
Cr	0,54	0,1	0,7

3.4 Facteur d'Enrichissement (FE)

Les facteurs d'enrichissements (FE) sont présentés dans le tableau 23. L'analyse de ce tableau montre que le Pb, le Zn et le Cu sont les métaux fortement enrichis au niveau des trois stations S1, S2 et S3, avec des FE >10, sauf le Cu à S2 et S3 où FE < 10. La source anthropique de ces éléments est dominante à ces stations. Le Mn présente un début d'enrichissement aux stations S1 et S2 où leurs facteurs d'enrichissement sont entre la limite suivante $2 < FE < 10$, pour la station S3, il n'y a pas d'enrichissement de cet métal car FE=1,14. Concernant le Cr, il présente un début d'enrichissement dans toutes les stations étudiées (les valeurs dans la classe $2 < FE < 10$). Le Ba, l'Al et le Co ont un facteur d'enrichissement FE < 1, cela suggère que ces éléments sont principalement d'origine terrigène.

Tableau 23 : Facteur d'enrichissement (FE) des stations étudiées.

	S1	S2	S3
Mn	3,47	2,20	1,14
Ba	0,59	0,47	0,57
Pb	42,05	32,46	20,38
Zn	27,65	16,23	11,4
Al	0,4	0,6	0,65
Co	0,61	0,48	0,24
Cu	20,01	8,81	6,60
Cr	3,97	2,4	2,26

IV. Discussion

1. Variation spatio-temporelle des teneurs en métaux lourds

L'évaluation spatio-temporelle des métaux lourds dans le sédiment du lac Dayet Er-Roumi a révélé l'impact majeur des conditions environnementales du milieu. En effet, la situation du lac dans une région présentant une agriculture intense, des rejets domestiques continus (hôtel, habitation, etc.) et des rejets industriels a provoqué une perturbation chimique et métallique.

La répartition des éléments métalliques dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi dépend de différentes sources. En étudiant l'évolution des concentrations par rapport à la localisation des échantillons et par rapport aussi à la variation saisonnière. Nous remarquons une différence significative entre les saisons et les stations, ainsi on a trouvé une contamination importante, en effet, les métaux étudiés dépassent largement les normes recommandées (CCME, 2001 ; MEO, 1993 ; MEQEC, 2006).

Les fortes concentrations des métaux lourds ont été enregistrées durant la saison hivernale et automnale au niveau de S1 (Mn = 1232,56 mg/kg, Zn = 2119,36 mg/kg) et S3 (Fe = 47791,36 mg/kg, Al = 80446,42 mg/kg), en revanche des moyennes concentrations ont été notées en été au niveau de S1 (Co = 15,48 mg/kg, Cu = 525,63 mg/kg, Cr = 151,66 mg/kg) et S3 (Ba = 694,57 mg/kg). Cette différence saisonnière peut être attribuée au fait que l'accumulation des métaux lourds est contrôlée par plusieurs facteurs notamment la température, en effet une baisse de la température de l'eau induit une augmentation de l'adsorption des métaux et cela a été montré par plusieurs travaux (Weber, 1972 ; Serpaud et al., 1994). L'augmentation de la MES joue aussi un rôle primordial dans l'adsorption des métaux, les travaux de Salomons et Mook (1980) ont montré un accroissement des teneurs de matières en suspension, tel qu'il peut s'en produire par suite de l'érosion des sédiments, provoque une augmentation de l'adsorption des métaux lourds dans les sédiments. Cette contamination importante est aussi favorisée par le pH du milieu, en effet, les travaux de Blanchard (2000) ; Dzombak et Morel (1990) ; Lions (2004) ; Young et Harvey (1992) et Serpaud et al. (1994) ont montré que l'augmentation de pH entraîne la formation de composés insolubles, et augmente la concentration en contaminants du milieu, au contraire une diminution de pH entraîne la mise en solution des sels métalliques et la dissolution des phases de rétention, donc ces travaux confirment nos résultats, de fait le pH des eaux du lac Dayet Er-Roumi est alcalin et la température de l'eau est faible durant les saisons mentionner au-dessus ce qui favorise la précipitation des métaux et limite leur libération dans les eaux, ce qui induit un enrichissement intense en métaux lourds dans les sédiments. La granulométrie est l'un des facteurs naturels le plus important susceptible de modifier le comportement des métaux. De nombreux auteurs ont montré les relations existant entre les teneurs en éléments métalliques et

la granulométrie du sédiment. Il a été montré que les métaux lourds ont une affinité particulière pour la fraction fine. Yacoub et al. (2009) ; Coulibaly et al. (2009) ; Srarfi et al. (2010) et Jaffe et Walters (1977) expliquent l'importance de l'interface eau-solide que présentent les petites particules, aussi les travaux de Farrah et al. (1980) ont montré que les argiles constituent un bon adsorbant pour les éléments métalliques. Par ailleurs les sédiments du lac Dayet Er-Roumi ont différentes natures (argile, sable, vase) une grande partie des polluants va être piégée par les particules solides ce qui induit un stockage des métaux dans les sédiments et cela a été approuvé et affirmé par nos résultats qui montrent que les sédiments du lac Dayet Er-Roumi sont très chargés et très concentrés par les métaux.

Ces grandes quantités de métaux lourds cumulées dans les sédiments surtout durant la saison hivernale sont dues principalement à l'augmentation des charges polluantes métalliques dans les eaux de ruissellement des premières crues (Melghit, 2012), ainsi cette pollution métallique est étroitement liée à des terrains agricoles (qui contiennent une grande quantité d'engrais et pesticide), et à des rejets domestiques, etc.

Les valeurs les plus élevées sont enregistrées au niveau des deux stations S1 et S3 mais surtout S1, cela est due à la localisation mitoyenne des maisons et des terres agricoles, donc un lessivage important des polluants justifie ces valeurs élevées.

Au niveau de la station S2, il y'a des concentrations moyennes à faibles des métaux lourds étudiés, cela est expliqué par l'assimilation des métaux par les plantes aquatiques et les macrophytes (Campbell et al., 1988 ; Kovacs et al., 1984), en effet, cette station est très riche en plante aquatique qui pourrait également contribuer à la diminution des teneurs en métaux lourds dans les sédiments qui se ferait par absorption des métaux lourds directement de la colonne d'eau ou à partir de l'eau interstitielle des sédiments.

Durant l'étude on a trouvé des concertations presque nulles des métaux suivants le cadmium et le nickel, cela est expliqué par existence des compétitions sur les sites de sorption entre ces deux métaux et le cation majeur Ca^{2+} (il y'a des concentrations importante de ce cation dans le lac) ce qui diminuent la rétention de ces deux métaux sur les particules. Ce résultat a été approuvé par une étude de Wang et al. (2009) qui ont montré que l'adsorption de Ni et Cd est fortement diminuée par la présence d'ions Ca^{2+} .

Les moyennes concentrations de métaux observées en saison sèche peuvent s'expliquer par la diffusion de chaque élément dans la phase dissoute, en raison des conditions physico-chimiques (température élevée) et le relargage du métal sous plusieurs l'action. En revanche, les moyennes à faibles concentrations des métaux suivants : Cu, Ba, Co et Cr pendant la

saison hivernale pourraient s'expliquer certainement par les phénomènes de dilution qui s'opèrent par des apports de sédiments moins ou non contaminés (Yao et al., 2009).

2. Corrélations entre les différents métaux lourds dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi

La matrice des coefficients de corrélation des métaux lourds dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi a montré des corrélations très élevées (des coefficients de corrélation proche ou égale de 1) entre Fe/Al, Fe/Co, Cu/Zn, Cu/Pb, Zn/Pb, Al/Co et Ba/Co, indiquant une source commune de ces éléments métalliques ainsi que leurs comportements similaires dans le sédiment (Kouakou, 2017). Cette claire et forte corrélation indique que ces éléments sont issus d'activités anthropiques à savoir les rejets liquides, la contamination de la nappe phréatique (qui alimentent le lac) par effet des fosses septiques, des rejets agricoles (engrais et pesticides) et des rejets d'huileries.

D'après nos résultats, le coefficient de corrélation élevé entre ces éléments soulève l'hypothèse d'une contamination commune, d'une distribution homogène et/ou d'un comportement similaire de ces éléments (Chouti et al., 2010) vis-à-vis des processus physico-chimiques qui se déroulent dans le milieu et qui influencent leurs répartitions, et leurs affinités (Eggleton et Thomas, 2004).

L'ACP montre que les métaux lourds les plus corrélés à l'axe principal F2 (33,88%) représentant une évolution dans le même sens positif, ce qui peut traduire leurs origines communes et leurs comportements communs. Le plan factoriel F1 met en exergue un enrichissement du côté positif vers le côté négatif, allant d'Al, Fe, Co au Mn.

En appliquant l'ACP aux différents échantillons, nous avons constaté qu'il existe 3 groupes :

Le premier groupe (**G1**) est représenté par la station S1 située près des maisons et des terrains agricoles. Une forte concentration en Pb, Zn, Cu et Mn caractérise ce groupe. Il y'a une association importante entre ces éléments métalliques, en effet des études ont trouvé que les métaux suivants Pb, Cu, Cd, Zn et Mn présentent une forte affinité entre eux (U.S, 1976). Ce groupe indique des sédiments très chargés en éléments métalliques pouvant avoir des effets néfastes sur la faune et la flore. Cette pollution métallique est due aux activités anthropiques autour du lac (agriculture, déchets ménagers, etc.).

Le deuxième groupe (**G2**) est représenté par la station S2. Ce groupe est caractérisé par une pollution modérée du Cobalt.

Le troisième groupe (**G3**) est représenté par la station S3. Ce groupe est caractérisé par une concentration importante des sédiments en Cr, Ba, Fe et Al. Les remarquables concentrations des métaux au niveau de S3 (centre du lac) est due principalement à la charge en matière

organique. En effet, les études de Tahiri et al. (2005) ont montré que la matière organique développe un effet chélateur vis-à-vis des éléments métalliques, elle constitue, de ce fait, un support privilégié des métaux engendrant la complexation organométallique au niveau des sédiments. Tessier et al. (1990) ont prouvé que les métaux ont une forte affinité pour la matière organique. Ces constatations corroborent celles signalées par Qin et al. (2004) et Matobola, (2013). Donc ces études confirment l'existence des concentrations élevées de métaux au niveau de cette station ce qui rend cette dernière vulnérable à la pollution métallique.

L'ACP a rapporté que les sédiments du lac Dayet Er-Roumi sont très pollués par les métaux lourds, dont l'origine est liée au lessivage des surfaces cultivables, aux ruissellements et aux pollutions de la nappe phréatique qui alimente le lac. En effet, les eaux provenant du lessivage des surfaces cultivables transportent avec elles les polluants issues des engrais chimiques, des herbicides et des fongicides etc., utilisés en agriculture surtout que la Ferme est maraîchage et qui sont très riches en éléments traces. Les eaux de ruissellement et les affluents du lac apportent les polluants issues des déchets ménagers riches en éléments métalliques sous leur formes ioniques tels que le Zn^{2+} , Mn^{2+} , Cu^{2+} , etc. (Nriagu, 1974, 1996 ; Belabed, 2010 ; Kirchner et Brabowxski, 1972 ; CCME, 2003 ; Earnshaw, 1984).

En ce qui concerne l'analyse en clusters hiérarchiques deux groupes composés de métaux lourds en fonction des similitudes et des dissemblances sont identifiés.

Le cluster 1 comprend le Cu, le Cr, le Co, le Ba, le Pb, le Zn et le Mn. Ce groupe a le plus grand nombre d'éléments avec des concentrations qui dépassent la limite maximale standard. Les sources de ces métaux sont communes. La présence de ces métaux lourds dans les sédiments pourrait s'expliquer par le lessivage des produits phytosanitaires et Fertilisants utilisés dans les plantations, c'est-à-dire le lessivage des polluants agricoles vers le lac notamment les biocides (pesticides, herbicides, etc.) qui contiennent de l'As, Hg, Pb, Cu, Sn, Zn, Mn et les engrais qui sont composés de Cd, Hg, Pb, Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn (Calamari et Naeve, 1994). En plus, les embarcations motorisées utilisées pour traverser ou se balader dans le lac peuvent déverser des quantités de carburant. Calamari et Naeve (1994) ont montré que les carburants contiennent du Ni, Hg, Cu, Fe, Mn, Pb et Cd.

Le cluster 2 ne contient que d'Al et Fe, ces deux métaux sont apparus comme les seuls membres de ce groupe. Ce groupe montre que les deux métaux ont la même source, à côté de la source anthropique le Fe et l'Al ont une origine terrigène, donc on peut se demander si ces métaux sont d'origine terrigène et/ou origine anthropique? Nowak et al. (2003) montrent que l'altération géologique est l'une des sources principales de ces métaux (Nowak et al., 2003).

Fe et Al sont les éléments prépondérants des sédiments, ils peuvent être sous forme de mica, de feldspaths, de pyroxènes, de plagioclases ou d'amphiboles (Kribi, 2005). Selon Forstner et Wittmann (1979) l'érosion des sols et des roches porteuses de métaux apparaissent quand les processus d'érosion par le vent, le lessivage par la pluie et l'érosion par les eaux courantes détachent et transportent les particules du sol. En général, la pollution métallique peuvent provenir de deux sources naturelles liées à la nature géologique des terrains et anthropique suite aux déversements d'eaux usées, aux activités agricoles, etc. (Ramade, 2002).

3. Evaluation de la pollution par les métaux lourds selon différents indices

Les variations du facteur de contamination des différents éléments dans les 3 stations prise en compte dans le lac Dayet Er-Roumi sont remarquables. En effet, les valeurs les plus élevées pour l'ensemble des éléments métalliques analysés ont été enregistrées à S1 et S3, qui reçoivent une charge métallique importante par effet des activités anthropiques (agriculture, déchets de ménage, etc.). Ces fortes concentrations au niveau de ces deux stations sont dues aux plusieurs facteurs tels que les facteurs physico-chimiques (qui contrôlent le relargage des métaux) comme le pH des eaux, la teneur de la matière organique dans les sédiments et la matière en suspension dans les eaux (Geesey et al., 1984 ; Elliot et al., 1986).

Les trois stations montrent une contamination très fortes pour les éléments Zn, Pb et Cu, et une contamination modérée pour les éléments Mn et Cr. Une contamination absente à faible a été notée pour les éléments Fe, Ba, Al et Co. Selon les valeurs totale des FC, l'ordre de classification des différentes stations en terme de contamination, est le suivant : $S1 > S3 > S2$. L'analyse des résultats du degré de contamination (DC) révèle une contamination polymétallique dominée par deux ou plusieurs éléments. D'après nos résultats, les sédiments du lac Dayet Er-Roumi sont sujets à des pressions anthropiques. Les deux métaux Zn et Pb ont un degré de contamination important à fort dépassant largement le seuil maximal de la classification définie par Hakanson (1980). Aussi, on remarque un DC important pour le Cu, modéré pour le Cr et faible pour le Mn, le Fe, le Co, le Ba, et l'Al. Les valeurs critiques du DC pour les métaux Zn, Pb et Cu sont dues principalement aux activités anthropiques qui engendrent des polluants présentant des effets néfastes pour le compartiment aquatique, en effet Förstner et Müller (1973) montre que plus de 90 % des concentrations de cadmium, de cuivre, de Plomb, de mercure et de Zinc dans les sédiments sont d'origine humaine (Förstner et Müller, 1973). Selon l'étude de Mermut et al. (1996) ont montré que les Fertilisants à base azotée-phosphatée peuvent contenir jusqu'à 83,3 mg/kg de Zn susceptible de s'enrichir les sédiments par les phénomènes de pluvio-lessivage et ruissellement.

Les valeurs les plus élevées de l'indice de géo-accumulation (I_{géo}) pour l'ensemble des éléments métalliques analysés ont été enregistrées à la S1 et S3, qui reçoivent une quantité importante des polluants de diverses sources anthropiques, des déchets ménagers, des eaux usées de l'hôtel, de camping et des maisons et de l'agriculture, etc. Ces deux stations montrent une contamination moyenne à forte pour le Pb et le Zn, une contamination modérée pour le Cu et légère contamination pour le Mn et le Cr.

Le calcul des indices de géo-accumulation montre une évolution de contamination des sédiments en métaux lourds. Le classement des éléments métalliques en fonction des indices de géo-accumulation donne la succession suivante : Pb > Zn > Cu > Cr > Mn > Fe > Co > Ba > Al.

Le Pb et le Zn ont des I_{géo} entre $3 \leq I_{géo} < 4$ correspondant à des sédiments moyennement à fortement pollués. Le Cu avec $1 \leq I_{géo} < 2$ correspond à des sédiments légèrement à moyennement pollués. Ces résultats indiquent la participation des activités anthropiques dans cette pollution, en effet certaines études montrent que le cuivre, le Plomb et le Zinc font partie des principaux micropolluants des écosystèmes provenant essentiellement des activités agricoles et industrielles (Henry et al., 1989 ; Pena et Picot, 1991). Forstner et Wittman (1981) les considèrent comme de bons indicateurs de pollution d'origine anthropogénique. Par contre le Mn et le Cr ont des I_{géo} < 1 ce qui correspond à des sédiments non pollués à légèrement pollués. L'I_{géo} pour le Fe, le Ba, le Co et l'Al montrent des valeurs négatives témoignant de l'absence de pollution.

Les facteurs d'enrichissement (FE) calculés montrent une forte contamination en Pb, Zn et en Cu (FE moyen Pb = 31,62, FE moyen Zn = 18,42 et FE moyen Cu = 11,80) et un faible d'enrichissement pour Mn et Cr et une absence d'enrichissement pour les autres éléments métalliques (Ba, Al et Co).

L'enrichissement en Pb, Zn et Cu au niveau des 3 stations traduit une contamination extrêmement sévère par ces éléments et témoigne d'une forte pollution engendrée par les populations locales. En effet, nombreuses études confirment que ces trois métaux entre dans la composition de nombreux produits phytosanitaires et domestiques (Nakhle et al., 2005 ; Tran, 2009), ainsi plusieurs études montrent que la concentration de ces métaux est un peu plus élevée dans les sédiments argileux et les schistes (Vinot, 2004 ; Alloway, 1990 ; Akcay et al., 2003 ; Callender et al., 2003). Par contre, le Mn et le Cr présentent une contamination modérément significative et un début d'enrichissement par ces éléments. Une absence de pollution par Al, Ba et Co a été constatée dans toutes les stations d'étude ce qui montre que les concentrations de ces métaux peuvent être liées simplement à la structure géologique et la

minéralogie de la région (Yücesoy et Ergin, 1992). L'analyse du FE pour l'ensemble des éléments permet d'établir la classification suivante: FE Pb >FE Zn >FE Cu >FE Cr >FE Mn >FE Al >FE Ba >FE Co.

V. Conclusion

Les fortes concentrations des métaux lourds sont dues à plusieurs facteurs physico-chimiques (qui contrôlent le relargage des métaux) comme le pH des eaux, la teneur de la matière organique dans les sédiments et les matières en suspension dans les eaux. En effet, le pH alcalin des eaux favoriserait l'adsorption des métaux lourds sur les colloïdes et les sédiments. Les résultats obtenus dans ce travail nous ont permis de faire une évaluation de la contamination en métaux lourds dans les sédiments du lac Dayet Er-Roumi. En effet, la répartition spatiale des teneurs en métaux lourds révèle des taux élevés au niveau de deux stations S1 et S3. Les teneurs les plus élevées des éléments métalliques dans ces stations dépassant largement les normes recommandées sont principalement Zn, Pb, Cu, Cr et Mn. Les fortes concentrations au niveau de ces deux stations (S1 et S3) sont dues aux plusieurs facteurs abiotiques. Au niveau de la station S2, les concentrations moyennes des métaux lourds révélées sont liées à l'assimilation des métaux lourds par les plantes aquatiques et les macrophytes.

Globalement, il apparaît que les teneurs en métaux lourds révèlent un enrichissement très important surtout par le Pb, le Cu et le Zn, et un enrichissement modéré par le Mn et le Cr. Cet état reflète les influences directes des apports anthropiques à savoir les rejets domestiques, les rejets agricoles (engrais et pesticides) et l'adoption d'un système septique non contrôlé (fosses septiques).

Le calcul des indices de géo-accumulation (I_{géo}) montre des concentrations importantes en métaux lourds notamment le Pb, le Zn et le Cu avec des concentrations moyennes de Mn et de Cr confirmant que la source majeur de ces métaux est l'activité anthropique.

En général, les différents indices de contamination calculés ont révélé des situations préoccupantes pour plusieurs stations et plusieurs éléments métalliques. Des cas de contaminations polymétalliques dominées par deux ou plusieurs éléments ont été enregistrés (Zn, Cu et Pb étant les plus préoccupants).

Globalement, la zone d'étude est confrontée à une sérieuse pollution métallique qui peut engendrer des effets néfastes pour l'écosystème étudié. Cette pollution est due principalement aux activités anthropiques car le lac est entouré par plusieurs Fermes, une partie des déjections des animaux est utilisée comme engrais dans les plantations et le reste est rejeté dans la nature, une partie des pesticides et des engrais va ruisseler vers les affluents du lac ou

directement vers le lac et l'autre partie va lessiver vers la nappe et atteint par la suite le lac (puisque le lac est alimenté par la nappe phréatique). Ainsi les décharges sauvages sont visibles sur les bords du lac. Les éléments métalliques étudiés se retrouvent dans tous les déchets ménagers et par le lessivage ils peuvent constituer une source principale de contamination. Ajouté à toutes ces sources, la possible contamination par des fuites de carburants lors des passages des embarcations dont les résidus contiennent des métaux lourds. D'après notre étude, le niveau de contamination et l'évolution de la teneur des métaux lourds dans les sédiments de la zone d'étude soulignent l'urgence de diminuer les rejets de polluants dans ce milieu, ce qui éviterait les problèmes de santé publique, de disparition des ressources aquacoles.

Les analyses effectuées et les indices utilisés sont certainement utiles pour différencier plusieurs sources de pollution et évaluer l'impact réel de la contamination métallique des écosystèmes aquatiques. Il est important et nécessaire, après l'étude de la contamination métallique de l'eau du lac et de ses sédiments, d'étudier et analyser la contamination de la faune aquatique surtout les poissons (maillon supérieur de la chaîne trophique de l'écosystème) qui sont une source de protéines animales pour riverains et les visiteurs (pêcheurs) et de suivre les recommandations apportées et mettre un plan de suivi et de surveillance de cet écosystème classé comme SIBE.

Chapitre 3

Etude de la teneur en métaux lourds dans les poissons

I. Introduction

Des centaines de polluants sont déversés chaque jour dans l'environnement. Les écosystèmes aquatiques sont souvent les plus susceptibles d'être contaminées par des polluants majeurs, une détérioration des écosystèmes aquatiques (mortalité des poissons, etc.) suite à les polluants métalliques a été identifié dans les dernières décennies (Tahiri et al., 2005 ; Dehn et al., 2006 ; Sivaperumal et al., 2007). Parmi les contaminants majeurs de l'environnement, les métaux lourds qui posent de sérieux problèmes écologiques par leurs toxicités et leur bioaccumulation potentielle dans plusieurs espèces aquatiques induisant des effets dévastateurs sur la balance écologique de l'environnement aquatique (Storelli et al., 2005).

Les métaux lourds sont des polluants engendrés par les activités anthropiques ayant un fort impact toxicologique, en effet ils ne sont pas biodégradables et la plupart d'entre eux a des effets toxiques sur les différents organismes (Storelli et al., 2005). Ils s'accumulent dans la chair des poissons qui peuvent être consommés par l'homme (De Mora et Sheikholeslami, 2002 ; Yilmaz, 2009 ; Rohasliney et al., 2014 ; Diop et al., 2019). A certaines concentrations, les métaux lourds peuvent être toxiques pour les organismes vivants, ils sont transférés au biote dont les poissons, puis aux animaux piscivores et, en bout de chaîne, à l'homme (Chen et al., 2000).

L'analyse du niveau de contamination des écosystèmes aquatiques par les métaux lourds est nécessaire afin d'évaluer l'état écologiques de ces écosystèmes. Cette évaluation repose sur une analyse de l'eau, des sédiments (Martin et Whitfield, 1983 ; Vernet et al., 1989 ; Sahli et al., 2014 ; Djeddi et al., 2018 ; Keddari et al., 2019) qui constituent un puits de polluants et des organismes aquatiques aussi bien végétaux qu'animaux (Ghrefat et Yusuf, 2006). D'après notre étude, effectué sur le lac Dayet Er-Roumi, nous avons constaté que les eaux et les sédiments du lac Dayet Er-Roumi sont très chargés et contaminés par les métaux lourds. Compte tenu de ce résultat, nous avons continué à approfondir ce travail afin de déterminer les concentrations des métaux dans la chair des poissons et d'évaluer le niveau de contamination de la faune ichtyologique du lac.

II. Matériel et méthodes

1. Echantillonnage

L'échantillonnage a été réalisé au niveau de trois stations où il a été possible de lancer des filets de pêche sans problèmes (quantité importante de matière végétale, loin des berges)

(Figure 79). Cet échantillonnage a été effectué uniquement durant la période de basses eaux à cause de problèmes technique et logistique.



Figure 79 : Emplacement des stations d'échantillonnage des poissons.

La méthode utilisée au cours de cette étude a été la pêche par deux types de filets maillants. Une superficie de 45 m² (45 m de longueur sur 1 m de hauteur) et une superficie de 700 m² (100 m de longueur sur 7 m de hauteur) et des mailles de 20, 25, et 35mm. Cette méthode présente l'avantage d'être standardisée, reproductible et permet d'obtenir des données semi-quantitatives (Alliod, 2011) (Photo 4). Les filets sont posés le matin à 9h pour être ramassés à 16h, les poissons pêchés sont décrochés du filet individuellement, placés dans un bac afin de mesurer le poids et ensuite transportés au laboratoire puis conservés au réfrigérateur à -20°C avant la préparation.



Photo 4 : Pêche des poissons et les filets utilisés.

2. Préparation des échantillons

Les études antérieures ont montré l'existence d'une biodiversité ichthyologique importante. Lors de nos investigations, les filets mis au niveau des différentes stations nous ont permis d'avoir uniquement les espèces suivantes :

⇒ *Barbus sp*

- ⇒ *Cyprinus carpio* (Carpe commune)
- ⇒ *Cyprinus carpio carpio* (Carpe miroir)
- ⇒ *Coptodon zillii* (Tilapia zillii)
- ⇒ *Lepomis gibbosus* (Perche soleil/ Bleugill)

Après avoir pris les écailles pour déterminer l'âge de chaque poisson (Photo 5), et réaliser l'étude biométrique (mesure la longueur, la largeur, etc.), nous avons disséqué les poissons et prélevé les organes frais (le foie et un morceau de muscle). Nous nous sommes contentés de ces organes vu le manque de produits suffisants. Les organes prélevés sont mis dans des boîtes en plastique puis conservés dans un congélateur à une température de -18 °C jusqu'à l'analyse.

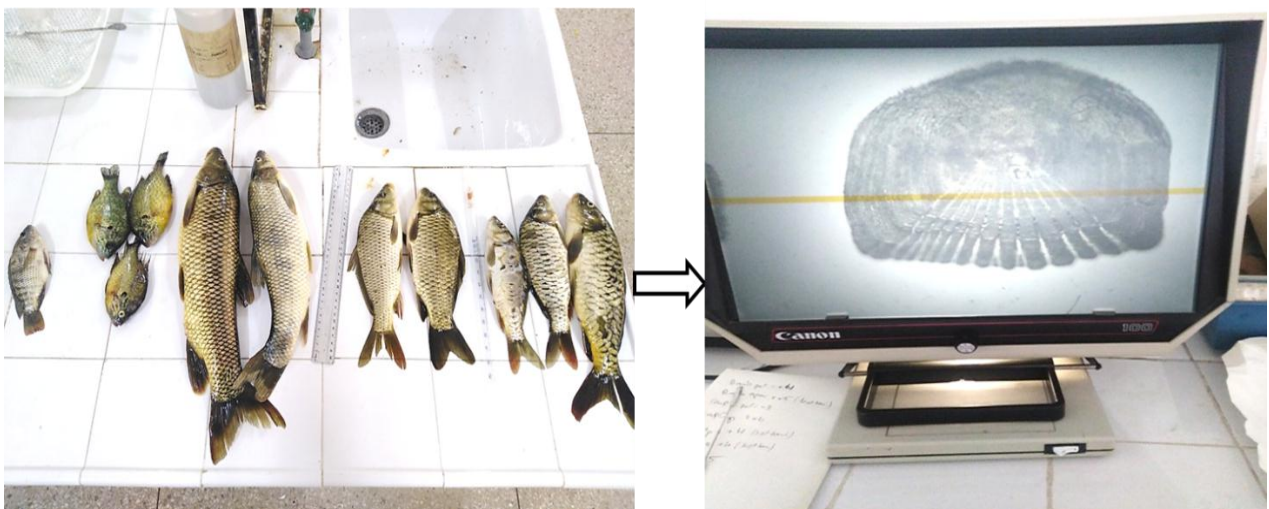


Photo 5 : Poissons prélevés et détermination d'âge.

3. Traitement des échantillons et dosage des éléments métalliques

3.1 Séchage

Cette étape consiste à sécher les échantillons, les étalés dans des boîtes de pétris, puis les séchés dans l'étuve sous une température de 80°C pendant 48 heures. Le but de cette étape est d'éliminer toute l'eau afin d'obtenir une matière sèche facilement conservable.

3.2 Broyage

Après le séchage, vient homogénéisation, chaque organe (le muscle et le foie) est broyé à l'aide d'un mortier (éviter le mortier en métal). Le broyat obtenu est une poudre sèche susceptible d'être conservée longtemps.

3.3 Minéralisation

Afin d'éliminer l'action perturbatrice du substrat protéique, d'ioniser les métaux lourds et détruire toute la matière organique associée aux métaux une minéralisation aura lieu. Cette minéralisation consiste un attaque à chaud par un acide fort (acide nitrique) (Auger, 1989).

0,2g de la poudre obtenue est attaquée avec 5ml d'acide nitrique à 65% et 2ml d'eau oxygénée (peroxyde d'hydrogène) puis placées dans le four à micro-onde à une température de 175° C pendant 22 min (centre d'expertise en analyse Environnementale du Québec, 2003) pour la digestion du tissu et l'évaporation totale de l'acide (Photo 6). Après le refroidissement, les échantillons ont été mis dans des tubes et ajuster jusqu'à 50ml avec l'eau ultra pure.

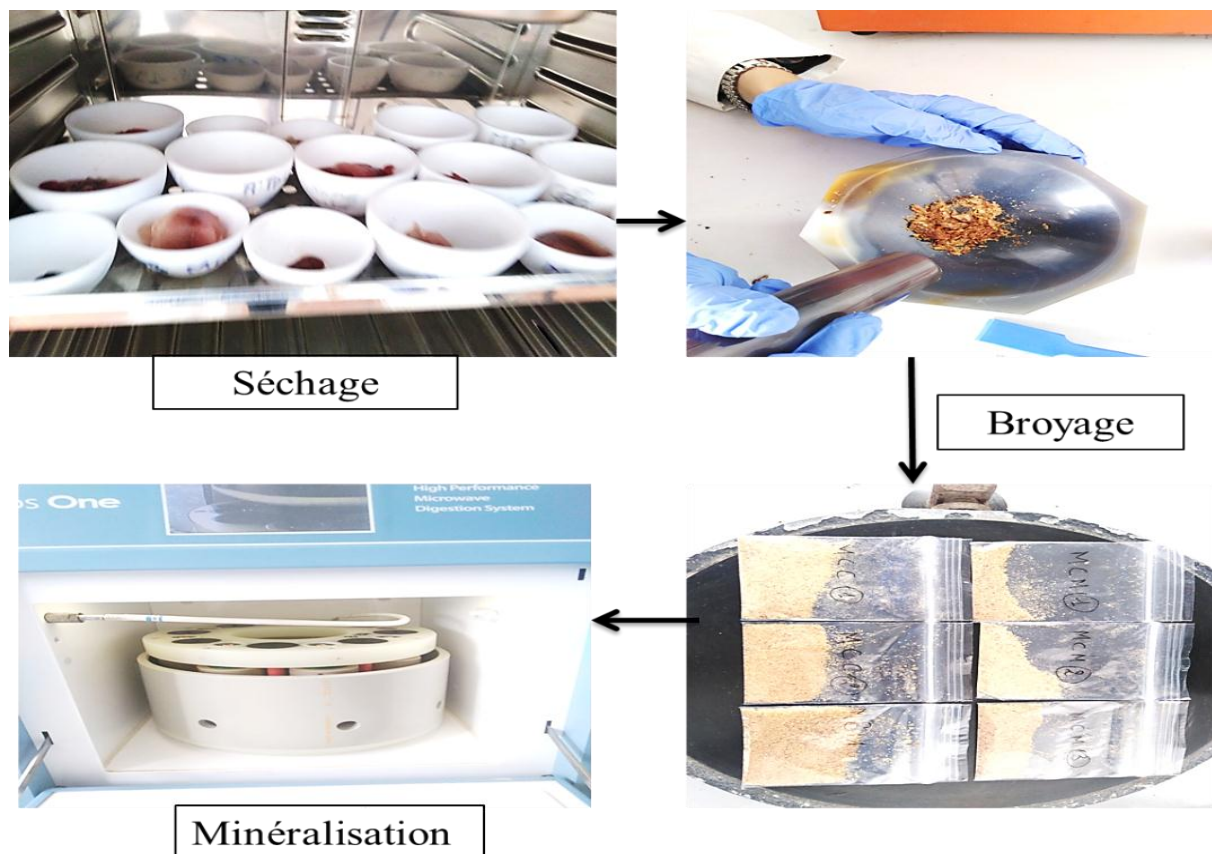


Photo 6 : Etapes de préparation des échantillons de poissons.

3.4 Analyse des métaux lourds

Les métaux lourds ont été dosés par spectromètre d'émission atomique à plasma micro-ondes (MP-AES). La validité des méthodes analytiques (NF T-90 210, 2009) a été vérifiée par un contrôle interne et externe à l'aide d'un exercice d'inter-calibration (IAEA, 2003 ; NF ISO 5725-4, 1994).

Pour assurer la qualité des analyses, un contrôle de la qualité de l'échantillon a été réalisé par l'analyse de blancs (témoins), il est important d'effectuer la même opération dans les mêmes conditions pour le blanc (NF ISO 15587-2, 2002).

4. Méthodes statistiques

Afin de faire ressortir les éventuelles relations qui pourraient exister entre les différentes espèces de poissons et les teneurs en métaux lourds, entre les variations des concentrations des métaux et les organes étudiés une combinaison de méthodes statistiques a été établie.

III. Résultats






1. Analyse des éléments métalliques dans les poissons

Afin d'apprécier la qualité écologique du lac, une approche complémentaire reposant sur une analyse biologique est menée. Pour cela, plusieurs poissons pêchés dans le lac Dayet Er-Roumi sont utilisés comme bio-indicateurs du transfert des métaux lourds vers la chair.

1.1 Etude biométrique

Avant d'entamer la partie analyse des métaux lourds dans les poissons, les caractéristiques biométriques (longueur standard et poids, etc.) des poissons pêchés sont présentées dans le tableau suivant.

Tableau 24 : Caractéristiques biométriques des poissons pêchés.

Poisson	n	Poids (kg)		Longueur Totale (cm)		Longueur Standard (cm)		Age
		Moyenne± Ecart type	Max - Min	Moyenne± Ecart type	Max- Min	Moyenne± Ecart type	Max- Min	Max- Min
<i>Cyprinus carpio</i> 	3	0,33 ± 0,13	0,5 - 0,2	26,34 ± 4,19	32-22	22± 4,3205	28-18	Plus 5-3
<i>cyprinus carpio</i> 	2	0,23 ± 0,005	0,23 - 0,22	27,28 ± 0,25	28-27,5	21,5± 0,5	22-21	Plus 4-2
<i>Barbus sp</i> 	2	0,89 ± 0,17	1,06 - 0,72	43 ± 2	45- 41	34,5± 3,5	38-31	Plus 4-3
<i>Lepomis gibbosus</i> 	3	0,13 ± 0,04	0,17 - 0,08	15,34 ± 1,7	17-13	12,34± 1,7	14-10	Plus 2-1
<i>Coptodon zillii</i> 	1	0,1	0,1	17	17	12	12	Plus1

1.2 Bioaccumulation des métaux lourds dans les différents organes des poissons

Les teneurs des métaux lourds étudiés (Zn, Mn, Al, Pb, Fe, Ba et Cu) dans le muscle et le foie des quatre espèces de poissons, *Coptodon zillii* (*Tilapia zillii*), *Lepomis gibbosus* (perche soleil/ bluegill), *Barbus sp* et *Cyprinus carpio* (carpe commune) et une sous espèce *Cyprinus carpio carpio* (carpe miroir), vivantes dans le lac Dayet Er-Roumi s'avèrent importantes.

a. Carpe miroir

Les Teneurs des métaux lourds enregistrent des concentrations importantes du Zn dans les deux organes étudiés (Figure 80). En effet, les concentrations du Zn sont de l'ordre de 132,77 mg/kg de poids sec et 881,36 mg/kg de poids sec respectivement pour le muscle et le foie. Ces concentrations dépassent largement les normes recommandées (FAO, 2012 ; NRCC, 1981) (Annexe I et J). En revanche, la teneur du Pb est nulle au niveau de ces deux organes, le Mn et le Ba présentent des concentrations presque négligeables dans les deux organes étudiés.

Le foie relève des teneurs très élevées de Fe, Al et Cu par rapport à le muscle dépassant largement les normes recommandées (FAO, 2012 ; NRCC, 1981) (Annexe I et J). Les concentrations dans le foie sont de l'ordre de 2065,71 mg/kg de poids sec, 156,07 mg/kg et 697,76 mg/kg respectivement pour le Fe, l'Al et le Cu (Figure 80).

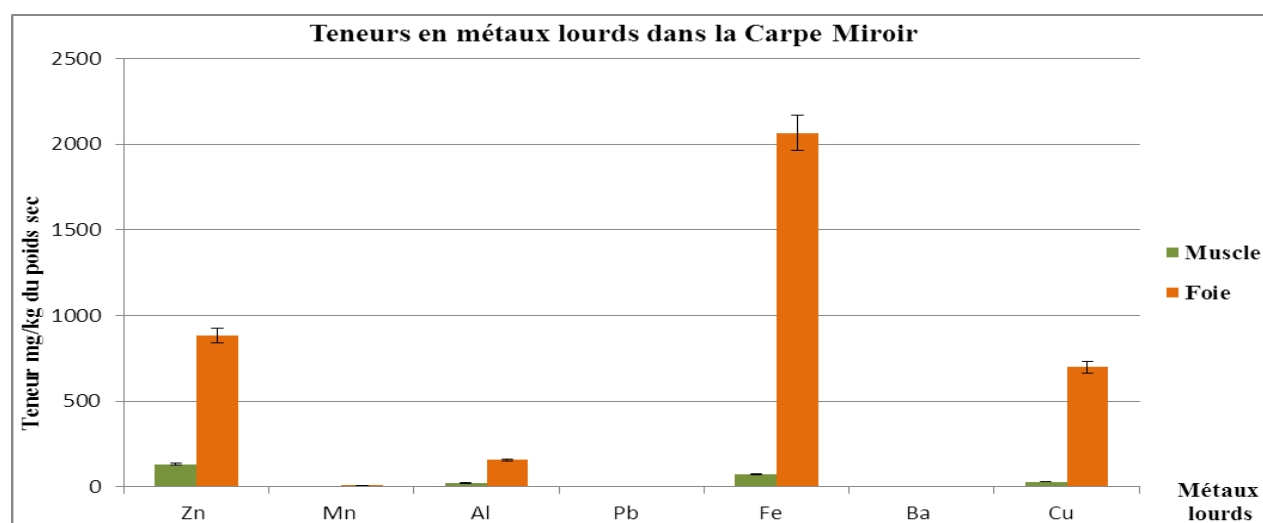


Figure 80 : Variation des différents métaux lourds (mg/kg de poids sec) dans le muscle et le foie de la carpe miroir.

b. Carpe commune

Le foie détecte la teneur la plus élevée des métaux, le Fer et le Zinc sont les métaux qui enregistrent des valeurs maximales atteignent respectivement 2616,28 mg/kg de poids sec et 2052,16 mg/kg de poids sec, alors que le Mn, l'Al et le Cu présentent des valeurs moyennes respectivement comprises entre 9,78 mg/kg de poids sec, 53,48 mg/kg de poids sec et 43,77 mg/kg de poids sec. Pour le muscle, le Zn enregistre la valeur la plus élevée (55,2 mg/kg de

poids sec) par rapport à les autres métaux étudiés (Figure 81). Ces résultats dépassent les réglementations recommandées (FAO, 2012 ; NRCC, 1981) (Annexe I et J).

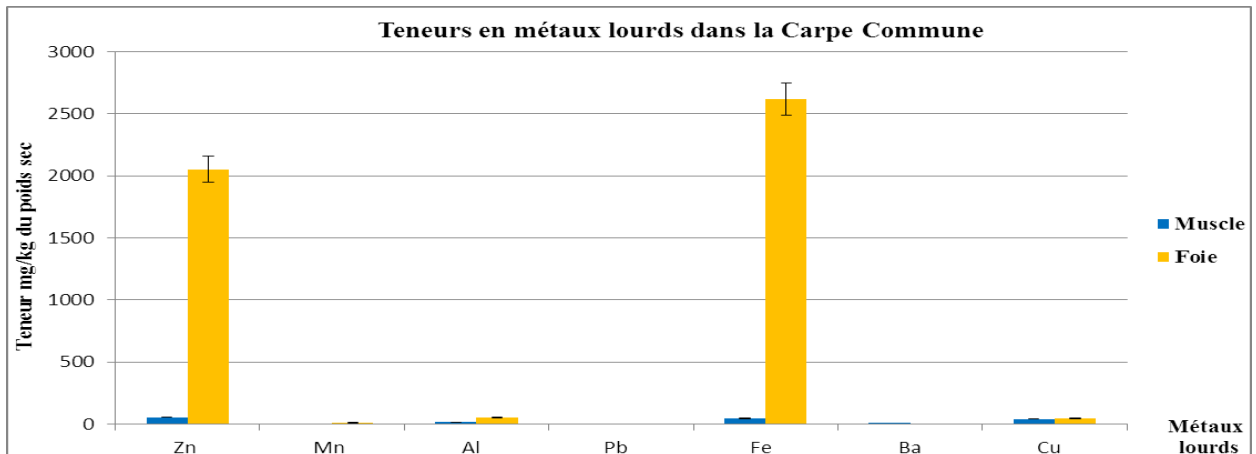


Figure 81 : Variation des différents métaux lourds (mg/kg de poids sec) dans le muscle et le foie de la carpe commune.

c. Barbeau sp

La figure 82 dévoile que le foie abrite la teneur la plus élevée de Fer atteignant 1331,75 mg/kg de poids sec suivi du Zn avec 374,4 mg/kg de poids sec alors que les autres métaux sont très faibles à nulles. Pour le muscle, la valeur maximale a été enregistrée pour le Zinc avec une concentration de 53,78 mg/kg de poids sec. Les concentrations maximales enregistrées dépassent les normes recommandées (FAO, 2012 ; NRCC, 1981) (Annexe I et J).

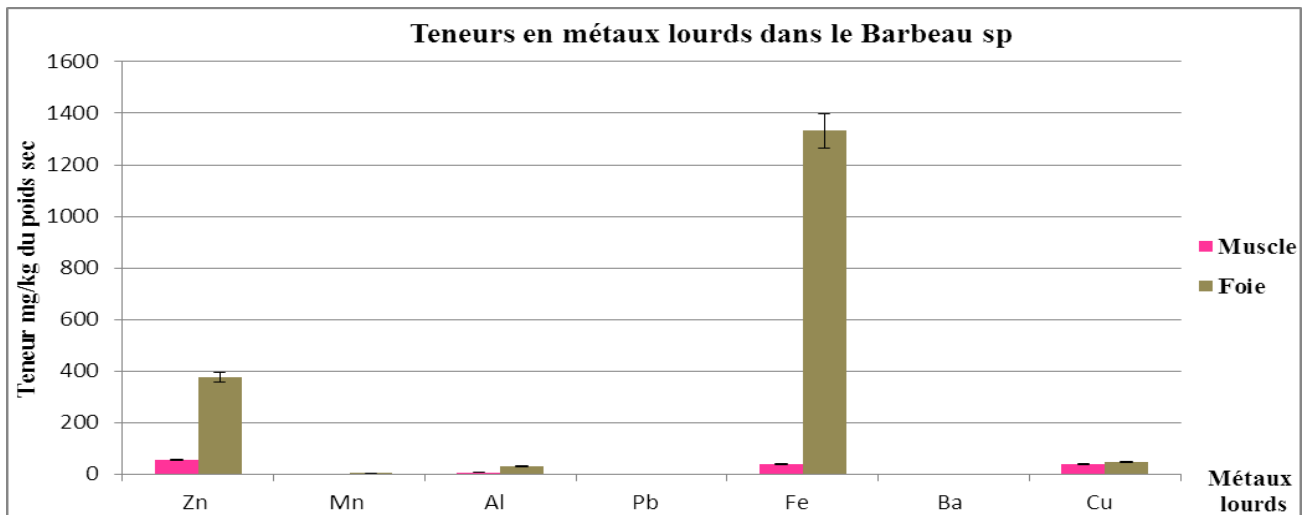


Figure 82 : Variation des différents métaux lourds (mg/kg de poids sec) dans le muscle et le foie du barbeau sp.

d. Tilapia zillii

Des concentrations importantes ont été observées au niveau du foie avec une concentration maximale du Fe (1144,83 mg/kg de poids sec) et des valeurs nulles pour le Pb et le Ba (Figure 83). Pour le muscle, les valeurs élevées ont été enregistrées pour le Zn avec une valeur maximale de 56,08 mg/kg de poids sec, une valeur minimale de 2,43 mg/kg pour le Ba a été

notée. Au niveau du muscle, on observe également une concentration nulle du Plomb. Général, les valeurs élevées dépassent les normes recommandées (FAO, 2012 ; NRCC, 1981) (Annexe I et J).

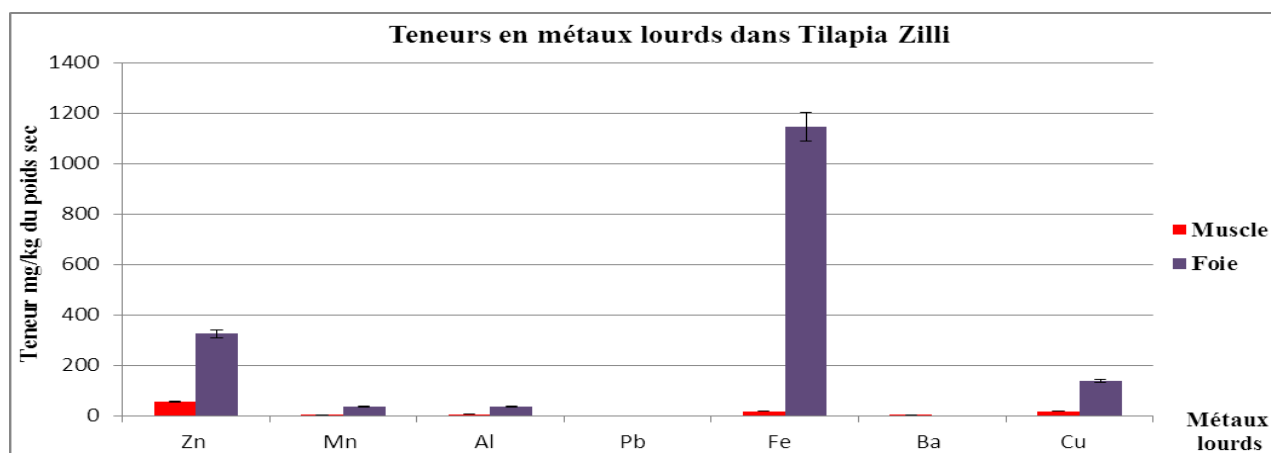


Figure 83 : Variation des différents métaux lourds (mg/kg de poids sec) dans le muscle et le foie du Tilapia zilli.

e. Perche soleil (bluegill)

La même remarque a été observée pour cette espèce où les concentrations les plus élevées ont été trouvées au niveau du foie avec une valeur maximale de Fe qui atteint 1176,27 mg/kg de poids sec, tandis que le Zn enregistre une valeur maximale dans le muscle avec une teneur de 87,773 mg/kg de poids sec (Figure 84). Ces résultats dépassent les normes recommandées (FAO, 2012 ; NRCC, 1981) (Annexe I et J).

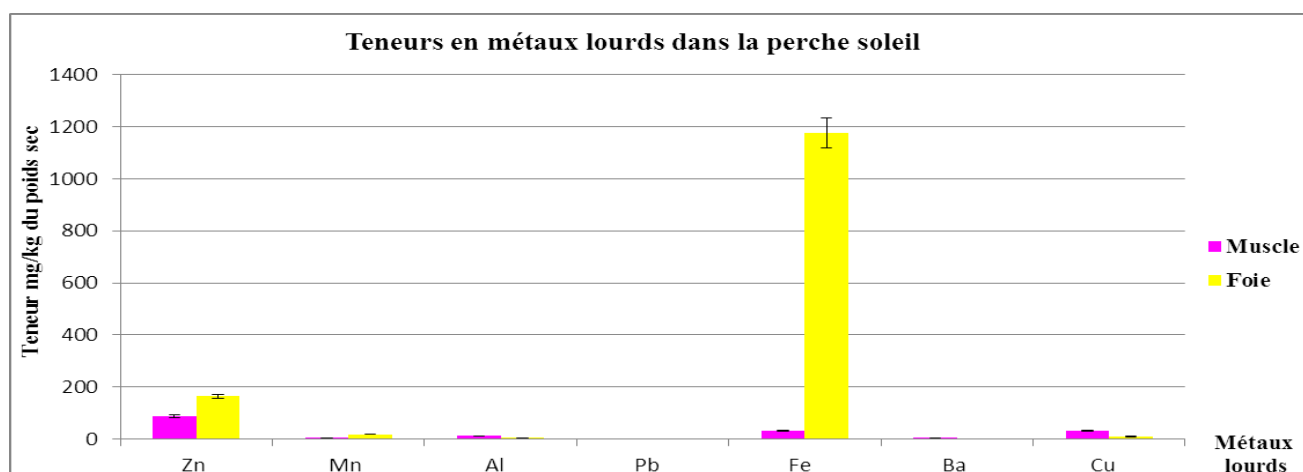


Figure 84 : Variation des différents métaux lourds (mg/kg de poids sec) dans le muscle et le foie de la perche soleil.

La figure 85 montre que les teneurs des métaux lourds dans le foie sont 20 fois plus élevées que ceux dans le muscle. Les teneurs en métaux lourds dans le muscle et le foie des poissons étudiés ont montré un grand organotropisme. En effet, les métaux Fe, Zn, Mn, Cu, Al, Ba et Pb ont été stockés selon l'ordre décroissant suivant: foie > muscle.

D'après ces résultats, nous constatons que le foie est un site important pour l'accumulation des métaux lourds par rapport au muscle.

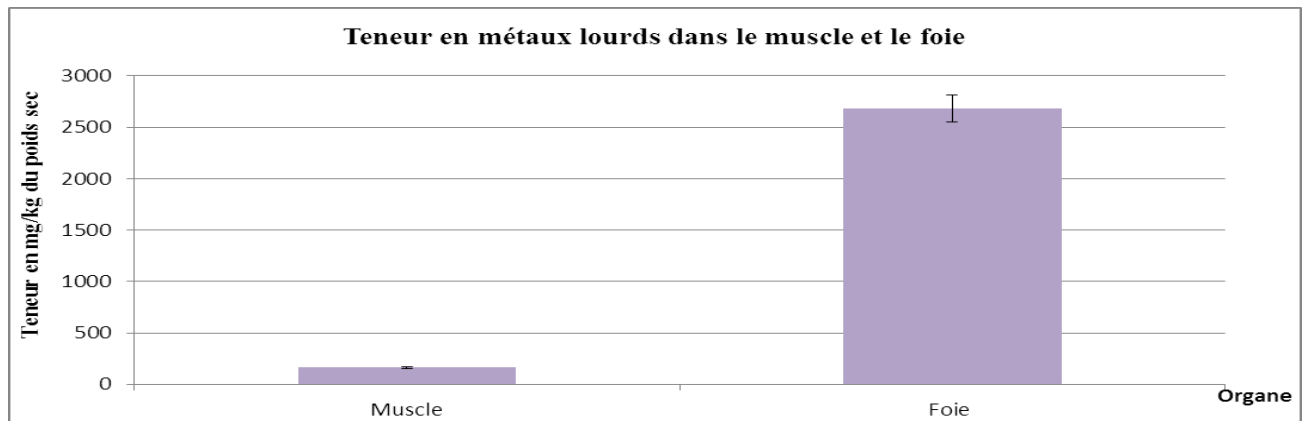


Figure 85 : Variation des concentrations des métaux lourds (mg/kg de poids sec) dans le muscle et le foie.

1.3 Variation de la teneur totale des métaux lourds en fonction des poissons et d'âge

La variation des concentrations des métaux lourds dans le muscle selon l'âge des poissons a été étudiée (Figure 86). La figure ci-dessous montre que la concentration des métaux lourds augmente avec l'âge des poissons. Cela signifie qu'il y'a une bioaccumulation continue des métaux lourds durant la vie des poissons.

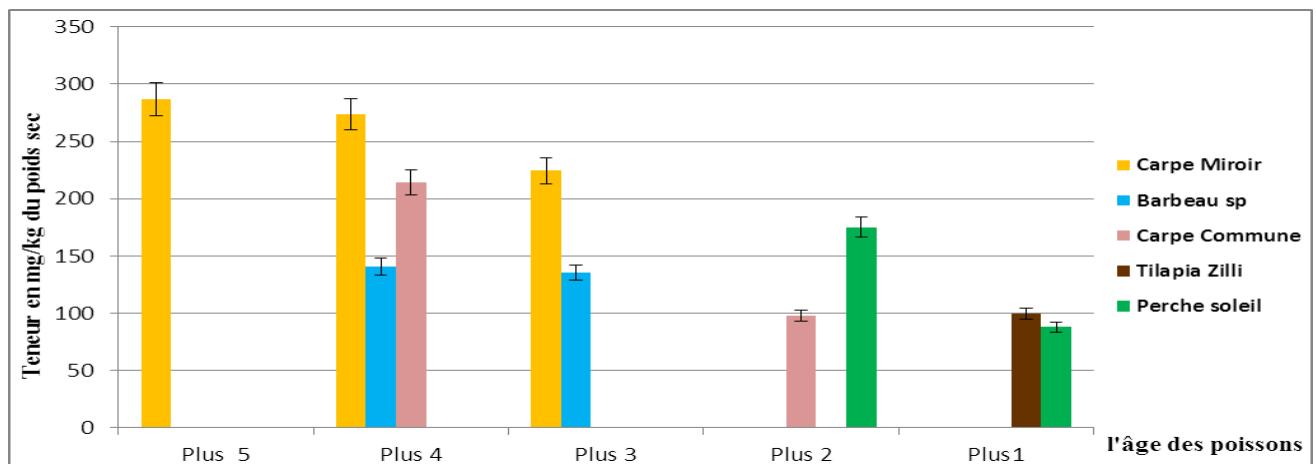


Figure 86 : Variation de la concentration totale des métaux lourds en fonction des poissons et l'âge.

1.4 Variation de la concentration totale des métaux selon l'espèce de poissons

Les éléments métalliques recherchés dans les organes (le foie et le muscle) des espèces étudiées sont présents avec des concentrations variables d'une espèce à l'autre (Figure 87). Il est à signaler que le Mn et le Ba sont les métaux les moins concentrés chez les espèces étudiées par rapport aux autres métaux, ils ont enregistré respectivement une concentration maximale de 36,61 mg/kg de poids sec et 2,43 mg/kg de poids sec.

Les teneurs totales en Fe dans la carpe commune sont les plus élevées avec une concentration de 2660,65 mg/kg de poids sec, suivi par la carpe miroir qui atteint une valeur maximale

2140,48 mg/kg de poids sec et le barbeau sp qui enregistre aussi une valeur maximale de 1370,87 mg/kg de poids sec du même métal. En général, le Fe est le métal le plus accumulé dans les espèces étudiées suivi par le Zn qui atteint une valeur maximale de 2107,36 mg/kg de poids sec au niveau de la carpe commune, suivi également par la sous espèce la carpe miroir avec une concentration de 1014,16 mg/kg de poids sec. Alors que pour le Cu et l'Al la valeur maximale a été enregistrée au niveau de la carpe miroir qui atteint respectivement 728,02 mg/kg de poids sec et 177,63 mg/kg du poids sec.

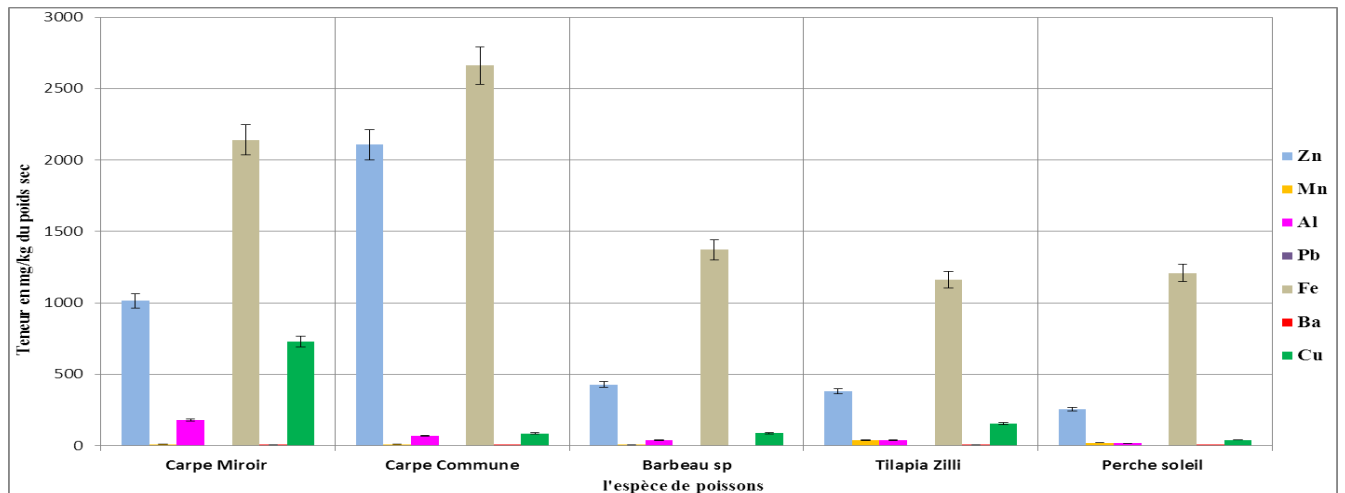


Figure 87 : Concentration totale des métaux lourds selon l'espèce de poissons.

Afin d'évaluer l'espèce qui a une affinité plus d'accumuler les métaux lourds, nous avons analysé les concentrations totales des métaux lourds chez les différentes espèces (Figure 88). La carpe commune représente le poisson le plus indicateur de la pollution du lac Dayet Er-Roumi avec une teneur totale de 4931,70mg/kg de poids sec, suivi par la carpe miroir avec une teneur totale de 4071,85 mg/kg de poids sec et ensuite le barbeau sp avec une concentration totale de 1927,36 mg/kg de poids sec, puis le tilapia zillii avec une concentration de 1774,41 mg/kg de poids sec, alors que la perche soleil n'a accumulée qu'une teneur totale de 1536,73 mg/kg de poids sec.

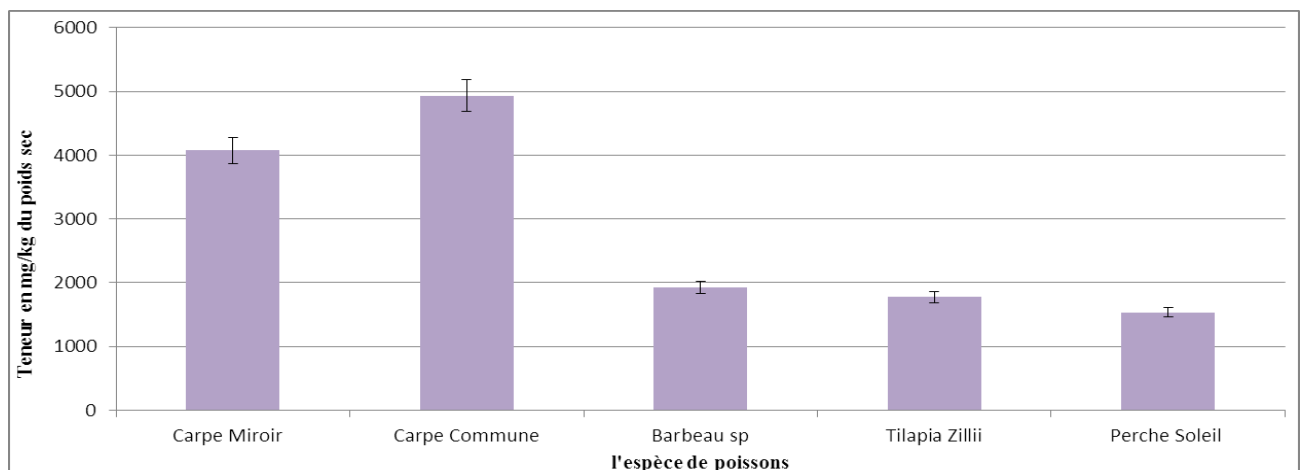


Figure 88 : Concentration totale des métaux lourds entre les différents poissons étudiés.

2. Analyse statistique

L'ANOVA montre une différence significative entre les concentrations moyennes des métaux lourds dosés (Fe, Zn, Mn, Cu, Al, Ba) dans les différentes espèces étudiées (Tableau 25).

La variabilité des teneurs métalliques est étudiée par une analyse de la variance (ANOVA). Des fortes corrélations positives ont été obtenues entre la bioaccumulation du Cu et de l'Al dont le coefficient de corrélation est de 0,962, $P < 0,01$ et entre le Zn et le Fe ($r = 0,965$, $P < 0,01$). Des corrélations positives ont été observées entre Mn/Ba et Al/Fe.

Tableau 25 : Corrélation entre les différents métaux lourds dans les poissons du lac Dayet Er-Roumi.

	Zn	Mn	Al	Fe	Ba	Cu
Zn	1					
Mn	-0,406	1				
Al	0,382	-0,357	1			
Fe	0,965**	-0,534	0,584	1		
Ba	-0,047	0,636	0,427	0,002	1	
Cu	0,123	-0,211	0,962**	0,344	0,528	1

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) montre que les deux composantes principales représentent 83,32 % de la variance totale, le premier axe, qui représente 50,23 % de la variance totale, est bien défini positivement pour l'Al, le Fe, le Cu et le Zn, la deuxième composante principale, représentant 33,09% de la variance, est corrélée positivement et étroitement aux éléments Mn, et Ba (Figure 89).

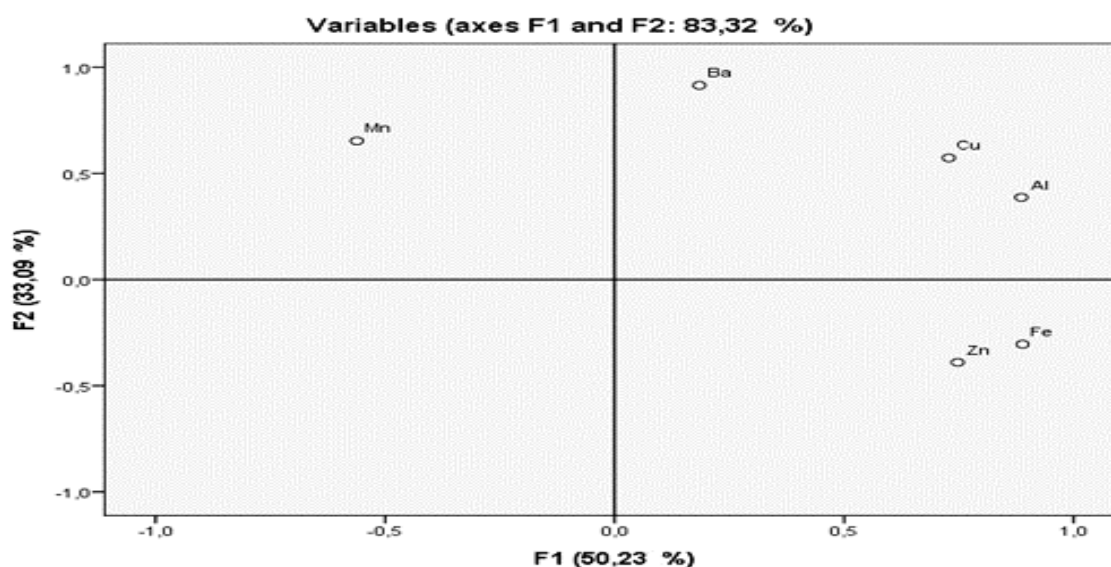


Figure 89 : Répartition des métaux lourds dosés selon le plan F1x F2.

D'après l'analyse factorielle des différents poissons étudiés, on a constaté que l'espèce *Cyprinus carpio* (Carpe commune) et la sous espèce *Cyprinus carpio carpio* (Carpe Miroir) renferment les concentrations les plus élevées en l'Al, le Fe, le Cu et le Zn. Pour les espèces

Coptodon zillii (*Tilapia zillii*) et *Lepomis gibbosus* (Perche soleil), ils ont présenté une concentration moyenne à faible de Mn et Ba (Figure 90).

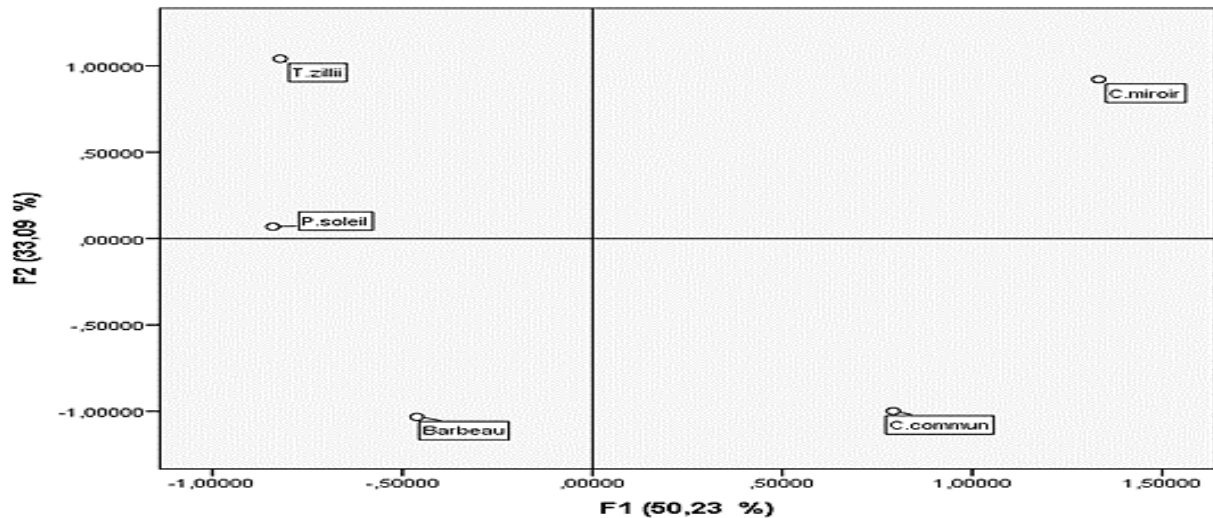


Figure 90 : Répartition des poissons selon le plan F1x F2.

IV. Discussion

1. Accumulation des métaux lourds dans les deux organes (foie et muscle)

Les résultats des analyses métalliques montrent que presque tous les métaux lourds étudiés, Zn, Mn, Al, Fe, Ba et Cu sont détectés au niveau des deux organes le foie et le muscle sauf le Pb qui présente une valeur nulle.

Les traces des métaux recherchés dans le muscle des espèces étudiées sont présentes avec des concentrations variables d'une espèce à l'autre. Il est à signaler que le Ba et le Mn sont les moins concentrés par rapport aux autres métaux. Les concentrations des métaux dans le muscle des différents poissons suivent l'ordre ci-dessous.

- Carpe Miroir : Zn > Fe > Cu > Al > Ba > Mn.
- Carpe Commune : Zn > Fe > Cu > Al > Ba > Mn.
- Barbeau sp : Zn > Cu > Fe > Al > Mn > Ba.
- Tilapia Zillii : Zn > Fe > Cu > Al > Mn > Ba.
- Perche soleil : Zn > Fe > Cu > Al > Ba > Mn.

D'après l'ordre établi, on remarque que le Zn, le Fe et le Cu sont les polluants majeurs dans le muscle des poissons étudiés indiquant que le muscle des poissons est contaminé par les métaux lourds.

Concernant l'accumulation du Zn, Mn, Al, Fe, Ba et Cu dans le foie, une variation entre les différents poissons a été remarquée. Par comparaison avec le muscle, le foie enregistre des concentrations plus élevées en métaux lourds. L'ordre d'accumulation des métaux lourds dans le foie des poissons étudiés est le suivant :

- Carpe Miroir : Fe > Zn > Cu > Al > Mn > Ba.

-Carpe Commune : Fe > Zn > Al > Cu > Mn > Ba.

-Barbeau sp : Fe > Zn > Cu > Al > Mn > Ba.

-Tilapia Zillii : Fe > Zn > Cu > Al > Mn > Ba.

- Perche soleil : Fe > Zn > Mn > Cu > Al > Ba.

Les métaux dominants sont Fe, Zn, Cu et Al. La concentration la plus élevée enregistrée au niveau du foie est celle du Fe suivi par le Zn. Ces deux métaux restent les principaux contaminants métalliques au niveau du foie et montrent une large distribution. Ils ont la tendance à se concentrer facilement dans le foie. Il faut noter que Zn est un nutriment essentiel pour les organismes aquatiques, en effet à la concentration du milli-molaire, c'est un oligo-élément qui intervient dans de nombreuses réactions enzymatiques (déshydrogénases, protéinase, peptidase) et joue un rôle important dans le métabolisme des protéines, des glucides et des lipides (Kabata et Pendias, 2001) mais s'il est présent en excès, il peut devenir nuisible (Noppe, 1995), le Fe est essentiel pour la respiration cellulaire chez les animaux, c'est un puissant catalyseur de certaines réactions biochimiques, cependant, il est toxique à des doses élevées (Noppe, 1995).

D'après notre étude, nous constatons que la plupart des métaux étudiés dépassent les normes recommandées (FAO, 2012 ; NRCC, 1981) (Annexe I et J).

Concernant la variation de la concentration des métaux lourds dans les différentes parties des poissons, les teneurs sont plus élevées dans le foie que dans le muscle, ces variations peuvent provenir des fonctions physiologiques des différents organes. En effet, des études antérieures ont montré que les métaux lourds s'accumulent principalement dans les organes avec un grand métabolisme comme le foie (Canli et Atli, 2003 ; Karadede et al., 2004), ce dernier est un organe de détoxification par la production de métallothioneines qui sont des protéines spécialisées dans la chélation des métaux (Capene et Vagak, 1989 ; Hogstand et Haux, 1990 ; Evoglu et al., 2005 ; Linde et al., 2005 ; Atli et Canli, 2008). Beaucoup d'auteurs affirment que la chair de poisson présente habituellement le plus faible potentiel d'accumulation des métaux lourds, tandis que le foie et les reins présentent celui le plus élevé (Ron van der Oost et al., 2003 ; Kamaruzzaman et al., 2010 ; Adeyeye et Ayoola, 2013). D'autre étude montre que les métaux lourds présentent peu d'affinité pour le muscle par rapport à le foie (Bustamante et al., 2003). Nos résultats obtenus confirment ces études de fait que les teneurs en métaux lourds enregistrées dans le foie sont 20 fois plus élevées que ceux dans le muscle.

Le foie est souvent recommandé comme un organe cible lors du contrôle des concentrations en métaux lourds dans les milieux aquatiques, il est considéré comme étant un organe d'accumulation, siège de métallisation de certains éléments et constitue l'organe principal de

détoxication de l'organisme (Carpene et Vasak, 1989). Cependant, le muscle est généralement analysé car c'est la partie principale du poisson consommée par les humains et elle est impliquée dans les risques sanitaires (El Morhit et al., 2013).

2. Variation de la concentration totale des métaux selon l'âge

D'après les résultats obtenus lors de cette étude, on relève que les individus les plus âgés sont les plus contaminés pour les micropolluants. En effet, les poissons de petite taille semblent être moins ciblés par les métaux lourds. Cette situation est probablement à remettre en relation avec l'activité physiologique bien plus intense chez la jeune population, ce qui corrobore avec les résultats de Coombs (1980) qui affirme que le développement (croissance, taille et maturité sexuelle) d'un organisme aquatique influence la bioaccumulation des micropolluants. Pandelova et al. (2008) ont étudié la contamination de poissons, ils ont constaté que l'âge (durée d'exposition) est un déterminant majeur de contamination.

L'étude de la fluctuation de la teneur des métaux lourds dans les poissons pêchés indique un stockage de ces métaux durant la vie du poisson. En effet, cela montre que les métaux assimilés ne se dégradent pas avec le temps ce qui induit une bioaccumulation dans la chaîne trophique. En général, nous concluons que la concentration des métaux lourds augmente avec l'âge, cette constatation a été approuvée par plusieurs études. En effet, Prosi (1981) et McCoy et al. (1995) ont montré que les concentrations des métaux lourds chez les adultes sont plus importantes que chez les juvéniles.

3. Variation des teneurs métalliques selon l'espèce de poissons

Suite aux résultats que nous avons obtenus dans ce travail, le Fe est considéré comme l'élément ayant les teneurs les plus élevées (2660,65 mg/kg de poids sec chez *Cyprinus carpio*) parmi tous les métaux analysés dans les poissons étudiés. Alors que, le Ba est l'élément le moins concentré dans ces espèces analysées. Des valeurs nulles de Pb ont été observées chez les espèces de poissons. D'après ces résultats, un ordre décroissant de bioaccumulation des métaux lourds dans les différentes espèces de poissons a été établi (Tableau 26).

Tableau 26 : Ordre décroissant de la bioaccumulation des métaux dans les différentes espèces de poissons étudiées.

Métaux Lourds	Ordre général
Fe	<i>Cyprinus carpio</i> > <i>Cyprinus carpio carpio</i> > <i>Barbus sp</i> > <i>Lepomis gibbosus</i> > <i>Coptodon zillii</i>
Zn	<i>Cyprinus carpio</i> > <i>Cyprinus carpio carpio</i> > <i>Barbus sp</i> > <i>Coptodon zillii</i> > <i>Lepomis gibbosus</i>

Mn	<i>Coptodon zillii</i> > <i>Lepomis gibbosus</i> > <i>Cyprinus carpio</i> > <i>Cyprinus carpio carpio</i> > <i>Barbus sp</i>
Al	<i>Cyprinus carpio carpio</i> > <i>Cyprinus carpio</i> > <i>Coptodon zillii</i> > <i>Barbus sp</i> > <i>Lepomis gibbosus</i>
Cu	<i>Cyprinus carpio carpio</i> > <i>Coptodon zillii</i> > <i>Barbus sp</i> > <i>Cyprinus carpio</i> > <i>Lepomis gibbosus</i>
Ba	<i>Coptodon Zilli</i> > <i>Cyprinus carpio carpio</i> > <i>Lepomis gibbosus</i> > <i>Cyprinus carpio</i> > <i>Barbus sp</i>

Les concentrations en éléments métalliques dans les poissons étudiés sont révélées très hétérogènes, elles varient d'une espèce à l'autre, parmi les principales causes de ces fluctuations les paramètres physiologiques et biologiques (organes, taille, sexe, âge, etc.). Ce constat correspond étroitement avec les affirmations de Langston et Spence (1995) et Wang et Fisher (1997), ils ont montré que les paramètres biologiques tels que l'âge, la taille, la croissance, la période de reproduction, la perméabilité des membranes externes, les habitudes alimentaires, ainsi que la nature des ligands internes contribuent énormément dans la variabilité de la bioaccumulation des métaux lourds.

Il a été identifié au cours de cette étude que l'espèce *Cyprinus carpio* (la carpe commune) et la sous espèce *Cyprinus carpio carpio* (la carpe miroir) sont les poissons les plus chargés en métaux lourds avec une concentration totale respectivement de 4931,70 mg/kg de poids sec et 4071,85mg/kg de poids sec. Une espèce accumule les métaux suivant leur biodisponibilité dans son environnement (Storelli et al., 2005). En effet, la carpe est une espèce omnivore, opportuniste et benthophage. Elle fouille jusqu'à 20 cm au fond vaseux (Dosdat et al., 1996). Elle se nourrit au fond du lac et elle est toujours en contact avec le sédiment qui est considéré comme un réservoir majeur des polluants (nos études révèlent des concentrations alarmantes des métaux lourds dans le sédiment du lac) ce qui rend la carpe à tendance d'accumuler les métaux lourds plus que les autres poissons étudiés. De nombreuses études ont démontré que l'alimentation est la principale voie d'accumulation des métaux lourds dans les animaux aquatiques (Aoyama et al., 1978 ; Patric et Loutit, 1978 ; Dallinger et al., 1987 ; Sindayigaya et al., 1994 ; Fisher et Reinfelder, 1995). Les travaux de Caccia et al. (2003) ont montré que les métaux ont tendance plus à s'accumuler dans les espèces benthiques, du fait de leur faible mobilité et de leur nourriture essentiellement basée sur les organismes benthiques tributaires du sédiment.

La présente étude montre que l'espèce *Cyprinus carpio* ayant des concentrations les plus élevées des métaux lourds par rapport aux autres espèces de poissons. L'ordre général décroissant des différentes espèces bio-accumulatrice des métaux lourds est : *Cyprinus carpio* > *Cyprinus carpio carpio* > *Barbus sp* > *Coptodon zilli* > *Lepomis gibbosus*.

La contamination des poissons, *Cyprinus carpio*, *Cyprinus carpio carpio*, *Barbus sp*, *Coptodon zilli* et *Lepomis gibbosus*, est très élevée et la consommation par la population locale pourrait exposer les consommateurs à des nuisances sanitaires dues au risque d'accumulation de ces métaux dans l'organisme. Le risque ne se limite pas à l'homme mais également aux animaux à régime piscivore car ce lac attire de nombreux oiseaux endémiques et occasionnels.

En définitive, les poissons du lac Dayet Er-Roumi accumulent des concentrations importantes de métaux lourds (Fe, Zn, Mn, Cu, Al, Ba). Cette constatation renseigne sur le taux de contamination élevé du lac par les métaux lourds ayant différentes origines (agriculture, déchets domestiques, etc.)

Durant l'étude, le Pb est absent dans tous les poissons étudiés, cela peut être dû aux plusieurs facteurs, en effet l'accumulation d'un métal dépend de l'alimentation, la taille, le sexe, le comportement, le métabolisme et le cycle de reproduction, etc. (Storelli et al., 2005). D'après Amiard-Triquet et al. (1988) ils ont prouvé que le Pb ne montre pas d'accumulation le long de la chaîne alimentaire pour les organismes aquatiques et il n'a aucun rôle connu dans les systèmes biologiques (Kalay et al., 2000). Le site de stockage essentiel de ce métal est le tissu osseux (Stinson et Eaton, 1983) pour cela on a trouvé des concentrations nulles dans le muscle et le foie. Selon Patterson et al. (2009), presque 50% du Plomb se sédimente, alors que le reste est dilué dans la colonne d'eau.

4. Analyse statistique de la variation des métaux lourds

L'analyse factorielle montre que les métaux lourds les plus corrélés à l'axe principal F1 (50,23%) représentant une évolution dans le même sens positif, ce qui peut traduire leurs origines communes et leur comportement physiologique commun. Le plan factoriel F2 met en exergue un enrichissement moyen des éléments métalliques Mn et Ba.

La distribution des espèces des poissons dans l'espace rapporte que *Cyprinus carpio*, *Cyprinus carpio carpio* et *Barbus sp* sont les plus riches en métaux lourds surtout en Cu, Al, Fe et Zn. Pour *Coptodon zilli* et *Lepomis gibbosus*, la distribution spatiale indique que ces deux espèces sont moyennement riches en Ba et Mn, cette remarque est confirmée par les résultats précédemment trouvés. La variation de la concentration d'un métal d'une espèce à

l'autre est due à plusieurs facteurs biologiques. En effet, l'accumulation d'un métal dépend de l'alimentation, la taille, le sexe, le comportement, etc. (Storelli et al., 2005)

Au niveau de ces espèces, nous avons constaté des différences significatives entre les métaux lourds étudiées. Une corrélation positive puissante a été observée entre l'Al et le Cu et entre le Zn et le Fe. Cela montre que ces 4 métaux (l'Al, le Cu, le Zn et le Fe) interagissent dans les organes de ces poissons avec une concentration importante de Fe suivie par le Zn, le Cu et l'Al. Les réactions de type synergique ont été mises en évidence pour certains métaux lourds (Cossa et Lassus, 1989), Eisler et Gardner (1971, 1973) ont décrit une synergie entre cadmium- Zinc-cuivre. D'autre étude d'Asso (1982) a montré la présence de synergie entre le Fe et le Zn.

D'après les résultats illustrés, le coefficient de corrélation élevé entre ces éléments soulève l'hypothèse d'une contamination commune, d'une distribution homogène et d'un comportement similaire de ces éléments vis-à-vis des processus physiologiques qui se déroulent dans le corps de poisson (Sures et al., 1999).

Les résultats de nos expérimentations traduisent le degré de pollution de cet écosystème par différents polluants métalliques, cependant, les activités anthropiques qui font la majeure source de la pollution métallique et les facteurs abiotiques (paramètres physico-chimiques du milieu) et biotiques (espèce, âge, alimentation et métabolisme) peuvent affecter l'accumulation des métaux dans les poissons (Storelli et al., 2005) et entraîner leur mort comme il a été constaté périodiquement (mai 1997, septembre 2001, juin 2007 et octobre 2016).

Notre étude déroule durant la période sèche (de basse eaux) où il y'a une température très importante, ce facteur peut être la cause des concentrations importante observées. Zimmermann et al. (2004) et El Morhit et al. (2009) ont montré que la biodisponibilité des métaux est en fonction des paramètres physico-chimiques du milieu (température, salinité, pH, oxygène dissous, matière organique, nitrates, DCO, DBO₅), par exemple la température de l'eau joue un rôle important sur la solubilité des sels. En effet, l'activité métabolique des organismes aquatiques est également accélérée lorsque la température de l'eau s'accroît, en particulier l'absorption, le métabolisme et l'excrétion de métaux (Cairns et al., 1975 ; Bennett, 1978 ; Robinson et al., 1983 ; Tsui et al., 2004 ; Ibge, 2005). Un nombre important de recherches mettre en évidence comment la physico-chimie de l'eau peut affecter la cinétique et par conséquent la biodisponibilité des métaux et comment ces derniers interagissent au niveau des sites d'action des organismes (Janssen et al., 2000).

V. Conclusion

L'étude de la contamination métallique de la faune ichthyologique du lac Dayet Er-Roumi par l'analyse et le suivi de 7 éléments (Fe, Zn, Mn, Cu, Al, Ba et Pb) dans les deux organes (foie et muscle), témoigne de la présence des micropolluants à des degrés élevés chez les poissons prélevés.

En effet, l'espèce et l'âge des poissons pourraient avoir une influence sur les concentrations des contaminants dans les différents tissus de poissons, *Cyprinus carpio* et *Cyprinus carpio carpio* ont des concentrations plus élevées par rapport aux autres espèces et les espèces âgées ont des concentrations plus importantes par rapport aux petits poissons, cela indique une bioaccumulation continue des métaux lourds dans les tissus durant la vie des poissons.

Les niveaux des métaux lourds détectés dans le foie et le muscle suggèrent que les poissons sont capables de concentrer et bio-accumuler les métaux dans leurs corps à partir du milieu aquatique. En revanche les teneurs en métaux lourds sont plus élevées dans le foie que dans le muscle, ces variations peuvent provenir des fonctions physiologiques des différents organes. En effet, des études antérieures ont montré que les métaux lourds s'accumulent principalement dans le foie qui est l'organe principal de métabolisme et de détoxification.

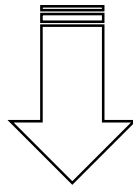
Suite à ces différentes analyses, le Fe est considéré comme l'élément ayant les teneurs les plus élevées parmi les métaux analysés dans les poissons suivi par le Zn, le Cu, l'Al et le Mn. Ces métaux dépassent largement les normes. Alors que, le Ba est l'élément le moins concentré dans les poissons. Nos analyses ont révélé l'absence du Pb dans les organes étudiées.

La variation des concentrations métalliques entre les espèces étudiées peuvent être liées à l'habitat, l'alimentation, ou à d'autres caractéristiques du comportement, etc.

La contamination par les métaux lourds est surtout d'origine anthropique provenant de l'agglomération et des activités agricoles avoisinantes. La contamination des poissons, *Cyprinus carpio*, *Cyprinus carpio carpio*, *Barbus sp*, *Coptodon zilli* et *Lepomis gibbosus*, est très élevée et la consommation par la population locale pourrait exposer les consommateurs à des nuisances sanitaires dues au risque d'accumulation de ces métaux dans l'organisme. Le risque ne se limite pas à l'homme mais également aux animaux à régime piscivore car ce SIBE attire de nombreux oiseaux endémiques et occasionnels. Les mortalités enregistrées dans le lac Dayet Er-Roumi pourraient bel et bien être provoquées par ces micropolluants toxiques qui dans la plupart des cas dépassent les normes recommandées.

Partie 4

PLAN D'AMENAGEMENT DURABLE



Chapitre 1 : Réalisation du plan d'aménagement durable.

Chapitre 1

Réalisation d'un plan d'aménagement durable

I. Introduction

La présence humaine aux abords des lacs a souvent d'importantes conséquences. Les activités augmentent les apports de nutriments, de matières en suspension et de grandes quantités de métaux lourds au lac Dayet Er-Roumi. Il s'ensuit alors divers problèmes, tels que l'eutrophisation accélérée (vieillesse prématurée), la sédimentation, la prolifération d'espèces envahissantes, la contamination métallique des poissons qui pourra être transmise directement à la population humaine et la mort des poissons

Afin de maintenir ou de rétablir la qualité du lac, diverses actions sont nécessaires dans le but de prendre la gestion de notre lac en main. En effet, au cours des dernières années, plusieurs citoyens ont constaté d'importants signes de dégradation dont l'envahissement par la végétation aquatique, le déclin, voire la mortalité de la faune aquatique, la diminution du niveau d'eau, etc. Ces problèmes entraînent de sérieuses pertes d'usage, notamment l'interdiction de consommer les poissons du lac et l'interdiction des baignades en été, etc. ceux-ci a favorisé une prise de conscience quant aux principales causes de ces dégradations, soit les différentes activités humaines pratiquées dans le lac.

La prise en main et l'aménagement du lac doivent viser le maintien de l'intégrité de l'écosystème ; le maintien de la qualité physico-chimique de l'eau et de la communauté biologique. C'est lorsque ces deux objectifs sont atteints que l'intégrité des écosystèmes aquatiques est assurée.

Consciente de ces nombreux soucis, ma présente étude vise à fournir quelques outils aux citoyens et à la municipalité en vue d'une saine gestion du lac Dayet Er-Roumi surtout qu'il est classé SIBE. Cette étude énumèrera et expliquera les grandes étapes à suivre afin de s'assurer d'une prise en main réfléchi et planifiée du lac et mènera à l'élaboration d'un plan d'aménagement du lac. Elle présente une série de bonnes pratiques et de comportements à adopter, qui consistent à réaliser des actions simples et peu coûteuses, lesquelles permettront de préserver et restaurer le lac.

L'objectif principal de l'aménagement du lac est de déterminer les activités humaines nuisibles et de trouver des solutions visant à modifier les pratiques liées à ces activités afin qu'elles soient plus respectueuses de l'environnement. En somme, la prise en main du lac a pour but de protéger et de restaurer l'intégrité chimique, physique et biologique du lac, en assurant un développement économique et social soucieux de l'environnement.

II. Acquérir et analyser des connaissances sur le lac

Acquérir des connaissances sur le lac est une étape importante dans l'évaluation du plan.

L'acquisition de connaissances permet de connaître les principales caractéristiques du lac et d'en dresser un portrait. L'analyse de ces données permet aussi de poser un diagnostic qui permet par la suite de cerner les problèmes précis qui touchent le lac. Cette étape de connaissance des caractéristiques et des problèmes du lac peut se dérouler sur plusieurs années. Le but de diagnostiquer les problèmes du lac est de définir les pistes de solutions à appliquer en vue de régler les problèmes relevés.

Le premier act à faire c'est la connaissance : on doit mieux connaître pour mieux protéger! Conséquemment, une étape importante dans l'élaboration du plan est d'acquérir des connaissances sur les caractéristiques et le fonctionnement du lac en général, leurs liens avec leurs affluents et les différents problèmes qui peuvent toucher ces derniers (causes, sources, etc.). Cette étape sera nécessaire à la compréhension des problèmes qui touchent le lac et à la détermination des actions servant à y remédier.

Donc afin de respecter, de maintenir l'intégrité du lac et d'évaluer un plan d'aménagement, une étude a été étalée sur la période 18/01/2018 à 27/08/2019 selon une fréquence d'échantillonnage mensuelle. Durant cette étude, nous avons réalisé:

- ✓ Un suivi des paramètres physico-chimiques de l'eau.
- ✓ Une identification de la population planctonique.
- ✓ Un diagnostic de l'état ichtyologique du lac.
- ✓ Un suivi des paramètres métalliques au niveau de 3 compartiments : eau, sédiment et poisson.
- ✓ Un suivi de la qualité des affluents du lac afin d'identifier leurs impacts sur le lac.
- ✓ Un suivi de la qualité métallique des puits (nappe phréatique) pour évaluer leurs influences sur le lac.

Ces études nous ont permis de ressortir plusieurs informations et données sur le lac selon le tableau suivant :

Tableau 27 : Présentation des données révélées à partir des études effectuées.

Etude	Informations ressorties
Suivi des paramètres physico-chimiques de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> → des eaux fortement minéralisées avec une conductivité électrique qui atteint 3961µs/cm. → un pH alcalin (atteint 9,74). → des concentrations élevées de certains paramètres tels que Cl⁻, TH, CO₃²⁻, HCO₃⁻, NT, DBO₅ et DCO. → les eaux sont assez chargées par des composantes inorganiques peu biodégradables. → Un lac eutrophe à hyper-eutrophe.
Identification de la population planctonique	<ul style="list-style-type: none"> → Le peuplement phytoplanctonique : Les Chlorophycées exercent une forte dominance suivie par les Bacillariophycées. → Le peuplement zooplanctonique : Les Copépodes et les Cladocère sont les groupes les plus fréquents.
Diagnostic de l'état ichtyologique du lac	<ul style="list-style-type: none"> → une faible richesse. → le calcul des indices de diversité montre un état relativement instable du lac Dayet Er-Roumi. → un peuplement non diversifié. → une biodiversité faible à modérée.
Suivi des paramètres métalliques au niveau de l'eau, des sédiments et des poissons	<ul style="list-style-type: none"> → l'eau : des concentrations moyennes à importantes du Mn, Ba, Fe, Al, Zn, Co et Pb. → le sédiment : une contamination remarquable par les métaux suivants Zn, Pb, Cu, Cr et Mn. → les poissons : la présence des métaux à des concentrations très élevées dans la faune ichtyologique tels que le Fe, le Zn, le Cu, l'Al, le Mn et le Ba.
Suivi de la qualité physico-chimique et métallique des affluents du lac	<ul style="list-style-type: none"> → des affluents fortement minéralisés avec une conductivité électrique atteignant 6825µs/cm. → un pH légèrement alcalin. → des eaux riches en éléments nutritifs, tel que NH₄⁺, PO₄³⁻, NO₂⁻ et NO₃⁻. → des concentrations importantes de Cl⁻, TH, CO₃²⁻, HCO₃⁻, NT, DBO₅ et DCO. → des teneurs très élevées en Mn, Ba, Co, Fe, Al, et Zn.
Suivi de la qualité métallique des eaux souterraines (nappe phréatique)	<ul style="list-style-type: none"> → une contamination métallique importante des eaux souterraines. → des teneurs très élevées en Pb, Mn, Fe et Al.

III. Diagnostic : détermination des problèmes, de leurs causes et les menaces sur le lac

Les résultats de notre étude révèlent une dégradation importante de ce lac naturel classé SIBE.

Cette dégradation est générée suite à des activités anthropiques moyennes importantes.

Le suivi mensuel de plusieurs paramètres de qualité durant une longue période (de janvier 2018 jusqu'en août 2019) nous a permis de conclure que les activités humaines constituent une cause majeure de la destruction de ce site. De nombreux processus favorisent la dégradation prématurée du lac :

Agriculture

- ✓ épandage de Fertilisants et de fumier.
- ✓ utilisation non contrôlée des pesticides.
- ✓ drainage accru des zones cultivées.

Urbanisation et villégiature

- ✓ Déforestation.
- ✓ Des piques niques au bord du lac (génèrent des déchets).
- ✓ Décharge sauvage.
- ✓ Fosses septiques non contrôlées.
- ✓ Résidus du carburant des embarcations motorisées utilisées par la population locale et les estivants pour traverser le lac.
- ✓ Pêche non contrôlée (permis de pêche et la quantité pêchée, etc.).
- ✓ Lavage d'automobile sur le bord du lac.



Photo 7 : Effets des activités anthropiques (un pique nique).



Photo 8 : Pression exercée par les activités des estivants.



Photo 9 : Embarcations motorisées.



Photo 10 : Déchets générés par les activités anthropiques



Photo 11 : Terres agricoles autour du lac.

IV. Élaborer et mettre en place un plan d'aménagement

La connaissance des écosystèmes est essentielle afin d'assurer une restauration adéquate ou un succès lors de la mise en place d'un plan aménagement.

Les objectifs de ce projet d'aménagement visent la restauration de cet écosystème afin de garantir de façon durable la performance de l'ensemble des systèmes de production (agriculture, pêche, pisciculture, etc.) et leur résilience vis-à-vis du changement climatique.

La présente étude, étalée sur 20 mois et qui a concerné tous les compartiments de cet écosystème, a permis un diagnostic de l'état de santé du lac. Par la détermination des problèmes et des causes de dégradation de ce SIBE, on peut suggérer un plan d'aménagement durable afin d'assurer une préservation de cette zone humide et une restauration de la continuité écologique du lac.

Les actions à faire pour assurer une gestion durable du lac sont :

→ **Mesures particulières applicables en bordure du lac et de ses affluents**

Le règlement de zonage de la municipalité peut régir ou prohiber tous les usages du sol, les constructions ou les ouvrages ou certains d'entre eux, compte tenu de la proximité d'un lac ou d'un affluent. Ce pouvoir, très étendu, permet notamment de prohiber toute construction à l'intérieur de ce secteur sensible.

→ **Gestion des eaux usées et vidange des fosses septiques**

Puisque le lac et ses affluents sont des milieux fragiles, il importe de s'assurer que les eaux usées ne sont pas déversées dans le milieu extérieur afin qu'elles ne contaminent pas le milieu aquatique. Une application rigoureuse du règlement provincial sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des habitations isolées s'avère essentielle pour ne pas accélérer le processus de vieillissement du lac. Il est fortement recommandé d'instaurer un système de

contrôle de la fréquence des vidanges des fosses septiques. Cette mesure permet de respecter les exigences prévues au règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées de toutes les habitations y compris l'hôtel et le camping.

→ **Réglementation sur les embarcations à moteur**

La municipalité doit exiger et appliquer des restrictions relatives à la conduite des embarcations au niveau du lac. Pour ce faire, la municipalité doit cerner les problèmes causés par les visiteurs surtout pendant la période estivale pour être en mesure de bien évaluer les restrictions qui doivent être imposées dans ce plan d'eau.

→ **Agriculture (utilisation des pesticides et des engrais)**

- La municipalité locale doit adopter des règlements afin de restreindre l'utilisation non contrôlée des pesticides et des engrais sur le pourtour du lac.
- Sensibilisation des agriculteurs sur les effets des produits phytosanitaires.
- Faire un contrôle permanent de la quantité des pesticides et engrais utilisés.
- Encourager à utiliser le système d'irrigation localisé afin de minimiser la pression exercée sur la nappe phréatique, sur le lac et ses affluents.
- La zone de pâturage loin du lac.

→ **Faune ichtyologique**

- Contrôle de la délivrance de permis d'exploitation de la faune aquatique (la pêche des poissons).
- Faire un déversement des poissons de diverses espèces afin de régénérer la biodiversité du lac.
- Contrôler annuellement l'équilibre de la faune aquatique.
- Renforcer les contrôles d'exploitation des ressources lacustres.
- Suivre et contrôler les périodes de reproduction des poissons.
- Améliorer la vie de la population riveraine par un revenu permanent par la mise en place des cafés flottantes.

→ **Faire participer et intégrer les populations locales dans la gestion de ce SIBE**

- Sensibiliser la population de l'importance de cette ressource.
- Multiplier les moyens et les capacités de contrôle.

→ **Gestion de l'espace au bord du lac**

- Remblai en gravier destiné à protéger la rive du lac contre l'érosion.



Photo 12 : Remblai de gravier.

- Minimiser le contact direct de l'homme (natation, jetski, etc.) par la mise en place d'un siège autour du lac.

→ **Gestion des eaux et des sédiments**

L'étape de dépollution est très difficile à faire car la superficie du lac est très importante avec le risque d'avoir des effets sur la faune et la flore du lac.

Les mécanismes de la dépollution peuvent être classés en deux grands groupes : les processus physiques-chimiques et biologiques. L'importance relative de chacun de ces mécanismes dépend du pH, de la composition des eaux du lac et de la nature du sédiment, etc. (Sheoran et Sheoran, 2006).

➤ **Processus physico-chimiques**

La complexation des ions métalliques avec les ligands. Les ligands minéraux sont par exemple les ions hydrogénocarbonates et carbonates (HCO_3^- , CO_3^{2-}), les ions chlorures Cl^- , les ions sulfates SO_4^{2-} et les ions sulfure S^{2-} . Les acides humiques et fulviques figurent parmi les ligands organiques qui jouent un rôle fondamental dans la régulation des métaux. Ils ont une structure macromoléculaire complexe et contiennent de nombreux groupes fonctionnels qui peuvent agir comme des ligands (Séverine, 2012). Parmi ces groupes fonctionnels on distingue les groupes carboxyliques, les groupes OH phénoliques, etc. Ces groupements fonctionnels ont des affinités différentes pour les ions métalliques qui correspondent en général à la série suivante : $\text{Cu}^{2+} > \text{Ni}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Co}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$ (Séverine, 2012). Après la complexation, les particules en suspension se déplacent et se déposent pour former des sédiments. L'efficacité d'élimination des particules est proportionnelle à la longueur du lac (Johnston, 1993) et à la vitesse de décantation de celles-ci.

L'ajout des flocculants qui s'adsorbent sur les surfaces et réduisent ainsi la charge électrique de surface conduisant à l'agrégation des particules en flocs plus grands et décantables. Les macromolécules adsorbées sont par la suite éliminées (Séverine, 2012).

Ce processus est très efficace mais un peu difficile de pratiquer au niveau du lac vu la grande superficie du lac.

➤ Processus biologiques

❖ Microorganismes

Il existe des processus d'interactions des microorganismes avec les métaux présent dans l'environnement. Les métaux sont directement et ou indirectement impliqués dans la croissance des microorganismes. Certains éléments métalliques tels que Mn, Fe, Co, Ni, Cu et Zn sont essentiels au métabolisme cellulaire. En effet, certains d'entre eux participent à l'équilibre physico-chimique de la cellule ou encore sont nécessaires à la formation d'enzymes ou de coenzymes (Séverine, 2012).

Les processus d'interactions entre les micro-organismes et les métaux ont déjà fait l'objet de nombreux travaux (Beveridge, 1989 ; Poole et Gadd, 1989 ; Volesky, 1990 ; Laborda et al., 1995 ; Ehrlich, 1996). Gadd (1992) souligne la multiplicité, mais aussi la complexité des interactions mises en jeu, fortement influencées par divers facteurs microbiologiques et chimiques. La fixation des métaux a été observée en association avec les différentes parties des cellules (paroi cellulaire, membrane cytoplasmique, produits extracellulaires, etc.). Les micro-organismes peuvent convertir grâce à des enzymes de type oxydase et réductase, la forme ionique la plus toxique du métal en une forme moins toxique. Des enzymes d'alkylation et des désalkylation-lyases interviennent pour ajouter ou enlever des groupements de composés organométalliques (Furukawa et Tonomur, 1972). Les métalloïdes peuvent également être transformés sous forme de dérivés méthyles.

Ce processus est appelé volatilisation car il permet aux micro-organismes de former par méthylation des composés volatiles à partir des métaux toxiques initialement présents dans leur environnement (Ogale et Deobagkar, 1988).

❖ Plantes

les végétaux peuvent participer à la dépollution des eaux en intervenant soit directement par absorption dans la plante des polluants et ou par adsorption sur les racines ; soit indirectement en intervenant sur les différents processus permettant la rétention et la dégradation des polluants (Wong et al., 1998). Cependant, pour jouer un rôle dans la dépollution des eaux ou dans la stabilisation des polluants dans les sédiments, les plantes doivent avoir les qualités suivantes (Tanner, 1996) :

- être acceptables écologiquement, c'est-à-dire ne doivent pas constituer un risque pour les autres espèces végétales (invasion de l'écosystème naturel, etc.).
- être résistantes aux conditions climatiques.
- être tolérantes vis-à-vis de fortes concentrations en polluants.
- être capables de s'établir et de croître rapidement.
- avoir une capacité d'élimination des polluants élevée soit directement par assimilation et stockage, soit indirectement en favorisant les transformations microbiennes.

Selon Milner et Kochian (2008) des plantes hyper-accumulatrices de métaux sont des plantes capables d'accumuler des concentrations métalliques dans leurs parties aériennes qui sont 100 fois plus élevées que des plantes dites non accumulatrices. L'hyper-accumulation des métaux est un phénomène qui a été observé chez *Thlaspi caerulescens* (tabouret bleuâtre) et *Arabidopsis halleri* (harabette de Haller). Ces deux espèces sont capables d'accumuler de grandes quantités de Zinc mais également de cadmium et de nickel, etc.

V. Conclusion

La protection et l'aménagement des lacs et des cours d'eau est une thématique qui a été grandement abordée depuis quelques années dans le monde. Il y a eu un éveil des acteurs concernés quant aux problématiques qui touchent l'état de santé des lacs, notamment l'eutrophisation, l'introduction de plantes envahissantes ou la forte prolifération de plantes et algues, ainsi que les apports importants en sédiments en provenance du bassin versant, etc. La municipalité régionale et/ou le conseil régional doivent mettre en place des pratiques exemplaires pour la protection de ce milieu lacustre, qui a une grande importance autant pour l'écosystème lacustre, la faune et la flore que pour l'économie de la région, puisque ce milieu attire de nombreux touristes et villégiateurs chaque année.

Une analyse qualitative et quantitative à long terme du lac Dayet Er-Roumi dans les trois compartiments a permis de conclure qu'il y a une dégradation alarmante et que ce lac souffre suite à des nombreuses activités anthropiques autour du lac. Ces résultats nous ont poussés de mettre en place un plan d'aménagement durable afin de protéger et conserver ce SIBE, mais l'importance de ce travail c'est de mettre en pratique ce plan suite à la participation de la municipalité et les autorités concernées pour protéger la biodiversité de ce milieu lacustre.



CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

Ce travail s'inscrit dans le domaine de la protection de l'environnement, en particulier la protection des écosystèmes lacustre en termes de qualité. Une étude complète sur l'écosystème lacustre Dayet Er-Roumi a été réalisée afin d'identifier son état actuel et son degré de pollution. Un suivi des paramètres physico-chimiques des eaux et un suivi métallique au niveau des trois compartiments (eau, sédiment et poissons) a été réalisé avec une fréquence d'échantillonnage mensuelle étalée sur la période de 18/01/2018 à 27/08/2019. Ce travail est complété par une étude planctonique et ichtyologique afin d'élaborer un plan d'aménagement durable de cet écosystème.

C'est un travail qui vient combler le besoin en informations et données d'une part, sur la contamination métallique des compartiments de ce milieu lacustre et sur les sources potentielles de pollution, et d'autre part, sur la ou les causes des mortalités périodiques des poissons.

Lors de notre étude, plusieurs points importants ont été dégagés. En effet, les caractéristiques physico-chimiques des eaux du lac et de ses affluents révèle des concentrations élevées de certaines paramètres tels que Cl^- , TH, CO_3^- , HCO_3^{2-} , NT, DBO_5 et DCO ce qui caractérise des eaux fortement minéralisées avec une conductivité électrique très importante atteignant $3961 \mu\text{s}/\text{cm}$ au niveau des eaux du lac et $6825 \mu\text{s}/\text{cm}$ au niveau de ses affluents, et avec un pH alcalin avec un maximum de 9,74. Ces eaux sont moyennement riches en éléments nutritifs, tel que NH_4^+ , PO_4^{3-} , NO_2^- et NO_3^- .

L'étude de l'état trophique du lac montre un lac eutrophe à hyper-eutrophe. En général, l'ensemble des résultats montre que les eaux du lac Dayet Er-Roumi et ses affluents présentent des signes de dégradation, puisque la majorité des analyses ont révélé des teneurs qui dépassent largement les normes des eaux piscicoles et des eaux de surface. Egalement, ce suivi montre que les affluents du lac sont une source importante de pollution (apport des matières minérales et organiques) sans oublié la participation de la nature géologique (roches évaporitiques triasiques) dans cette pollution.

L'étude ichtyologique au niveau du lac montre une richesse spécifique faible avec la dominance de *Cyprinus carpio carpio* et *Gambusia affinis*. Les indices de diversité calculés (richesse spécifique, indice de Shannon, équitabilité) montrent que le lac Dayet Er-Roumi a une diversité faible à modérée indiquant un état relativement instable du lac. En effet, l'indice de shannon est de 0,59 traduisant un peuplement non diversifié.

Concernant l'étude planctonique, le peuplement phytoplanctonique regroupe plusieurs classes avec dominance des Chlorophycées et des Bacillariophycées.

Les Copépodes, les Cladocères, les Rotifères et les protozoaires forment le peuplement zooplanctonique avec marquage des Copépodes et Cladocères dans la majorité des prélèvements.

L'étude métallique au niveau des eaux du lac Dayet Er-Roumi au cours des quatre saisons, a révélé une forte concentration du Pb, Zn, Mn et Al pendant toutes les saisons, avec un niveau moyen de Fe, Co et Ba. Ces concentrations dépassent largement les normes recommandées. Le calcul de l'indice de pollution des métaux lourds (HPI) prouve la contamination du lac, cela montre qu'il est menacé par une grave pollution métallique puisqu'il représente un bon milieu récepteur pour l'accumulation et le stockage des micropolluants.

La globalité des résultats d'analyse des métaux lourds dans les eaux souterraines montre une contamination significative par les métaux lourds analysés particulièrement le Pb, le Mn, le Fe et l'Al. Ces résultats confirment que les eaux souterraines participent aussi à la contamination du lac Dayet Er-Roumi puisqu'il alimenté par ces eaux souterraines.

Au niveau des sédiments, la répartition spatiale des teneurs en métaux lourds révèle des taux très élevés en Zn, Pb, Cu, Cr et Mn au niveau des stations S1 et S3. Ces teneurs dépassent largement les normes recommandées. Ces fortes concentrations sont dues à plusieurs facteurs dont le pH des eaux (le pH alcalin favorise l'adsorption des métaux lourds sur les colloïdes et les sédiments), la teneur de la matière organique dans les sédiments et les matières en suspension dans les eaux sans oublier les facteurs anthropiques (agriculture, urbanisation, etc.) qui sont une source majeure de pollution.

Globalement, l'analyse révèle un enrichissement très important par le Pb, le Cu et le Zn et un enrichissement modéré par le Mn et le Cr. Cet état des lieux reflète les influences directes des apports anthropiques. Les différents indices de contamination calculés ont révélé des situations préoccupantes pour plusieurs stations et plusieurs métaux. Des cas de contaminations polymétalliques dominées par plusieurs éléments ont été enregistrés (Zn, Cu et Pb étant les plus préoccupants). D'après ces résultats, le niveau de la contamination et la croissance de la teneur des métaux lourds dans les sédiments tirent la sonnette d'alarme et soulignent l'urgence de l'intervention afin d'arrêter la pollution.

L'étude de la contamination de la faune ichthyologique du lac Dayet Er-Roumi par divers métaux (Fe, Zn, Mn, Cu, Al, Ba et Pb) dans les deux organes de poissons (foie et muscle), témoignent de la présence des métaux à des concentrations très élevées.

Toutefois, l'espèce et l'âge des poissons pourraient avoir une influence sur les concentrations des contaminants dans les différents tissus de poissons. En effet l'espèce *Cyprinus carpio* et la sous espèce *Cyprinus carpio carpio* ont les concentrations les plus élevées par rapport aux autres espèces de poissons, aussi les espèces plus âgées ayant des concentrations plus importantes par rapport aux petits poissons, cela indique une bioaccumulation métallique continue dans le temps.

Les analyses montrent que le foie accumule plus de métaux lourds que le muscle et révèlent que le Fe est considéré comme l'élément ayant les teneurs les plus élevées suivi par le Zn, le Cu, l'Al et le Mn, ces métaux dépassent largement les normes. Alors que, le Ba est l'élément le moins concentré dans les organes analysés. Il faut signaler l'absence de Pb dans les espèces de poissons bien qu'il existe en concentrations importantes dans l'eau et les sédiments.

Les niveaux des métaux lourds détectés dans le foie et le muscle suggèrent que les poissons sont capables de bioaccumuler les métaux dans leurs tissus à partir du milieu aquatique ce qui sera transféré vers les consommateurs et nuira à la santé de la population locale.

Globalement, la zone d'étude est confrontée à une sérieuse pollution qui peut engendrer des effets néfastes sur l'écosystème étudié et son environnement. Cette pollution est due principalement aux activités anthropiques autour du lac, le lessivage d'une partie importante d'engrais et de pesticides vers le lac et la nappe phréatique, l'utilisation des fosses septiques, les déchets domestiques, etc. sans oublier les résidus du carburant des moteurs des embarcations qui font la traversée des estivants en été.

L'étude qualitative et quantitative à long terme des trois compartiments du lac Dayet Er-Roumi a permis de conclure qu'il y a une dégradation alarmante et que ce lac subit les impacts négatifs majeurs des nombreuses activités anthropiques autour du lac qui nuisent à la vie des poissons et par conséquent à la population riveraine. Nos résultats nous ont poussés de mettre en place un plan d'aménagement durable afin de protéger et sauvegarder ce SIBE en protégeant la biodiversité piscicole et en assurant un développement économique et social durable de toute la zone.

PERSPECTIVES & RECOMMANDATIONS

En termes de perspectives, pour protéger la biodiversité et bénéficier des services écosystémiques du lac Dayet Er-Roumi, il est préjudiciable de :

- Faire le suivi et la surveillance de ce SIBE
- Mettre en place des comités permanents formels de contrôle de ce site.
- Mettre en œuvre la fiscalité dans la région afin d'assurer une application des actions de gestion durable des ressources naturelles (l'utilisation d'embarcation à moteur, les pesticides, etc.).
- Exécuter les principales recommandations du plan d'aménagement en suivant une approche participative en impliquant les autorités locales et les parties prenantes afin de protéger la biodiversité de ce milieu lacustre.
- Elaborer des règlements d'utilisation des pesticides et des engrais dans le bassin versant du lac.
- Compléter les travaux d'inventaire des ressources faunistiques et les études de la biodiversité du lac.
- Contrôler et observer périodiquement les espèces menacées et envahissantes.
- Evaluer l'équilibre proie-prédateur et prendre les dispositions nécessaires.
- Réviser les conditions d'obtention et de la durée des permis de pêche.
- Améliorer la biodiversité par déversement des nouvelles espèces de poissons dans le lac.
- Réaliser une gestion intégrée du lac en implantant des projets piscicoles pour les pêcheurs locaux.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abba E., Nassali H., Benabid M., El ayadi R., et El ibaoui H., 2008. Contribution a l'étude physicochimique de l'écosystème lacustre Dayet Aoua au Maroc. *Afrique SCIENCE* 04(2) (2008) 306 - 317
- Abdallaoui A., Derraz M., Benabdallah M.Z., et Lek S., 1998. Contribution a l'étude de la relation entre les différentes formes du phosphore dans les sédiments d'une retenue de barrage eutrophe en climat méditerranéen (ElKansera, Maroc). *Rev. Sci. Eau*, 1998 : 101-116p.
- Abollino O., Aceto M., Malandrio M., Mentasti E., Sarzanini C., et Barberis R., 2002. Distribution and mobility of metals in contaminated sites, Chemometric investigation of pollutants profiles. *Environ. Pollut.* 2002, 119 : 177-193
- Ackerman F., 1980. A procedure for correcting grain size effect in heavy metal analysis of estuarine and coastal sediments, *Environ. Tech. Letters*, 1, pp. 518–257.
- Adam C., Baudin J.P., et Garnier-Laplace J., 2001. Kinetics of ^{110m}Ag, ⁶⁰Co, ¹³⁷Cs and ⁵⁴Mn bioaccumulation from water and depuration by the crustacean *Daphnia magna*. *Water Air Soil Poll.* 125: 171-188.
- Adeyeye A., et Ayoola P.B., 2013. Heavy metal concentrations in some organs of African.
- Adriano D.C., 2001. Trace elements in terrestrial environments: Biochemistry, bioavailability and risks of metals. Springer-Verlag, New York.
- Agence de protection de l'environnement (EPA), 2001. Paramètres de qualité de l'eau, interprétation et normes, Wexford, Irlande (2001).
- Agostini, F., 2006. Inertage et valorisation des sédiments de dragage marins Université des Sciences et Techniques de Lille, pp 22- 23.
- Akçay H., Oguz A., et Karapire C., 2003. Study of heavy metal pollution and speciation in Buyak Menderes and Gediz river sediments. *Water Research* 37 (4) : 813-822.
- Albrecht A., 2003. Validating riverine transport and speciation models using nuclear reactor-derived radioCobalt. *J. Environ. Radioactiv*, 66(3): 295-307.
- Allan R.J., and Crook R.T., 1972. Lake sediments from permafrost regions: Au, Cu, Ni, Co and Pb content of the sub-2000 micron particle size ranges. *Proc. Geol. Surv. Can.*, 711A:61-71
- Allen H.E., Fu G., Den B., 1993. Analysis of acid volatile sulfide (AVS) and simultaneous extracted metals (SEM) for the estimation of potential toxicity in aquatic sediments. *Environ Toxicol Chem*; 12:1441-1453.
- Allen, H.E., 1993. The significance of trace metal speciation for water, sediment and soil quality standards. *Science of the Total Environment* 134, 23
- Alliod R., 2011. Rapport de l'inventaire ichtyologique et carcinologique dans les bassins versants du creek de la Baie Nord, de la Kwé et de la Kuébini. -Campagne de juin 2011-
- Alloway B.J., 1990. Heavy metals in soils. Blackie & Son Ltd, London, England.
- Alloway B.J., 1995. The mobilization of trace elements in soils. In Prost R. (ed) *Contaminated Soils. Proceedings of the third international conference on the biogeochemistry of trace elements*. Paris: INRA, p. 133–146.
- Alloway B.J., et Ayres D.C., 1997. *Chemical Principles of Environmental Pollution*. Blackie Academic and Professional, an imprint of Chapman and Hall, London, 394 pp.
- Alouimine S. O., 2006. Méthodologie de caractérisation des déchets ménagers à Nouakchott (Mauritanie) : Contribution à la gestion des déchets et outils d'aide à la décision. Thèse de Doctorat. Limoges: Université de Limoges, 195 p.
- Amhaouch A., 1995. Études physico-chimique et ichthyologique des lacs du Moyen Atlas : cas d'Ifrah et Sidi Ali. Mémoire de 3ème cycle, École Nationale Forestière des Ingénieurs, Salé, 130 p.

- Amiard-Triquet C., 1989. Bioaccumulation et nocivité relatives de quelques polluants métalliques à l'égard des espèces marines. Bulletin d'Ecologie, 20, 2, 129–151.
- Amiard-triquet C., Amiard J.C., Berthet B., et Metayer C., 1988. Field and experimental study of the bioaccumulation of some trace metals in the coastal food chain: seston oyster (*Crassostrea gigas*), drill (*Ocenebra erinacea*). Wat. Sci. Tech., 20, 13-2.
- Amiard-Triquet C., et Amiard J.C., 2008. Les biomarqueurs dans l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques. Tec & Doc (Editions).
- Anderson B.S., Hunt J.W., Phillips B.M., Tudor S., Fairey R., Newman J., Puckett H.M., Stephenson M., Long E.R., et Tjeerdema R. S., 1978. Comparison of marine sediment toxicity test protocols for the amphipod *Rhepoxynius* and the polychaete worm *Nereis* (*Neanthes*) *Arenaceodentata*. Environ Toxicol Chem; 17(5):859-866.
- Ankley G.T., Di Toro M. D., Hansen D.J., Berry W J., 1996. Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. Environ Toxicol Chem 15:2056-2066.
- Aoyama I., Inoue Y., et Inoue Y., 1978. Experimental study on the concentrations process of trace element through a chain from the viewpoint of nutrition ecology. Water Research. 12, 831-836p.
- Arillo A., 1982 .Biochemical effects of long-term exposure to Cr, Cd, Ni on rainbow trout (*Salmo gairdneri* Rich):influence of sex and season.Chemosphere,11:47-57
- Arrêté conjoint du ministre chargé de l'aménagement du territoire, de l'eau et de l'environnement N° 2027-03 du 5 novembre 2003, fixant les normes de qualité des eaux piscicoles. Bulletin officiel du 5 novembre (2003)
- Arrêté conjoint du ministre de l'Équipement et du ministre chargé de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme, de l'habitat et de l'environnement n°1275-01 du 10 chaabane 1423 (17 octobre 2002) définissant la grille de qualité des eaux de surface.
- Arrignon J., 1976. Aménagement écologique et piscicole des eaux douces. Paris, Gauthier-Villars.
- Asso A., 1982. Contribution à l'étude de pollution métallique chez la moule *Perna perna* (L) dans la région d'Alger, Thèse de Doctorat de 3ème cycle d'Océanographie Biologique. Université d'Aix-Marseille II : 135 p.
- Atli G., et Canli M., 2008. Responses of metallothionein and reduced glutathione in a freshwater fish *Oreochromis niloticus* following metal exposures. Environmental Toxicology and Pharmacologie 25, 33-38.
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 1999. Toxicological profile for Aluminium. Atlanta: Department of Health and Human Services, Public Health Service; July(1999)
- ATSDR (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). 2004. Toxicological profile for Cobalt. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, Atlanta, GA: US. Department of Health and Human Services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp33.pdf>.
- ATSDR. 1990. Toxicological profiles for copper. Agency for toxic substances and disease registry, Atlanta, GA: US department of Health and Human Services, Public Health Services.
- Auger D., 1989. Méthode de dosage du cadmium, du cuivre, du Plomb et du Zinc dans la chair de poisson.
- Autorité générale pour le développement des ressources halieutiques (GAFRD), 2014. Annuaire des statistiques halieutiques en Égypte (2003-2012), Le Caire, Égypte.
- Ayrault S., Bonté P., Roy-Barman M., Le Cloarec M.F., Lefèvre I., Priadi C., Eurin J., Tamtam F., Dinh T., Lorgeoux C., Jung J., Tassin B., Moilleron R., Le Bot B., Gopel C., 2008. Archives sédimentaires, empreinte chimique historique du développement du bassin. Rapport d'activité du programme PIREN Seine, 19.
- Azaza F.H., Ketata M., Bouhlila R., Gueddari M. et Riberio L., 2011. Caractéristiques hydrogéochimiques et évaluation de la qualité de l'eau potable dans l'aquifère de Zeuss-Koutine, sud-

- est de la Tunisie. *Journal of Environmental Monitoring and Assessment*, 174(1), 283-298. <https://doi.org/10.1007/s10661-010-1457-9>.
- Azeroual A., 2003. Monograph of the fishes of the continental waters of Morocco: systematics, distribution and ecology. <https://www.researchgate.net/publication/237081221>.
 - Azeroual A., 2003. Monographie des poissons des Eaux continentales du Maroc: Systématique, distribution et écologie. Thèse de Doctorat de l'Université Mohammed V – Agdal. Faculté des Sciences Rabat.
 - Baker A.J.M., et Walker P.L., 1989. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: Heavy metal tolerance in plants -Evolutionary aspects. Shaw, A. (Eds). CRC Press, 155-177.
 - Baker J.P., et Schofield C.L., 1982. Aluminum toxicity to fish in acidic waters. *Water Air Soil Pollut.* 18: 289-309.
 - Barbault R., 1992. Stand ecology, structure, dynamics and evolution. Masson, Paris.
 - Barbault R., 2003. *Ecologie générale: Structure et fonctionnement de la biosphère*. Ed. Dunod, Paris.
 - Barile F. A. 2007. Principles of Toxicology Testing. CRC Press. pp. 89–90. ISBN 978-1-4200-0832-6.
 - Barrett M.H., Hiscock K.M., Pedley S., Lerner D.N., Tellam J.H., French M.J.M., 1999. Species for identifying urban groundwater recharge sources: A review and case study in Nottingham, UK. *Water Research*, vol. 33, n° 14, pp. 3083-3097.
 - Barroin G., 1990. La pollution des eaux par les phosphates. *La recherche*, 221, 620-627.
 - Barry G.S., 1989. Sodium sulphate. In : Canadian minerals yearbook — 1988. Mineral Report No. 37. Division des ressources minérales, Énergie, Mines et Ressources Canada, Ottawa.
 - Belabed B., 2010. La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba «Sources de contamination des écosystèmes aquatiques». Université Badji Mokhtar, Annaba.
 - Bellair P., et Pomerol C., 1977. *Éléments de géologie*. Armand Colin, Paris, 528p.
 - Benamar N., Mouadih N., et Benamar A., 2011. Etude de la biodiversité et de la pollution dans les canaux de l'Ouest algérien: le cas de l'oued Cheliff, Colloque international, Usages écologiques, économiques et sociaux de l'eau agricole en méditerranée: quels enjeux pour quels services ?, Université de Provence, Marseille, 20-21 janvier 2011, 6 p.
 - Benguedda R.W., 2012. Contribution à l'étude de la bioaccumulation métallique dans les sédiments et différents maillons de la chaîne trophique du littoral extrême ouest algérien. Thèse de doctorat en science. Université de Tlemcen. 149p.
 - Bennasser L., 1997. Diagnose de l'état de l'environnement dans la plaine du Gharb: suivi de la macro-pollution et ses incidences sur la qualité hydrochimique et biologique du bas Sebou. Thèse de doctorat d'état Es Science. Univ. Ibn Tofail; Kenitra, Maroc.
 - Bennett P.M., Grinstead J., Choi C.L., and Richmond M.H., 1978. Characterization of Tn501, a transposon determining resistance to mercuric ions. *Mol. Gen. Genet.* 159:101–106.
 - Bennig O., 2004. Nouveaux matériaux pour la Flore du Maroc. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie*, 2004, n°26, 00-00.
 - Berntssen M.H.G., Kroglund F., Rosseland B.O., et Wendelaar S.E., 1997. Responses of skin mucous cells to aluminum exposure at low pH in Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *J. can. sci. hal. aquat.* 54: 1039-1045.
 - Berthelin J., et Bourrelier P. H., 1998. Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion. Académie des sciences. Rappel n°42. Technique et documentation.
 - Berthon C., 1980. Contribution à l'étude du phytoplancton d'un lac eutrophe. Le Dayet er Rourni - Maroc. D.E.A. de Protistologie, Univ. Clermont 11,42 pp.
 - Berthon, C., 1983a. Dynamique des populations phytoplanctoniques d'un lac marocain (Dayet er Rourni). These Doct. 3ème cycle, Univ. Clermont Ferrand 2, 91 pp.

- Berthon, C., 1983b. Influence du vent sur le niveau de trophie d'un lac (Dayet er Roumi - Maroc). Verh. Int. Ver. Limnol.22: 1175-1 179.
- Berthon C., 1984. Comparaison de la biomasse et du contenu énergétique d'un Copépode planctonique: *Acanthocyclops vernalis* (Fischer 1853). Hydrobiologia 123,223-231 (1985).
- Beveridge M.C.M., 1984. Cage and pen fish farming. Carrying capacity models and environmental impact. FAO Fish.Tech.Pap. (255): 131 p.
- Beveridge, T.J., 1989. Role of cellular design in bacterial metal accumulation and mineralization. Ann. Rev. Microbiol. 43, 147-171.
- Bhardwaj R., Gupta A., et Garg, J.K., 2017. Evaluation of Heavy Metal Contamination Using Environmetrics and Indexing Approach for River Yamuna, Delhi Stretch, India. Journal of Water Sciences., 31(1): 52-66. [https://doi.org /10.1016/j.wsj.2017.02.002](https://doi.org/10.1016/j.wsj.2017.02.002).
- Bianco P.G., 1995. Introductions, chief elements of native freshwater fish degradation and use of indices and coefficients in quantifying the situation in Italy. In: Protection of aquatic biodiversity, Philipp & AL., 175-198.
- Biesinger K.E., et Christensen G.M., 1972. Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of *Daphnia magna*. Journal of the Fisheries Board of Canada 29, 1691-1700.
- Billon G., Ouddane B., Gengembre L., et Boughriet A., 2002. Depth Variability and some Geochemical Characteristics of Fe, Mn, Ca, Mg, Sr, S, P, Cd and Zn in Anoxic Sediments from Authie Bay (Northern France). Estuar Coast Shelf Sci; 55: 167-181.
- Bird G.A., et Evenden W.G., 1996. TransFer of ⁶⁰Co, ⁶⁵Zn, ⁹⁵Tc, ¹³⁴Cs and ²³⁸U from water to organic sediment. Water, Air and Soil Pollution; 86 (1-4): 251-261.
- Bittel R., 1973. Etude du comportement des métaux lourds en milieu marin, en vue de l'évaluation de la capacité limite d'acceptation des écosystèmes océaniques pour la pollution chimique. Rev. Inter. Océanog. Med. 37 p.
- Blanchard C., 2000. Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse de Doctorat. INSA de Lyon. Villeurbanne. 241 p.
- Blanquet J.P., Bonnomet V., Coquery M., Gandillot A., Gondelle F., Houeix N., Le Goff F., Magaud H., Meunier L., et Sauchez W., 2004. Devenir et comportement des métaux lourds dans l'eau: biodisponibilité et modèle BLM. Rapport technique, 2004, 87p.
- Bonnet C., 2000. Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Thèse Université de Metz; France, 309 p.
- Bounif I., Taouil H., Elanza S., Ibn Ahmed S., et Aboulouafa M., 2017. Physicochemical Study of Dayet Er-Romi Lake Water, Khemisset Region. American Journal of Engineering Research (AJER). ISSN: 2320-0847 p-ISSN : 2320-0936, Volume-6, Issue-3, pp-101-106.
- Bourrelly P., 1966, 1968, 1970. Les algues d'eau douce. 1, algues vertes ; 2, algues jaunes et brunes ; 3, algues bleues et rouges. N. Boubée et Cie, Paris, 511 p., 438 p.438 p. et 512 p.
- Bourrelly P., 1985. Tome 3 : Les algues bleues et rouges. Les Eugléniens, Peridinien et Cryptomonadines. Les algues d'eau douce. Boubée Ed & Cie, Paris, 606 p.
- Boussahel R., Harrik D., Moussaoui K.M., 2003. Essais d'élimination des pesticides présents dans certaines eaux algériennes. In: Journées Scientifiques de l'ANDRS.17-18 décembre 2003. Oran.
- Boust D., 1999. Fer et Manganèse, réactivités et recyclages. Programme scientifiques Seine-Aval. Editions Ifremer, 39 p.
- Boutiba Z., 2004. Quid de l'Environnement Marin. Edit: Dar El Gharb, 273p.
- Brachet C., Magnier J., Valensuela D., Petit K., Bernex N., Scoullou M., et Tarlock D., 2015. Manuel sur la gestion et la restauration des écosystèmes aquatiques, dans les bassins des fleuves et des lacs.

- Bremond R., et Vuichard R., 1973. Paramètres de la qualité des eaux, OSPEPE, Paris.
- BRGM/RP. 2011. Mesure et suivi de la turbidité des eaux de Guyane par télédétection : Analyse bibliographique. Rapport Final BRGM/RP ou ^60354-FR Novembre 2011.
- Brown D.A., et Parson T.R., 1978. Relationship between cytoplasmic distribution of mercury and toxic effects to zooplankton and chum salmon (*O. corynchus keta*) exposed to mercury in an ecosystem. *J. Fish. Res. Board. Can.* 35: 880-884.
- Brown D.J.A., 1983. Effects of calcium and aluminum concentrations on the survival of brown trout (*Salmo trutta*) at low pH. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 30: 582-587.
- Bryan G.W., et Langston W.J., 1992. Bioavailability, accumulation and effects of heavy metals in sediments with special reference to United Kingdom estuaries: a review. *Environ. Pollut.* 76 89-131.
- Buccolieri A., Buccolieri G., Cardellicho N., Dell'Atti A., Di Leo A., et Maci A., 2006. Heavy metals in marine sediments of Taranto Gulf (Ionian Sea, Southern Italy). *Marine Chemistry*; 99: 227: 235.
- Buffle J., 1988. Complexation reactions in aquatic systems -an analytical approach. Chapter 7: Experimental determination of the in situ distribution of chemical species. Ellis Horwood limited series in analytical chemistry. A division of John Wiley and Sons. Chichester, 692p.
- Burgess, R.M., Scott, K.J., 1992. The Significance of In-Place Contaminated Marine Sediments on the Water Column: Processes and effects. *Sediment Toxicity Assessment*. Burton G.A.J. Eds Lewis, Chelsea, MI, USA, 129-165 (1992).
- Burton G.A., 1992. Plankton, Macrophyte, Fish, and Amphibian Toxicity Testing of Freshwater Sediments. In Burton, G.A.J. (Eds). *Sediment Toxicity Assessment*, Lewis, Chelsea, MI, USA. 167-176.
- Burton T.M., et Allan J.W., 1986. Influence of pH, aluminum, and organic matter on stream invertebrates. *J. can. sci. hal. aquat.* 43:1285-1289.
- Bustamante P., Bocher P., Chérel Y., Miramand P., et Caurant F., 2003. Distribution of trace elements in the tissues of benthic and pelagic fish from the Kerguelen Islands. *The Science of the Total Environment* 313: 25-39.
- Caccia V.G., Millero F.J., et Palanques A., 2003. The distribution of trace metals in Florida Bay sediments. *Marine Pollution Bulletin* 46, 1420- 1433.
- Cairns J., Heath A.G., et Parker B.C., 1975. Temperature influence on chemical toxicity to aquatic organisms. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 47: 267-280.
- Calabrese A., Collier R.S., Nelson D.A., et McInnes J.R., 1973. The toxicity of heavy metals to embryos of the American oyster *Crassostrea virginica*. *Marine biology*, 18:162-166
- Calamari D., Naeve H., 1994. Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain. Document technique du CPCA, N°25, Rome, FAO, 129.
- Callender E., 2003. Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. In: B.S. Lollar (Ed.) *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 67-105.
- Callender E., Heinrich D.H., et Karl K.T., 2003. Heavy Metals in the Environment -Historical Trends. Elsevier - Pergamon, Oxford, England.
- Calmano W., Hong J., et Förstner U., 1993. *Water science and technology*, 1993. Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. *Water Sci Technol*, 28 (8-9): 223-235.
- Calow P., 1994. *Handbook of Ecotoxicology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, Royaume-Uni.
- Campanella L., Dorazio D., Petronio B.M., et Pietrantonio E., 1995. Proposal for a metal speciation study in sediments. *Analytica Chimica Acta*; 309: 387-393.

- Campbell P. G. C., Lewis A.G., et Chapman P.M., 1988. Biologically available metals in sediments. Conseil National de Recherches du Canada, Rapport CNRC No 27694, 298 p.
- Campbell P.G.C., 1995. Interactions between trace metals and organisms: critique of the free-ion activity model. Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. A. Tessier et D. R. Turner, J. Wiley & Sons, Chichester, UK: 45-97.
- Campbell P.G.C., et Stokes P.M., 1985. Acidification and toxicity of metals to aquatic biota. J. can. sci. hal. aquat. 42:2034-2049.
- Canada Ministère de l'Environnement. 2017. Evaluation préalable Cobalt et substances contenant du Cobalt, Environnement et Changement climatique Canada, Santé Canada. Mai 2017, En14-273/2017F-PDF978-0-660-08650-7.
- Canli M., et Atli G., 2003. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. Environmental Pollution 121, 129-136.
- Capene E., et Vagak M., 1989. Hepatic metallothionein from goldfish (*Carassius auratus* L.) Comparative biochemistry and physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology 92(3), 463-468.
- Caplat C., Texier H., Barillier D., et Lelievre C., 2005. Heavy metals mobility in harbour contaminated sediments: The case of port-en-bessin. Marine Pollution Bulletin; 50(5): 504-511.
- Carballeira A., Carral E., Puente X. et Villares R., 1997. Etat de conservation de la côte galicienne. Nutriments et métaux lourds dans les sédiments et les organismes intertidaux, Université de Santiago - Xunta de Galicia, Santiago, 107 pp.
- Carpene E., et Vasak M., 1989. Hepatic Metallothionein from Goldfish (*Carassius auratus*). Comparative Biochemistry and Physiology, 92B: 463-468.
- Carpentier S., Moillon R., Beltran C., Herve D., et Thevenot D., 2002. Quality of dredged material in the river Seine basin (France) Micropollutants. Science of the Total Environment; 299: 57-72.
- Casas S., 2005. Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces Hg, Cd, Pb, Zn et Cu³ chez la moule *Mytilus galloprovincialis* en milieu Méditerranéen. Thèse doctorat 2005, 356 p.
- Castany G., 1998. Hydrogéologie : principes et méthodes. Dunod. Paris, Bibliogr. p. [234]-236. 2-10-004171-1.
- Cauwenberg P., et Maes A., 1997. Influence of oxidation on sequential chemical extraction of dredged river sludge. Intern J Environ Anal Chem; 68: 47-57.
- CCME, 2001. Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments : protection de la vie, dans Recommandations, CCME1999 update 2001.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du québec. Détermination des métaux dans les tissus animaux : méthode par spectrométrie au plasma d'argon après minéralisation acide, MA. 207 - Mét 1.0, Ministère de l'Environnement du Québec, 2003, 19 p.
- Champoux A., et Toutant C., 1988. Eléments d'hydrologie. Ed. Le Griffon d'argile.
- Chandon J.L., et Pinson S., 1981. « Analyse typologique - Théorie et applications », Masson.
- Chapman P.M., Wang F., Janssen C., Persoone G., et Allen H. E., 1998. Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment and remediation. Can J fish Aquat Sci; 55: 2212-43.
- Chapman D., 1996. Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring - 2nd edn, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization World Health Organization United Nations Environment Programme, E&FN Spon, Chapman & Hall, Cambridge, Great Britain.

- Chbihi Z. I., 2019. Etude de vieillissement du lac Ouiouane du Moyen Atlas (Maroc). Thèse de doctorat, Sciences et Génie de la matière, de la Terre et de la Vie. Faculté des Sciences et Techniques de Fès.
- Chen C Y., Stemberger R.S., Klaue B., Blum J. D., Pickhardt C., et Folt C. L., 2000. Accumulation of heavy metals in food web components across a gradient of lakes. *Limnol. Oceanogr*, 45 (7) :1525-1536.
- Chiffolleau J.F., Claisse D., Cossa D., Ficht A., Gonzalez G., Guyot T., Michel P., Miramand P., Oger C., et Petit F., 2001. La contamination métallique, Programme scientifique Seine Aval: 39.
- Chillasse L., Dakki M., et Abbass M., 2001. Valeurs et fonctions écologiques des Zones humides du Moyen Atlas (Maroc) *Humedales Méditerranéens*, 1 (2001) 139 – 146 SEHUMED, Valencia (España) ISSN 1137 – 7755.
- Chouti W., Mama D., Changotade O., Alapini F., et Boukari M., 2010. Etude des éléments traces métalliques contenus dans les sédiments de la lagune de Porto-Novo (Sud Bénin). *Journal of Applied Biosciences*, 34 : 2186-2197.
- CIRC (Centre international de recherche sur le cancer). 1982. IARC Monogr. Eval. Carcinog. Risk Chem. Man, Suppl. 4: 91.
- Ciutat A., 2003. Impact de la bioturbation des sédiments sur les transferts et la biodisponibilité des métaux - approches expérimentales. Thèse de doctorat en science. Université de Bordeaux I. 437p.
- Clark K.L., et Hall R.J., 1985. Effects of elevated hydrogen ion and aluminum concentrations on the survival of amphibian embryos and larvae. *Rev. can. zool.* 63: 116-122.
- Clark K.L., et LaZerte B.D., 1985., A laboratory study of the effects of aluminum and pH on amphibian eggs and tadpoles. *J. Can. Sci. Hal. Aquat.* 42: 1544-1551.
- Cleveland L., Little E.E., Ingersoll C.G., Wiedmeyer R.H., et Hunn J.B., 1991. Sensitivity of *brook trout* to low pH, low calcium and elevated aluminum concentrations during laboratory pulse exposures. *Aquat. Toxicol.* 19: 303-318.
- Commission Regulation (EC), 2001. Setting maximum levels for certain contaminants in foodstuffs (Report No. 466/2001).
- Compère P., 1991. Contribution à l'étude des algues du Sénégal. Algues du lac de Guiers et du Bas Sénégal. *Bulletin du jardin botanique national de Belgique*, 61 : 171-267
- Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME), 2003. Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux : protection de la vie aquatique – Aluminium. Dans *Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement*, 1999. Conseil canadien des ministres de l'environnement. Winnipeg. 15 p.
- Coombs T.L., 1980. Heavy Metal Pollutants in the Aquatic Environment Animals and Environmental Fitness Volume I. Edited by R. Gilles: 28-30
- Cossa D., 1989. A review of the use of *Mytilus* spp. as quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. *Oceanolog. Acta.*, 12.
- Cossa D., Auger D., Averty B., Lucon M., Masselin P., et Noel J., 1992. Flounder (*Plattichthys flesus*) muscle as an indicator of metal and organochlorine contamination of French Atlantic Coastal waters. *Ambio*. 21,176–82.
- Cossa D., et Lassus P., 1989. Le cadmium en milieu marin. *Biogéochimie et écotoxicologie*, Editions Ifremer, Plouzané, France. 16: 111.
- Coulibaly A.S., Mondé S., Wognin V.A., et Aka K., 2009. Analyse des éléments traces métalliques (ETM) dans les baies estuariennes d'Abidjan en Côte d'Ivoire. *Afrique sciences* 05 (3): 77-96.
- Cowart J.B., et Burnett W.C., 1994. The distribution of uranium and thorium decay-series radionuclides in the environment; A review. *J Environ Qual* 23: 651-662.

- Da Silva I.S., Abate G., Lichtig J., et Masini J.C., 2002. Heavy metal distribution in recent sediments of the tietê-pinheiros river system in são paulo state, brazil. *AppliedGeochemistry*; 17(2): 11-19.
- Daget J., 1988. Systematic. In: *Biology and Ecology of Freshwater Fish Africans* (Lévêque. C., Bruton M.N. & G.W. sentongo, eds), ORSTOM. Coll. Trav. Doc. Paris, 216: 15-34.
- Daget J., Gaigher I.C., et Sentogngo G.W., 1988. Conservation. In: *Biology and Ecology of African Freshwater Fish* (Lévêque C., Bruton M.N. & G.W. sentongo,éds), ORSTOM. Coll. Trav. Doc. Paris, 216: 481-488.
- Dajoz R., 2003. *Précis d'Ecologie*. Ed. Dunod, Paris.
- Dakki M., Baouab R.E., et El Agbani M.A., 1991. Recensement hivernal d'oiseaux d'eau au Maroc, janvier 1991.
- Dakki M., EL Agbani M.A., Qninba A., et Benhoussa A., 1995. Recensement hivernal d'oiseaux d'eau au Maroc, janvier 1995.
- Dakki M., et El Agbani M.A., 1993. Recensement hivernal d'oiseaux d'eau au Maroc, janvier 1993.
- Dallinger R., Prosi F., Segner H., Back H., 1987. Contaminated food uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. *Oecologia* 73: 91-98.
- Dameron C., et Howe P.D., 1998. *Copper Environmental Health criteria n°200*. Geneve, World Health Organization
- Das K., 2003. Heavy metals in marine mammals, DOI: 10.1201/9780203165577.
- Davranche M., et Bollinger J.C., 2001. A desorption/dissolution model for metal release from polluted soil under reductive conditions. *Journal of environmental Quality* 30, 1581-1586
- Dehn L.A., Follmann E.H., Thomas D.L., Sheffield G.G., Rosa C., Duffy L.K., et O'hara T.M., 2006. Trophic relationships in an Arctic food web and implications for trace metal transFer. *Science of the Total Environment*, 362 (1), 103–123.
- DeLonay A.J., Little E.E., Woodward D.F., Brumbaugh W.G., Farag A.M., et Rabeni C.F., 1993. Sensitivity of early-life-stage golden trout to low pH and elevated aluminum. *Environ. Toxicol. Chem.* 12: 1223-1232.
- DeMiquel G., 2001. *Rapport sur les métaux lourds et leurs effets sur l'environnement et la santé*. Paris: Sénat, 365 p.
- DeMora S. D., Sheikholeslami M.R., 2002. ASTP: Contaminant screening program: Final report: Interpretation of Caspian Sea sediment data, Caspian Environment Program (CEP), pp 1-27.
- Desikachary T. V., 1959. *Cyanophyta*. Indian Council Agricultural Research, New Delhi, 686 pp.
- Devez A., 2004. *Caractérisation des risques induits par les activités agricoles sur les écosystèmes aquatiques*. Thèse de doctorat. ENGREF de Montpellier, 2004, 239 p.
- Dhillon S.K., et Sinha M.K., 1985. Copper adsorption characteristics of selected alkaline soils *Intern. JTrop Agri*; 111 (1): 28-34.
- Di Toro, Kavvados D. M., Matheu C. D., Paquin R., Winfield R. P., 2001. The persistence and availability of metals in aquatic environnements. *ICME (International Council on Metal and the Environnement)*, 67p.
- Diab W., 2016. *Etude des propriétés physico-chimiques et colloïdales du bassin de la rivière Litani, Liban*. Thèse de Doctorat. Université de Lorraine (France), 214 p.
- Diaz R. J., 2001. Overview of hypoxia around the world. *Journal of environmental quality*. 2001;30:275–281.
- Dib I., 2009. *L'impact de l'activité agricole et urbaine sur la qualité des eaux souterraines de la plaine de gadaine- Ain Yaghout*, Mémoire de magister en hydrolique, construction hydro-technique et environnement , faculté des sciences de l'ingénieur, département d'hydraulique, Université Haj lakhdar, Batna.

- Diop C., Diatta A., Ndiaye A., Cabral M., Toure A., et Fall M., 2019. Teneurs en métaux traces des eaux et poissons de cinq étangs de Dakar et risques pour la santé humaine. *Journal of Applied Biosciences* 137: 13931 - 13939.
- Djeddi H., Kherief-Nacereddine S., Keddari D., et Afri-Mehennaoui F. Z., 2018. Teneurs des éléments traces métalliques Cu, Zn et Pb des sédiments du barrage Béni Haroun (Nord-Est de l'Algérie). *European Scientific Journal*. 15:1857- 7431.
- Dosdat A., Servais F., Matailler R., Huelvan C., et Desbrayeres E., 1996. Comparaison of nitrogen losses rates from Atlantic Salmon. *Aquaculture*, 141. P 107-127.
- Douma M., Loudiki M., Oudra B., Mouhri K., Ouahid Y., et el Campo F. F. D., 2009. Diversité taxonomique et évaluation toxicologique des cyanobactéries dans les eaux continentales du Maroc. *Revue des sciences de l'eau Journal of Water Science*. 22 (3), 435–449. <https://doi.org/10.7202/037781ar>.
- Driscoll C. T., et Schecher W. D., 1990. The chemistry of aluminum in the environment. *Environ. Geochem. Health*. 12: 28-50.
- Du Laing G., Rinklebe J., Vandecasteele B., Meers E., et Tack F.M.G., 2009b. Trace metal behavior in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: a review. *Science of the Total Environ.*, 407: 3972-3985.
- Du Laing G., Meers E., Dewispelaere M., Vandecasteele B., et Rinklebe J., 2009a. Heavy metal mobility in intertidal sediments of the Scheldt estuary: Field monitoring. *Science of the environment*. 407, 2919-2930.
- Dufour P., et Slepoukha M., 1975. l'Oxygène dissous en lagune Ebrié: influences de l'hydroclimat et des pollutions. *Documents Scientifiques, Centre de Recherches Océanographiques, Abidjan*. 1975;6:75–118.
- Duman F., Aksoy A., et Demirezen D., 2007. Seasonal Variability of Heavy Metals in Surface Sediment of Lake Sapanca, Turkey. *Environ Monit Assess*. 133, 277-283.
- Dussart G.B.J., 1966. *Limnologie : L'étude des eaux courantes*. Ed .Herman, Paris, 250p.
- Dzombak D.A., et Morel F.M.M., 1990. *Surface complexation modeling : hydrous Ferric oxides*. John Wiley & Sons, New York
- Edet A.E., et Offiong O.E., 2003. Evaluation of water quality pollution indices for heavy metal contamination monitoring. A study case from Akpabuyo–Odukpani area, Lower Cross River Basin (Southeastern Nigeria). *Geojournal*, 57:295–304.
- Eggleton J., and Thomas K.V., 2004. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. *Environment International*, 30: 973-980.
- Ehrlich H.L., 1996. *Geomicrobiology*, Third Edition by Marcel Dekker, Inc. New York, 1996, Ch.18, 578-614.
- Eisler L., et Gardner G.R., 1973. Acute toxicity to an estuarine teleost of mixtures of cadmium, copper and Zinc salts. *J. Fish. Biol.*, 5: 131-142.
- Eisler R., 1971. Cadmium poisoning in *Fundulus heteroclitus* (Pisces: Cyprinodontidae) and other marine organisms. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 28: 1225-1234.
- El Amrani-Paaza N., Benavente J., et Cruz-Sanjulian J.J., 1994. Aplicación del análisis de componentes principales al estudio de las características físico-químicas de las aguas del delta del río Adra (Almería, España). *Bol. Geol. Min.*, 3, 478-484
- El Blidi S., Fekhaoui M., El Abidi A., Idrissi L., et Benazzou T., 2006. Contamination des rizières de la plaine du Gharb (Maroc) par des métaux traces. *Vecteur environnement*, janvier, 46–53.
- El Ghizi S., Majdoubi F., Ouizgane A., Aderj N., Sadik M., et Hasnaoui M., 2018. Ecological study of the DAYET Er-Roumi's ecosystem for sustainable management. *International Conference on*

- aquaculture & marine biology, *J. Mar. Biol. Oceanogr.*, Volume: 7, DOI : 10.4172/2324-8661-C1-012.
- El Ghizi S., Hssaissoune S., El Bouch M., El Aadel N., Sadik M., et Hasnaoui M., 2020. Assessment of Metallic Pollution in Water of Lake Dayet Er-Roumi (Morocco). In Proceedings of International conference Geo-IT and Water Resources (GEOIT4W**2020). Al-Hoceima, Morocco, <https://doi.org/10.1145/3399205.3399212>.
 - El Ghizi S., El Aadel N., Sadik M., El Bouch M., et Hasnaoui M., 2021a. The physicochemical characteristics and the pollution level of Dayet Er-Roumi Lake in Morocco. *E3S Web of Conferences* 234, 00036 (2021), <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202123400036>.
 - El Ghizi S., Hssaissoune S., El Bouch M., Sadik M., et Hasnaoui M., 2021b. Metallic trace elements contained in the sediments of Dayet Er-Roumi Lake (Morocco). *E3S Web Conf.* Volume 298,, <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202129805004>.
 - El Ghizi S., Sadik M., El Bouch M., et Hasnaoui M., 2021c. Contribution to the study of the hydrochemical characteristics of the lake ecosystem Dayet Er-Roumi, Morocco. *E3S Web Conf.* Volume 314. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202131407004>.
 - El Ghizi S., Hssaissoune S., El Bouch M., Sadik M., et Hasnaoui M., 2021d. Assessment of heavy metal contamination in the water of Dayet Er-Roumi Lake (Morocco). *Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries*, Vol. 25(4): 1099 – 1115. DOI: 10.21608/ejabf.2021.197307. <https://ejabf.journals.ekb.eg/article/197307.html>.
 - El Hamid H. T. A., et Hegazy T. A., 2017. Evaluation of Water Quality Pollution Indices for Groundwater Resources of New Damietta, Egypt. *MOJ Eco Environ Sci.* 2: 1–5. Doi: 10.15406/mojes.2017.02.00045.
 - El Kourchia A., Boualoul M., Sahbi H., Benamara A., Bouikbane H., 2016. Apport de l’outil sig et géophysique dans l’identification de l’aquifère de Dayet eroumi, meseta centrale (Maroc). La 3ème Edition du Colloque International des utilisateurs du SIG, Maroc.
 - El Kourchia A., Boualoul M., Sahbi H., Benamara A., et Bouikbane H., 2016. Apport de l’outil SIG et géophysique dans l’identification de l’aquifère de Dayet Eroumi, meseta centrale (Maroc). La 3ème Edition du Colloque International des utilisateurs du SIG, Maroc, Oujda les 22 et 23 novembre 2016.
 - El Morhit M., 2009. Hydrochimie, éléments traces métalliques et incidences écotoxicologiques sur les différentes composantes d’un écosystème estuarien (Bas Lakkos). Thèse de Doctorat en Toxicologie. Université Mohammed V. Agdal, Rabat, Maroc. 260 p
 - El Morhit M., Belghity D., El Morhit A., 2013. Contamination métallique de pagellus acarne, sardina pilchardus et diplodus vulgaris de la cote atlantique sud (Maroc), *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°14, Juin 2013, pp. 131-148
 - El Morhit M., Fekhaoui M., Serghini A., El Blidi S., El Abidi A., Bennaakam R., Yahyaoui A., et Jbilou M., 2008. Impact de l’aménagement hydraulique sur la qualité des eaux et des sédiments de l’estuaire du Loukkos (côte atlantique, Maroc). *Bulletin de l’Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Terre*, n°30, 39-47.
 - El Qryefy M., Ouardi J., Najy M., Belghyti D., et El kharrim K., 2021. Hydrochemical characteristics and water quality assessment of Lake Dayet Erroumi – Khemisset, Morocco. *Journal of Water and Land Development*. No. 49 (IV–VI) p. 179–187. <https://doi.org/10.24425/jwld.2021.137110>.
 - Elabidi K., Amraoui F., Amar M., et Bensalmia A., 2015. Apport de la bathymétrie à l’étude hydrogéologique de Dayet Roumi. 5ème édition du congrès international Eaux, Déchets et Environnement Un défi millénaire (EDE5). Faculté des Sciences et Techniques Settat – Université Hassan 1er Maroc Les 24-26 Novembre 2015.

- Elinder C. G., Friberg L., Nordberg G. F., Kjellström T., et Oberdoerster G., 1994. Biological Monitoring of Metals, Chemical Safety Monographs, document WHO/EHG/94, vol. 2, pp. 1-80 (Genève, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (PISSC))
- Elliott H.A., Liberati M.R., et Huang C.P., 1986. Competitive adsorption of heavy metals by soils. *Journal of Environmental Quality*, 15, 214–219.
- Emery R.M., Klopfer D.C., et Baker D.A., 1981. Potential radiation dose from eating fish exposed to actinide contamination. *Health Physics*; 40 (4): 493-510.
- Emsley J., 1991. *The elements*. Oxford University Press-Clarendon Press, New York, 264 pp.
- Enger E. D., et Smith B. F., 2000. *Environmental science: A study of interrelationships*. Ed. McGraw-Hill.
- Environnement Canada., 2003. Liste des substances d'intérêt prioritaire –Rapport d'évaluation – Rejets de radionucléides des installations nucléaires (effets sur les espèces autres que l'être humain), Gouvernement du Canada.
- EPA 3051A., 2007. Digestion acide assistée par micro-ondes des sédiments, des boues, des sols et des huiles, 2007.
- Ettajani H., 1994. Transfert des éléments traces essentiels ou toxiques dans la chaîne trophique marine à mollusque. Thèse Université de Tours; France, 199p.
- European Union (EC)., 2006. Directive 2006/118/CE du parlement européen et du conseil du 12 décembre 2006 sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration.
- Evoglu K., Atli G., Canli M., 2005. Effects of metal (Cd, Cu, Zn) interactions on the profiles of metallothionein-like proteins in the Nile fish *Oreochromis niloticus* Bull. Environ. Contam. Toxicol 75, 309-399.
- Ezzaouaq M., 1991. Caractérisation hydrodynamique, physico-chimique et bactériologique des eaux superficielles de l'estuaire du Bouregreg (Maroc) soumis aux rejets des villes de Rabat-Salé. Thèse D.E.S. Fac. Sci. Rabat, 140p.
- Fairbrother A., Wenstel R., Sappington K., et Wood W., 2007. Framework for Metals Risk Assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*; 68: 145-227.
- FAO (Food and Agriculture Organization)., 2012. From Heavy Metal Regulations Faolex. Retrieved 2012. <http://faolex.org/docs/pdf/eri42405.pdf>.
- FAO (Food and Agriculture Organization)., 2012. La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture, Département des pêches et de l'aquaculture de la FAO, Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome.
- Farrah H., Hatton D., and Pickering W. F., 1980. The affinity of metal ions for clay surfaces. *Chemical Geology*; 28: 55-68.
- Fatah N., Bahij J., Bchitou R., Bouhaouss A., 2007. Epuration des eaux usées par lagunage en vue d'élimination des composés phosphorés par usage de l'ACP, *Phys. Chem. News*, 38, 78-83.
- Fekhaoui M., 1990. Recherche hydro biologiques sur le moyen Sebou soumis aux rejets de la ville de Fès: suivi d'une macropollution et évaluation de ces incidences sur les composantes physiques, chimiques et biologiques de l'écosystème. Thèse Doctorat d'Etat Fac. Sci. Rabat, Maroc.
- Fergusson J.E., 1990. *The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects*, 1. Pergamon Press, Oxford, 614 pp.
- Figarella J., Leyral G., 2002. *Analyse des eaux : Aspects réglementaires et techniques*. Ed. Scérén CRDP d'Aquitaine, Paris, 360 p.
- Fisher N. S., et Reinfelder J. R., 1995. The trophic transfer of metals in marine systems. In: Tessier A, Turner DR, Editors *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*. London: Wiley. 363-406p

- Flower R.J., Stevenson A.C., Dearing J.A., Foster I.D.L., Airey A., Rippey B., JWilson. P.F., et Appleby P.G., 1989. Perturbation du bassin versant déduite des études paléolimnologiques de trois milieux subhumides contrastés au Maroc, *Journal of Paleolimnology* 1:293-322.
- Forgy E., 1965. Cluster analysis of multivariate data: efficiency versus interpretability of classifications. *Biom etries*, 21:768- 780.
- Förstner U., et Müller G., 1973. Heavy metal accumulation in river sediments, a response to environment pollution. *Geofrum*, 14: 53–62.
- Förstner U., et Wittmann G.T.W., 1981. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer, New York, pp 486.
- Förstner V., Wittman, G.T.W., 1979. *Metal pollution in the aquatic environmental*, Springer Verlag, 486 p.
- Fraysse B., Baudin J. P., Garnier-Laplace J., Adam C. et Boudou A., 2002. Effects of Cd and Zn waterborne exposure on the uptake and depuration of ⁵⁷Co, ^{110m}Ag and ¹³⁴Cs by the Asiatic clam (*Corbicula fluminea*) and the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*). *Whole organism study. Environ Pollut*, 118 (3): 297-306.
- Freda J. et McDonald G., 1990. Effects of aluminum on the leopard frog, *Rana pipiens*: life stage comparisons and aluminum uptake. *J. can. sci. hal. aquat.* 47: 210-216
- Frontier S., 1983. *Sampling strategies in ecology*. Masson / The presses of Laval University, Quebec.
- Furukawa K., Tonomura K., 1972. Metallic Mercury-releasing Enzyme in Mercury-resistant *Pseudomonas*, *Agricultural and Biological Chemistry*, Volume 36, Issue 2, 1 February 1972, Pages 217–226, <https://doi.org/10.1080/00021369.1972.10860232>.
- Gadd G. M., 1992. Metals and microorganisms: a problem of definition. *FEMS Microbiol. Lett.* 1992, 100, 197-204.
- Gaujous D., 1995. *La pollution des milieux aquatiques – aide mémoire 2ème Edt. Paris.* 217p.
- Gayral P., 1954. *Recherches phytolimnologiques au Maroc. Thèse de Doctorat es sciences, Université Paris : 301 p.*
- Geesey G. G., Borstad L., et Chapman P. M., 1984. Influence of flow-related events on concentration and phase distribution of metals in the lower Fraser River and a small tributary stream in British Columbia, Canada. *Water Research*, 18, 233–238.
- Ghrefat H., et Yusuf N., 2006. Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd pollution in bottom sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan. *Chemosphere.* 65 (11) : 2114-2121.
- Giri S., et Singh A. K., 2019. Assessment of metal pollution in groundwater using a novel multivariate metal pollution index in the mining areas of the Singhbhum copper belt. *Environmental Earth Sciences* 78: 1-11. doi:10.1007/s12665-019-8200-9.
- Gobas, F.A.P.C., Morrison H.A., 2000. Bioconcentration and biomagnification in the aquatic environment. *Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals*, CRC Press.
- Goff F., et Bonnomet V., 2004. *Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. Rapport technique, Ministère de l'Écologie et du Développement Durable Direction de l'Eau, France, 86 p.*
- Golterman H. L., Clymo R. S., and Ohnstad, M. A. M., 1978. *Methods of Physical and Chemical Analysis of Fresh Waters*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 214 p.
- Golterman, H. L., 1984. Sediments, modifying and equilibrating factors in the chemistry of freshwaters. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, Vol 22, 23-59.
- Gonzalez J. L., Chiffolleau J. F., Miramand P., et Thouvenin B., 1999. *Le cadmium: comportement d'un contaminant métallique en estuaire, Programme scientifique Seine Aval, Editions Ifremer, Plouzané, France: 31.*

- Goterman H. L., 1995. Toxicité cinétique de trois polluants métalliques majeurs chez la truite arc-en-ciel (*Salmo gairdneri*), le chrome, le cuivre et le Zinc. Thèse de 3ème cycle. Univ. De Claude Bernard, Lyon, p 125
- Greenwood N., et Earnshaw A., 1984. Chemistry of the elements. Première édition. Pergamon Press, Oxford. UK.
- Güler C., Thyne G. D., McCray J. E., Turner A. K., 2002. Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data. *Hydrogeol. J.*, 10: 455-474.
- Gunn J. M., et Noakes D. L. G., 1987. Latent effects of pulse exposure to aluminum and low pH on size, ionic composition, and feeding efficiency of lake trout (*Salvelinus fontinalis*) alevins. *J. can. sci. hal. aquat.* 44: 1418-1424.
- Hakanson L., 1980. Ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14, 5, 975-1001.
- Hamzeh M., Ouddane B., Daye M., et Halwani J., 2014. Trace Metal Mobilization from Surficial Sediments of the Seine River Estuary. *Water Air Soil Pollut.* 225, 1878 -1892.
- Handy R. D., 1994. Intermittent exposure to aquatic pollutants: assessment, toxicity and sub-lethal responses in fish and invertebrates. *Comp. Biochem. Physiol.* 107, 171-184.
- Hasnaoui M., 1992. Biomasse, production primaire et distribution horizontale et verticale du phytoplancton dans le lac-réservoir Hassan 1er (Maroc). Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences - Semlalia, Marrakech. 177 p.
- Health Canada, 2001. Canadian Environmental Protection Act, 1999, Priority Substances List, Assessment Report, Road Salts. 188 p.
- Hecker P., Schaezler D. J., et Kramer G.R., 1972. Effects of heavy metals on micro organisms application to process design. *Engineering Bulletin of Purdue university*, nf 141, part.1,p 350-368.
- Hem J. D., 1972. Chemical factors that influence the availability of iron and manganese in aqueous systems. *Geol. Soc. Am. Spec. Pap.*, 140 : 17.
- Hem J. D., 1976. Geochemical controls on lead concentrations in stream water and sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 40(6): 599-609.
- Henry J. L., McGibbon S., Davis G., Mackay R. M., Moldan, A. G. S., 1989. Heavy metals, carbon and hydro-carbons in the sediments of Table Bay Harbour. Department of Environmental Affairs, Sea Fisheries Research. Institute Report No. 4. Gavin and Sales, Cape Town.
- Hickey., Hickey M. G., et Kittrick J. A., 1984. Chemical partitioning of cadmium, copper, nickel and Zinc in soils and sediments containing high levels of heavy metals. *J. Environ. Qual.*, 13, 372-376.
- Historique météo, Des Clics Nomades/Historique-Météo.net 2014-2020, <https://www.historique-meteo.net/>.
- Hogstand C., et Haux C., 1990. Metallothionein as an indicator of heavy metal exposure in two subtropical fish species. *J. Exp. Mar. Ecol.* 138, 69-84.
- Horowitz A. J., Loch J. P. G., 1988. Interpretation of bed sediment trace metal data: methods for dealing with the grain size effect. In *Chemical and biological characterization of sludges, sediments, dredges spoils and drilling muds*. American Society for Testing and Material, Special Technical Publication, Philadelphia, USA
- Howarth R.W., et Stewart J.W.B., 1992. The interaction of sulphur with other element cycles in ecosystems. In: R.W. Howarth, J.W.B. Stewart et M.V. Ivanov (Eds.). *Sulphur Cycling on the Continents*, Chichester, UK, John Wiley. pp. 67-84.
- Howells G., Dalziel T. R. K., Readar J. P., et Solbe J. F., 1990. CECPI – Water quality criteria for European freshwater fish: report on aluminum. *Chem. Ecol.* 4: 117-173.
- Hrs-Brenko M., Claus S. and Bubic S., 1977. Synergistic effects of lead, salinity and temperature on embryonic development of the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Mar.Bio* 44: 109-115

- Hsu k. J., 1972. Origin of saline giants: a critical review after the discovery of the Mediterranean evaporates. *Earth-sci. Rev.*, Amsterdam, 8, pp. 371-396.
- Hsu k. J., Cita M. B., et Ryan W. B. F., 1972. The origin of the Mediterranean evaporates. In W.B.F Ryan, k. J Hsu et al. (eds), *Init. Rep. Deep. Sea Drill. Proj.*, Washington (U.S.govt. Printing Office), 13, pp. 1203-1231.
- Hughes G. M., Perry S. F. and Brown V. M., 1979. A Morphometric Study of the Effects of Nickel, Chromium and Cadmium on the Secondary Lamellae of Rainbow Trout Gills. *Water Research*, 13, 665-679.[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(79\)90017-4](https://doi.org/10.1016/0043-1354(79)90017-4)
- Hull V., Parrella L., et Falcucci M., 2008. Modelling dissolved oxygen dynamics in coastal lagoons. *Ecological Modelling*. 2008; 211:468–480.
- Hutchinson N. J., et Sprague J. B., 1987. Reduced lethality of Al, Zn and Cu mixtures to American flagfish by complexation with humic substances in acidified soft waters. *Environ. Toxicol. Chem.* 6: 755-765.
- Hutchinson N. J., Holtze K. E., Munro J. R., et Pawson T. W., 1987. Lethal responses of salmonid early life stages to H⁺ and Al in dilute waters. *Annl. Soc. R. Zool. Belg.* 117 (Suppl 1): 201-217.
- Hynes T. P., 1990. The impacts of the Cluff Lake uranium mine and mill effluents of northern Saskatchewan: M.Sc. thesis, University of Saskatchewan, Saskatoon, 214p.
- I.A.E.A., 2003. Marine environnement laboratory. MESL Report. IAEA/080/IAEA/MEL/56, Worldwide Regional intercomparison for determination of trace elements in polluted marine sediment. IAEA-356, Monaco.72 p.
- Ibge., 2005. Qualité physico-chimique et chimie des eaux : cadre générale. Institut bruxellois pour la gestion de l'Environnement, Belgique, 16 p.
- IFEN., 2006. Les pesticides dans les eaux, bilan des données 2003 et 2004. Rapport technique les dossiers 5, Institut Français de l'Environnement.
- INERIS., 2003. Approches analytiques pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux dans les milieux aquatique. Rapport technique 2003, 89p.
- INERIS., 2005. Fiche de données toxicologiques environnementales des substances chimiques. Cadmium et ses dérivés. INERIS –DRC-01-25590-00DF249.doc. Version N°2-3 Février 05.60p.
- interactions. Boca Raton, USA, Lewis Publishers, p 39-61.
- Isaure M., 2001. Spéciation et transFert du Zinc dans un dépà't de sédiment de curage contaminé : évolution du profil pédologique. PhD thesis, Université Joseph Fournier, Grenoble 1, France, 236p.
- Isaure M. P., Laboudigue A., Manceau A., Sarret G., Tiffreau C., Trocellier P., Lamble G., Hazemann J. L., et Chateigner D., 2002. Quantitative Zn speciation in a contaminated dredged sediment by mpixe, msxrf, exafs spectroscopy and principal component analysis. *Geochimica et Cosmochimica Acta*; 66(9):1549-1567.
- Islam M. S., Ahmed M. K., Raknuzzaman M., Al-Mamun M. H., et Islam, M. K., 2015. La pollution par les métaux lourds dans les eaux de surface et les sédiments : Une évaluation préliminaire d'une rivière urbaine dans un pays en développement. *Journal of Ecological Indicators*, 48 (1), 282-29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.016>.
- Ivan B., Anthony P., et Disier L. C., 2005. Entretien des berges de petits cours d'eau dans le bocage sud-manche : réponse de la végétation herbacée aux processus écologiques et agricoles. 90p.
- Jadal M., El Ayouchi M., et Bennasser L., 2002. Qualité des eaux de l'estuaire de l'oued Om Rbiâ (Maroc) et influence de la dynamique marégraphique. *L'eau, l'industrie, les nuisances*, 256 : 59–66.
- Jaffe D., et Walters J.K., 1977. Intertidal trace metal concentrations in some sediments from the estuary. *Sci. Total Environ.*, Amsterdam, 7, 1-15.

- Janssen C. R., Schamphelaere D., Heijerick K., Muysen D., Lock B., Bossuyt K., Vangheluwe B., Van M., et Sprang P., 2000. Uncertainties in the Environmental Risk Assessment of Metals. *Human and Ecolog. Risk Assess.*, 6(6),pp.1003-1018.
- Johnson M. F., Wilby R. L., 2015. Seeing the landscape for the trees: metrics to guide riparian shade management in river catchments. *Water Resources Research*. 2015; 51: 3754–3769.
- Johnston C. A., 1993. Mechanisms of water wetland water quality interaction. Lewis Publishers.
- Jolliffe, I. T., 1986. Principal component analysis. Springer-verlag.
- Kalay M., et Canl M., 2000. Elimination of essential (Cu and Zn) and non-essential (Cd and Pb) metals from tissue of a freshwater fish, *Tilapia zilli*. *Tr. J. Zool.*, 24: 429–436.
- Kamaruzzaman B. Y., Ong M. C., et Rina S. Z., 2010. Concentration of Zn, Cu and Pb in Some Selected Marine Fishes of the Pahang Coastal Waters, Malaysia. *American Journal of Applied Sciences*, 7(3): 309-314.
- Kar D., Sur P., Mandal S. K., Saha T., et Kole R. K., 2008. Évaluation de la pollution par les métaux lourds dans les eaux de surface. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 5 (1), 119-124. <https://doi.org/10.1007/BF03326004>.
- Karadede H., Oymak S.A et Unlu E., 2004. Heavy metals in mullet, *Liza abu* and Cat fish, *Silurus triostegus*, from the Ataturk Dam Lake (Euphrates), Turkey, *Environmental International*,30, 183-188.
- Keddari D., Afri-Mehennaoui F. Z., Sahli L., et Mehennaoui S., 2019. Qualité écologique via la faunemacro-invertébrée benthique et devenir du niveau de contamination par le Cr et le Pb des sédiments de l’oued Boumerzoug (Constantine, Algérie). *Algerian J. Env. Sc. Technology*. 5 (2) : 990-998.
- Keegan G. M., Learmonth I. D., Case C. P., 2008. A systematic comparison of the actual, potential and theoretical health effects of Cobalt and chromium exposures from industry and surgical implants *Critical Reviews in Toxicology*, (2008) 38: 645-674
- Keith P., 2000. The part played by protected areas in the conservation of threatened French freshwater fish. *Biol. Conserv.*, 92:265-273.
- Kelderman P., et Osman A. A., 2007. Effect of redox potential on heavy metal binding forms in polluted canal sediments in Delft (The Netherlands). *Water Res.* 41: 4251-4261.
- Khairy H. M., Shaltout K. H., El-Sheekh M. M., et Eassa D. I., 2015. Diversité algale des lacs méditerranéens en Egypte. Actes de la Conférence internationale sur les avancées en sciences agricoles, biologiques et environnementales (AABES-2015), 22-23 juillet, Londres, Royaume-Uni.
- Khyri M., Chahlaoui A., et Samih M., 2013. Etude bactériologique de l’eau de l’écosystème aquatique Dayet er roumi (Khemisset, Maroc). *sciencelib editions mersenne* : volume 5, n ° 131111.issn 2111-4706. p : 1-17.
- Khyri M., et Chahlaoui A., 2013. Contribution a l’étude physico-chimique et bactériologique de l’écosystème lacustre Dayet er roumi (Khemisset-Maroc). *Sciencelib editions mersenne*: volume : 5 n° : 130412. Issn 2111-4706. 21 pp.
- Kirchner W. B., et Grabowski S., 1972. Manganese in lacustrine ecosystems: A REVIEW, *Journal of the American Water Resources Association*, 8 (6): 1259-1264. DOI: 10.1111/j.1752-1688.1972.tb05270.x
- Köppen., 1900. Tentative de classification des climats, de préférence selon leur rapport au monde végétal. *Geogr Journal*, 6, p. 657-679.
- Kottek M., Grieser J., Beck C., Rudolf B. et Etrubel F., 2006. Carte mondiale de la classification climatique de Köppen-Geiger mis à jour. *Meteorologische Zeitschrift*, Vol. 15, No. 3, 259-263.
- Kouakou A. R., N’guessan L. B. K., Yao B. K., Trokourey and Adouby K., 2017. Heavy metals in sediments and their transFer to edible mollusc, *Journal of Applied Sciences*, 16 (11) 534 - 541.

- Kovacs M., Nyary I., et Toth L., 1984. The microelement content of some submerged and floating aquatic plants. *Acta Biologica Hungarica*, 30, 173–185.
- Kovalsky V.V., Vorotnitskaya I. E., et Lekarev V. S., 1967. Biogeochemical food chains of uranium in aquatic and terraneous organisms: Radioecological Concentration Processes, *Proceedings of an International Symposium*, p. 329-332.
- Kribi S., 2005. Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage. Thèse de Doctorat 220 p. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France.
- Kullberg A., Bishop K. H., Hargeby A., Jansson M., et Peterson R. C., 1993. The ecological significance of dissolved organic carbon in acidified waters. 6p.
- Laborda F., Beech I. B., and Sylvestre M., 1995. The role of microorganisms in biosorption of toxic metals and radionuclides. *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 1995, 35 (1-3), 17-40.
- Lacal J., Da Silva M. P., Garcàa R., Sevilla M. T., Procopio J. R., et Hernàjndez L., 2003. Study of fractionation and potential mobility of metal in sludge from pyrite mining and affected river sediments: changes in mobility over time and use of artificial ageing as a tool in environmental impact assessment. *Environmental Pollution*; 124(2): 291-305.
- Lacroix G. L., et Townsend D. R., 1987. Responses of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) to episodic increases in acidity in Nova Scotian rivers. *J. can. sci. hal. aquat.* 44: 1475-1484.
- Lalèyè P., 1995. Comparative ecology of two species of Chrysichthys, Siluriform fish (Claroteidae) from the lagoon complex lake Nokoué-lagoon of Porto-Novo in Benin. Doctoral thesis Sciences, Univ. Liège (Belgium), 152 p. Library FSA / UNB, BP 526, Cotonou, Benin.
- Lalèyè P., Chikou A., Philippart J.C., Teugels G., Vandewalle P., 2004. study of the ichthyological diversity of the Ouémé river basin in Benin (West Africa). *Cybium*, 28(4): 329-339. DOI: <http://sfi.mnhn.fr/cybium/numeros/2004/284/05>.
- Lane T.W., et Morel F.M.M., 2000. A biological function for cadmium in marine diatoms. "Proceedings of the National Academy of Sciences 97(9): pp.4627-4631.
- Langston W.J., et Spence S.K., 1995. Biological factors involved in metal concentration observed in aquatic organisms. *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*. John Wiley & Sons. Chichester: 407-478.
- Langstone W. J., Burt G. R., et Pope N. D., 1999. *Estuarine, coastal and shelf science*, 48: 519-540.
- Lantzy R.J., et Mc Kenzie F. T., 1979. Atmospheric trace metals: global cycles and assessment of man's impact. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 43: 511-523
- Larson A., Benglsson B. E., et Svanberg O., 1975. Some hematological and biochemical effects of cadmium of fish. In: effects of pollution on aquatic organisms. A.P.M Lockwood. Ed Cambridge uni.Press: 35-47.
- Larson et Buswell., 1942. Calcium, carbonate saturation index and alkalinity interpretations Larson & Buswell - J.A.W.W.A, 1942.
- Lau S. S., Chu L. M., 1999. Contamination release from sediment in a coastal wetland. *Wat Res*; 33(4): 909-918.
- Lauwerys R., Haufroid V., Hoet., et Lison D., 2007. Toxicologie industrielle et intoxications professionnelles. Elsevier Masson SAS, Paris. <http://hdl.handle.net/2078.1/201740>.
- Lazzarotto J., et Rapin F., 2008. Évolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique. Programme quinquennal 2006-2010. Campagne 2007, 31-55.
- Le Goff F., et Bonnomet V., 2004. Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. Ministère de l'Écologie et du Développement Durable. Direction des Risques Chroniques Unité « Evaluation des Risques Ecotoxicologiques »

- Legrand L., et Poirier G., 1976. Chimie des Eaux naturelles - L.Legrand & G.Poirier - Eyrolles, 1976.
- Lesel R., 1980. Détritiques et décomposeurs dans les écosystèmes aquatiques. In R. Billard, La pisciculture en Etang, INRA, Publ. Paris, 31-36.
- Lesven L., Lourino-Cabana B., Billon G., Recourt P., Ouddane B., Mikkelsen O., et Boughriet A., 2010. On metal diagenesis in contaminated sediments of the deûle river (northern France). *Applied Geochemistry*; 25(9): 1361-1373.
- Lévêque C., 1994. Biodiversity of African fish. In: Biological diversity of freshwater and brackish African fish. Geographical syntheses (Teugels G.G., Guegan J.F. & Albaret J.J., Eds). *Ann. Mus. Roy. Afr. Centr. Sci. Zool.*, Tervuren, 275.
- Lévêque C., 1996. Ecosystèmes aquatiques. Les fondamentaux, Hachette (pp. 160). ISBN 2-01-14-51264.
- Lewis T. E., Yuan S., et Huang A., 1990. Calmodulin concentration in mucus of rainbow trout, *Salmo gairdneri*, exposed to combinations of acid, aluminum and calcium. *Environ. Contam. Toxicol.* 44: 449-455.
- Liechti P., Frutiger A., et Zobrist J., 2004. Informations concernant la protection des eaux. Méthodes d'analyse et d'appréciation des cours d'eau en Suisse. Edit : Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage. 48p
- Linde A. R., Klein D., Summer K. H., 2005. Phenomenon of hepatic overload of copper in *Mugil cephalus*: role of metallothionein and patterns of copper cellular distribution. *Basic. Clin. Pharmacol. Toxicol.* 97, 230-235.
- Lions J., 2004. Étude hydrogéochemique de la mobilité de polluants inorganiques dans des sédiments de curage mis en dépôt : expérimentations, étude in situ et modélisations. Thèse, École Nationale Supérieure des Mines de Paris.
- Loué A., 1993. Oligo-éléments en agriculture. Ed. Nathan, 45-177.
- Lu X. W., Wang L. J., Li L. Y., Lei K., Huang L., and Kang D., 2010. Multivariate statistical analysis of heavy metals in street dust of Baoji, NW China. *Journal of Hazardous Materials*, 173(3), 744-749. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.001>.
- Lu X., Wang L., Li L. Y., Lei K., Huang L., et Kang D., 2010. Multivariate statistical analysis of heavy metals in street dust of Baoji, NW China. *Journal of Hazardous Materials*, J Hazard Mater 173: 744-749. Doi. 10.1016/j.jhazmat.2009.09.001.
- Lydia L., Christelle R., Otavio G., et Fabienne B., 2007 Répartition des métaux lourds dans les différentes fractions des sédiments marins : influence de la protection cathodique Influence of cathodic protection on heavy metals' partitioning in marine sediments. *Comptes Rendus Geoscience* Volume 339, Issue 1, January 2007, Pages 31-39. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2006.10.004>
- Mabuchi M., 2006. Fiche technique sur le SIBE (H9) Dayet Erroumi. Centre National d'Echange d'Informations sur la Biodiversité du Maroc, Convention sur la Diversité Biologique. https://ma.chm-cbd.net/manag_cons/esp_prot/sibe_ma/sibe_cont_hum/dayet-er-roumi-h9-./sibe_h9.
- Mac Farlane G. R., et Burchett M. D., 2000. Cellular distribution of Cu, Pb and Zn in the grey mangrove, *Avicennia marina* (Forsk) Vierh. *Aquatic Botany*; 68: 45-59.
- Mac kenzie A., Ball, S. A., Virdee S., 2000. L'essentiel en écologie. Ed. Berti, Algérie, 400p.
- Maglione G., 1969 – Première données sur le régime hydrogéochemique des lacs permanents du KANEM (Tchad). *Cah. O.R.S.T.O.M.*, sér. Hydrobiol., vol. III, n° 1, 1969. 121-141p.
- Maitland P. S., 1995. The conservation of freshwater fish: Past and present experience. *Biol. Conserv.*, 72: 259-270.
- Makhoukh M., Sbaa M., Berrahou A., et Clooster M. VAN., 2011. Contribution à l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'oued Moulouya (Maroc oriental). *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n° 09, Décembre 2011, pp. 149-169

- Mama D., Chouti W., Alassane A., Changotade O., Alapin F., et Boukari M., 2011. Dynamic study of major elements and nutrients in the waters of the Porto-Novo lagoon (South-Benin). *Int J. Chem. Sci* 5 (3):1278-1293.
- Manish K., Ramanathan A., Rao M. S., et Kumar B., 2006. Identification et évaluation des processus hydrogéochimiques dans l'environnement des eaux souterraines de Delhi, en Inde. *Environmental Geology*, 50(7), 1025-1039. <https://doi.org/10.1007/s00254-006-0275-4>.
- Marchand M., et Kantin R., 1997. Les métaux traces en milieu aquatique. *Océanis*23(4):595-629.
- Marchand M., et Martin U. L., 1985. Détermination de la pollution chimique (hydrocarbures, organochlorés et métaux) dans la lagune d'Abidjan (Côte-d'Ivoire) par l'étude des sédiments. *Océanogr.trop.*, 20 : 1-90.
- Marchand P., Albéric E., Lallier-Vergès F., et Baltzer., 2006. Distribution and characteristics of dissolved organic matter in mangrove sediments pore waters along the coastline of French Guiana *Biogeochemistry*, 81 (2006), pp. 59–75
- Margalef R., 1958. Information theory in ecology. *Gen. Syst.* 3, 3671.
- Margalef R., 1967. Some concepts relative to the organization of plankton. *Océanogr. Mar. Biol.*, 5, 257-289
- Martin J. M., Whitfield M., 1983. The significance of the river input of chemical elements to the ocean. In *Trace metals in sea water*. Wong, C.S., Boyle, E., Bruland, K.W., Burton, J.D. and Goldberg, E.D. Eds. New York: Plenum, pp265-296.
- Martinez A. R., 1975. Coastal hydrological and meteorological study. Page 100-157 in *Coastal fisheries project report*. Texas Parks and Wildlife Department, Austin.
- Matobola J. M., 2013. Biogeochemistry of micro-pollutants in sediments of Mtoni estuary, Tanzania. M. Sc. Thesis; University Brussel.
- Maxwell S.E., Delaney H.D., et Dill C.A., 1984. Another look at ANOVA versus blocking. *Psychological Bulletin*, 95, 136-147.
- McCoy T. J., Keil K., Bogard D. D., Garrison D. H., Casanova I., Lindstrom M. M., Brearley A. J., Kehm K., Nichols R. H. Jr., and Hohenberg C. M., 1995. Origin and history of impact-melt rocks of enstatite chondrite parentage. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 59, 161–175.
- MCEF., 1994. Ministère Chargé des Eaux et Forêts, Etude sur les aires protégées.
- McKenzie R.M., 1980. The adsorption of lead and other heavy metals on oxides of manganese and iron. *Australian Journal of Soil Research*; 18: 61-73.
- McKinney M.L., 2002. Urbanisation, biodiversité et conservation. *BioScience*, Volume 52, Issue 10, October 2002, Pages 883–890, [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2).
- Mekaoussi N., 2014. Comportement des éléments chimiques dans les eaux de surface de Hammam Debagh (est Algérien). Mémoire de Magister, Université de Batna (Algérie), 2014, 126 p.
- Melghit M., 2012. Qualité physico-chimique, pollution organique et métallique des compartiments Eau /Sédiments de l'oued Rhumel, et barrages Hammam Grouz et Beni Haroun. Université Mentouri de Constantine ; Mémoire de Magistère en Ecologie. 175p.
- MEO (ministère de l'Environnement de l'Ontario), 1988. Scientific criteria document for development of provincial water quality objectives and guidelines - Aluminum. Water Quality Management Working Group I du ministère de l'Environnement de l'Ontario. Imprimeur de la Reine pour l'Ontario. Log 88-2330-041. PIBS 1026
- MEO., 1993. Le Ministère de l'Environnement de l'Ontario a développé des valeurs guides de qualité des sédiments pour les sédiments continentaux.
- MEQEC., 2006. Critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments au Québec. Le Centre Saint-Laurent, le Ministère de l'Environnement du Québec et Environnement Canada (MEQEC).

- Merhi M., 2008. Etude de l'impact de l'exposition à des mélanges de pesticides à faibles doses : caractérisation des effets sur des lignées cellulaires humaines et sur le système hématopoïétique murin. Thèse de Doctorat, Université de Toulouse.
- Mermut A.R., Padmanabham E., Eswaran H., et Dasog G. S., 1996. Pedogenesis. (Eds. N. Ahmad and A. Mermut), pp.3-22, 'Vertisols and Technologies for Their Management', (Developments in Soil Science, Elsevier: Amsterdam.
- Meybeck M., 1998. Surface water quality: global assessment and perspectives .In International conference on world water resources at the beginning of the 21 century (UNESCO, Paris, 3-6 June1998). Zebidi-UNESCO (ed) Paris, pp.173-185.
- Meyer J. L., Paul M. J., et Taulbee W. K., 2005. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society* 24: 602-612.
- Micak N., 2001.Total and organic lead distribution in water, sediment and organism from the eastern. Adriatic coast. Chemical speciation and bioavailability.
- Michael E., Tipping T., christopher M., et Bishop B., 1999. Probabilistic principal component analysis microsoft research.
- Michard G., 1989. Equilibres chimiques dans les eaux naturelles .Collection sciences et Techniques.
- Michel P., 1972. Mesure de la demande chimique en oxygène dans l'eau de mer. *Rev. Trav. Inst. Pêches marit.*, 36 (3), 1972, p. 361-365.
- Miller J., et Orbock Miller S., 2007. Sediment-Trace Metal Interactions. In: *Contaminated Rivers: an overview*, 33-67.
- Miller J. R. G., 1997. *Beyond ANOVA: Basics of Applied Statistics* (1st ed.). Chapman and Hall/CRC. <https://doi.org/10.1201/b15236>.
- Milner M. J., and Kochian L. V., 2008. Investigating heavy metal hyperaccumulation using *Thlaspi caerulescens* as a model system. *Annals of Botany*. 102(1), 3-13.
- Ministère du Développement Durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MDDELCC)., 2015. "Le réseau de surveillance volontaire des lacs- Les méthodes. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/eau/rsvl/ methodes .htm>
- Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs (MDDEFP)., 2013. Critères de qualité de l'eau de surface. Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement: 510.
- MIQUEL G., 2001. Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques n° 2978 pp 365.
- Mohan S. V., Nithila P., and Reddy S. J., 1996. Estimation of Heavy Metal in Drinking Water and Development of Heavy Metal Pollution Index. *Journal of Environmental Science and Health.*, 31(2): 283-289. <https://doi.org/10.1080/10934529609376357>.
- Mohiuddin K.M., Otomo K., Ogawa Y., et Shikazono N., 2012. Distribution saisonnière et spatiale des éléments traces dans l'eau et les sédiments de la rivière Tsurumi au Japon. *Journal of Environmental Monitoring and Assessment*, 184 (1), 265-279. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-1966-1>.
- Monna F., 2008. Cycles biogéochimiques des éléments traces métalliques aux interfaces de l'environnement. Thèse de doctorat : Sciences de la terre et de l'environnement : université de Bourgogne, 181 p.
- Moore J.W., et Ramamoorthy S., 1984. *Heavy Metals in Natural Waters: Applied Monitoring and Impact Assessment*. Springer-Verlag, New York, pp. 58-76.
- Moreau J., Arrignon J., et Jubb R. A., 1988. Les introductions d'espèces étrangères dans les eaux continentales africaines. Intérêt et limites. In: Lévêque C., Burtton M.N., et sentongo G.W. (éds). *Biologie et écologie des poissons d'eau douce africains*. Orstom, Travaux et documents, 216 : 395-425.

- Morel F. M. M., 1983. Principles of aquatic chemistry: New York, Wiley-Intersciences, 301p.
- Morris J. R., 1975. The distribution of heavy metals and pH in the surficial sediments of Nelson Lake and ecological implications. Ottawa, Ontario Ministry of Natural Resources, Air Research Branch, 28 p.
- Mount D. R., Swanson M. J, Breck J. E., Farag A. M., et Bergman H.L., 1990. Responses of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) fry to fluctuating acid, aluminum, and low calcium exposure. *J. can. sci. hal. aquat.* 47: 1623-1630.
- Mouslih M., 1987. Introduction de poissons et d'écrevisses au Maroc. *Rev. Hydrobiol. Trop.*, 20(1):65-72.
- Müller G., 1981. The heavy metal pollution of the sediments of Neckars and its tributary: a stock taking. *Chemical Zeitung*, 105, 157-164
- Nabi N. K., et Aouaragh R., 1992. Pollution de l'environnement connaissances et contrôles. Ingéniorat d'Etat en Chimie Industrielle, Univ, des Sciences et de la Technologie d'Oran: 102 p
- Naidu R., Krishnamurti G. S. R., Smith L. H., 2000. Method for assessing plant-available cadmium in soils. *Aust J Soil Res*; 38: 823-836.
- Nakhle K F., Cossa D., Khalaf G., Beliaef f. B., 2005. *Brachidontes variabilis* and *Patella* sp. As quantitative biological indicators for cadmium, lead and mercury in the Lebanese coastal waters. *Environment Pollution* vol142, issue1: 73-82
- Nassogne A., 1970. Rôle des Invertébrés marins dans le cumul et le transport des radionucléides. *Rev. Intern. Oceanogr. Med.*, 20: 79-99.
- Neely R. N., Neimanis V.P., et Dwyer L., 1979. *Water Quality Sourcebook*, a guide to water quality parameters, Environnement Canada, Ottawa, 88 p.
- Neff J. M., 2002. *Bioaccumulation in Marine Organisms: Effect of contaminants from oil well produced water*. Elsevier Sciences Publishers, Amsterdam.
- Newman M.C., et Jagoe C.H., 1994. Ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments, in L. Hamelick, P. F. Bergman, H. L. Bergman, and W. H. Benson, eds., *Bioavailability: physical, chemical and biological*
- NF EN ISO 5667-1., 2007. *Qualité de l'eau - Échantillonnage - Partie 1: lignes directrices pour la conception des programmes et des techniques d'échantillonnage*, juillet 2007
- NF EN ISO 5667-3., 2018. *Qualité de l'eau – Echantillonnage – Partie 3: Lignes directrices pour la conservation et la manipulation des échantillons d'eau* », Juin 2018
- NF ISO 15587-2., 2002. *Qualité de l'eau - Digestion pour la détermination de certains éléments dans l'eau - Partie 2 : digestion à l'acide nitrique*.
- NF ISO 5725-4., 1994. *exactitude (justesse et fidélité) des résultats et méthodes de Mesure - partie 4 : méthodes de base pour la détermination de la justesse d'une méthode de mesure normalisée*.
- NF T-90 210., 2009. *protocole d'évaluation initiale des performances d'une méthode dans un laboratoire*.
- Nisbet M., et Verneaux J., 1970. Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition des classes en tant que base d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de limnologie*. 6 (2): pp 161-190
- NM ISO 5667-15., 2012. *Guidelines for the preservation and processing of sludge and sediment samples*.
- Nobi E. P., Dilipan E., Thangaradjou T., Sivakumar K., et Kannan L., 2010. Geochemical and geo-statical assessment of heavy metal concentration in the sediments of different coastal ecosystems of Andaman Islands, India. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*; 87: 253-264.
- Noppe K., 1995. Contamination métallique des sédiments des cours d'eau du bassin Artois-Picardie et son impact sur la contamination des chairs et des foies de poissons. *DEA Hydrologie*,

- Hydrogéologie, Géostatistiques et Géochimie 1995 -1996, Laboratoire de Géologie Appliquée. Université Pierre et Marie Curie – Paris.
- Norstrom R. J., Letcher R. J., 1996. Role of biotransformation in bioconcentration and bioaccumulation. Annex I. Dans: Biotransformation in environmental risk assessment; a SETAC Workshop Noordwijkerhout, the Netherlands, 28 April-1 May 1996. Sijm D.T.H.M., de Bruijn J., de Voogt P. & de Wolf W. Editions 1997. 130p
 - Nowak C., Mossmann J. R., Saada A., 2003. Etat des connaissances sur l'atténuation naturelle : mécanismes et mise en oeuvre. Rapport final BRGM/RP-51960-FR, 97.
 - NRCC., 1981. Teneurs des métaux admissibles pour les poissons selon le conseil de recherche national (NRC) canadien ,1981. Effects of Heavy metals in the Canadian environment. NRCC, Comité associé pour les critères scientifiques de qualité de l'environnement.
 - Nriagu J.O., 1974. Lead orthophosphates—IV Formation and stability in the environment. *Geochimica and cosmochimica acta*.
 - Nriagu J.O., 1996. A History of Global Metal Pollution, *Science*, Vol. 272, No. 5259 (April 12, 1996), p. 223.
 - OCDE. 1981. Ligne directrice 452. Études de toxicité chronique. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques - Organisation de coopération et développement économiques, Paris.
 - OCDE, 1984. Essai n°202: *Daphnia sp*, Essai d'immobilisation immédiate et Essai de reproduction. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques.
 - OCDE, 1984, 1992. Essai n°203 : Poisson, essai de toxicité aiguë. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques.
 - OCDE, 2006. Essai n° 201: Algues d'eau douce et cyanobactéries, essai d'inhibition de la croissance, Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2, Éditions OCDE, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264069930-fr>.
 - Ogale S.S., and Deobagkar D.N., 1988. A high molecular weight plasmid of *Zymomonas mobilis* harbours genes for HgCl₂ resistance. *Biotechnol. Lett.* 1988, 10, 43-48.
 - OMS-IPCS., 1998. Environmental Health Criteria n°200: copper, World Health Organisation, International Programme on chemical safety.<http://www.inchem.org/fulltest.htm>.
 - Organisation Mondiale de Santé (O.M.S.), 1980. Les micropolluants dans les sédiments fluviaux. Rapports et études EURO 61, Copenhague : O.M.S. Bureau régional de l'Europe, 88 p.
 - Osán J., Kurunzi S., Török S., et Van Grieken R., 2002 .X-ray analysis of riverbank sediment of the tizza (hungary) : identification of particles from a mine pollution event. *Spectrochimica Acta Part B Atomic Spectroscopy*; 57(3): 9-15.
 - Osman A.A., et Kelderman P., 2007. Effect of redox potential on heavy metal binding forms in polluted canal sediments in delft (the Netherlands). *Water Research*; 41(18): 4251-4261.
 - Ouattara A., 2000. Premières données systématiques et écologiques du phytoplancton du lac d'Ayamé (Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, Leuven, Belgique, 226p.
 - Ouddane B., Abbasse G., Halwani J., Fischer J. C., 2004. Determination of metal partitioning in porewater extracted from the Seine river estuary sediments (France). *Journal of Environmental Monitoring*; 6: 1-12.
 - Ougrad I., Ellassassi Z., Rezouki S., Elbouch M., Bourhia M., Ali G. A. M., Ouahmane L., Salamatullah A. M., Aboul-Soud M. A. M., et Giesy J. P., 2022. Physicochemical Characterization and Assessment of Magnitude of Pollution to Contribute to Water Sustainability. *Sustainability* 2022, 14, 6689. <https://doi.org/10.3390/su14116689>.
 - Palmer R.E., Klauda R.J., et Lewis T. E., 1988. Comparative sensitivities of bluegill, channel catfish and fathead minnow to pH and aluminum. *Environ. Toxicol. Chem.* 7: 505-516.

- Pandelova M., Henkelmann B., Roots O., Simm M., Järv L., Benfenati E., et Schramm K. W., 2008. Levels of PCDD/F and dioxin like PCB in Baltic fish of different age and gender. *Chemosphere*, 71: 369-378.
- Parizi H.S., et Samani N., 2013. Évolution géochimique et évaluation de la qualité des ressources en eau dans la zone de la mine de cuivre de Sarcheshmeh (Iran) en utilisant des techniques statistiques multivariées. *Environmental Earth Sciences*, 69 (5), 1699-1718. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-2005-4>.
- Parkhurst B.R., 1987. A comparison of laboratory and in situ bioassays for evaluating the toxicity of acidic waters to brook trout. A dissertation submitted to the Department of Zoology and Physiology. Université du Wyoming. Laramie, Wyoming.
- Patric et Loutit., 1978. Passage of metals to freshwater fish from their food. *Water Res.* 12, 395-398p.
- Patterson D. G. Jr., Wong L. Y., Turner W. E., Caudill S. P., Dipietro E. S., et McClure P. C., 2009. Levels in the U.S. population of those persistent organic pollutants (2003–2004) included in the Stockholm Convention or in other long range transboundary air pollution agreements. *Environ Sci Technol* 43(4):1211–1218.
- Pédro G. and Delmas A. B., 1970. Les principes géochimiques de la distribution des éléments traces dans les sols. *Ann. Agron.*21(5), 483-518.
- Péna G., et Picot B., 1991. Métaux traces dans les sédiments d'une lagune méditerranéenne : l'étang de Thau. *Oceanologica Acta*, 15 (5), p.459-472.
- Peterson G. S., Ankley G. T., Leonard E. N., 1996. Effects of bioturbation on metal-sulfide oxidation in surficial freshwater sediments. *Environ Toxicol Chem* 15: 2147-2155.
- Peterson R. H., Bourbonnière R.A, Lacroix G.L., Martin-Robichaud D.J., Takats P., et Brun G., 1989. Responses of Atlantic salmon (*Salmo salar*) alevins to dissolved organic carbon and dissolved aluminum at low pH. *Water Air Soil Pollut.* 46: 399-413.
- Pettyjohn W. A., 1972. Water quality in a stressed environment n.Burgues Publishing Co.MN. Système général harmonisé de classification et d'étiquetage des produits .Par United Nations 9 mai 2009 p 537.
- Phelan J. M., Finnegan D. L., Ballantine D. S., Zoller W. H., Hart M.A., et Moyers J., 1982. Airboneaerosls measurements in the quiescent plume of Mount St. Helen in September, 1980. *Journal of Geophysics Research*, 90(1093-1096)
- Phippen B., et Horvath C., 1998. Review of literature pertaining to aquatic toxicity of aluminum. BWP Consulting. 1 p.
- Picot A., 2002. Expert europeen de toxicologie. Le trio mercure,Plomb, cadmium.Les metaux lourds : de grands toxiques.
- Pielou E. C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.* 13, 131–144.
- Piou S., Bataillard P., Laboudigue A., Férard J. F., et Masfaraud J. F., 2009. Changes in the geochemistry and ecotoxicity of a zn and cd contaminated dredged sediment over time after land disposal. *Environmental Research*; 109: 712-720.
- Poole R.K., et Gadd G.M., 1989. *Metal-Microbe Interactions*, IRL Press, Oxford.
- Pope G., 1989. Effets des facteurs biotiques et abiotiques sur la structure et les relations trophiques des communautés planctoniques et benthiques : revue des hypothèses. Institut Maurice-Lamontagne. Mont-Jol. Quebec. 72p.
- Pourriot R., 1977. Rotifères. *Arch. Hydrobiol. Ergbn. Limnol.* Vol 8. 219-244p.
- Power E.A., et Chapman P.M., 1992. Assessing sediment quality. In Burton, GAJ (Eds). *Sediment Toxicity Assessment*, Lewis, Chelsea, MI, USA. 1-18.

- Prasad B., and Sangita K., 2008. Heavy Metal Pollution Index of ground water of an abandoned open cast mine filled with Fly Ash: A Case Study. *Journal Mine Water and the Environment.*, 27: 265–267. <https://doi.org/10.1007/s10230-008-0050-8>.
- Prasad B., et Bose J.M., 2001. Evaluation of the heavy metal pollution index for surface and spring water near a limestone mining area of the lower Himalayas. *Environ Geol.* 41: 183–188.
- Priadi C. R., 2010. Caractéristique des phases porteuses: métaux particuliers en Seine. Thèse de Doctorat; Université Paris Sud 11, France.
- Price N. M., et Morel F. M. M., 1990. Cadmium and Cobalt substitution for Zinc in a marine diatom. *Nature* 344(6267): 658-660.
- Prosi F., 1981. Heavy metals in aquatic organisms. In: Forstner, U. and Wittman, G. T. W. *Metal pollution in the aquatic environment.* Springer-Verlag, Berlin
- Prowse G. A., et Talling J. F., 1958. The seasonal growth and succession of plankton algae in the White Nile. *Limnology and Oceanography.* 3: 222-238p.
- Qin F., Shan X. Q., et Wei B., 2004. Effects of low-molecular-weight organic acids and residence time on desorption of Cu, Cd, and Pb from soils. *Chemosphere*; 57(4): 253–263.
- Quantin C., 2001. Incidence de la biodégradation des matières organiques sur le devenir des métaux et des contaminants organiques dans un sol nickelifère et un sédiment de rivière. Thèse de Doctorat, Université Henry Poincaré -Nancy I, France. 251p
- Radakovitch O., Roussiez V., Ollivier P., Ludwig W., Grenz C., Probst J. L., 2008, Input of particulate heavy metal from rivers and associated sedimentary deposit on the Gulf of Lion continental shelf, *Estuarine Coastal and shelf Science*, 77, 285-295
- Rainbow P. S., 2007. Bioaccumulation des métaux traces : modèles, disponibilité métabolique et toxicité. *Journal of Environment International*, 33(4), 576 -582. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.05.007>.
- Ram R. N., et Sathyanesan A. G., 1983. Effects of mercuric chloride on the reproductive cycle of the teleostean fish *Channa punctatus*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 30: 24-27.
- Ramade F., 1992. Précis d'écotoxicologie. Masson, 300 p.
- Ramade F., 1998. Dictionnaire encyclopédique des Sciences de l'Eau. Ed. Ediscience International, Paris. 800 p
- Ramade F., 2000. Dictionnaire encyclopédique des pollutions. Ed. Ediscience International, Paris. 690 p.
- Ramade F., 2002. Elément d'écologie, écologie appliquée. Ed. Dunod, France, 864 p.
- Rasmussen A.D., et Andersen O., 1999. Cadmium transfer between water and sediments studied in laboratory experiments and with a computer model. *Bull Environ Contam Toxicol*; 63: 720-727
- Renholdt R., 1976. Distribution of selected metals in tissue samples of carp, *Cyprinus carpio*, *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, vol.15, n 3, p.374-377
- Reynolds C.S., 1984. Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. *Freshw. Biol.*, 14(2): 111-142.
- Reza R., and Singh G., 2010. Heavy Metal Contamination and Its Indexing Approach for River Water. *International Journal of Environmental Sciences Technology.*, 7:785-792. <https://doi.org/10.1007/BF03326187>.
- Ribera D., Labrot F., et Tisnerat G., 1996. Uranium in the environment: occurrence, transfer, and biological effects. *Reviews in Environmental Contamination and Toxicology*; 146: 53-89.
- Ribeyre F., et Boudou A., 1989. Fish as « Biological Model » for experimental studies in ecotoxicology. In *Aquatic Ecotoxicology: Fundamental concepts and Methodologies volume II.* Boudou A., Ribeyre F. Eds. (1989), CRC Press, 314p.
- Robbins W. H., et Mac Crimmon H. R., 1974. The Black bass. In: *America and Overseas, Biomangement Research, Ent., Sault Ste. Marie, Ontario.* 196 pp.

- Robinson W.R., Peters R.H., et Zimmerman J., 1983. The effects of body size and temperature on metabolic rate of organisms. *Canadian Journal of Zoology*, 61: 281-288.
- Rodier J., 1984. L'analyse de l'eau (eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer), 7th ed., p. 177. Dunod Edition, Paris, France.
- Rodier J., 1996. L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer, chimie, physico-chimie, bactériologie. 7^{ème} Edt : DUNOD. 1080p
- Rodier J., Bazin C., Broutin J.P., Chambon P., Champsaur H., Rodi L., 2005. L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, chimie, physico-chimie, microbiologie, biologie, interprétation des résultats. Ed. Dunod, Paris, 1384 p.
- Rodier J., Legube B., et Coll., 2016. L'analyse de l'eau Dunod, 10^e édition.
- Rodier J., Legube B., et Merlet N., 2009. L'analyse de l'eau, 9^{ème} édition, Ed. Dunod, 1579p.
- Rohasliney H., Tan H.S., Noor M., Zuhartini M.D., Tan P.Y., 2014. Determination of Heavy Metal Fishes from the lower reach of Kelantan River, Kelantan, Malaysia. *Tropical Life Sciences, Research*. 25: 21-39.
- Roméo M., Dellali M., Gharbi-Bouraoui S., et Gnassia-Barelli M., 2006. Responses of Hexaplex (Murex) trunculus to selected pollutants. *Science of the Total Environment*. 359, 135-144.
- Ron van der Oost., Jonny Beyer., Nico P. E. V., 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review article. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13: 57-149.
- Ross S., 2001. Gouvernement du Québec, ministère de la faune et des parcs, direction régionale du Bas-Saint-Laurent, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune.
- Roux M., Servant-Vildary S., et Servant M., 1991. Inferred ionic composition and salinity of a Bolivian quaternary lake, as estimated from fossil diatom flora in the sediments. *Hydrobiologia*; 210: 3-18.
- Rubio B., Nombela M.A., et Vilas F.M., 2000. Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain) : an assessment of metal pollution, Vigo, Espagne, *Metal Poll. Bulletin*, 40, 11, pp. 968-969. DOI : 10.1016/S0025-326X(00)00039-4.
- Ryding S.O., et Rast W., 1994. Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs, *Sciences de l'Environnement* 9, Edition 1994, Masso.
- Sadler K., et Lynam S. 1988. The influence of calcium on aluminum induced changes in the growth rate and mortality of brown trout, *Salmo trutta* L. *J. Fish Biol.* 33: 171-179.
- Sahli L., El Hadeff-El Okki M., Afri-Mehennaoui F. Z., 2014. Utilisation d'indices pour l'évaluation de la qualité des sédiments : cas du bassin Boumerzoug (Algerie). *European Scientific Journal*. 10 (35): 333-343.
- Salomons W., Mook W. G., 1980. Biogeochemical processes affecting metal concentrations in lake sediments (IJsselmeer, The Netherlands). *Science of the Total Environment*, 16, 217-229.
- Salvarredy M., 2008. Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers : Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. Thèse de doctorat, Univ. Toulouse, 379 p.
- Sane S., 2006. Contrôle environnemental de la production primaire du lac de Guiers au Nord du Sénégal. Thèse de Doctorat de 3^{ème} cycle. Université Cheikh Anta Diop – Dakar. 187p.
- Santé Canada (SC)., (1990). Le Baryum. In SC. Site de Santé de l'environnement et du milieu de travail : Qualité de l'eau - Rapports et publications, [En ligne]. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/barium-Baryum/barium-Baryum-fra.pdf (Page consultée le 7 décembre 2010).
- Saulnier I., et Mucci A., 2000. Trace metal remobilization following the resuspension of estuarine sediments: Saguenay Fjord, Canada. *Applied Geochemistry*, 15 (2): 203-222.

- Sauriau P. G., et Guillaud J. F., 1984. Qualité des eaux. Rapport de synthèse de l'APEEL tome II, 104 p
- Sayad A., 2005. Essai d'évaluation de la dégradation de Dayet Aoua (Moyen Atlas, Maroc). Mémoire de DESA, université Ibn Tofail, faculté des Sciences, Kénitra.
- Schindler D. W., 1988. Effect of acid rain on freshwater ecosystems. *Science*.239: 149-157
- Schuermann G., et Markert B., 1998. *Ecotoxicology, Ecological Fundamentals, Chemical Exposure, and Biological Effects*. John Wiley & Sons Inc. and Spektrum Akademischer Verlag, 900.
- Serpaud B., Al Shukry R., Casteignau M., et Matejka G., 1994. Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau: rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. *Journal of Water Science*, Volume 7, numéro 4 : p. 343-365
- Service de l'Eau (Sevesc), 2013. Qualité de l'eau potable en sortie de l'usine de traitement d'eau potable de Versailles et Saint Cloud, 11p.
- Séverine L., 2012. Transfert de polluants au sein d'un ouvrage de traitement des eaux issues du ruissellement urbain - Mise au point d'un procédé de traitement complémentaire. Génie des procédés. Ecole des Mines de Nantes. Français. NNT : 2011EMNA0012.
- Shannon C.E., 1948. A mathematical theory for communication. *Bell Syst.Tech. J.* 27 379-423 et 623-656.
- Sheoran A. S. and Sheoran V., 2006. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Eng.* 19(2), 105-116.
- Silvestre F., et Trausch G., 2005. Hyper-osmoregulation capacity of the Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) exposed to cadmium; acclimation during chronic exposure. *Comparative Biochemistry and Physiology -Part C* 140, 29-37.
- Sindayigaya E., van Cauwenbergh R., Robberecht H., and Deelstra H., 1994. Copper, Zinc, manganese, iron, lead, cadmium, mercury and arsenic in fish from Lake Tanganyika, Burundi. *Sci. Total. Environ.*, 144, 103-115.
- Singh G. and Rakesh K.K., 2016. Heavy Metal Contamination and Its Indexing Approach for Groundwater of Goa Mining Region, India. *Applied Water Sciences.*, 7:1479-1485. <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0430>.
- Singh K., et Singh N.B., 2014. Evaluation of heavy metals loading of river Ganga in Gazipur India. *Int. J. Chem. Sci.* 12(1), 191-198.
- Sittig M., 1985. *Handbook of Toxic and Hazardous Chemicals and Carcinogens*, 2 édition (Park Ridge, New Jersey, Noyes Data Corporation).
- Sivaperumal P., Sankar T.V., et Viswanathan P.G., 2007. Heavy metal concentrations in fish, shellfish and fish products from internal markets of India vis-a-vis international standards. *Food Chemistry*, 102 (3) 612-620.
- Soares H.M.V.M., Boaventura R.A.R., Machado A.A.S.C., et Esteves da Silva J.C.G., 1999. Sediments as monitors of heavy metal contamination in the Ave river basin (Portugal) : multivariate analysis of data, *Env. Poll.*, 105, 3 , pp. 311-323.
- Soegianto A., et Trilles J.P., 1999. Impact of cadmium on the structure of gills and epipodites of the shrimp *Penaeus japonicus* (Crustacea: Decapoda). *Aquatic Living Resources* 12, 57-70.
- Somero G.N., Chow T.J., Yancey P.H., et Snyder C. B., 1977. Lead accumulation in tissues of the estuarine teleost fish. (*Gillichthys mirabilis*): salinity and temperature effects. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 6:337-348
- Spencer K.L., et MacLeod C.L., 2002. Distribution and partitioning of heavy metals in estuarine sediment cores and implications for the use of sediment quality standards. *Hydrology and Earth System Sciences*; 6 (6): 989-998.
- Sposito G., 1989. *The chemistry of soils*. Oxford, Oxford University Press. 277p.

- Sprovieri M., Feo M.L., Prevedello M.L., Manta D.S., Sammartino S., Tamburrino S., et Marsella E., 2007. Heavy metals, HAPs and PCB in surface sediments of the Naples harbor (Southern Italy). *Chemosphere*; 67: 998-1009.
- Srarfi F., Tagourti M.A., Tlig S., et Slim Shimi N., 2010. Influence de la séparation granulométrique sur la composition des sédiments en métaux lourds de la lagune de Bizerte (Tunisie). *Communication sciences et technologie*, N°8 janvier 2010.
- Sturner R.W., Chrzanowski T.H., Elser J.J., et George N.B., 1995. Sources of nitrogen and phosphorus supporting the growth of bacterio- and phytoplankton in an oligotrophic Canadian shield lake. *Limnol. Oceanogr.* 40(2) : 242-249p
- Stinson M.D., et Eaton D.L., 1983. Concentrations of lead, cadmium, mercury and copper in the crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) obtained from a lake receiving urban runoff. *Arch Environ Contam Toxicol* 12:693–700.
- Storelli M.M., Giacomini-Stuffler R., Storelli A., et Marcotrigiano G.O., 2005. Accumulation of mercury, cadmium, lead and arsenic in swordfish and bluefin tuna from the Mediterranean Sea: A comparative study. *Marine Pollution Bulletin.* 50: 993-1018.
- Stumm W., et Morgan J.J., 1996. *Aquatic Chemistry*, 3rd edition. , Wiley-Interscience Publication, New York.
- Sunderman Jr., 1977. The metabolism and toxicology of nickel. In *Clinical chemistry and chemical toxicology of metals*, edited by S.S. Brown. Amsterdam, Elsevier
- Sures B., Siddall R., and Taraschewski H., 1999. Parasites as accumulation indicators of heavy metal pollution. *Parasitol Today* 15:16–21.
- Swanson F.J., Fredriksen R.L., and McCorison F.M., 1982. Material transfer in a western Oregon forested watershed. In *Analysis of coniferous forest ecosystems in the western United States*. R. L. Edmonds, ed. Hutchinson Ross Pub. Co., Stroudsburg, Pa. p. 233-266.
- Tahiri L., Bennasser L., Idrissi L., Fekhaoui M., El Abidi A., et Mouradi A., 2005. Contamination métallique de *Mytilus galloprovincialis* et des sédiments au niveau de l'estuaire de Bouregreg (Maroc). *Water Qual. Res. J. Canada*, 40, 1 : 111–119.
- Tanner C. C., 1996. Plants for constructed wetland treatment systems -- A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering* 7(1): 59-83.
- Taylor D. M., Bligh P. H. and Duggan M. H., 1962. The absorption of calcium, strontium, barium and radium from the gastrointestinal tract of the rat. *Biochem. J.* 83: 25.
- Tessier A., Campbell P.G.C., and Bisson M., 1980. Trace metal speciation in the Yamaska, and St. Francois River (Quebec). *Can. J. Earth Sci.*, 17, 90 – 105.
- Tessier A., Campbell P.G.C., et Carignan R., 1990. Influence du pH sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux. *T.S.M-L'EAU*, 1990, 69-73.
- Tessier A., Carignan R., Belzile N., 1994. Processes occurring at the sediment-water interface: emphasis on trace metals. In *Chemical and biological regulation of aquatic systems*. Edited by J. Buffle and R. De Vitre. Lewis Publishers, Boca Raton, Fla. p. 139-175
- Tessier E., 2012. Diagnostic de la contamination sédimentaire par les métaux/métalloïdes dans la rade de Toulon et mécanismes contrôlant leur mobilité. Thèse de doctorat en science. Université de Toulon, 292p.
- Thornton E., 1999. *Applied Environmental Geochemistry*, Academic Press, London, p 395.
- Tran N.T., 2009. Valorisation de sédiments marins et fluviaux en technique routière. Thèse, Université d'Artois.
- Tsui M.T.K., et Wang W.X., 2004. Temperature influences on the accumulation and elimination of mercury in a freshwater cladoceran, *Daphnia magna*. *Aquatic Toxicology*, 70(3): 245-256.
- U.S., 1976. United States environmental protection agency Washington, d.c. 20460.

- UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature)., 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-3. <https://www.iucnredlist.org>. ISSN 2307-8235.
- USFDA., 1993. Food and Drug Administration, Document d'orientation pour le nickel dans les coquillages DHHS/PHS/FDA/ CFSAN/ Office of Seafood, Washington DC.
- Van Damme A., Degryse F., Smolders E., Sarret G., Dewit J., Swennen R., et Manceau A., 2010. Zinc speciation in mining and smelter contaminated overbank sediments by exafs spectroscopy. *Geochimica et Cosmochimica Acta*; 74(13): 3707-3720.
- Varol S., et Davraz A., 2014. Évaluation de la qualité des eaux souterraines avec l'IQE (indice de qualité de l'eau) et l'analyse multivariée : une étude de cas de la plaine de Tefenni (Burdur/Turquie). *Environmental Earth Sciences*, 73(4), 1725-1744. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3531-z>.
- Veith G. D., Defoe D. L., et Bergstedt B. J., 1979. Measuring and estimating the bioconcentration factor of chemicals in fish. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 36, 1040-1048.
- Vernet J. P., Favarger P. Y., Dominik J., 1989. Chronological evolution of heavy metal contamination of Klingnau basin sediments (Aar watershed, Switzerland). In: J. P. Vernet (ed.): *Heavy metals in the environment*. CEP Consultants. Edinburgh, pp 234-238.
- Viale P., 1977. Ecologie des cétacés en Méditerranée nord-occidentale: leur place dans l'écosystème, leur réaction à la pollution marine par les métaux. Thèse de Doctorat d'Etat. Sciences Naturelles, Univ. Pierre et Marie-Curie, Paris vt: 312p.
- Vinçon-Lieté., 1991. Contribution de la modélisation mathématique à l'étude de la qualité de l'eau dans les lacs sub-alpins : le lac Bourget (Savoie). Rapport, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. 209p.
- Vinot I., 2004. Impact des rejets de Cu et Zn en milieu aquatique : circulation, Spéciation, Biodisponibilité, Bioaccumulation, Transfert et Toxicité. Thèse de Doctorat en Ecotoxicologie . Université de Metz .441p
- Volesky B., 1990. *Biosorption of Heavy Metals*, Ed., CRC Press, Inc., Boca Raton, Boston, , 396 p.
- Vollenweider R. A., 1982. Aspects particuliers de l'eutrophisation des lacs-réservoirs en climat chaud. Séminaire sur la lutte contre l'eutrophisation des lacs-réservoirs en climat chaud, Rabat. Décembre 1982. OMS-PNUD. Doc. 11/ONEP/MOR/84: 219-264.
- Von Westernhagen V., Dethlefsen V., et Rosenthal H., 1980. Correlation between cadmium concentration in the water and tissue residue levels in Dab, *Limanda limanda* and Plaia, *Pleuronectes platessa*. *J. Mar. Biol. Ass. UK.* 60: 45-58.
- Waite D.T., Joshi S.R., et Sommerstad H., 1988. The effect of uranium mine tailings on radionuclide concentrations in Langley Bay, Saskatchewan, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*; 17 (3): 373-380.
- Wang W. X., et Fisher N. S., 1997. Modeling the influence of body size on trace element accumulation in the mussel *Mytilus edulis*." *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 161: 103-115.
- Wang X., Zhou Y., Yang H., Wang Q., et Liu S., 2009. Investigation of heavy metals in sediments and Manila clams *Ruditapes philippinarum* from Jiaozhou Bay, China. *Environ Monit Assess.* DOI 10.1007/s10661-009-1262-5.
- Ward J. H., 1963. Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. *Journal of the American Statistical Association*, 58(301), 236-244. doi:10.2307/2282967. (<http://www.jstor.org/stable/2282967>)
- Water Quality Criteria., 1963. The resources agency of californiastate water quality contrôle board, 550p.
- Weber W. J., 1972. *Physicochemical Processes for Water Quality Control*, 640 pp. Wiley-Interscience, New York.
- Wedepohl K. H., 1995. The composition of continental crust", *Geochimica and Cosmochimica Acta.* Vol. 59, n°7 pp. 1217-1232.

- Weis D.J and Weis P., 1977. Effect of heavy metals on developpement of the killifish, *Fundulud*
- Welcomme R. L., 1992. A history of international introductions of inland aquatic species. *ICES mar. Sci. Symp.*, 194: 3-14.
- WHO (Organisation mondiale de la Santé), 1990. Environmental Health Criteria 107: Barium. International Programme on Chemical Safety, Geneva. 121 pp
- Wilson R.W., 1972. A method for determination of manganese in water´ the water research association, 53p
- Wilson R.W., Bergman H.L., et Wood C.M., 1994. Metabolic costs and physiological consequences of acclimation of aluminum in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). 2. Gill morphology, swimming performance, and aerobic scope. *J. can. sci. hal. aquat.* 51: 536-544.
- Witters H. E., Van Puymbroeck S., Stouthart A. J. H. X., et Wendelaar Bonga S.E., 1996. Physiochemical changes of aluminum in mixing zones: mortality and physiological disturbances in brown trout (*Salmo trutta*L.). *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 986-996.
- Wong T. H. F., Breen P. F., Somes N. L. G., and Lloyd S. D., 1998. Managing urban stormwater using constructed wetlands. Industry Report 98/7. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Melbourne.
- Woods A., 2009. Tracing the distribution of heavy metals in the sediments of the Pearl River Estuary. M. Sc. Thesis; Durham University.
- Xia K., Bleam W., et Helmke P. A., 1997. Studies of the nature of binding sites of first row transition elements bound to aquatic and soil humic substances using x-ray absorption spectroscopy. *Geochimica et Cosmochimica Acta*; 61(11): 2223-2235.
- Xu H., Zhang J., Ren J. L., Liu C. L., 2006. Aluminum in the macrotidal Yalujiang estuary: Partitioning of Al along the estuarine gradients and flux. *Estuaries*; 25: 608-621.
- Yaakoubi F., 1994. Essai de Multiplication du Black-bass, C.N.H.P. d'Azrou, 9 p.7-15.
- Yacoub I., Kouassi A. M., Adingra A. A.,et Biemi J., 2009. Concentration en métaux lourds des sédiments d'une lagune côtière tropicale : lagune de Fresco (Côte d'Ivoire). *J.Appl. Biosci.* 18: 1009-1018.
- Yao K. M., Soro M. B., Trokourey A., et Bokra Y., 2009. Assessment of sediments contamination by heavy metals in a tropical lagoon Urban Area (Ebrié lagoon, Cote d'Ivoire). *Eur. J. of Sci. Res.* 34(2): 280-289.
- Yilmaz F., 2009. The comparison of heavy metal concentrations (Cd, Cu, Mn, Pb, and Zn) in tissues of three economically important fish (*Anguilla anguilla*, *Mugil cephalus* and *Oreochromis niloticus*) inhabiting Koycegiz Lake-Mugla (Turkey). *Turk. J. Sci. Technol.*
- Yong R. N., Mohamed A. M. O., et Warkentin B. P., 1993. Principles of Contaminant Transport in Soils. Elsevier Science Publishers, Amsterdam, 327 pp.
- Young L. B., et Harvey H. H., 1992. The relative importance of manganese and iron oxides and organic matter in the sorption of trace metals by surficial lake sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 56: 1175-1186.
- Yücesoy F., et Ergin M., 1992. Heavy metal geochemistry of surface sediments from the southern Black Sea shelf and upper slope. *Chemical Geology*, 99, 265– 287.
- Zaroogian G.E., et Morrison G., 1981. Effect of cadmium body burdens in adult *Crassostrea virginica* on fecundity and viability of larvae. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 27, 344–348 (1981). <https://doi.org/10.1007/BF01611030>.
- Zebracki M., 2008. Devenir des polluants métalliques associés aux sédiments contaminés dans un cours d'eau en relation avec la dynamique sédimentaire. Thèse de doctorat, université Paris-Sud XI E.D. Rayonnements et Environnement, 291p.

- Zimmermann S., Baumann U., Taraschewski H., et Sures B., 2004. Accumulation and distribution of platinum and rhodium in the European eel *Anguilla anguilla* following aqueous exposure to metal salts. *Environmental Pollution*, 127, 195–202.
- Zoumis T., Schmidt A., Grigorova L., Calmano W., 2001. Contaminants in sediments: remobilization and demobilisation. *Sci Total Environ.*, 266: 195-202.

Annexes

Annexe A

Arrêté conjoint du ministre de l'équipement et du ministre chargé de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme, de l'habitat et de l'environnement n°1275-01 du 10 chaabane 1423 (17octobre2002) définissant la grille de qualité des eaux de surface. Le Ministre de l'Equipement.

Bulletin Officiel n° 5062 du Jeudi 5 Décembre 2002

Tableau 28 : Normes de la qualité physico-chimique des eaux de surface.

Paramètre	Valeurs limites
Température (°C)	20-25
pH	6,5-8,5
Oxygène dissous (mg O ₂ /l)	> 5
Conductivité Electrique (µs/cm)	1300 - 2700
DBO ₅ (mg/l)	3-5
DCO (mg/l)	30-35
Ammonium (mg/l)	0,1-0,5
Nitrates (mg/l)	20 - 25
Azote total (mg/l)	1-2
Orthophosphates (mg/l)	0,5-1
Sulfates (mg/l)	100-200
Chlorures (mg/l)	200 - 300

Annexe B

Arrête conjoint du ministre charge de l'aménagement du territoire, de l'eau et de l'environnement

N° 2027-03 du 5 novembre 2003 fixant les normes de qualité des eaux piscicoles.

Bulletin officiel du 5 novembre 2003

Tableau 29 : Normes de la qualité physico-chimique des eaux piscicoles.

Paramètre	Valeurs limites
Température (°C)	8 < T < 30
pH	5 à 9
Oxygène dissous (mg O ₂ /l)	>3
Conductivité Electrique (µs/cm)	<3000
DBO ₅ (mg/l)	<6
DCO (mg/l)	<30
Ammonium (mg/l)	0,1-0,5
Nitrites (mg/l)	<0,5
Azote total (mg/l)	1 à 2
Orthophosphates (mg/l)	<1
Sulfates (mg/l)	<200
Chlorures (mg/l)	< 300

Annexe C

Arrêté conjoint du ministre de l'équipement et du ministre chargé de l'aménagement du territoire, de l'urbanisme, de l'habitat et de l'environnement n°1275-01 du 10 chaabane 1423 (17octobre2002) définissant la grille de qualité des eaux de surface. Le Ministre de l'Equipement.

Bulletin Officiel n° 5062 du Jeudi 5 Décembre 2002

Tableau 30 : Normes de la qualité métallique des eaux de surface.

Métaux lourds	Valeurs limites
Manganèse (mg/l)	≤0,1
Baryum (mg/l)	0,1-0,7
Plomb (mg/l)	≤0,01
Fer (mg/l)	0,5-1
Zinc (mg/l)	0,5-1
Aluminium (mg/l)	0,2-0,4
Cobalt (mg/l)	0,1
Cuivre (mg/l)	0,02-0,05
Cadmium (mg/l)	≤0,003
Chrome (mg/l)	≤0,05
Nickel (mg/l)	≤0,02

Annexe D

Arrête conjoint du ministre charge de l'aménagement du territoire, de l'eau et de l'environnement

N° 2027-03 du 5 novembre 2003 fixant les normes de qualité des eaux piscicoles.

Bulletin officiel du 5 novembre 2003

Tableau 31 : Normes de la qualité métallique des eaux piscicoles.

Métaux lourds	Valeurs limites
Manganèse (mg/l)	≤0,1
Baryum (mg/l)	<1
Plomb (mg/l)	<0,02
Fer (mg/l)	0,5-1
Zinc (mg/l)	<1,3
Aluminium (mg/l)	0,2-0,4
Cuivre (mg/l)	<0,04
Cadmium (mg/l)	<0,005
Chrome (mg/l)	<0,05

Annexe E

European Union, Directive 2006/118/CE du parlement européen et du conseil du 12 décembre 2006 sur la protection des eaux souterraines contre la pollution et la détérioration.

Tableau 32 : Normes de la qualité métallique des eaux souterraines.

Métaux lourds	Valeurs limites
Manganèse (mg/l)	0,05
Baryum (mg/l)	0,7
Plomb (mg/l)	0,01
Fer (mg/l)	0,2
Zinc (mg/l)	5
Aluminium (mg/l)	0,2
Cuivre (mg/l)	2
Cadmium (mg/l)	0,005
Chrome (mg/l)	0,05
Nickel (mg/l)	0,02

Annexe F

Ministère de l'Environnement de l'Ontario (MEO). Lignes directrices pour la protection et la gestion de la qualité des sédiments aquatiques, août 1993.

Tableau 33 : Normes de la qualité métallique des sédiments d'eau douce selon MEO.

Métaux lourds	Valeurs limites
Manganèse (mg/kg)	460
Baryum (mg/ kg)	ND
Plomb (mg/ kg)	31
Fer (mg/ kg)	ND
Zinc (mg/ kg)	120
Aluminium (mg/ kg)	ND
Cobalt (mg/ kg)	ND
Cuivre (mg/ kg)	16
Cadmium (mg/l)	0.6
Chrome (mg/l)	26
Nickel (mg/l)	16

ND : Valeurs non déterminées.

Annexe G

Ministère du développement durable, de l'Environnement et des parcs du Québec,
Environnement Canada (MEQEC), 2006. Critères pour l'évaluation de la qualité des
sédiments.

Tableau 34 : Normes de la qualité métallique des sédiments d'eau douce selon MEQEC.

Métaux lourds	Valeurs limites
Manganèse (mg/kg)	460
Baryum (mg/ kg)	112
Plomb (mg/ kg)	35
Fer (mg/ kg)	1000
Zinc (mg/ kg)	120
Aluminium (mg/ kg)	750
Cobalt (mg/ kg)	10
Cuivre (mg/ kg)	36
Cadmium (mg/l)	0,60
Chrome (mg/l)	37
Nickel (mg/l)	17

Annexe H

Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME), 2001. Recommandations canadiennes pour la qualité des sédiments en vue de la protection de la vie aquatique.

Tableau 35 : Normes de la qualité métallique des sédiments d'eau douce selon CCME.

Métaux lourds	Valeurs limites
Manganèse (mg/kg)	ND
Baryum (mg/ kg)	ND
Plomb (mg/ kg)	35.0
Fer (mg/ kg)	ND
Zinc (mg/ kg)	123
Aluminium (mg/ kg)	ND
Cobalt (mg/ kg)	ND
Cuivre (mg/ kg)	35.7
Cadmium (mg/l)	0.6
Chrome (mg/l)	37.3
Nickel (mg/l)	ND

ND : Valeurs non déterminées.

Annexe I

Teneurs des métaux admissibles pour les poissons selon le conseil de recherche national (NRC) Canadien ,1981. Effects of Heavy metals in the Canadian environment. NRCC, Comité associé pour les critères scientifiques de qualité de l'environnement.

Tableau 36 : Teneurs des métaux admissibles pour les poissons selon NRCC.

Métaux lourds	Valeurs limites
Manganèse (mg/kg)	3.66
Baryum (mg/ kg)	ND
Plomb (mg/ kg)	0.65
Fer (mg/ kg)	142
Zinc (mg/ kg)	26.6
Aluminium (mg/ kg)	ND
Cobalt (mg/ kg)	0.182
Cuivre (mg/ kg)	2.34
Cadmium (mg/l)	0.043
Chrome (mg/l)	34.7
Nickel (mg/l)	19.4

ND : Valeurs non déterminées.

Annexe J

FAO (Organisation pour l'alimentation et l'agriculture), 2012. Heavy Metal Regulations.

Tableau 37 : Teneurs des métaux admissibles pour les poissons selon FAO.

Métaux lourds	Valeurs limites
Manganèse (mg/kg)	ND
Baryum (mg/ kg)	ND
Plomb (mg/ kg)	0.5
Fer (mg/ kg)	ND
Zinc (mg/ kg)	40
Aluminium (mg/ kg)	ND
Cobalt (mg/ kg)	ND
Cuivre (mg/ kg)	30
Cadmium (mg/l)	0,5
Chrome (mg/l)	ND
Nickel (mg/l)	20

ND : Valeurs non déterminées.